

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

A EXCREÇÃO DE BOVINOS E AS PERDAS DE NITROGÊNIO
NAS PASTAGENS TROPICAIS

ELVINO FERREIRA

SOB ORIENTAÇÃO DO PROFESSOR:

ROBERT MICHAEL BODDEY

E CO-ORIENTAÇÃO DO PROFESSOR:

SEGUNDO SACRAMENTO URQUIAGA CABALLERO

Tese submetida como requisito
parcial para a obtenção do grau de
MAGISTER SCIENTIAE em
AGRONOMIA, área de concentração
CIÊNCIA DO SOLO.

Seropédica, Rio de Janeiro

Novembro de 1995

Título da Tese

**A EXCREÇÃO DE BOVINOS E AS PERDAS DE NITROGÊNIO
NAS PASTAGENS TROPICAIS**

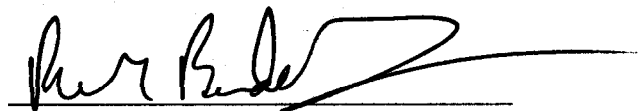
AUTOR:

ELVINO FERREIRA

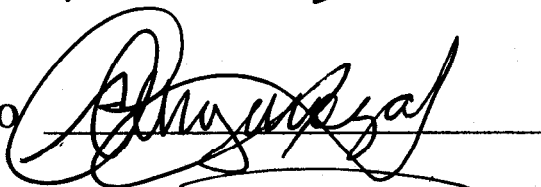
APROVADA EM NOVEMBRO DE 1995.

BANCA EXAMINADORA:

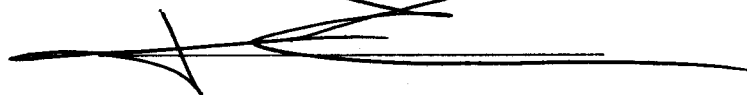
ROBERT MICHAEL BODDEY
EMBRAPA/CNPAB



SEGUNDO S. URQUIAGA-CABALLERO
EMBRAPA/CNPAB



JOSÉ MARQUES PEREIRA
CEPLAC/CEPEC



O Hui Ming Ging começa pelos seguintes versos:

*'Se quiseres completar o corpo diamantino sem efluxões
Deves aquecer diligentemente a raiz da consciência e da vida
Deves iluminar a terra bem-aventurada e sempre vizinha
E nela deixar sempre escondido teu verdadeiro eu' .*

A quem procura... DEDICO.

Xícara se escreve com "X".
Xixi, também... O que vão dizer
se você fizer xixi na xícara ?!

Mário Quintana.
(Cartilha para crianças)

AGRADECIMENTOS

Aos Professores Robert Michael Boddey e Segundo Urquiaga pela orientação e oportunidade de realização deste trabalho.

A EMBRAPA /CNPAB e a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, pela oportunidade de realização do curso.

A CAPES pela bolsa de estudos.

A Rosinaldo Feital do Couto e Aurélio Santana Chagas, pelo exemplo de amizade e consideração.

Aos “Bob's Boys”: Bruno, Octávio, Herval, Marcelo Romano, Fábio Olivares, Alex, Lúcia, Carlos e Monica Richter pelo convívio e amizade.

A Professora Maria do Carmo da Costa Monteiro, do Departamento de Biologia Vegetal/UFRRJ, pelos ensinamentos e a classificação da braquiária.

Ao Professor Marcos Gervasio Pereira, do Departamento de Solos/UFRRJ, pelos ensinamentos e a grande amizade.

Ao “Povo de Deus”: Carlos Alberto G. Cavalcante, Adilson V. de Souza, Altiberto Baeta, Selmo O. de Souza, Daniel da Silva e Roberto Grégio de Souza, pelo convívio e amizade.

A Dr^a. Rosa M. Schunke e ao Dr. Georg Cadisch, pela solidariedade, incentivo e colaboração.

A Rojane C. Peixoto, pela amizade e exemplo de determinação.

A turma do quarto: Luis Aguiar, Sílvio, Herval Fernandes Lopes, Alberto Feiden, Rogério, Lindete Miria, pelo convívio enriquecedor e amizade.

Aos colegas da EMBRAPA e da Pós-Graduação da Rural, pelo convívio e amizade.

A todos os funcionários da EMEBRAPA e UFRRJ que de forma direta ou indireta participaram da formação deste trabalho.

BIOGRAFIA DO AUTOR.

Nascido à 23 de setembro de 1964 na cidade de Barra Mansa-RJ. Filho de Carlos Ney Mendonça Ferreira e Alda d’Almeida Ferreira. Diplomou-se em Zootecnia em março de 1988, pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. No período acadêmico foi monitor de Zoologia Geral (IB-123), de outubro de 1985 a julho de 1986. O aperfeiçoamento se deu inicialmente com o ingresso no Programa Especial de Interiorização do Recém Formado promovido pela PESAGRO-RIO/FAPERJ, no período de outubro de 1989 a setembro de 1990. Outra etapa foi desenvolvida na EMBRAPA/CNPBS, ao participar do projeto de “Dinâmica das Excretas Animais no Sistema Solo-Planta da Pastagem” no período de março a outubro de 1991, ingressando no curso de mestrado em janeiro de 1992.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO DE LITERATURA.	
2.1 - O aproveitamento de N pelos bovinos.....	6
2.2 - A deposição ao solo do N nas fezes de bovinos.....	11
2.3 - A deposição ao solo do N na urina de bovinos.....	14
2.4 - Mecanismos de perdas de N nas excreções de bovinos.	
2.4.1 - Volatilização de Amônia do solo.	
2.4.1.1 - Introdução.....	16
2.4.1.2 - Hidrólise da uréia.....	17
2.4.1.3 - Volatilização de Amônia.....	21
2.4.2 - Nitrificação e Lixiviação.	
2.4.2.1 - Nitrificação.....	28
2.4.2.2 - Lixiviação.....	31
2.4.3 - Desnitrificação.....	33
2.4.4 - Mineralização e Imobilização.....	36
3 - MATERIAIS E MÉTODOS.	
3.1 - EXPERIMENTO 1: Estudo das Perdas de N no sistema solo-fezes bovinas.	
3.1.1 - Introdução.....	42

3.1.2 - Materiais e Métodos.....	43
3.1.3 - Resultados e Discussão.....	46
3.1.4 - Conclusões.....	62
3.2 - EXPERIMENTO II: Estudo das Perdas de N urinário bovino aplicado superficialmente em colunas de solo Podzólico Vermelho Amarelo distrófico, da região de Pirai-RJ, com dois níveis de umidade e pH, sujeitos a chuva simulada.	
3.2.1 - Introdução.....	63
3.2.2 - Materiais e Métodos.....	64
3.2.3 - Resultados e Discussão.....	69
3.2.4 - Conclusões.....	82
3.3 - EXPERIMENTO III: O destino do Nitrogênio Urinário bovino aplicado na superfície de um solo Podzólico Vermelho Amarelo distrófico, da região de Pirai-RJ, descoberto ou cultivado com <i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst.) Stapf.	
3.3.1 - Introdução	84
3.3.2 - Materiais e Métodos	85
3.3.3 - Resultados.....	90
3.3.4 - Discussão.....	97
3.3.5 - Conclusões.....	102
4 - CONCLUSÃO GERAL	103
5 - BIBLIOGRAFIA	105

LISTA DE FIGURAS

SEÇÃO 2.1: O aproveitamento de N pelos ruminantes.

Fig. 1: Fluxo de N em pastagens.....7

SEÇÃO 3.1: EXPERIMENTO 1.

Fig. 1: Dados climáticos de temperatura e precipitação pluviométrica ocorrido no período de 19.05 a 19.08.1993.....45

Fig. 2: Disponibilidade de N-mineral e o teor de umidade do solo no tratamento de umidade inicial de 100%CC, sob o efeito do tratamento de adição superficial de fezes bovinas. Valores médios de cinco repetições.....50

Fig. 3: Disponibilidade de N-mineral e o teor de umidade do solo no tratamento de umidade inicial de 30%CC, sob o efeito do tratamento de adição superficial de fezes bovinas. Valores médios de cinco repetições.....51

Fig. 4: Teor de N-amônio nas fezes de bovinos em relação as 5 épocas de coletas.....55

Fig. 5: Variação do N-nitrato nas fezes de bovinos em relação as 5 épocas de coleta.....56

SEÇÃO 3.2: EXPERIMENTO II.

Fig. 1: Dados climáticos, temperaturas máximas e mínimas, ocorrido no período de 22.02 . 23.03.1994.....68

Fig. 2: Teor de N-uréia na camada 0-5cm de solo com diferentes níveis de pH e umidade que receberam uma aplicação superficial de urina bovina.....	75
Fig. 3: Teor de N-amônio em 5 camadas de solo, em 5 coletas e com diferentes níveis de pH e umidade, que receberam a aplicação superficial de urina bovina e simulação de chuvas.....	77
Fig. 4: Teor de N-nitrato em 5 camadas de solo, em 5 coletas e com diferentes níveis de pH e umidade, que receberam a aplicação nos superficial de urina bovina e simulação de chuvas.....	78
Fig. 5: Teor de N-total na camada 0-5cm de solo, em 5 coletas e com diferentes níveis de pH e umidade, que receberam a aplicação nos superficial de urina bovina e simulação de chuvas.....	81
SEÇÃO 3.3: EXPERIMENTO III.	
Fig. 1: Dados climáticos de temperatura e precipitação pluviométrica ocorrido no período de 18.11.1993 a 21.04.1994.....	86
Fig. 2: Produção de matéria seca por <i>Brachiaria brizantha</i> em 6 coletas, cultivada em solo Podzólico Vermelho Amarelo que recebeu ou não a aplicação superficial de 1,5 litros de urina bovina.....	91
Fig. 3: Recuperação do N-urinário bovino (19,2g) relativos a aplicação de 1,5 litros de urina, por <i>Brachiaria brizantha</i> durante 153 dias.....	92
Fig. 4: Recuperação do N-urinário bovino (45,7gN), relativos a aplicação superficial de 4,5 litros de urina, por <i>Brachiaria brizantha</i> durante 153 dias.....	93
SEÇÃO 4: CONCLUSÃO GERAL.	
Fig. 1: Fluxo de N em pastagens tropicais.....	104

LISTA DE TABELAS

SEÇÃO 2.4.4: Mineralização e Imobilização.

Tab. 1: Variação na concentração de N (%) em folhas e caule de forrageiras tropical e temperada crescendo no sudoeste da Austrália.....	39
---	----

SEÇÃO 3.1: EXPERIMENTO 1.

Tab. 1: Percentuais de umidade do solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Piraí-RJ, no decorrer do experimento. Média de 5 repetições.....	47
--	----

Tab. 2: Percentuais de umidade das fezes bovinas sobrepostas em solo Podzólico Vermelho Amarelo da região de Piraí-RJ, com dois níveis de umidade no decorrer do experimento. Média de 5 repetições.....	48
--	----

Tab. 3: Teores de N-amônio (ugN/g peso seco) em solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Piraí-RJ, no decorrer do experimento.....	53
---	----

Tab. 4: Teores de N-nitrato (ugN/g peso seco) em solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Piraí-RJ, no decorrer do experimento. Média de cinco repetições.....	58
---	----

Tab. 5: Balanço de N (g) no sistema solo-fezes bovinas, Valores médios dos tratamentos, 10 repetições	59
---	----

Tab. 6: Valores de Carbono Total (g) nas fezes bovinas no decorrer do experimento. Média de 10 repetições.....	61
--	----

SEÇÃO 3.2: EXPERIMENTO II.

Tab. 1: Teor de umidade no solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Piraí-RJ, no decorrer do experimento para os tratamentos (A) Solo seco + urina bovina e (B) Solo seco + calcário + urina bovina.....70

Tab. 2: Teor de umidade no solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Piraí-RJ, no decorrer do experimento para os tratamentos (C) Solo úmido + urina bovina; (D) Solo úmido + calcário + urina bovina e (E) solo úmido.....71

Tab. 3: Dados de pH do solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Piraí-RJ, sob os tratamentos: (A) Solo seco + urina bovina; (B) Solo seco + calcário + urina bovina; (C) Solo úmido + urina bovina; (D) Solo úmido + calcário + urina bovina e (E) solo umido.....72

Tab. 4: Características do lixiviado colido abaixo dos 60cm da coluna de solo em relação aos dias 7, 14, 21 e 28, nos tratamentos (C) Solo úmido + urina bovina; (D) Solo úmido + calcário + urina bovina e (E) solo úmido.....80

SEÇÃO 3.3: EXPERIMENTO III.

Tab. 1: N total em gramas no solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Piraí-RJ, para os tratamentos com e sem urina bovina (1,5 litros) em relação a presença ou ausência de *Brachiaria brizantha* (Hochst) Stapf, 153 dias após a aplicação superficial da urina94

Tab. 2: Quantidade de ^{15}N exc em gramas, em relação ao N total adicionado pela aplicação de 1,5 litros de urina bovina aplicada superficialmente sobre o Solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Piraí-RJ, após 153 dias após a aplicação superficial da urina.96

RESUMO GERAL

Em áreas de pastagem manejadas extensivamente em regiões tropicais do Brasil, frequentemente, ocorre após alguns anos de pastejo, um decréscimo de sua produção. A gramínea forrageira é frequentemente substituída por plantas invasoras e quando eventualmente a disponibilidade de forragem palatável tornase muito baixa, esse pasto é considerado degradado. Geralmente esse processo está relacionado com a queda na fertilidade do solo e dentre os mais importantes nutrientes, a baixa disponibilidade de nitrogênio (N) parece ser o fator desencadeador do processo.

Neste contexto, os ruminantes parecem ter um importante papel já que eles consomem a forragem e podem depositar grandes quantidades de N na superfície do solo por meio de seus excrementos, ou seja, fezes e urina. A quantidade de N localizada nestes sítios de deposição estão muito além das necessidades temporárias das plantas localizadas próximas a elas, e assim, são susceptíveis de serem perdidas do sistema solo-planta-animal. Os principais mecanismos de perdas ocorrem por meio da lixiviação e da volatilização de amônia.

A lixiviação torna-se importante quando na ocorrência de chuvas pesadas tão logo as excreções chegam ao solo, em contraste, a volatilização de amônia é importante em condições quentes e secas.

A literatura concernente as perdas de N através das excreções animais em pastagens tropicais é muito escassa, sendo o que motivou a realização deste trabalho. O objetivo deste estudo foi o de quantificar as perdas de N das fezes e urina depositadas na superfície do solo, bem como a avaliação da recuperação do nitrogênio urinário por uma gramínea forrageira e seu teor residual no solo.

No estudo das perdas de N fecal bovino, as fezes foram depositadas na superfície de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo (pH 4,4). Por um período experimental de 93 dias, se estimou que 10% do N total fecal foi perdido do sistema solo-fezes. As maiores perdas se verificaram com os três primeiros dias, quando a concentração de amônio trocável decresceu de 640 para 220 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{g}$ de fezes secas. Durante esse período o pH das fezes aumentou temporariamente de 7,1 para 8,4, o qual permite perdas de amônio e atribuídas ao mecanismo de volatilização de amônia.

No segundo experimento se estudou as perdas de N urinário bovino. A urina foi aplicada superficialmente ao solo e as concentrações de N-uréia, N-amônio e N-nitrato foram avaliadas por colorimetria, em diversas profundidades sob diferentes regimes de irrigação e adição ou não de calcário. Em condições secas e ácidas a uréia pode ser detectada no solo após dez dias da adição da urina, porém a hidrólise da uréia foi mais rápida quando em condições de elevada umidade e pH. Para o lixiviado colido abaixo de 60 cm, a principal forma nitrogenada foi a nítrica. As menores perdas de N foram observadas em condições secas (simulando uma precipitação mensal de 40mm) e com o solo sem a adição de calcário (pH 4,4). As maiores perdas, ocorreram em condições de maior umidade (simulando uma precipitação mensal de 200mm) e solo previamente tratado com calcário (pH 5,9).

Para a avaliação da recuperação do N urinário pela forrageira, foi utilizada a técnica do nitrogênio marcada (^{15}N). Um volume de 1,5 litros de urina marcada com ^{15}N foi adicionada na superfície de um solo podzólico contidos em cilindros de

concreto plantados, ou não, com *Brachiaria brizantha*. Foram feitos cinco cortes sequencias em intervalos de 30 dias. A planta recuperou 37% do N da urina marcada e 29% foram detectados no solo, ocorrendo uma perda de 34% 80 N adicionado. Para o tratamento onde não havia plantas o teor de N urinário remanescente no solo foi de 24% sendo 76% perdido do sistema. Analisando esses dados tem-se um idéia da importância das plantas para a preservação de N no sistema.

SUMMARY

In extensively managed pastures in tropical regions of Brazil, decreases in production frequently occur after some years of grazing. The forage grass often becomes substituted by weeds, and when eventually the availability of palatable forage becomes very low, this pasture is described as degraded. Generally this process is related to a fall in soil fertility and amongst the most important nutrients, the low availability of nitrogen (N) appears to be the most important.

In this context, ruminants appear to have an important role in that they consume the forage and can deposit large quantities of N on the soil surface in their excreta, that is faeces and urine. The quantities of N localized at these sites of deposition are far above the temporary necessities of the neighbouring plants, and thus are susceptible to losses from the soil/plant/animal system. The principal mechanisms of loss are thought to be leaching and ammonia volatilisation.

The literature concerning N losses from animal excretions in tropical pastures is very sparse, which was the motivation behind this project. The objective of this study was to quantify the losses of N from cattle faeces and urine deposited on the soil surface, and the evaluation of the recovery of urine N by a forage grass and the residual N in the soil.

In the study on N losses from cattle faeces, the dung was placed on the surface of a red-yellow podzolic soil (pH 4.4). Over a period of 93 days approximately 10% of the total faecal N was lost from the soil/dung system. The greatest loss occurred during the first three days when the exchangeable NH_4^+ concentration decreased from 640 to 220 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g dry faeces}^{-1}$. During this period the pH increased temporarily from 7.1 to 8.4, which along with the loss in NH_4^+ suggested that the main loss mechanism was volatilization of ammonium.

In the second study the loss of N from cattle urine was studied by following the concentrations of urea-N, ammonium-N and nitrate-N down the profile of the same soil under different irrigation regimes with and without addition of lime. In dry and acid conditions urea was detected in the soil until 10 days after urine addition, but urea hydrolysis was much faster at higher moisture and pH. Below 60 cm in the soil profile N was mainly in the form of NO_3^- . The lowest N losses were observed in the driest conditions soil (simulated monthly rainfall of 40 mm) in soil without addition of lime (pH 4.4). The greatest N losses were experienced in moist soil (simulated monthly rainfall of 200 mm).

For the evaluation of the recovery of N by the plants ^{15}N labelled urine was utilized. A volume of 1.5 litres of ^{15}N labelled urine was added to the podzolic soil placed in concrete cylinder planted, or not, with *Brachiaria brizantha*. Five sequential harvests were made over a period of 153 days and the plants recovered 37% of the labelled urine N and 29% was

recovered in the soil. Thus the overall loss of urine N was 29% of that deposited 153 days earlier, but in the plots where the soil remained without plants losses were much greater, reaching 76 %, showing the importance of the presence of active plant roots in conserving N in the system.

1. INTRODUÇÃO

Os dados sobre área e produção agropecuária no Brasil são pouco precisos e, normalmente desatualizados, principalmente no que se refere à área de pastagem, número e produção de rebanhos (ZIMMER & CORREIA, 1993). Contudo, Meirelles (1993) relata que as áreas de pastagem no Brasil ocupam cerca de 171 milhões de hectares, ou pelo Anuário Estatístico do Brasil de 1992, 179.188.431 ha em 1985, sendo 70,5% de pastagens plantadas, e um efetivo pecuário bovino estimado em 147.102.314 cabeças em 1990.

As áreas de pastagem no Brasil, ocorrem predominantemente em oxissolos e ultissolos (MEIRELLES, 1993, EUCLIDES et al, 1989). Considerando-se a América tropical, Oxissolos e Ultissolos se estendem desde o sul do México até o norte do Paraguai, e representam 68% dos solos brasileiros (COCHARNE, 1982).

Na zona tropical, as áreas de pastagem apresentam sérios problemas de fertilidade, sendo a maioria, consideradas marginais àquelas utilizadas pela agricultura (BOIN, 1986). Essas áreas são constituídas principalmente por solos com elevada acidez, pobres em nutrientes essenciais para as plantas e com argilas de baixa atividade, além de apresentarem problemas de topografia e drenagem (SPAIN & SALINAS, 1985).

Na atualidade, estima-se que no Brasil tropical são semeadas anualmente cerca de 5.500.000 ha de pastagem, incluindo-se formação, renovação ou substituição de pastagens (ZIMMER & CORREA, 1993). As pastagens de gramíneas e leguminosas, tem

grande importância por constituírem a forma mais econômica de fornecer alimentação abundante e de qualidade aos animais (MEIRELLES, 1993, GOMIDE, 1983). As pastagens melhoradas e seu manejo em grande escala, ajudam a manter os baixos preços da carne (HUTTON, 1982). Por exemplo, o custo de produção de carne bovina no Brasil é mais baixo, cerca de US\$15,27 por arroba contra US\$29,27 e US\$46,98 nos EUA e Europa, respectivamente. Sendo isso atribuído principalmente ao fato de ser basicamente produzida a pasto (ZIMMER & CORREA 1993) e de maneira extensiva.

É interessante lembrar que o ninante representa uma posição estratégica na medida que utiliza fontes alimentares não disponíveis a outros animais (VAN SOEST, 1982; GOODLAND et al., 1984) e que as mesmas não se traduzem por uma competição com o Homem (VAN SOEST, 1982).

Deduz-se que a demanda mundial de carne aumentará significativamente, já que a população humana mundial, que atualmente conta com 5,6 bilhões de habitantes, é estimada em 8 bilhões para o ano de 2.025 (O Globo, 17/08/94).

A fim de atender as futuras necessidades em relação aos produtos de origem animal, poderia aumentar-se a área de produção, o que estimularia por exemplo, o desmatamento rápido de outras áreas, como da amazônia, provocando sérios problemas ambientais. Por outro lado, e o que é mais desejável, poderia se investir no aumento da produtividade das atuais áreas, identificando-se estratégias para diminuir o problema da degradação das pastagens. A degradação das pastagens é o que está ocorrendo no Cerrado brasileiro, resultando em perdas consideráveis aos níveis econômico e ambiental (KLUTHCOUSKI, et al, 1993).

A degradação, entre outros aspectos, se caracteriza pela redução na produtividade e capacidade de suporte da pastagem (ANDRIGETTO et al, 1988; PEREIRA & ANDRADE, 1993), em consequência do baixo crescimento das espécies forrageiras as quais tendem a serem substituídas por plantas com baixo ou nenhum valor forrageiro e mesmo ervas daninhas. Associada a perda do vigor de rebrota das plantas, ocorre a redução

de seu sistema radicular o que pode levar a compactação do solo. Além da redução da cobertura vegetal se tem também a redução da matéria orgânica e da fertilidade do solo, e a aceleração do processo erosivo (SOARES FILHO, 1993), arruinando assim, todo o sistema.

Geralmente, essa mudança é provocada pela má utilização da pastagem e pelo esgotamento da fertilidade do solo. Pode ser considerado ainda que, em muitas situações, o início do declínio produtivo das pastagens ocorre em quatro anos, o início da degradação aos 6 anos e a degradação avançada aos 8 anos (SOARES FILHO, 1993).

Em termos gerais, dos nutrientes mais utilizados pelas plantas, fósforo (P) é bem conservado no sistema de pastagem devido a sua pouca solubilidade em condições de solos argilosos. Suas perdas por lixiviação são mínimas, além de não ocorrerem formas gasosas. As perdas de potássio (K) podem ser significativas, principalmente através de sua lixiviação em locais de deposição de urina de bovinos (WILLIAMS et al, 1989), podendo ocorrer, por exemplo, perdas de até 30 kg Kha/ano (AYARZA, 1988). As perdas de N pelas excreções dos animais, tanto nas fezes quanto na urina, podem ser bem mais significativas em função de sua maior concentração e sua maior mobilidade no solo, em comparação ao P e K, e também devido ao N poder ser perdido, além da lixiviação, por volatilização de amônia ou desnitrificação. Por isso, o nitrogênio é considerado um elemento altamente dinâmico no sistema solo-plantas-animal (SPAIN & SALINAS, 1985).

Parece ser a limitação na disponibilidade de nitrogênio (N) a principal causa da degradação das pastagens (SOARES FILHO, 1993; WERNER, 1986), já que ele, geralmente, é o fator limitante mais importante para o crescimento de plantas (MENGEL & KIRKBY, 1987; PEREIRA & ANDRADE, 1993; MANNETJE, 1989; STEELE & VALLIS, 1987) depois de P. Tal limitação pode ocorrer em duas situações: em função do N estar em uma forma não disponível para as plantas, ou seja, imobilizado em resíduos vegetais de alta relação C:N (ROBBINS et al., 1987; ROBERTSON et al, 1993a; GRAHAM et al, 1981; MELLA, 1993; MYERS & ROBBINS, 1991) que possuem lenta mineralização, ou por ter sido perdido do sistema. Processos como volatilização, lixiviação e

desnitrificação, somados podem, por exemplo, representar perdas de 80% do N aplicado (420kg-N/ha) em pastagens de *Lolium perene* L. na Austrália (BALL & RYDEN, 1984).

Neste contexto, o animal teria um papel de “acelerador do processo degradativo”. Quanto maiores as taxas de lotação da pastagem, maiores seriam as variações na recuperação pelas plantas do N das excretas dos animais. Nas excretas, podem ocorrer de 60 a 90% dos nutrientes consumidos. Além de serem distribuídas de maneira localizada, atingem de 30 a 40% da superfície da pastagem, porém, anualmente (HAYNES & WILLIAMS, 1993). Esse fato pode ter um efeito decisivo para um desbalanceamento na distribuição de N no sistema de pastagem, o que levaria a maioria das áreas que não receberam excretas a se degradarem. Deve-se considerar também que a grande parte dos nutrientes das excreções podem não retornar de modo eficiente ao solo (SANCHES & ARA, 1989; RYDEN, 1983) para que as plantas os utilizem. Tal situação dificulta a representatividade das áreas amostradas para avaliação da produtividade das pastagens.

Curiosamente, as perdas de nutrientes do sistema, em especial as do N, promovidas por meio da exportação de produtos de origem animal (carne, leite, lã) não são grandes (SJMPSON & STOBBS, 1979). Em contrapartida, JARVIS & PAIN (1990), e FREENEY & BLACK (1987), relatam que áreas de produção intensiva de gado, são reconhecidamente a principal fonte de amônia (NH_3) para a atmosfera.

Para a manutenção da produção vegetal na pastagem ao longo dos anos, a adubação nitrogenada é de fundamental importância, apesar de ser uma prática muito dispendiosa (HUTTON, 1982, CARVALHO & SARAIVA, 1987) em função da necessidade do N ser fornecido com maior frequência, o que já não ocorre com P e K.

Uma vez degradada, a pastagem apresenta uma deficiência geral de vários outros elementos que, mesmo a abubação nitrogenada, a qual outrora evitaria sua degradação (MEIRELLES, 1993), agora não surte o menor efeito na produção vegetal (SOARES FILHO, 1993) ou na recuperação do ecossistema.

Um melhor entendimento dos diversos processos que controlam a dinâmicas dos nutrientes nas pastagens, possibilitaria a obtenção de um manejo direcionado a uma maior eficiência no uso dos nutrientes, proporcionando uma maior sustentabilidade do sistema solo-planta-animal (SPAIN & SALINAS, 1985; SÀNCHEZ & ARA, 1989). Como discutido na revisão de literatura, o N, em função de sua dinâmica é o elemento mais limitante para o sucesso no controle deste sistema. Dessa forma, devido a escassa pesquisa realizada em condições tropicais enfocando o efeito das excretas dos animais no sistema de pastagem, objetivou-se neste trabalho:

- Quantificar as perdas de nitrogênio da urina e fezes de bovinos depositadas no solo.
- Avaliar a recuperação de N urinário por uma gramínea forrageira, bem como o resíduo de N urinário no solo.

2. REVISÃO DE LITERATURA.

2.1. O APROVEITAMENTO DE NITROGÊNIO PELOS BOVINOS.

Pastagens de gramíneas e leguminosas constituem a forma mais econômica de fornecer alimentação abundante e de qualidade aos animais (MEIRELLES, 1993; GOMIDE, 1983). Dentre os elementos componentes do pasto, o nitrogênio (N) tem papel de fundamental importância tanto para manutenção e produção das pastagens quanto na produção animal.

Nem todo o N consumido na dieta é retido pelo animal. Grande parte dele retorna à pastagem através das excreções dos ruminantes. A quantidade retornada varia em função do teor de N no alimento (HUBER & THOMAS, 1971; CRISH et al, 1986; COLEMAN & FRAHM, 1987 e BUNTING et al, 1989) e de sua digestibilidade (BARROW & LAMBOURNE, 1962), e se constitui uma importante parte do ciclo do N no sistema de pastagens (figura 1).

O N no corpo do animal ocorre na forma de proteínas, ácidos nucleicos e etc (MAYNARD et al, 1984), contudo, a sua exportação por meio de produtos de origem animal é pequena (WILKISON & LOWREY, 1973; SIMPSON & STOBBS, 1979). VAN DER MEER (1982, citado por JARVIS et al, 1989) estimou que em fazendas leiteiras, usando uma grande quantidade de fertilizantes nitrogenado (525kg-N/ha), somente 16% do

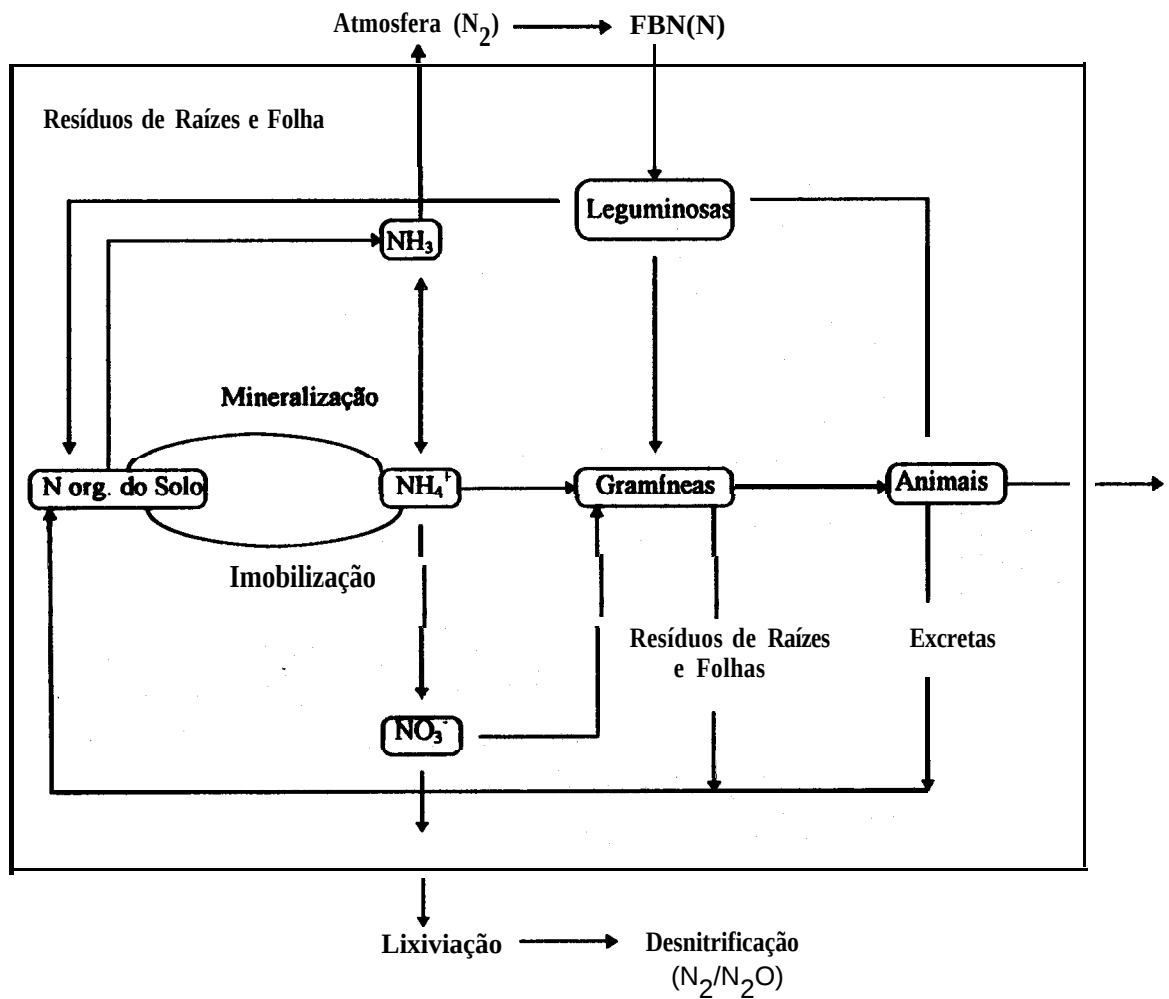


Figura 1: Fluxo de N em pastagens.
 Fonte: Simpson & Stobbs, 1979 (adaptado).

N aplicado era removido na forma de leite e peso vivo. O teor de N no leite, em relação ao consumido, pode variar de 5% (BALL & RYDEN, 1984) a 20% (BALL & RYDEN, 1984; SADIK et al, 1990), ou mesmo atingir valores de 31 a 35% (SCHNEIDER et al, 1985; HUBER & THOMAS, 1971) em função da alimentação, do estágio da lactação e da capacidade do animal em produzi-lo. Contudo, em relação ao gado de corte a produção de leite é pequena, se comparada ao gado de leite. E o N aí contido não representa uma saída de N do ecossistema já que esse leite se destina exclusivamente a criação do bezerro.

A exportação de N via carne também não é grande. Um bovino adulto contém aproximadamente 2,4% de N em relação ao seu peso vivo (MAYNARD et al, 1984).

A maior parte do N que é ingerido pelo animal pode ser excretado como fezes e urina (SIMPSON & STOBBS, 1979), ficando esse N portanto, susceptível a ser perdido do ecossistema de pastagem. A retenção de N nos animais jovens, por estarem em crescimento, é maior do que aquela ocorrida nos animais adultos. De acordo com RUSSEL (1992), a retenção de N em animais adultos é, geralmente, de 2,08% do N ingerido. Porém HENZELL & ROSS (1973) citados por STEELE & VALLIS (1987), relatam que a variação típica para retenção de N nos animais em relação ao ingerido seria de 4 a 10% em gado de corte e de 13 a 28% em gado de leite.

Para um bovino adulto a quantidade de fezes produzidas é grande já que sua capacidade de ingestão de alimentos está entre 1,7 a 2,5% do seu peso vivo (PV) em matéria seca (MS) de forragem. Essa capacidade varia principalmente com a qualidade do alimento (ANDRIGUETTO et al, 1988), a qual também está associada com a capacidade de aproveitamento de N pelo animal. Para as condições tropicais a digestibilidade de gramíneas é geralmente baixa (GOMIDE, 1983, EUCLIDES et al, 1989).

A eficiência da utilização de nitrogênio obedece a certos limites fisiológicos com relação ao N disponível ao animal, o limite inferior da adaptação de bovinos a dietas com baixo teor de N se situa entre 0,96 e 1,28% ou de 6 a 8% de proteína bruta na dieta. Esse é o nível, abaixo do qual, a ingestão (VAN SOEST, 1982; BOIN, 1986) e a eficiência da

digestão ruminal decai devido a deficiência de N (VAN SOEST, 1982, MILFORD and MINSON, 1965, RAYMOND, 1969).

Em relação aos diferentes níveis de N na alimentação do animal, pode-se considerar duas situações opostas, uma de alta e a outra de baixa ingestão de N, assumindo-se o mesmo status de energia na dieta. Quando o teor de N é escasso, o animal, através de seu metabolismo, tenta aproveitá-lo ao máximo, fazendo-o circular novamente para o trato gastro-intestinal por meio da saliva. Para isso, o N como amônia e outros compostos nitrogenados são convertidos a uréia no fígado. Assim os processos digestivos não ficam comprometidos e os teores de N, tanto nas fezes como na urina são pequenos. Contudo, a recirculação de N e o tamanho do “pool” de uréia no organismo do animal são comparativamente inelástico, ou seja, não são ilimitados.

O aumento do N dietético causa, primeiramente, o aumento no “pool” de N ruminal. Com altos níveis de N na dieta, a quantidade de N no animal passa a ser limitada pela excreção renal, sendo portanto a urina, sua principal via de eliminação (BARROW & LAMBOURNE, 1962; VAN SOEST, 1982) e sendo o N-uréia a forma predominante (GASSER, 1964; JARVIS, HATCH & PAIN, 1989) a qual somada ao N-amino, pode representar 90% do N urinário (SIMPSON & STOBBS, 1979). Restringindo-se o N na dieta, menor quantidade de N é excretado através da urina e amônio e outras formas de N predominam (COLEMAN & FRAHM, 1987).

O limite máximo para utilização de N pelo animal parece estar ao nível sanguíneo de 0,5mg N/100ml. Valores acima desse propiciam o aparecimento de sintomas de toxidez (VAN SOEST, 1982). Problemas de toxicidade geralmente não estão associados com a ingestão de proteína na dieta (SHIRLEY, 1986)

O nitrogênio urinário total excretado pode ser dividido em uma fração endógena, relativamente constante por unidade de peso do animal, e uma fração exógena que varia com a qualidade e quantidade de proteína ingerida. A porção endógena origina-se da degradação e reposição de estruturas proteicas do corpo. Representa o nível mínimo de

N obtido na urina após o animal receber, por algum tempo, uma dieta contendo pouco ou nenhum N mas balanceada nos outros nutrientes.

Assim como para o N urinário, o N fecal também pode ser dividido em uma fração endógena e outra exógena. A perda de N de origem endógena nas fezes, também chamada de N fecal metabólico, é oriunda de reabsorção incompleta de substâncias nitrogenadas excretadas no trato gastrointestinal e células epiteliais de descamação (SILVA & LEÃO, 1979). A fração exógena representa a matéria indigestível da dieta (VAN SOEST, 1982).

As perdas de N fecal endógeno estão entre 0,5% (SILVA & LEÃO, 1979) e 0,6% da matéria seca ingerida (VAN SOEST, 1982). Para bezerros em dieta líquida, tal valor está em 0,25% da matéria seca ingerida (SILVA & LEÃO, 1979).

Os compostos nitrogenados nas fezes não são bem caracterizados, porém, resíduos nitrogenados indigestíveis atribuídos as plantas estão em torno de 10 a 20%, enquanto que o N da fração microbiana se situa entre 50 a 60%, sendo o restante N-alfa-amino de origem animal (SIMPSON & STOBBS, 1979). As perdas ferais são menos flexíveis do que as urinárias, por dependerem da fração não digestível das plantas e também dos microrganismos do trato gastrointestinal.

De um modo geral, considerando-se a principal fonte alimentar para os ruminantes, a concentração de N no material vegetal consumido nas pastagens tropicais está entre 1 a 3% (CORREIA, 1986), apesar de serem poucas as forrageiras capazes de satisfazer os 1,15%N (ou 7,20% de proteína bruta) necessárias as exigências nutricionais básicas dos bovinos (ALCANTARA & BUPARAH, 1983). Além disso, deve-se considerar que a maturidade é outro fator de grande importância que influencia a qualidade da forragem (CORREIA, 1986, GOMIDE, 1983, EUCLIDES et al, 1989) a qual está relacionada negativamente com a digestibilidade da forrageira.

Em geral, não parece existir muita diferença entre a digestibilidade de gramíneas e leguminosas tropicais (NORRIS, 1972), apesar de que algumas espécies de leguminosas

mereçam destaque. Para as gramíneas tropicais a digestibilidade raramente está acima de 70% e com a maturidade ela decai para 40% ou menos (VAN SOEST, 1982). Assim espera-se que, para o gado de corte pastejando essas gramíneas, que a partição do N entre fezes e urina seja aproximadamente de 50% para ambas excreções, o que já representa significativa diferença para ecossistemas de pastagem em clima temperado onde os animais pastam forrageiras com maior teor de N e além dessas plantas serem mais digestíveis em relação as forrageiras tropicais.

2.2. A DEPOSIÇÃO AO SOLO DO NITROGÊNIO NAS FEZES DE BOVINOS.

Ao serem liberadas pelo animal em pastejo, as excreções podem atingir diretamente a superfície do solo ou permanecerem parcial ou totalmente sobre a parte aérea da forragem. Na ocorrência desta segunda possibilidade, podem advir prejuízos para a reciclagem de nutrientes através de perdas e/ou bloqueios temporários desses nutrientes, bem como a rejeição da forragem pelo animal (MONTEIRO & WERNER, 1989; MAC DIARMID & WATKIN, 1972b). As áreas de deposição de fezes são geralmente evitadas pelos animais (VAN SOEST, 1982; RODRIGUES & RODRIGUES, 1987), apesar de sua melhor qualidade nutricional, principalmente em termos de N. A rejeição é, presumivelmente, um comportamento influenciado pela palatabilidade, cheiro ou gosto da forragem afetada pelas fezes, que, talvez, atuem como indicadores da presença de parasitas internos, evitando a sua reinfestação (VAN SOEST, 1982).

Nas áreas que receberam fezes, pode ocorrer significativo crescimento da gramínea devido ao enriquecimento do meio com nutrientes das fezes. MAC DIARMID & WATKIN (1971) relataram, após um período de 3 meses, significativo crescimento de gramíneas num raio de 23 cm do centro da área afetada pelas fezes, sendo que o crescimento foi maior quanto mais próximas das fezes estavam as plantas. Contudo, face a

proximidade das fezes, o não aproveitamento desta forragem, a torna madura e de baixa palatabilidade, aumentando o seu grau de rejeição (HAYNES & WILLIAMS, 1993), a qual todavia, pode ser eliminada pela baixa disponibilidade de pasto, quando se promove pastejo intensivo (MAC DIARMID & WATKIN, 1972b).

A consistência das fezes pode variar grandemente com a dieta, principalmente, em função dos teores de água e de carboidratos estruturais da forragem (HAYNES & WILLIAMS, 1993). O teor de umidade nas fezes bovinas pode variar de 22 a 85% para o gado de corte e de 74 a 80% para o gado de leite (KIEHL, 1985).

A quantidade total de fezes frescas produzidas pelo bovino está em torno de 25kg/dia/500kg de peso vivo, seja macho ou fêmea (CNPGL, 1984). O peso de cada é variável. HAYNES & WILLIAMS (1993) relatam valores de 1,5 a 2,7kg, enquanto SIMPSON & STOBBS (1979), relatam valores de 0,4 a 6,7kg.

O número de defecações diárias de gado bovino, de acordo com a literatura consultada, varia muito. MAC DIARMID & WATKIN (1972b), relataram uma ocorrência de 14 defecações por dia. Segundo MORTON (1984), citando diversos autores, há de 11,5 a 16,2 defecações por dia, ou segundo SIMPSON & STOBBS (1979), de 6 a 14 defecações por dia. De acordo com COSTA (1988) a frequência média é de $7,58 \pm 3,43$ defecações por dia, ou ainda de 12 defecações por dia segundo PETERSEN et al. (1956).

No sistema de exploração de leite, os animais saem da pastagem para serem ordenhados, e com isso, 12% das defecações podem ocorrer no curral ou próximos a ele (MORTON, 1984). COSTA (1988) relatou que, em média, uma maior frequência nas defecações (14,6) ocorre em gado de leite quando comparado ao gado de corte (10,7), sendo que, para o gado de leite, 66% da defecações ocorrem no período de 6 as 18:00 horas.

A área ocupada por cada defecação pode variar de 400 a 800cm² (MORTON, 1984; PETERSEN et al., 1956) ou mesmo atingir 1.000 cm² (RODRIGUES, 1989) ou 1.020 cm² (MacDAIRMID & WATKIN, 1972b).

De uma maneira geral os teores de N-total na matéria seca das fezes variam de 2 a 3% (SIMPSON & STOBBS, 1979), ou de 1,8 a 3,7% em gado de corte e de 1,84 a 5,60% em gado de leite (KIEHL, 1985). Cerca de 20 a 25% do N-total fecal é solúvel em água de 15 a 25% é considerado N indigestível e o restante, de 50 a 65% é proveniente de células bacterianas (MASON, 1969, 1979; MASON et al, 1981, citados por HAYNES & WILLIAMS, 1993). Considerando outros nutrientes essenciais para as plantas presentes nas fezes bovinas, tem-se que os teores de fósforo, variam de 0,42 a 1,03% e 0,44 a 1,02% e os de potássio, de 0,61 a 2,30% e 0,57 a 4,20%, respectivamente para gado de corte e para o gado de leite (KIEHL, 1985).

Na degradação das fezes, tem-se, principalmente, dois fatores que atuam neste processo e, com isso, na liberação de nutrientes nas pastagens. O primeiro de natureza física, causado pelo impacto das chuvas e o segundo, biológico, promovido por fungos, bactérias, besouros e minhocas (HAYNES & WILLIAMS, 1993). BORNEMISSZA & WILLIAMS (1970), relatam que besouros (*Onthophagus australis* fam. Scarabaeidae) podem incorporar uma grande quantidade de fezes ao solo, e que tal atividade favorece a nutrição das plantas pela maior eficiência na reciclagem de nutrientes (N, P e S). Entretanto, nem todas as espécies desta família de insetos desempenham tão eficientemente esse papel. Na família de insetos Scarabaeidae, as espécies mais efetivas na desestruturação, remoção e enterrio dos excrementos são aquelas pertencentes as subfamílias Scarabaeinae, Geotrupinae e Aphodiinae (BORNEMISSZA, 1979; FINCHER, 1981, citados por RODRIGUES, 1989). Esses insetos, cumprem importante papel acelerando o ritmo de reciclagem de nutrientes, e até mesmo contribuem para possível minimização de perdas do N oriundo das fezes dos ruminantes depositadas nas pastagens.

2.3. A DEPOSIÇÃO AO SOLO DO N NA URINA DE BOVINOS.

O volume urinário diário varia muito no gado bovino e depende de muitos fatores. Entre eles podem-se citar o nível de ingestão de água e de alimentos, a composição dos alimentos, a umidade e a temperatura do ar, a cobertura da pele e a perda de água com a respiração, assim como as influências nervosas e hormonais (GÜRTLER et al., 1987). O volume urinário total excretado por um bovino adulto varia entre 6 a 20 litros por dia (GÜRTLER et al., 1987) ou, relacionando-se com seu peso, de 17 a 44 ml/kg de peso vivo em 24 horas (COLES, 1984). Cada micção pode ter um volume entre 1,6 a 2,2 litros/bovino adulto (HAYNES & WILLIAMS, 1993).

A frequência das micções para um bovino se situa entre 4,5 a 12,1 micções por dia (PETERSEN et al., 1956; MORTON, 1984; COSTA, 1988). A maior frequência de micções (71%) se situa no período claro do dia, das 6 às 18:00 horas. Para vacas leiteiras, 6% das micções podem ocorrer durante o período de ordenha (MORTON, 1984). No frio, a micção é mais frequente devido, principalmente, a maior ativação dos rins, decorrente do maior fluxo de sangue. Esse aumento no fluxo sanguíneo ocorre face à vasoconstrição superficial e particularmente à ação hormonal (hipófise superior), possivelmente, para eliminar o excesso de água da corrente sanguínea, compensando a baixa transpiração (DOMINGUES, 1968).

A área de solo ocupada pela urina, quando expelida, varia com a movimentação do animal (COSTA, 1988) e com as condições locais de deposição. A umidade inicial do solo, a porosidade, afetando o movimento horizontal e vertical da urina, e também a ocorrência de chuvas, podem expandir a área afetada. A área afetada pela urina pode variar, de 0,2 m² (MORTON, 1984 e PETERSEN et al., 1956; SPAIN & SALINAS, 1985) a 0,8m² (SIMPSON & STOBBS, 1979).

As forrageiras em áreas de afetadas pela urina apresentam maior teor de N e maior palatabilidade (JARAMILLO & DETLING, 1992), além de ocorrer aumento significativo do número de brotações (THOMAS et al., 1990).

A concentração de N-total na urina pode variar 2,5 a 13,0g/litro, ou seja, de 0,25 a 1,3% (SIMPSON & STOBBS, 1979), podendo atingir a 1,5% (WHITEHEAD 1970, citado por HAYNES & WILLIAMS, 1993).

A urina do animal adulto conta com uma densidade de $1,030 \pm 0,012\text{g/cm}^3$, molaridade total de $1020 \pm 300\text{ mM}$ e valores de pH variando entre 7,4 a 8,4. Para animais jovens, bezerros, tais valores se encontram, respectivamente, em $1,013 \pm 0,009\text{g/cm}^3$ e $340 \pm 150\text{mMol/litro}$, sendo o pH ácido, o qual também pode ocorrer com animais em jejum prolongado (GÜRTLER et al., 1987 e COLES, 1984).

Quantitativamente, as frações de N mais importantes presentes na urina de bovinos adultos são uréia e amônio, as quais ocorrem com grande variação em suas concentrações em função da alimentação do animal. JARVIS et al. (1989) relatam que a uréia pode representar 75% do N-total da urina de bovinos. A creatinina, que é uma outra forma nitrogenada na urina, está em torno de 0,1 5% (GÜRTLER et al., 1987). Dos muitos elementos traços que podem ocorrer na urina de ruminantes, como xantina, hipoxantina, alantoína e ácido úrico (CHEN et al., 1990), tem-se que o ácido hipúrico, assume importância especial devido o seu efeito estimulatório na hidrólise da uréia. Assim, a hidrólise da uréia da urina é mais rápida do que a da uréia pura quando ela é adicionada ao solo sob similares condições (HAYNES & WILLIAMS, 1993). Os níveis de potássio se situam em 1,36% e os de fósforo são tão baixos que são considerados como traços (GÜRTLER et al., 1987, COLES, 1984).

A micção, algumas vezes, pode provocar a queima ou morte da forrageira. A queima pode ocorrer esporadicamente através do ano, devido as condições secas do ambiente (RICHARDS & WOLTON, 1975, citados por HAYNES & WILLIAMS, 1993) e os sintomas podem aparecer até mesmo um dia após a deposição da urina no solo. O efeito provavelmente ocorre devido a toxidez de amônio (NH_4^+) (HAYNES & WILLIAMS, 1993) e da alta concentração salina da urina (HAYNES & WILLIAMS, 1993; BALL & RYNDEN, 1984), que pode contribuir para a elevação da condutividade elétrica do solo ($\text{CE} >$

4mmhos/cm) e também para a contaminação tanto da atmosfera como da solução do solo por níveis tóxicos de amônia (HOLANDA, 1983). MENGEL & KIRKBY (1987) relatam que concentrações de amônia (NH_3) em torno de 6,0mM dissolvida em água são letais para as plantas.

2.4. MECANISMOS DE PERDAS DE N DAS EXCREÇÕES DE BOVINOS

2.4.1. VOLATIZAÇÃO DE AMÔNIA

2.4.1.1. INTRODUÇÃO

O processo de volatização de amônia e os eventos e condições que o promovem são de extrema importância. Juntamente com a desnitrificação, são os principais mecanismos de transferência de N do solo para a atmosfera (JARVIS & SPAIN, 1990; TERMAN, 1979).

A grande perda de amônia de sistemas de criação de gado está associada com a deposição das excreções dos animais na superfície do solo ou mesmo sobre as plantas.

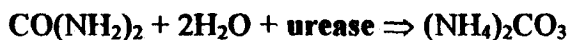
As perdas de N via urina são maiores do que nas fezes, já que nas fezes, grande parte do N ocorre na forma orgânica insolúvel (JARVIS & PAIN, 1990; BORNEMISSZA & WILLIAMS, 1970; VALLIS, 1985). Pela urina de um novilho, por exemplo, considerando uma área de micção de $0,5 \text{ m}^2$, pode-se adicionar ao solo quantidades equivalentes entre 400 a 1.200 kg de N por hectare (JARVIS & PAIN, 1990). É evidente que a quantidade de N aplicada nas áreas urinadas, excede em muito os requerimentos imediatos das forrageiras e conseqüentemente o N-mineral acumula-se no solo (HAYNES & WILLIAMS, 1993) ficando susceptível a ser perdido do sistema.

A uréia é o principal produto de metabolismo de compostos nitrogenados em mamíferos, e sua principal via de excreção é pela urina (GASSER, 1964), especialmente sob regime de exploração intensiva (JARVIS & PAIN, 1990). A acumulação de N mineral

(nitrato e amônio) no solo pode ser uma etapa posterior à aquela que leva a uréia a ser hidrolisada.

2.4.1.2. HIDRÓLISE DA URÉIA

Ao chegar ao solo, a uréia proveniente da urina bovina é hidrolizada pela enzima uréia amidohidrolase (urease) a qual cataliza a reação que produzirá carbonato de amônio, como apresentado a seguir (FENN & HOSSNER, 1985; HAYNES & WILLIAMS, 1993; FENN, et al., 1981b):



O carbonato produzido durante a hidrólise da uréia pode reagir com a acidez do solo e produzir gás carbônico (CO_2), que juntamente com o CO_2 oriundo da respiração dos organismos do solo, se difunde para a superfície (JARVIS & PAIN, 1990), sendo perdido juntamente com a amônia.



A urease é uma enzima substrato dependente. Nos locais onde houve recente deposição de urina, ou seja, com alta concentração de uréia em relação à urease, a cinética da reação é de ordem zero. Conforme a uréia vai sendo consumida, atinge-se uma certa concentração em que a reação passa a ser limitada pela quantidade de substrato disponível (uréia), assumindo uma cinética de primeira ordem (JARVIS & PAIN, 1990). Esta reação cumpre uma etapa importante já que, as perdas de amônia ocorrem em quase todos os solos onde uréia é aplicada em superfície (FENN & HOSSNER, 1985).

Dentre os fatores que afetam a atividade da urease tem-se: pH (MULVANEY & BREMNER, 1981; FENN & HOSSNER, 1985; TERMAN, 1979), temperatura (FENN &

HOSSNER, 1985), umidade (ROSS et al, 1984b; FENN & KISSEL, 1976; HARPER et al, 1983), matéria orgânica do solo (MULVANEY & BREMNER, 1981), salinidade (MELLO, 1987), e precipitação pluviométrica (RODRIGUES & KIEHL, 1986, FENN & MIYAMOTO, 1981).

A urease é uma enzima extracelular cuja atividade aumenta linearmente com o aumento da temperatura, possuindo uma atividade ótima a 37°C (GOULD et al, 1973 citado por FENN & HOSSNER, 1985). MULVANEY & BREMNER (1981), relatam que a sua inativação se inicia na faixa de 67 a 70°C e está completa entre 105 a 110°C.

Em relação a influência do pH na atividade da urease no solo, MULVANEY & BREMNER (1981) citam que em alguns estudos, o pH ótimo esteve entre 6,5 a 7,0 e em outros, entre 8,8 a 9,0. Segundo JARVIS & PAIN (1990), o pH ótimo para a atividade da urease seria maior que 6,5 e que entre valores de pH de 4,0 e 5,0 ela perderia gradualmente sua atividade hidrolítica. Entretanto, FENN & HOSSNER (1985), relatam que a urease funcionaria eficientemente em qualquer pH de solo em que as plantas crescessem.

É interessante notar que a urina de bovinos possui pH variando de 7,4 a 8,4 (GÜRTLER et al, 1987, COLES, 1984), dentro da faixa de pH ótima para a atividade da urease. Quando adicionada ao solo, a uréia da urina dos animais é hidrolisada, proporcionando uma elevação do pH, que pode, dependendo do poder tampão do solo, alcançar valores de pH elevados, por exemplo 8,5 (VALLIS et al., 1982). Os altos valores de pH geram um ambiente propício para que amônia seja perdida. FENN & RICHARDS (1984), relatam perdas de amônia via hidrólise de uréia, aplicada superficialmente, mesmo em solos cujo os valores de pH eram, originalmente, tão baixos quanto 4,0. A expressiva atividade da urease, mesmo em solos cujo pH se encontra muito abaixo da faixa ótima de atividade, pode ser devido a atividade da urease ser mais fortemente correlacionada com o conteúdo de carbono orgânico do que com o próprio pH (TERMAN, 1979). VALLIS et al. (1982), relataram que a adição de urina bovina ao solo de pH 5,0 propiciou a elevação de seus valores em torno de 8,0. Sua queda se verificou dois dias após a aplicação da urina.

Um outro fator relacionado a atividade da urease é a umidade. Na literatura relatam-se experimentos que mostram a existência de correlação entre a atividade da urease e o conteúdo de água no solo (ROSS et al., 1984b, FENN & KISSEL, 1976, HARPER et al., 1983). Dessa forma, pode-se concluir que existe uma faixa adequada de umidade na superfície dos solos para permitir taxas ótimas de hidrólise da uréia quando na deposição de urina. Solos secos superficialmente podem prevenir as perdas de amônia por limitar a hidrólise da uréia (MILCHUNAS et al., 1988; FENN & HOSSNER, 1985; FENN & KISSEL, 1986). Valores de umidade do solo abaixo do ponto de murcha permanente (PMP = 15 bar) são restritivos (FENN & HOSSNER, 1985). Infelizmente nos estudos sobre perdas de amônia, as condições de umidade superficial dos solos nem sempre são relatadas na literatura.

Os ciclos de umedecimento e secagem de amostras de solo proporcionam uma significativa redução na atividade da urease (TITKO et al., 1987), contudo sua atividade não desaparece, o que pode ser indício de que esta enzima pode ser protegida por sítios de troca no solo (MULVANEY & BREMNER, 1981). Nas condições de anaerobiose, a taxa de hidrólise da uréia cai para 70% da taxa observada em condições aeróbicas (FENN & HOSSNER, 1985).

A atividade da urease decresce com a profundidade do solo por estar estritamente associada com o decréscimo do teor de matéria orgânica do solo nestas camadas (MULVANEY & BREMNER, 1981, TERMAN, 1979). Apesar da urina ser depositada superficialmente nos solos, a chuva pode aprofundá-la no perfil. Uma vez em profundidade, a amônia formada pela hidrólise da uréia terá maior probabilidade de ser retida no sistema antes de ser perdida por volatilização (RODRIGUES & KIEHL, 1986, FENN & MIYAMOTO, 1981).

GOULD et al. (1973) citado por FENN & HOSSNER (1985), relatam que em solos virgens houve de 2 a 6 vezes maior atividade da urease do que em solos cultivados. De um modo geral, areias, solos calcários, salinos e gleis tendem a ter uma menor atividade da

urease em comparação a solos de textura pesada e não calcários (MULVANEY & BREMNER, 1981).

A estabilidade da urease no solo é outra questão de importância. A urease isolada de suas fontes naturais é rapidamente decomposta por microrganismos e por proteases. MULVANEY & BREMNER (1981) citam que CONRAD (1940) foi o primeiro a demonstrar que a urease nativa dos solos é mais estável do que aquela adicionada aos solos. O mesmo autor sugeriu que os constituintes orgânicos do solo protegiam a urease contra os processos de inativação e decomposição. Essa hipótese se relaciona muito significativamente com o conteúdo de matéria orgânica dos solos. Outro fato importante que reforça a idéia de uma ação positiva da matéria orgânica do solo sobre a urease foi a constatação de atividade desta enzima em frações orgânicas livres isoladas da argila do solo, e que a mesma não era destruída por proteases (MULVANEY & BREMNER, 1981).

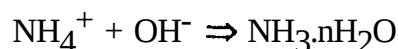
Em diferentes solos ocorrem diferentes níveis de estabilidade na atividade da urease, em função dos níveis de proteção proporcionada por seus constituintes. PETTIT et al. (1976) citado por MULVANEY & BREMNER (1981) sugerem que a urease do solo é imobilizada com a matéria orgânica do solo no decorrer do processo de formação de complexos organo-minerais. A ocorrência de poros na estrutura, teria tamanho suficiente para permitir a passagem de substratos (uréia e água) e produtos (NH_3 e CO_2) porém não sendo suficientes para permitir a entrada de enzimas proteolíticas ou mesmo o escape da própria urease. Outros autores aventam a hipótese de que essa proteção provém da imobilização da urease em colóides orgânicos durante o processo de formação do húmus.

A hidrólise da uréia via urina no solo é mais rápida do que da uréia pura quando adicionada ao solo sob condições semelhantes. Isso é devido ao efeito estimulatório da hidrólise da uréia pelo ácido hipúrico, presente na urina dos animais (HAYNES & WILLIAMS, 1993). BALL & RYDEN (1984), relataram que a hidrólise da uréia se completa geralmente 24 horas após a deposição da urina no solo, e que solos sob densa vegetação tendem a apresentar altos níveis de atividade desta enzima.

Sendo a urease uma enzima que ocorre com muita frequência na natureza, desde microrganismos e plantas até solos e sedimentos de lagos (MULVANEY & BREMNER, 1981), possivelmente, sua ocorrência não se constitui em um fator limitante para as perdas de N por volatilização de amônia em sistemas de pastagem.

2.4.1.3. VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DO SOLO.

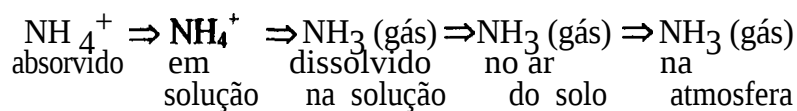
Como visto até aqui, grandes quantidades de amônio (NH_4^+), ou uréia e posteriormente amônio, ocorrem em áreas urinadas. O amônio, conforme reação abaixo, está em equilíbrio com a amônia dissolvida na água ($\text{NH}_3 \cdot \text{nH}_2\text{O}$), sendo a concentração da última espécie nitrogenada pré-requisito básico para o processo de volatilização de amônia (NH_3). A conversão de amônio para amônia é, portanto, a principal etapa reguladora do potencial de perdas de amônia dos solos (HAYNES & WILLIAMS, 1993, TITKO et al., 1987).



A perda de amônia do solo depende de seu pH nativo. O equilíbrio entre NH_3 e NH_4^+ é dependente do pH, com menores valores de pH favorecendo o sentido da reação para a formação de amônio (FENN & HOSSNER, 1985). Com a hidrólise da uréia em áreas urinadas da pastagem, há a elevação do pH por consumo de prótons, o que favorece as perdas de amônia (HAYNES & WILLIAMS, 1993).



As etapas nas quais o N pode ser perdido por volatilização de amônia do solo podem ser representadas conforme FENEY & BLACK (1987):



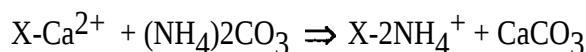
As reações do N no solo não são necessariamente similares às ocorridas em soluções devido a heterogeneidade daquele ambiente. Contudo, a volatilização da amônia pode ser explicada baseando-se em princípios químicos *in vitro*. A taxa de perda de amônia de sistemas aquosos ou em condições anaeróbicas é uma função entre a relação da pressão parcial de amônia da água e a do ar (Lei de Henry):

$$P_{\text{NH}_3(\text{ar})} \Rightarrow P_{\text{NH}_3(\text{aq})}/K_H,$$

onde K_H é a constante de Henry.

Segundo FRENEY et al. (1983), apesar da amônia ser um gás nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP), sua perda no solo quase sempre está abaixo do potencial teórico previsto. Isso acontece porque, sendo de natureza básica, este gás pode reagir rapidamente com prótons, metais e compostos ácidos, para formar íons, compostos e complexos de variada estabilidade.

Seguida a hidrólise, uma grande quantidade de amônio acumula-se no solo, podendo interagir com os cátions do complexo de troca de argilas e colóides orgânicos do solo (HAYNES & WILLIAMS, 1993). O carbonato de amônio produzido reage fortemente com o cálcio trocável na solução do solo formando carbonato de cálcio (CaCO_3), composto este muito estável. Nesta reação, um próton é liberado, o que reduz o pH da solução do solo e retém a amônia na forma de íon amônio (FENN et al, 1981). Este processo pode reduzir grandemente a volatilização potencial de amônia em solos ricos em cálcio (FENN & HOSSNER, 1985). Além do cálcio trocável (Ca^{2+}), tal mecanismo também pode ocorrer com magnésio trocável (Mg^{2+}), o qual é substituído por quantidades equivalentes de amônio adsorvidos nas argilas do solo (TERMAN, 1979; FENN & MIYAMOTO, 1981).



Onde “X” representa a argila do solo.

O amônio adsorvido nas argilas pode ser removido por substituição por outros íons trocáveis (FENN & MIYAMOTO, 1981) ou quando for nitrificado (FENN et al., 1981).

A aplicação no solo de Ca-Uréia ou KCl-Uréia, comparativamente a uréia não conjugada, reduziram grandemente as perdas de amônia, devido ao cálcio e/ou potássio terem propiciado a substituição de íons do complexo de troca dos colóides do solo, capazes de se combinar com a amônia (FENN & HOSSNER, 1985). Para solos ácidos essa mistura pode substituir alumínio (Al) e ferro (Fe) trocáveis alterando significativamente os valores de pH da solução do solo. Em solos alcalinos o efeito oposto pode ocorrer, onde, principalmente, sódio (Na) é trocado por cálcio (Ca) (FENN & HOSSNER, 1985). Menos do que 1 equivalente de cálcio pode ser requerido para suprimir perdas de amônia por volatilização para cada equivalente de N-uréia ou N de compostos inorgânicos amoniacaais (FENN et al, 1981a) e também proporcionar aumento na absorção de N pelas plantas (FENN et al, 1981b). Porém, os níveis de cálcio adicionados com a urina bovina são muito pequenos, estando em torno de 0,001% (GÜRTLER et al, 1987), não sendo portando, suficientes para proporcionar esse tipo de efeito.

A adição de fosfato também pode atenuar o processo de volatilização de amônia em consequência da reação formadora de fosfato de amônio (MELLO, 1987). A mesma situação que ocorre com cálcio se repete aqui, contudo, deve-se ressaltar que a urina bovina possui níveis traços de fosfatos (GÜRTLER et al, 1987), tomando o processo de pouco significado para a redução das perdas por volatilização.

Semelhante ao efeito do cálcio sobre o complexo de troca, algum controle pode ser exercido pelo potássio, cujo teor na urina dos bovinos está em torno de 1,4% (GÜRTLER et al, 1987; COLES, 1984). Porém, o efeito é restrito, já que a elevação do pH

pela hidrólise da uréia favorece em muito um ambiente propício as perdas de amônia, e, também, com o aporte de outros íons, pode haver uma competição entre os íons pelos sítios de troca que reteriam o amônio no solo. Cabe mencionar também que a urina é depositada na superfície do solo, o que é outro fator que facilitaria a perda de N por volatilização de amônia desse ambiente.

Dentre os fatores ambientais que contribuem no processo de volatilização de amônia temos: a temperatura do solo e do ar, a umidade do solo e do ar (TITKO et al, 1987), a ocorrência de chuvas (HARPER et al, 1983), o potencial de evapotranspiração (JARVIS & PAIN, 1990; FENN & HOSNNER, 1985; THOMPSON et al., 1990ab; HARPER et al, 1983), a velocidade do vento, o pH, a capacidade de troca catiônica do solo (CTC) e o conteúdo de matéria orgânica do solo (FENN & HOSNNER, 1985), havendo estreitas associações entre os fatores climáticos e os diferentes meio-ambientes (ROSS et al, 1984a). Contudo, condições locais como textura, atividade microbiológica e produtividade vegetal ao longo de uma topossequência, podem proporcionar um maior efeito nas perdas por volatilização de amônia do que as variáveis climáticas consideradas como um todo (MILCHUNAS et al, 1988).

A velocidade do vento, é um importante fator atuando nas perdas de N por volatilização de amônia (McINNES et al., 1985, HARPER et al, 1983, THOMPSON et al., 1990b). Um pequeno fluxo de ar pode não ser suficiente para retirar toda a amônia produzida pela hidrólise da uréia da urina no solo. Com isso pode ocorrer alguma adsorção de amônio nos colóides do solo. Em solos arenosos as perdas de amônia são maiores que em solos argilosos. Porém tais diferenças não são drásticas quando sob maiores taxas de fluxo de ar ou maior volume de ar removido (FENN & HOSSNER, 1985). Pelo aumento na velocidade do vento pode-se ter um aumento na volatilização em função do movimento mais rápido da amônia na interface solo-ar, o que é de fundamental importância na perda de N por volatilização de amônia nas primeiras 12 a 24 horas após a deposição de urina no solo (WHITEHEAD & RAISTRICK, 1991; THOMPSON, 1990b). Contudo, se a superfície do

solo estiver muito seca, isso poderá reduzir a hidrólise de uréia e a volatilização de amônia (WHITEHEAD & RAISTRICK, 1991 e MILCHUNAS et al., 1988).

No solo, a capacidade de troca catiônica (CTC) desempenha papel tamponante, devido as cargas elétricas que ocorrem na superfície de argilas e do húmus (CAMPBELL, 1978, SHANKARACHARYA & MEHTA, 1969). Grandes variações dos valores para CTC ocorrem entre diferentes solos, ou até mesmo nos diferentes horizontes de um mesmo perfil, em decorrência, principalmente, das variações de textura e teor de matéria orgânica. No entanto, quanto mais elevada a CTC maior a quantidade de N que pode ficar adsorvido nos colóides (FENN & HOSSNER, 1985; FENN & KISSEL, 1976). Porém, com a adição de urina e a hidrólise de uréia, a quantidade de amônio formado e as condições geradas pela hidrólise, e pela própria urina, podem ultrapassar em muito tal capacidade de retenção.

As diferentes taxas de perdas de amônia no solo se relacionam também com a variação da temperatura (MILCHUNAS et al, 1988; VALLIS et al, 1982; WHITEHEAD & RAISTRICK, 1991). O efeito da baixa temperatura e alta umidade poderão permitir uma difusão de N dentro do solo, o que pode ocasionar um subsequente aumento da retenção de amônio no solo (FENN & HOSSNER, 1985). As perdas por volatilização em ambientes de temperatura elevada, e cujas demais condições são propícias, ocorrem rapidamente nas primeiras horas após a deposição (TERMAN, 1979; HARPER et al, 1983).

De forma geral, tem-se que as perdas de amônia aumentam com a intensificação das condições de seca (altas temperaturas, maior fluxo de ar e menor umidade relativa do ar), com o aumento do pH do solo, com textura arenosa, com a baixa CTC e com uma umidade inicial no solo não limitante. Severas perdas de amônia podem ocorrer com a aplicação de uréia, tanto em solos ácidos quanto em alcalinos (TERMAN, 1979).

Vários autores indicaram algumas situações em que mais de 50% de N fertilizante, adicionado ao solo como uréia, é perdido por volatilização de amônia (MULVANEY & BREMNER 1981, URQUIAGA et al, 1990, 1989; FENN & MIYAMOTO, 1981; TERMAN, 1979). Considerando os limites já encontrados para as

perdas por volatilização de amônia, estes podem variar de 0,4 (JARVIS & PAIN, 1990) a 80% quando o N-uréia é aplicado ao solo (SHANKARA & MEHTA, 1969, JARVIS & PAIN 1990, LARA & TRIVELIN, 1990, FENN & HOSSNER, 1985, HARPER et al, 1983). Contudo, poucos autores tem estudado as perdas de N através da volatilização de amônia proveniente da urina de bovinos em condições de pastagens tropicais. LOCKYER & WHITEHEAD (1990) relataram que em pastagens temperadas na Inglaterra, a volatilização de amônia de áreas afetadas por urina bovina variaram de 3,7 a 27% do N urinário, cuja concentração inicial era de 10 gN/l e 11,2 gN/l. Nos primeiros 4 dias do experimento, praticamente 70% do N da urina foi perdido por volatilização. Menores taxas foram registradas no período de inverno, porém com continua e significativa perda até o 12^a dia. Também na Inglaterra, JARVIS et al. (1989), em pastagens de *Lolium perene* L. adubadas com 210 e 420kg-N/ha/ano, relataram perdas de 3 e 9% do N da urina, aplicada nas respectivas áreas adubadas, por volatilização de amônia. Na ocorrência do consórcio com *Trifolium repens* L. a urina proporcionou perdas de 3% em relação as estimativas do nitrogênio fixado biologicamente por essa leguminosa. Já MILCHUNAS et al. (1988) na América do Norte, verificaram perdas de N volatilizado da urina (uma aplicação de 53,5 gN/m²) estimadas em 18,5% do total de N da urina, quando as condições eram de baixa temperatura, alta umidade relativa do ar e solo úmido e de 7,7% quando na ocorrência de altas temperaturas, baixa umidade relativa do ar porém, com solo seco. VALLIS et al. (1982), trabalhando na Austrália, dependendo da estação do ano, relataram perdas de 14 a 28% do N aplicado via urina (42,5 gN/m²) o qual foi perdido em pastagem de *Setaria sphacelata* var. seríceia adubada com 374 kg/N/ha/ano. Em outro trabalho, VALLIS & GARDENER, 1984 registram perdas que atingiram 32% do total aplicado. Ainda na Austrália WATSON & LAPINS (1969) citados por CATCHPOOLE & BLAIR (1990), relataram perdas por volatilização de amônia da urina em cerca de 54% em uma pastagem e de 73% em condições de solo descoberto. Quantidades ainda maiores de N, perdidos por volatilização de amônia, tem sido relatadas. BALL & RYDEN (1984), registraram perdas de

66% do N urinário em condições quentes e secas. WHITEHEAD & RAISTRICK (1991), relataram perdas de 83% do N urinário adicionado ($22,1 \text{ gN-uréia/m}^2$) com um fluxo de ar (3 l/min) de 12 horas ininterruptas a cada 24 horas, o qual não foi significativamente diferente do fluxo de 0,5 horas a cada período de 12 horas. Em outra etapa do estudo, esses mesmos autores relataram perdas por volatilização do N urinária ($22,1 \text{ gN-uréia/m}^2$) de 38% quando a umidade relativa do ar era de 70% e a temperatura de 20°C , não sendo significativamente diferente quando a temperatura era de 30°C . Mantendo-se constante a umidade relativa do ar e variando a capacidade de campo em 8, 50 e 100%, obtiveram-se perdas por volatilização de amônia de 32,38 e 42% do N aplicado.

THOMPSON et al. (1990a) estudaram as perdas de N por volatilização de amônia de chorume bovino. Com a aplicação de $100 \text{ kgN-NH}_4^+/\text{ha}$ da fração líquida do chorume, ocorreram perdas de 35% de N em relação ao amônio aplicado, e de 38% em relação ao chorume total, ou seja, líquido + sólidos. Seus resultados foram semelhantes áqueles obtidos por PAIN et al. (1989) que relataram perdas de 40% do N-amônio do chorume aplicado em pastagens de *Lolium perene* L., na Suíça. Com a aplicação ao solo da fração líquida do chorume bovino, de forma espalhada, as perdas de N atingiram 83% em relação aos $100 \text{ KgN-NH}_4^+/\text{ha}$. Em outro experimento, também com chorume bovino, THOMPSON et al. (1990a) aplicaram uma dose de 296 kgN/ha , sendo que desse total, 118 kg estavam na forma de amônio. Obtiveram-se perdas equivalentes a 51 kgN/ha quando o chorume foi aplicado na pastagem e de $34,7 \text{ kgN/ha}$ quando adicionado ao solo descoberto. Tal diferença foi explicada em função da planta exercer uma barreira física a qual impediu o contato do chorume com o solo, havendo então, menor oportunidade do amônio ser retido pela CTC do solo. Os autores relatam também que a velocidade do vento e a temperatura no período claro do dia favoreceram maiores taxas de perda de amônia por volatilização, o que está de acordo com HARPER et al. (1983). A maior fluidez do chorume pode proporcionar menores taxas de volatilização devido a possibilidade de sua infiltração no solo.

No contexto de pastagens em regiões temperadas, dois fatores são muito importantes para a volatilização de amônia da urina do gado bovino depositada do solo. São eles: temperatura e frequência de chuvas pesadas. Simulando-se a ocorrência de 2mm de chuva, 2 horas após a aplicação da urina ao solo ($22,1 \text{ gN-uréia/m}^2$), obteve-se a redução de 15% nas perdas de N volatilizado como amônia. Quando a simulação foi de 12mm ou 16mm, as perdas foram reduzidas em 81% . Quando as mesmas quantidades de água foram aplicadas 24 horas após a aplicação da urina, as respectivas reduções corresponderam a 6 e 33% (WHITEHEAD & RAISTRICK, 1991). Segundo TITKO et al. (1987) a irrigação pode reduzir em 66% as perdas por volatilização de N via uréia em relação aos tratamentos não irrigados.

Em áreas afetadas por fezes bovinas MacDIARMID & WATKIN (1972a) constataram uma perda de 4,7% de N por volatilização de amônia em 13 dias de período experimental.

Para as áreas tropicais as altas temperaturas podem ser fator primordial para incrementar as perdas de N em áreas urinadas da pastagem, por volatilização de amônia, desde que o fator umidade do solo não seja limitante.

2.4.2 - NITRIFICAÇÃO E LIXIVIAÇÃO.

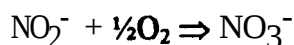
2.4.2.1. NITRIFICAÇÃO.

Após a hidrólise da uréia da urina, o amônio (NH_4^+) formado e acumulado no solo pode ser oxidado biologicamente para nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (JARVIS & PAIN, 1990; SAHRAWAT, 1989). Esse processo, chamado de nitrificação, ocorre pela ação de bactérias quimioautotróficas específicas (WHITE, 1987). Nos solos, 5 gêneros de autotrófos são conhecidos como capazes de oxidar amônio para nitrito: *Nitrosomomas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio*. A oxidação de NH_4^+ para NO_2^- ocorre como se segue (HAYNES & WILLIAMS, 1993):



Destes gêneros, *Nitrosolobus* parece ser o mais comum, pois segundo MENGEL & KIRKBY (1987), o gênero *Nitrosomonas* somente foi achado em solos que receberam esterco de fazenda e excretas animais.

Na sequência do processo de nitrificação, o nitrito é oxidado a nitrato por intermédio de bactérias do gênero *Nitrobacter* (HAYNES & WILLIAMS, 1993), cuja reação pode ser representada como se segue:



O processo de nitrificação é acidificante porque durante a oxidação inicial de amônio para nitrito, 2 moles de H^+ são produzidos para cada mol de amônio oxidado. Com o aumento da acidez, pode ocorrer uma redução na disponibilidade de nutrientes essenciais para a nutrição das plantas, como cálcio e magnésio ou um aumento da solubilidade de íons tóxicos como alumínio (JARVIS & PAIN, 1990).

A velocidade com que ocorrem as reações de oxidação biológica de amônio para nitrato, dependem de diversos fatores, tais como: pH, suprimento de oxigênio, umidade do solo, temperatura do solo, concentração de amônio no meio, e CTC do solo (MELLO, 1987).

Como há estreita relação entre o conteúdo de água e o conteúdo de ar no solo, tem-se que as taxas máximas de processos predominantemente aeróbios como respiração, nitrificação e mineralização, são atingidas com o aumento no conteúdo de água, o qual não limita o suprimento de O_2 . No processo de nitrificação, as taxas máximas se situam em torno de 60%CC do solo (AULAKH et al, 1992).

A nitrificação, apesar de ocorrer também em solos ácidos, possui faixa ótima de pH em torno da neutralidade (MORRIL & DAWSON, 1967). Para o caso de áreas afetadas

pela urina de animais pastadores, a nitrificação pode ser temporariamente inibida devido a elevação do pH local pela hidrólise da uréia. Esta inibição também pode ser devida à elevada concentração de amônio presente na urina (HAYNES & WILLIAMS, 1993) ou ainda, devido ao aumento da salinidade local. A elevada concentração de amônio no meio, inibe a atividade de *Nitrobacter* (MELLO, 1987; HAYNES & WILLIAMS, 1993) e propicia assim, a acumulação de nitrito (BURESH & DATTA, 1991). A salinidade da urina bovina exerce um efeito deletério sobre a população bacteriana nitrificadora, pois a sua medida através da condutividade elétrica, está em torno de 27 mmhos/cm/25°C (FERREIRA, 1991), muito acima do valor de 4mmhos/cm/25°C comum para a maioria dos solos não salinos (KLAR, 1988). Por outro lado, em certas áreas da pastagem, a nitrificação pode já estar inibida por substâncias exsudadas pelas raízes das plantas (SIMPSON & STOBBS, 1979).

A nitrificação pode ocorrer entre 2 a 35°C, sendo a melhor faixa de temperatura, situada entre 25 a 35°C. Temperaturas acima de 40°C são desfavoráveis para este processo (MELLO, 1987). Em países de clima temperado, a nitrificação parece ganhar importância após alguns dias da deposição da urina. Segundo HOLLAND & DURING (1977, citados por HANES & WILLIAMS, 1993), em um experimento montado sob condições de campo na Nova Zelândia, a nitrificação do N urinário não foi significativa após 7 dias da deposição da urina. VALLIS et al (1982) relatam para áreas urinadas que a concentração máxima de nitrato ($230\mu\text{gN-NO}_3^-$ na camada de 0-1,5cm) ocorreu no 17º dia após a aplicação da urina. Nestas condições, além de ser demorada a resposta da população nitrificadora ao aumento da concentração de amônio, o processo de nitrificação pode se estender por algumas semanas tal como relata o estudo de BALL & RYDEN (1984). Nas áreas urinadas as baixas temperaturas e o solo seco, além de limitarem a nitrificação, interferem também reduzindo a imobilização e a absorção de N pelas plantas (VALLIS et al, 1982).

Não obstante à rápida absorção de nitrato pelas plantas em crescimento ser importante para a redução das perdas de N do sistema (RYDEN, 1983), em áreas urinadas

as quantidades de nitrato frequentemente excedem a faixa de 50-100 $\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{g}$ de solo (BALL & RYDEN, 1984), ficando, invariavelmente, susceptíveis a perdas por lixiviação ou denitrificação.

2.4.2.2. LIXIVIAÇÃO.

A lixiviação é o processo pelo qual o N, predominantemente na forma de nitrato, é perdido do sistema solo-planta-animal por sair do alcance das raízes das plantas através do movimento descendente de água. A extensão destas perdas podem ser insignificantes, em florestas naturais ou mesmo em áreas não pastajadas, ou significativas, quando na oportunidade do manejo intensivo de animais nas pastagens (WHITE, 1987).

Os principais fatores que influenciam as perdas de nitrato por lixiviação são climáticos, principalmente as variações sazonais entre precipitação pluviométrica e evapotranspiração, sendo que estas podem ser intensificadas dependendo das propriedades de estrutura e textura do solo (WHITE, 1987).

Sendo o movimento de água, o agente promotor das perdas de N por lixiviação (GROFFMAN et al., 1987), a diferença no movimento de íons em um perfil de solo pode ser atribuída as propriedades coloidais do mesmo. Tem-se que, em termos de mobilidade, para um solo cuja predominância de cargas sejam negativas, ou seja, apresenta CTC, o N-uréia move-se menos rapidamente do que N-nitrato, porém mais rapidamente do que N-amônio (GASSER, 1964). DeNOBILI et al. (1992), num estudo em lisímetros de 50cm de profundidade, relatam uma perda por lixiviação de 9,5% de N-uréia aplicado ao solo numa taxa de 2,86 gN/m^2 . Contudo o N da uréia, que ocorre na forma de grupo amida sem carga elétrica $[\text{CO}(\text{NH}_2)_2]$, em meio ácido pode ser protonado $[\text{CO}(\text{NH}_2)_2\text{H}^+]$. Isso acontecendo, a uréia poderia ser retida nas cargas negativas dos colóides do solo, reduzindo a sua mobilidade (MELLO, 1987).

Em alguns solos ácidos, ricos em óxidos de ferro e de alumínio, de ocorrência típica em condições tropicais, pode-se apresentar um excesso de cargas positivas na

estrutura dos colóides, gerando assim uma capacidade de troca aniônica (CTA). Nesta situação o solo exerce um certo grau de controle nas perdas por lixiviação de nitrato, devido a sua adsorção (MALAVOLTA, 1990).

Em termos de textura do solo, as perdas de N por lixiviação, geralmente como nitrato, podem ser severas em solos arenosos, pedregosos ou lateríticos.

Com relação aos sistemas de pastagem, a grande quantidade de informação com relação as perdas de N por lixiviação são oriundas das regiões temperadas. CUTTLE et al. (1992), relatam que a quantidade de N lixiviado durante três invernos variou de 6 a 33 kg-N/ha em pastagens consorciadas e de 2 a 24 kg-N/ha em pastagens de gramínea. Concluiu que esses valores foram subestimados já que o hábito gregário dos animais, facilitou a ocorrência de áreas de maior concentração de excretas depositadas e com elas, a maior possibilidade de perdas de N do sistema de pastagem. Mesmo com uma moderada taxa de lotação, os níveis de nitrato no solo podem aumentar naqueles lugares onde as excreções dos animais foram depositadas (THOMAS et al, 1990), facilitando o processo de perda por ser uma forma de N bastante móvel. BALL & RYDEN (1984), em trabalho no Reino Unido, relataram perdas de 150 a 190 kgN/ha/ano em pastagens adubadas com 420 kgN/ha/ano, sendo perdidos no processo de lixiviação.

Para regiões do hemisfério norte, onde os invernos são gelados e úmidos, pequenas perdas por lixiviação podem ocorrer neste período. Para o verão, as perdas por lixiviação podem não ser tão severas em função das raízes das plantas estarem em plena atividade e a evapotranspiração geralmente exceder a precipitação pluviométrica (WHITE, 1987, TERMAN, 1979). Contudo, no período de primavera e outono, é quando ocorrem a maioria das perdas por esse mecanismo. Nestas épocas, as raízes das plantas não estão em plena atividade e a quantidade de chuva é muito grande (WHITE, 1987).

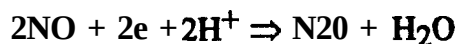
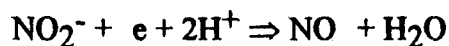
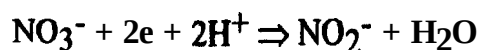
Para as condições tropicais, sob altas temperaturas no verão, nitrato é, frequentemente a principal forma Nitrogenada presente em áreas urinadas após 3 a 5 semanas (THOMPSON & COUP, 1940; BALL et al, 1979; citados por HAYNES &

WILLIAMS, 1993). Contudo a sazonalidade das chuvas, características das regiões tropicais, podem maximizar a lixiviação de N principalmente no “período das águas”.

2.4.3 - DESNITRIFICAÇÃO.

Outro processo que propicia perdas de N no sistema de pastagem é a desnitrificação. A desnitrificação pode ocorrer por via biológica, a qual é responsável pelas maiores perdas de N em relação a via não biológica (STEELE & VALLIS, 1987).

A desnitrificação (biológica) é uma forma de respiração bacteriana anaeróbia na qual, óxidos de nitrogênio, principalmente nitrito e nitrato são reduzidos sequencialmente para NO, N₂O e N₂ (AULAKH et al, 1992; KNOWLES, 1981). Esse processo pode ser descrito pelas seguintes equações (MENGEL & KIRKBY, 1987).



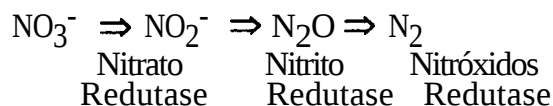
A redução de nitrato para nitrito é também conhecida como redução dissimilatória de nitrato (MENGEL & KIRKBY, 1987; KNOWLES, 1981).

Vinte e três gêneros de bactérias são conhecidas como sendo capazes de desnitrificar nitrato e nitrito. Os mais importantes são, segundo FIRESTONE (1982) citado por MENGEL & KIRKBY (1987): *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Azospirillum* e *Rhizobium* (também incluídos na listagem de KNOWLES, 1981) e que também podem estar associadas as raízes das forrageiras (SOUTO & DÖBEREINER, 1983).

No processo de desnitrificação as bactérias usam o oxigênio do nitrato e do nitrito e óxidos de nitrogênio como aceptores de elétrons na respiração, devido a escassez

de oxigênio molecular no meio (MENGEL & KIRKBY, 1987; KNOWLES, 1981; HAYNES & WILLIAMS, 1993; CAMPBELL, 1978). Tal processo é dependente do substrato e apresenta cinética de primeira ordem (AULAKH et al, 1992).

Na cadeia de redução do nitrato há pelo menos três diferentes enzimas envolvidas (SAHRAWAT, 1989).



As principais condições ambientais que favorecem a desnitrificação no solo são: elevada umidade do solo, pH neutro, altas temperaturas, baixa taxa de difusão de oxigênio e a presença de matéria orgânica decomponível e nitrato (MENGEL & KIRKBY, 1987; RYDEN, 1981, 1983; BURESH & DeDATTA, 1991). Sendo os fatores, oxigênio, carbono e nitrato as três principais condições que exercem controle a nível celular (GROFFMAN et al, 1987).

A desnitrificação é dependente da temperatura na faixa de 10 a 35°C. Com Q_{10} próximo a 2.0 (KNOWLES, 1981). Entre 35 a 45°C, as taxas de desnitrificação variam pouco (AULAKH et al, 1992). Em altas temperaturas, a taxa de desnitrificação continua aumentando e atinge um máximo entre 60 e 75°C. Caindo rapidamente para zero em temperaturas maiores (BRENMER & SHAW, 1958 citados por KNOWLES, 1981).

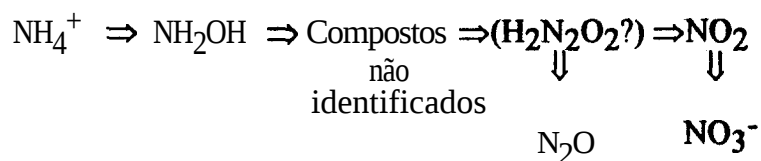
O efeito da textura do solo, pelas variações das formas físicas da estrutura do solo, tamanho de poros, agregação, taxa de infiltração de água a qual pode carrear algum carbono orgânico para camadas mais profundas do solo, e que também afeta a aeração, retenção de água e capacidade de absorção também exercem influência (AULAKH et al, 1992). Assim como a presença de plantas que estimulam a atividade de bactérias desnitrificantes na região da rizosfera. Possivelmente pela existência de microsítios suficientemente anaeróbios produzidos pela respiração radicular (SIMPSON & STOBBS,

1979; LOEWENSTEIN et al, 1957), e com doadores de elétrons exudados pelas raízes das plantas (KNOWLES, 1981).

Devido a heterogeneidade do ambiente solo a resposta da desnitrificação a condições aeradas não é muito clara, já que a desnitrificação é bem mais favorecida quando o conteúdo de água excede a 60%CC (KNOWLES, 1981). Geralmente a taxa de desnitrificação está inversamente relacionada com a concentração de O_2 . Contudo, perdas de N em condições de grande aeração podem ser atribuídas a existência de microsítios anaeróbios (KNOWLES, 1981). Por exemplo, RYDEN (1983), relata desnitrificação em solos cujo conteúdo de água variou de 30 a 50% da capacidade de campo.

Com a aplicação da urina e a hidrólise da uréia, o consumo de prótons, o qual eleva o pH do solo, e se outros fatores não forem limitantes, podem favorecer a desnitrificação já que a maioria dos microrganismos desnitrificantes tem pH ótimo de crescimento na faixa de 6.0 a 8.0 (AULAKH et al, 1992, KNOWLES, 1981). Perdas significantes entretanto, podem ocorrer em solos ácidos em função da população de microrganismos adaptados a esse meio. Em função da redução do pH, a solubilização de alumínio e manganês juntamente com o nitrito oriundo da redução do nitrato, poderiam trazer efeitos tóxicos as plantas (AULAKH et al, 1992).

Algum NH_4^+ de áreas urinadas pode também ser perdido por desnitrificação, já que outras vias metabólicas podem ocorrer, como por exemplo a representada a seguir (SAHRAWAT, 1989).



THOMAS et al. (1990), relatam a possibilidade de acumulação de nitrato+nitrito em áreas de pastagem afetadas por excretas de animais. Altas concentrações

de nitrato podem inibir a redução enzimática do NO, causando assim a acumulação de intermediários como nitrito, que compete com outros óxidos de nitrogênio por elétrons, causando retardo na redução de NO_3^- (NÖMMIK, 1976 citado por KNOWLES, 1981).

A quantidade de N perdido por desnitrificação pode variar bastante. Em pastagens Australianas, DENMEAD et al. (1979) citados por STEELE & VALLIS (1987), relatam que $217\text{mgN/m}^2/\text{dia}$ foi perdido durante a primavera, quando os solos estavam quentes e úmidos. Para o período de inverno, os mesmos autores citam uma perda de $0,05\text{mgN/m}^2/\text{dia}$, quando os solos estavam frios e secos.

A desnitrificação pode contribuir com perdas de 15 a 37% do fertilizante nitrogenado aplicado em solos sob pastagem (WOLDENDORP, 1963 citado por KNOWLES, 1981). As quantidades de N perdidas por desnitrificação em pastagens no Reino Unido podem variar de 1,6, 11,1 e 29,1 Kg N/ha em pastagens recebendo 0; 250 e 500 kg N/ha respectivamente (AULAKH et al, 1992). O potencial de perdas de N por desnitrificação em pastagens pode ser alto devido a elevados níveis de carbono prontamente oxidáveis na superfície do solo e as altas concentrações de nitrato presentes em solos afetados por urina e fezes dos animais (HAYMES & WILLIAMS, 1993, THOMAS et al, 1990).

2.4.4 - MINERALIZAÇÃO E IMOBILIZAÇÃO

Outra parte do ciclo de nitrogênio em pastagens se dá pela senescência das partes de planta não consumidas pelos animais. O declínio das forrageiras e dos resíduos vegetais (liteira e raízes) presentes no solo, contribuem de maneira variada para a formação da matéria orgânica do solo e também para o suprimento de N disponível para a nutrição das plantas (SIMPSON & STOBBS, 1979).

O teor de N no solo pode variar entre 0,02% a 0,4%, sendo 0,14% o valor típico (VELLOSO, 1991). O N-mineral nos solos sob pastagem geralmente está em torno de menos de 2% do N-total. Sua principal fonte para as gramíneas forrageiras provém da

mineralização do N da matéria orgânica do solo, na qual ocorre mais de 90% do N, na maioria dos solos (CORREIA, 1986, KIEHL, 1985; BARBER, 1984). O N na forma orgânica necessita ser mineralizado para então estar disponível as plantas (BARBER, 1984; URQUIAGA et al, 1990).

Enquanto a mineralização libera N na forma inorgânica, via microrganismos utilizando compostos orgânicos como fonte de energia e carbono, a imobilização é o processo inverso, utiliza N inorgânico para construir os tecidos microbianos (ALEXANDER, 1977; JANSSEN & PERSSON, 1982).

A imobilização e a mineralização se processam simultaneamente e constantemente nos solos (CAMPBELL, 1978; ALEXANDER, 1977). O ponto de equilíbrio entre mineralização e imobilização ocorre quando a relação C/N do solo está entre 20 a 25 e o percentual de nitrogênio está entre 1,2 a 2,6. Obviamente esses valores não são constantes. Dependem de outros fatores como temperatura, tempo para as transformações (turnover), quantidade e composição dos resíduos orgânicos do solo, dentre outros (CAMPBELL, 1978).

Sob condições tropicais, o retorno de nutrientes da planta para o solo, via liteira, é usualmente maior e mais uniforme do que os retornos feitos pelas excretas dos animais (THOMAS, 1992).

Também poderia-se pensar que com o passar do tempo, o sistema solo-planta entraria em equilíbrio. Contudo, em pastagem, a ocorrência do animal é um fator fundamental para que isso não aconteça.

Como a distribuição de N nas plantas varia grandemente ao se compararmos folhas, caules e brotações, e a atividade seletiva do animal, comendo as partes mais jovens e tenras das plantas, promoveria um desequilíbrio na relação C:N dos resíduos vegetais remanescentes. Como o animal não aproveita integralmente o que ingere, e isso pode representar a parte mais nutritiva das plantas em termos nitrogenados, a grande parte deste N então, passa a ocorrer em suas excreções. E, uma vez que grande parte deste N pode ser

perdido do sistema, então o animal age favorecendo a imobilização do N no sistema, já que, a imobilização de N tende a aumentar com a diminuição em seu suprimento (THOMAS et al, 1990).

Como exemplo para essa situação, mostra-se na tabela 1, que as folhas das camadas mais altas da forragem possuem uma maior concentração de N em relação as folhas mais velhas e caules, sendo as mais novas geralmente preferidas para o consumo dos animais.

Tabela 1. Variação na concentração de N (%) em folhas e caules de forrageiras tropical e temperada crescendo no sudoeste da Austrália.

Posição na planta	<i>Setaria kazungula</i>		<i>Desmodium sp</i>		<i>Lolium perene</i>	
	Folha	Caule	Folha	Caule	Folha	Caule
Topo	1,6	0,64	4,18	2,38	4,02	--
Médio	1,10	0,42	3,91	1,81	3,89	3,07
Baixa	0,67	0,21	3,61	1,58	3,63	2,98

Fonte: SIMPSON & STOBBS, 1979.

Sabe-se que em áreas afetadas pelas excreções dos animais pode ocorrer um acúmulo de quatro vezes mais nitrogênio em relação a aquela não afetada pela excreção. Isso pode refletir em aumento na produção de forragem, bem como no maior número de brotações na planta (THOMAS et al, 1990). Como exemplo, JARAMILLO & DELTING (1992), em pastagem nativa de *Agropyron smithii* Rydb. (C3) no semi-árido dos USA, obtiveram na aplicação de urina (51gN/m^2), um efeito estimulatório nas brotações da planta e diferenças na qualidade e quantidade da forrageira. As áreas que não receberam urina, o teor de N nas plantas era de 1,5% enquanto naquelas onde a urina foi depositada, tal teor atingiu 3%. Para condições tropicais, também deve ser considerado a predominância de plantas C4, as quais possuem crescimento mais rápido em relação as C3 e, conseqüentemente, necessitam de maior quantidade de N. Somado a isso tem-se que, apesar de uma maneira geral se considerar que a relação C:N para os resíduos vegetais estarem em torno de 30:1 (CORREIA, 1986), relatam ROBERTSON et al. (1990b) que a relação C:N em resíduos de pastagem de *Panicum maximun* foi maior que 50:1, resultando em grande imobilização de N. Trabalhos como os de ROBBINS et al. (1987); ROBERTSON et al. (1993a); GRAHAM et al. (1981); MBLLA (1993); MYERS & ROBBINS (1991), enfocam essa questão. Assim apesar deste N não estar perdido do sistema, ocorre progressivamente uma menor disponibilidade de N as plantas.

Com a chegada das excreções dos animais ao solo, especialmente urina, durante e em seguida ao período de volatilização de NH_3 , algum NH_4^+ pode ser recuperado pelas plantas ou ser imobilizado na matéria orgânica do solo (BALL & RYDEN, 1984). CATCHPOOLE & BLAIR (1990), obtiveram a recuperação entre 30 e 40% do N urinário aplicado ($775\text{mgN}/201\text{ cm}^2$) por *Punicum maximun* cv. Riversdale. Quando na incorporação da urina ao solo, 90% do N urinário foi recuperado pela planta. Infelizmente, para condições de pastagens, não é sempre que, com a deposição dos dejetos dos animais ocorra chuvas fracas para promover seu aprofundamento no perfil de solo.

Outra fração do N das excreções também podem permanecer no solo sob forma orgânica. Por exemplo, HAYNES & WILLIAMS (1993), citando outros autores relatam que 13% do ^{15}N -uréia aplicado como simulação de uma área urinada, foi recuperado na forma orgânica após 7 dias. Porém, a assimilação do N não é sempre rápida, por estar na dependência de fatores ambientais e da relação dos resíduos orgânicos. Relata THOMAS et al. (1990), que as taxas de reimmobilização e senescência de brotações em áreas que receberam excretas podem não ser significativas.

Especialmente a uréia, por ser orgânico, tem grande chance de ser imobilizada pelos microrganismos do solo (FENN & HOSSNER, 1985; HAYNES & WILLIAMS, 1993), os quais também competem com as plantas pelo N disponível (SIMPSON & STOBBS, 1979; ROBERTSON et al., 1993b; JACKSON et al., 1989).

Para as fezes a maior parte do N, por estar na forma orgânica insolúvel, também deve passar pelo processo de mineralização para se tornar disponível as plantas. A quantidade de N mineralizado nas fezes está rigorosamente relacionada com o conteúdo de N total. Porém sua mineralização é menor do que o material das plantas que lhe deram origem (BARROW, 1961; FLOAT, 1970a,b citados por HAYNES & WILLIAMS, 1993). Porém a menor mineralização desse material não é devido a diferença na relação C:N, mas na grande proporção de C consistir de material fibroso e indigestível (celulose, hemicelulose e lignina) o qual degrada muito vagarosamente (MURWIRA & KIRCHMANN, 1993; BARROW, 1960 citado por HAYNES & WILLIAMS, 1993), proporcionando um outro ritmo de ciclagem deste nutriente para as plantas do sistema de pastagem.

3. MATERIAIS E MÉTODOS.

3.1. EXPERIMENTO I: ESTUDO DAS PERDAS DE N NO SISTEMA SOLO-FEZES BOVINAS.

3.1.1. INTRODUÇÃO.

Muitos fatores podem afetar a produtividade em um sistema de pastagem. Dentre eles, podemos destacar o ruminante, por se alimentar das forrageiras e também por poder alterar a composição botânica das áreas por ele utilizadas.

Das alterações do sistema de pastagem decorrentes do pastejo, torna-se importante a grande quantidade de fezes depositadas pelos animais.

Na pastagem, nas áreas que receberam as fezes, é provável que possa ocorrer um aumento na produção de matéria seca e, também, um aumento no teor de N das plantas ali localizadas. Contudo, parte das defecções pode ocorrer em lugares onde não há plantas, por exemplo, nas trilhas feitas pelos animais ou em lugares de descanso, bastante pisoteados, ou próximos de bebedouros, etc.

Mesmo na presença de plantas, as fezes bovinas podem representar um “canal” de perdas de N do ecossistema de pastagem. Condições de pH e umidade das fezes podem normalmente favorecer a perda de N, principalmente por volatilização de amônia. Assim, neste trabalho, objetivou-se estudar o efeito da umidade do solo em relação ao comportamento do N adicionado por meio das fezes bovinas depositadas na superfície do solo.

3.1.2. MATERIAIS E MÉTODOS.

O trabalho foi realizado no Campo Experimental da EMBRAPA/CNPAB, no período de maio a outubro de 1993. O delineamento experimental usado foi o de blocos ao acaso. As parcelas experimentais constituíram-se de bandejas plásticas de 26 x 36 x 7cm (936 cm²). Em cada bandeja foram feitos 20 furos de aproximadamente 0,5cm de diâmetro para permitir a percolação de água quando da ocorrência de chuvas, pois estas ficavam expostas ao ambiente. Cada bandeja recebeu 5,58 kg, na base seca, de solo Podzólico Vermelho-Amarelo (PVd, região de Piraí, RJ), destorroado e peneirado, e 1kg de fezes bovinas frescas. O experimento teve 2 níveis de umidade inicial (30% e 100% da capacidade de campo), na presença ou ausência de fezes, com 5 épocas de coleta (tempo 0 e a 3, 10, 30 e 93 dias após a instalação do experimento) e um total de 5 repetições.

Em suma, os tratamentos estudados foram:

- I - Solo úmido (100%CC), sem fezes.
- II - Solo úmido (100%CC), com fezes.
- III - Solo seco (30%CC), sem fezes.
- IV - Solo seco (30%CC), com fezes.

As características do solo utilizado são as seguintes: pH, em água, de 4,4; teores de Al⁺³ e Ca⁺² + Mg⁺² (em mEq/100ml) de 2,19 e 1,37, respectivamente; e teores de P e K (em ppm) de 3,36 e 61, respectivamente. O fósforo foi analisado segundo o método de Mehlich 1, de acordo com o Manual de Métodos de Análise de Solo da EMBRAPA/SNCLS (1979).

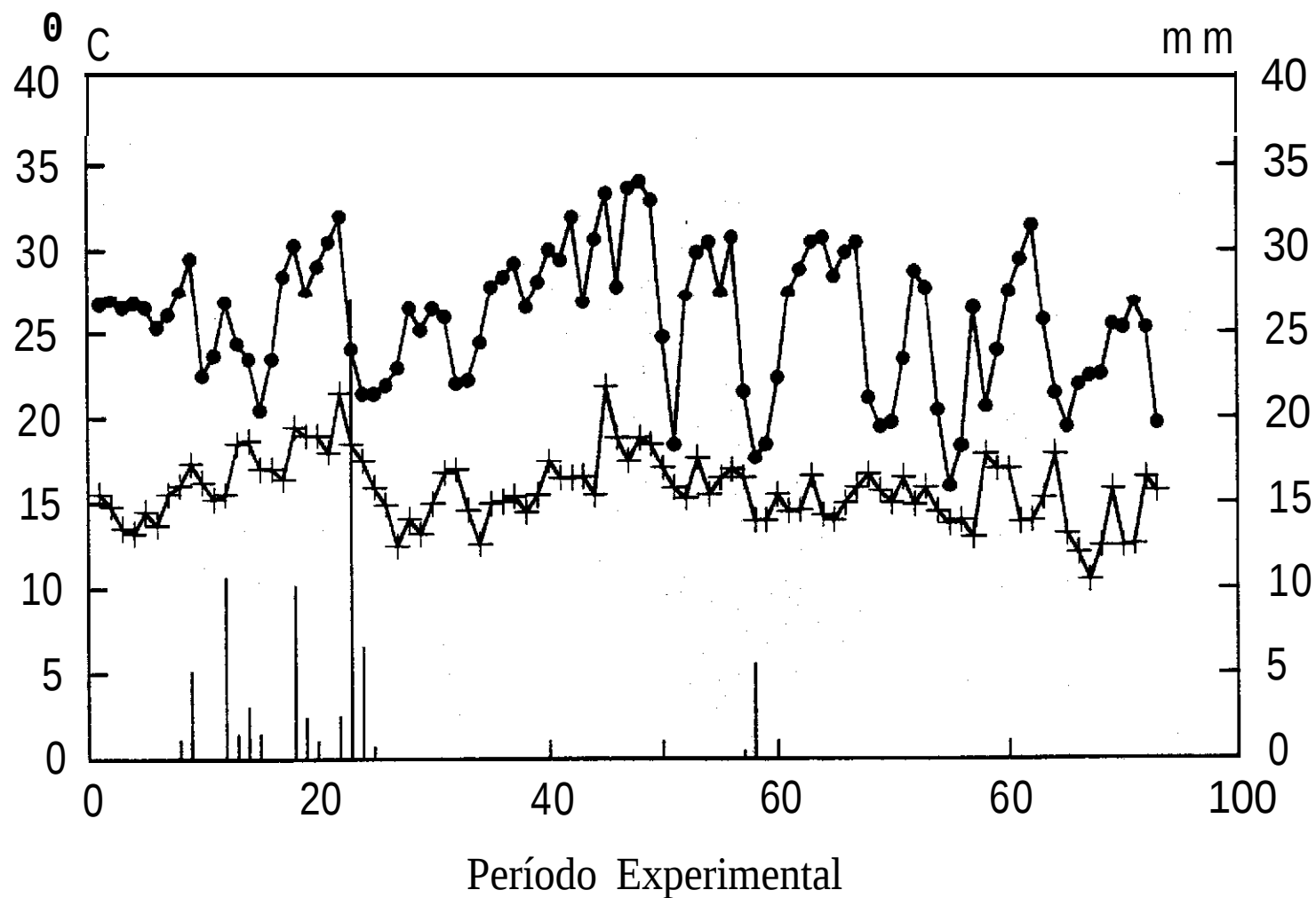
As fezes bovinas foram colhidas diretamente do reto dos animais no dia 19/05. Os animais utilizados foram vacas leiteiras holandês-zebú com grau de sangue bastante variado e em diferentes estágios de lactação. Sua alimentação na época contava com pasto de baixa qualidade, “pasto sujo”. As fezes foram homogenizadas manualmente em tambor

plástico de 50 litros. Sua aplicação no solo se deu com auxílio de aro plástico de 23cm de diâmetro interno e 5cm de altura, logo após o tratamento de umidade do solo ser executado.

Para obtenção dos tratamentos a serem estudados se considerou que, como o solo em questão contava com a umidade inicial de 7% (30%CC), esse nível de umidade passou a ser o tratamento seco. Em função da capacidade de campo (23% umidade) o tratamento úmido foi obtido pela adição de 1 litro de água destilada aos 6kg do solo contido nas bandejas.

Os dados climáticos são apresentados na Figura 1 e foram obtidos na Estação Experimental de Itaguaí/PESAGRO-RJ, a qual se distancia aproximadamente 3km do Campo Experimental da EMBRAPA/CNPAB. Suas coordenadas geográficas são: Latitude de 22°45'-S Longitude de 43°41'-W e altitude de 33 metros.

O experimento, instalado na parte da manhã do dia 19/05, teve sua primeira coleta feita no período da tarde do mesmo dia. As fezes foram separadas do solo e homogeneizadas, sendo amostradas imediatamente para as várias análises e, também, para determinação da massa seca. Contava-se com bandejas individuais por tratamento para cada época de amostragem. Todo o solo das bandejas, livre das fezes, foi, também, homogeneizado e amostrado para as várias análises e determinação da massa seca. As análises feitas para cada coleta, tanto no solo como nas fezes bovinas, foram o pH, o carbono total (Autoanalisador para carbono, hidrogênio e nitrogênio-LECO CHN-600), o teor de N-total (BREMNER & MULVANEY, 1982) e, para o solo, as frações minerais do



- o - Temperatura máxima + Temperatura mínima ■ Precipitação (mm)

Figura 1. Dados climáticos de temperatura e precipitação pluviométrica ocorridos no período de 19.05 a 19.08.1993.

N, NH_4^+ e NO_3^- , foram analisadas pelo método colorimétrico de injeção em fluxo contínuo (Flow Injection Analysis-FIA), segundo as metodologias de ALVES et al. (1993) e KAMPHAKE et al. (1967), respectivamente. Para as fezes, o N-mineral foi analisado pelo método de arraste a vapor (KEENEY & NELSON, 1982).

3.1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.

Considerando-se a unidade experimental (bandeja), a presença das fezes bovinas teve significativa importância para manutenção inicial da umidade do solo no tratamento com 100%CC (Tabela 1). Entre o 3º e 30º dia (2ª e 4ª coletas), após a aplicação das fezes (DAAF), foi registrada a ocorrência de chuvas, que se intensificaram nos dias que se seguiram após a 3ª coleta (Figura 1). Com isso, os tratamentos de menor umidade tenderam a se aproximar daqueles de maior umidade, até mesmo chegaram a ser semelhantes na oportunidade da 4ª coleta (Tabela 1). Nos 60 dias que se sucederam após a 4ª coleta, praticamente não houve mais chuvas. Os teores de umidade do solo caíram significativamente, ao ponto de não haver diferenças significativas entre os tratamentos de umidade no momento da última coleta (Tabela 1).

Os 12 dias de chuva ocorridos de 3 a 30 DAAF (2ª e 4ª coletas) foram classificadas como chuvas fracas, sendo o volume total precipitado, neste período, de 72,2 mm. Apesar do teor de N da chuva ocorrida não ter sido quantificado, espera-se que a sua contribuição para o sistema tenha sido muito pequena (MALAVOLTA, 1990). Para as fezes bovinas, as chuvas podem ter atuado retardando sua perda de umidade. Pode-se considerar que os tratamentos de umidade do solo não influenciaram de forma significativa o teor de umidade das fezes (Tabela 2).

Um dos principais fatores não biológicos que contribuem para a degradação das fezes, e com isso a liberação de nutrientes, é o impacto da chuva sobre esse material (HAYNES &

Tabela 1. Percentuais de Umidade do solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Pirai-RJ no decorrer do experimento. Média de 5 repetições.

Tratamento	Coletas (dias)				
	1	3	10	30	93
100%CC	20,77a	17,63b	18,29ab	18,37b	3,00
100%CC+Fezes	23,77a	23,11a	21,61a	23,26a	3,38
30%CC	5,57b	9,07c	14,98ab	18,49b	3,33
30%CC+Fezes	7,65b	9,87c	13,68b	23,82a	3,41
CV%	13,93	14,19	21,19	5,36	7,58

As médias seguidas da mesma letra nas colunas, não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey a $P=0,05$

Tabela 2: Percentuais de Umidade das fezes bovinas sobrepostas em solo Podzólico Vermelho Amarelo da região de Pirai-RJ, com dois níveis de umidade, no decorrer do experimento. Média de 5 repetições.

	Coletas (dias)				
Tratamentos :	1	3	10	30	93
Fezes,100%CC	85,84	76,53	67,08	59,75	15,04
Fezes,30%CC	85,24	75,58	64,42	58,08	14,89
CV%	0,66	2,48	3,47	4,43	6,56

Não houve diferença significativa entre os tratamentos, quando aplicado o teste de Tukey a $P=0,05$.

WILLIAMS, 1993). Como foi observado neste experimento, as fezes contavam com um alto teor de umidade, o qual chegou a 85%, concordando com as observações de KIEHL (1985). De acordo com as Figuras 2 e 3, pode-se observar que a presença das fezes na superfície do solo proporcionou um crescente aumento na disponibilidade de N mineral até a 3ª coleta, sendo que, face a variabilidade dos resultados, somente houve uma diferença significativa na 3ª coleta do tratamento de umidade inicial de 100%CC (Figura 2). Segundo HAYNES & WILLIAMS (1993) os compostos nitrogenados solúveis das fezes correspondem de 20 a 25% do total de compostos nitrogenados. No presente experimento, é possível que a parte líquida das fezes tenha se difundido para o solo, carregando estes compostos solúveis, que corresponderam a uma fonte de N facilmente mineralizável, sendo responsável por uma maior disponibilidade de N mineral do solo. Isto poderia explicar o fato das plantas localizadas próximas as áreas defecadas terem um crescimento diferenciado daquelas fora da área de influência destas (MAC DIARMID & WATKIN, 1971). É importante ressaltar que o efeito de liberação de substâncias solúveis para o solo pode ter sido restringido face a pouca incidência de chuvas no início do experimento. Este fato propiciou a formação de uma espécie de crosta, na camada mais externa da massa fecal, devido a perda de umidade. A crosta formada, provavelmente, também pode ter provocado um retardo na perda de água das fezes, o que, certamente, deve ter prolongado a permanência de um meio anaeróbico em seu interior. A permanência desta condição poderia proporcionar uma maior mineralização de N (WARING & BREMNER, 1964), o que poderia resultar em maiores perdas de N por volatilização de amônia das fezes.

Outro fato interessante pode ser notado quanto a disponibilidade de N mineral na última coleta. Nesta oportunidade, fica bem claro que, de alguma forma, a presença das fezes proporcionou uma redução na disponibilidade de N mineral no solo. Uma possibilidade seria uma drenagem do N mineral pelo processo de imobilização na biomassa zimogênica, que seria favorecida pela entrada do material orgânico proveniente das fezes. Outra possibilidade seria que, numa porção do solo mais próxima das fezes, onde, provavelmente,

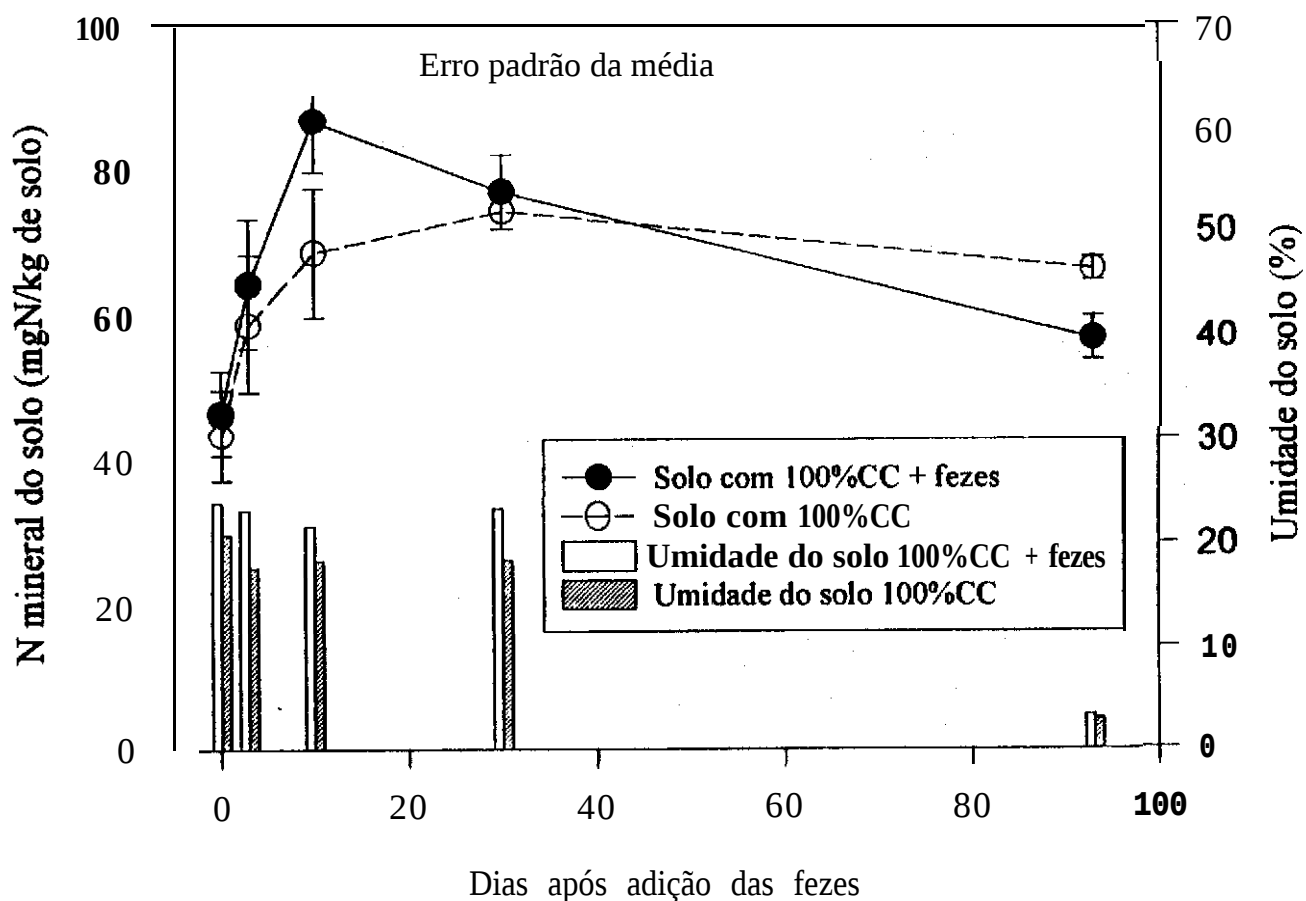


Figura 02. Disponibilidade do N mineral e teor de umidade do solo no tratamento de umidade inicial de 100%CC, sob o efeito do tratamento de adição superficial de fezes bovinas. Valores médios de 5 repetições.

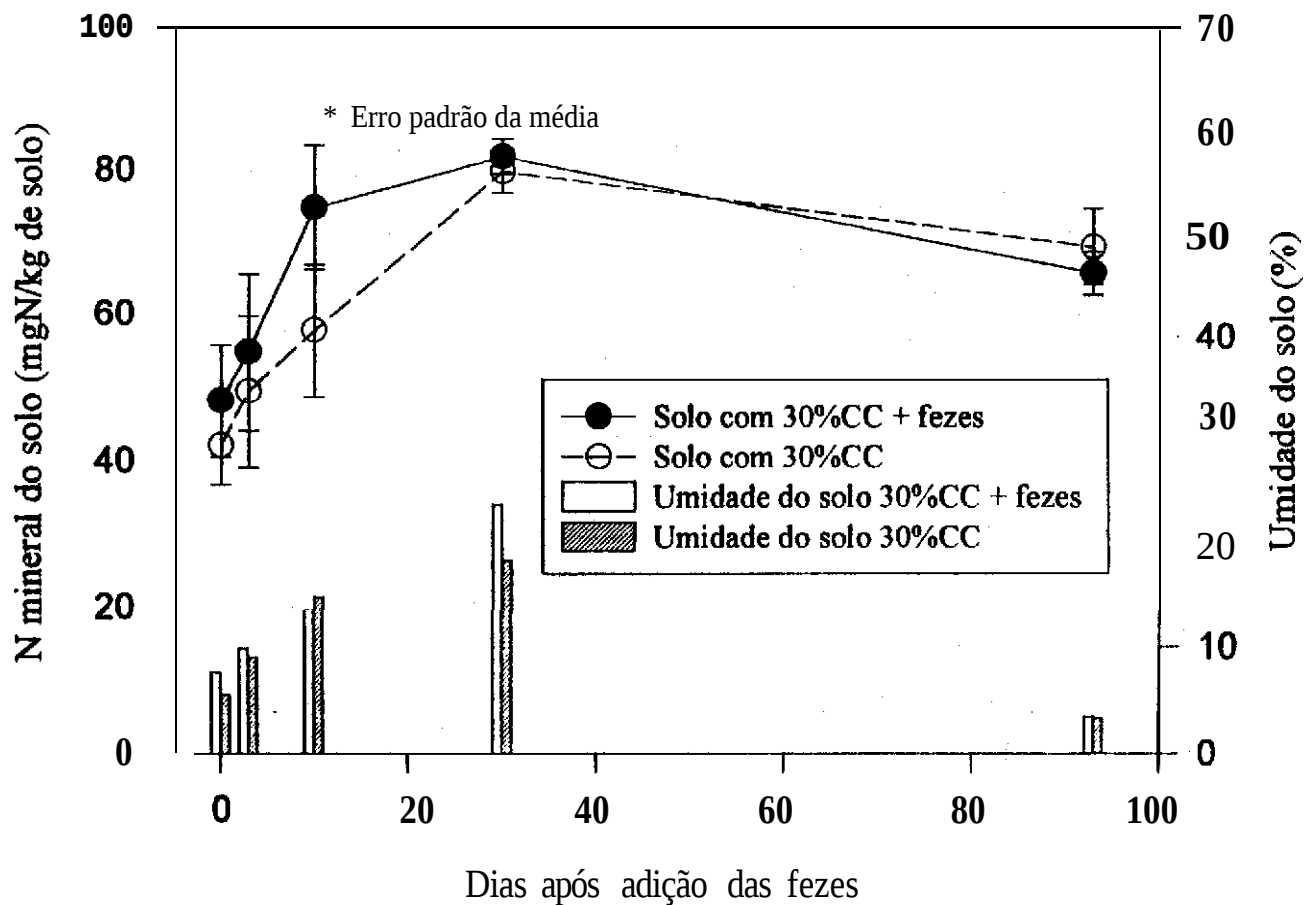


Figura 03. Disponibilidade do N mineral e teor de umidade do solo no tratamento de umidade inicial de 30%CC, sob o efeito do tratamento de adição superficial de fezes bovinas. Valores médios de 5 repetições.

houve um maior efeito desta sobre a disponibilidade de N mineral, possa ter ocorrido, também, um efeito sobre o pH do solo. Uma elevação do pH poderia justificar, através de perdas por volatilização de amônia, os valores mais baixos de N mineral no tratamento que recebeu fezes bovinas. Não obstante, possivelmente devido ao procedimento de amostragem, o pH do solo não foi afetado pela presença das fezes bovinas, e seus valores permaneceram em torno de 4,5. Já nas fezes bovinas, o pH variou significativamente entre as coletas, independentemente do tratamento de umidade presente inicialmente no solo. Seu valor inicial (7,3) atingiu o máximo (8,4) na 2ª coleta. A partir daí, ocorreu uma suave queda e ao final do experimento, aos 93 dias, o valor do pH das fezes era de 7,1. É importante ressaltar que as perdas de N por volatilização de amônia são favorecidas com valores de pH maiores que 7 (URQUIAGA, 1990).

Ainda, com relação ao status de N mineral do solo, pode-se observar que, na presença das fezes, houve tendência de maior disponibilidade de amônia no tratamento de maior umidade após 3 DAAF (Tabela 3). Na ausência das fezes esse efeito pode ser justificado por maior mineralização do N orgânico nativo do solo propiciado pelas ótimas condições de umidade (STANFORD & EPSTEM, 1974). Na presença das fezes, aos 3 DAAF, embora os dados não sejam significativos, foi possível observar uma tendência a um aumento na disponibilidade do N amoniacal do solo, possivelmente, proveniente das fezes. Esta tendência perdurou até aos 10 DAAF. Na última coleta, quando os tratamentos de umidade estavam em torno de 15%CC, e não eram mais distinguíveis, a influência das fezes sobre o N amoniacal do solo inverteu-se.

A perda de N amoniacal foi altamente significativa nas fezes. Sua maior queda se verificou nos 3 primeiros dias. Os valores iniciais que estavam em $640 \text{ ugN-NH}_4^+/\text{g}$ de peso seco de fezes, atingiram $220 \text{ ugN-NH}_4^+/\text{g}$, aos 3 DAAF e passaram a $80 \text{ ugN-NH}_4^+/\text{g}$ aos 10 DAAF (Figura 4). Até essa oportunidade, o pH das fezes estava em torno de 8,0, independente dos tratamentos de umidade do solo. A dinâmica do N mineral nas fezes, depositadas superficialmente no solo, parece ter influenciado a dinâmica do N do

Tabela 3: Teores de Amônio ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) em solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Pirai-RJ, no decorrer do experimento. Média de 5 repetições.

Tratamentos	Coleta (dias)				
	1	3	10	30	93
100%CC	35,30	49,01a	55,36	66,03	55,56a
100%CC+Fezes	37,49	53,07a	62,88	64,98	46,63b
30%CC	33,87	38,07b	44,99	68,54	55,30a
30%CC+Fezes	39,92	46,20ab	55,62	69,00	53,67ab
CV%	12,77	11,12	17,55	8,07	7,84

As médias seguidas da mesma letra nas colunas, não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey a $P=0,05$ e nas colunas que não possuem letras, não houve diferenças.

compartimento solo, pois a quantidade de N-amônio perdida pelas fezes, parece ter refletido em algum aumento na disponibilidade desta forma mineral no solo.

Quanto a fração nítrica do N mineral das fezes, não foram observadas diferenças significativas em sua disponibilidade (figura 5), qualquer que fosse o teor de umidade inicialmente presente no solo. No solo, houve uma tendência dos teores de N-nitrato, após 10 dias (3ª coleta), serem maiores nos tratamentos onde as fezes estavam presentes, não se notando efeito dos tratamentos de umidade (Tabela 4). Estes dados servem para reforçar a hipótese de um aumento localizado de pH provocado pelas fezes, que propiciaria uma melhor condição para que parte do N amoniacal do solo fosse nitrificado. Infelizmente, face a alta variabilidade dos dados obtidos, somente é possível uma discussão em função das tendências.

Nas fezes, o perfil de comportamento do N nítrico se assemelhou ao do N amoniacal, porém quantitativamente menor, como mostrado na Figura 5.

Como no decorrer do experimento, face a ocorrência de chuvas, houve uma tendência para que os tratamentos de menor umidade se aproximassem do tratamento de 100%CC. E de fato esta semelhança foi observada na oportunidade da 4ª coleta, donde, até a 5ª coleta, pode-se dizer que já não era possível verificar uma diferença entre os tratamentos de umidade. Sendo assim, para análise estatística do balanço de N-total no sistema solo-fezes bovinas, optou-se por um agrupamento dos tratamentos em: 1-Solo com fezes sobrepostas e 2-Solo sem fezes.

Para o balanço de N total neste experimento (Tabela 5), diversos aspectos podem ser considerados. Por exemplo, observando-se o comportamento do compartimento fezes isoladamente, obteve-se uma perda em torno de 10% na quantidade de N total ali presente. Tal perda ocorreu principalmente nos três primeiros dias do período experimental e, devido a condição de alta umidade e elevado pH nas fezes, pode-se atribuí-la a volatilização de amônia oriunda da fração de N mineral das fezes.

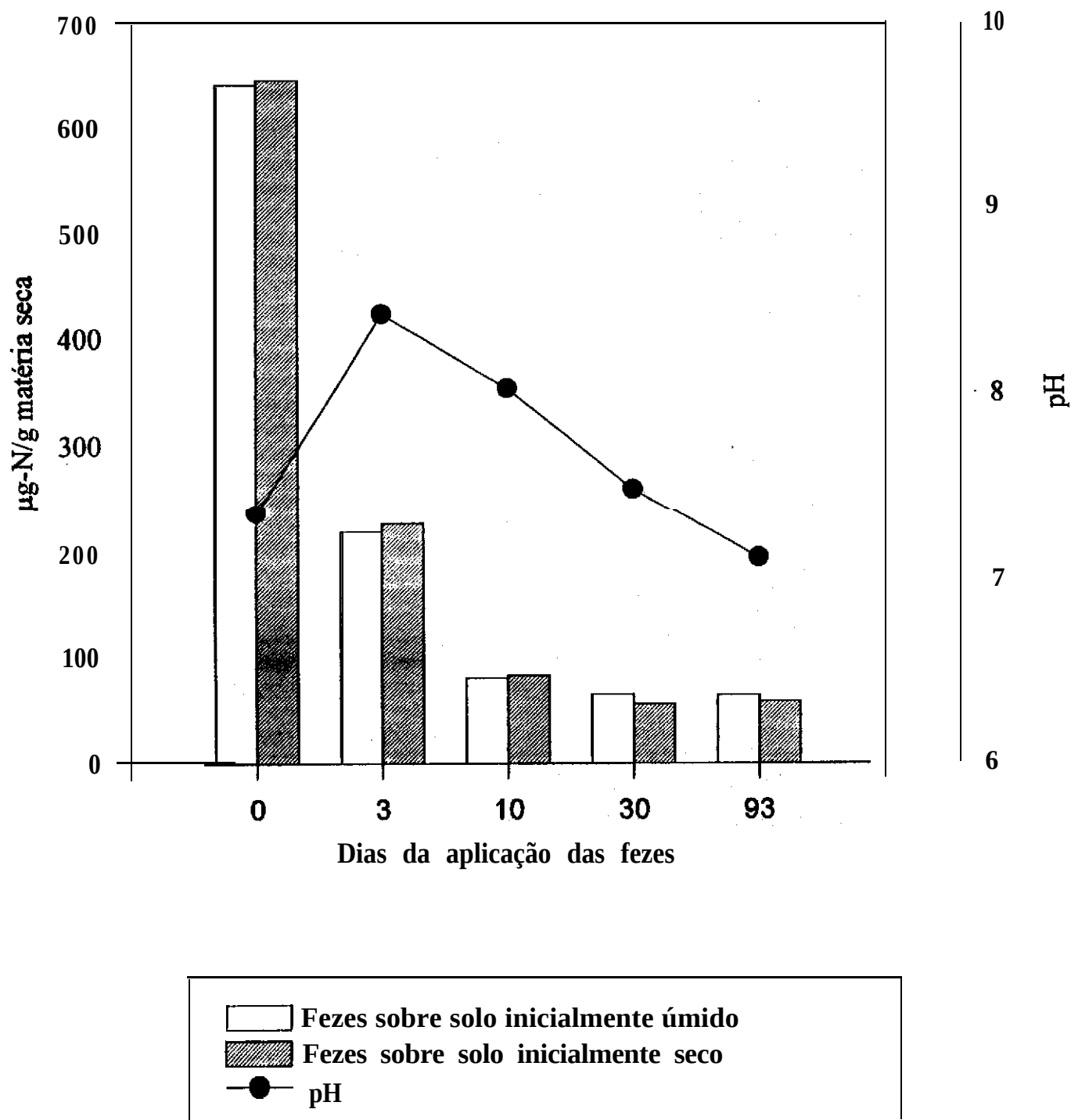


Figura 4: Teor de N-amônio nas fezes de bovinos em relação a cinco épocas de coleta.

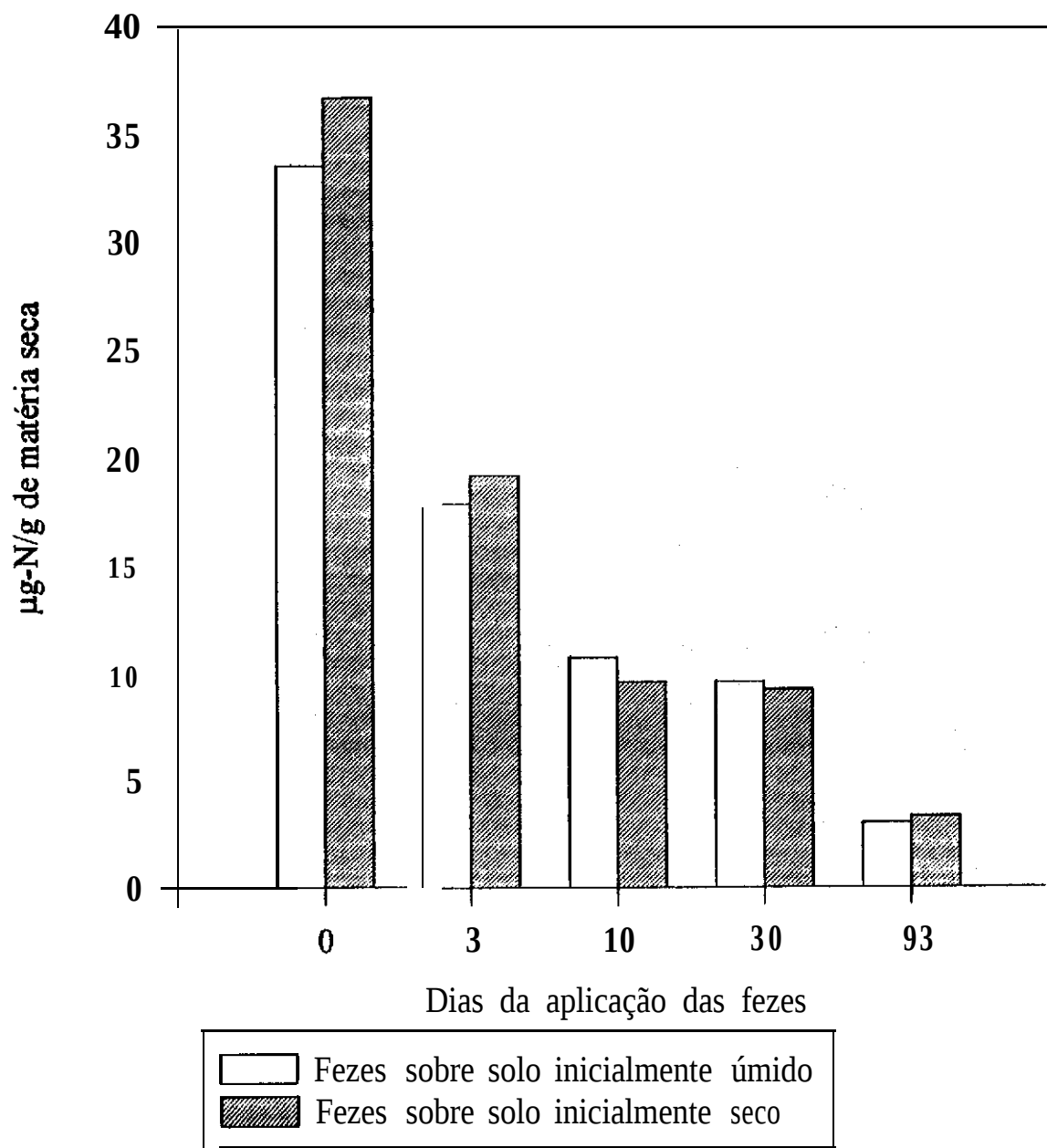


Figura 5: Teor de N-nitrato nas fezes de bovinos em relação as cinco épocas de coleta.

Contudo, pela análise do sistema ora estudado, ou seja, a adaptação para uma bandeja contendo 5,58 kg de solo (peso seco), com ou sem fezes sobreposta, teve-se, para um balanço do N total do sistema (solo + fezes), uma perda em torno de 7,41% deste N total (Tabela 5). A diferença obtida em relação a anterior foi devida às variações no confronto entre as quantidades de N para ambos os compartimentos em questão. Como o déficit do balanço do N total para o sistema solo-fezes se deu, principalmente, devido ao N perdido da fração mineral das fezes dos bovinos, quanto maior as quantidades de solo usado, maior seria o efeito de diluição por ele exercido.

É importante observar (Tabela 5) que o teor de N mineral nas fezes, em relação ao seu N total, que estava em 3,91% para primeira coleta, decresceu para 1,54% na segunda coleta. Nas 3^a, 4^a e 5^a coletas, as fezes tiveram proporções de N-mineral de 0,58%, 0,42% e 0,33% em relação ao N total, respectivamente. Nota-se que o maior decréscimo nos valores de N mineral das fezes, coincidem com o aumento dos valores para o pH das mesmas. O pH das fezes que na primeira coleta foi de 7,3, atingiu 8,4 na segunda coleta, donde se deduz que a principal via de perda de N do sistema, se deu por volatilização de amônia das fezes dos bovinos.

Aos 10 DAAF, observou-se um valor de N total, do sistema solo-fezes bovina, significativamente menor do que o valor obtido no início do experimento. Contudo, esta diferença não foi significativa para os demais valores das 2 últimas coletas.

Admite-se que, em sistemas de pastagem, onde atuam bezouros coprófagos, grande parte da perda de N ocorrida com 3 dias demonstrada neste experimento, seria reduzida. Segundo RODRIGUES (1989), em lugares bem colonizados por esses insetos, onde foi possível se encontrar até 1000 bezouros em uma única “placa” fecal após 2 horas de sua deposição ao solo, esta pode ser enterrada completamente no solo em até 45 horas de sua deposição.

Neste experimento, pode-se observar, também, um decréscimo em relação ao peso seco das fezes, que inicialmente contava em média com 144,7g e aos 93 dias possuía

Tabela 4: Teores de N-nitrato ($\mu\text{gN/g}$ de peso seco) no solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Pirai-RJ, no decorrer do experimento. Média de 5 repetições.

Tratamentos	Coleta (dias)				
	1	3	10	30	93
100%CC	8,21	9,86	13,22	8,08	10,82
100%CC+Fezes	9,00	11,20	23,71	11,79	10,30
30%CC	8,20	11,33	12,78	11,35	14,06
30%CC+Fezes	8,16	8,61	19,25	12,93	12,04
CV%	20,87	19,43	57,42	31,24	30,42

Não houve diferença significativa com a análise de variância.

Tabela 5: Balanço de Nitrogênio (g) no sistema solo-fezes bovinas. Valores médios dos tratamentos, 10 repetições.

	Coletas (dias)				
	1	3	10	30	93
FEZES					
N-total	2,4976	2,1970	2,2067	2,2312	2,2857
N-NH ₄ ⁺	0,0925	0,0313	0,0112	0,0081	0,0071
N-NO ₃ ⁻	0,0051	0,0026	0,0014	0,0013	0,0004
SOLO					
N-total	7,2952	6,9770	6,8606	7,0358	6,9437
N-NH ₄ ⁺	0,2169	0,2781	0,3320	0,3754	0,2810
N-NO ₃ ⁻	0,0481	0,0555	0,1204	0,0695	0,0626
soma geral,N(g)	9,793a	9,174ab	9,067b	9,267ab	9,229ab

As médias seguidas da mesma letra, para última linha, não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey a P=0,05

um peso seco de 116,4g. Isto, provavelmente, deveu-se ao metabolismo do carbono pela biomassa microbiana existente nas fezes. O teor de carbono total nas fezes que era de 44,19%, na primeira coleta, atingiu 36,18% após os 93 dias do experimento. Sua relação C:N, que inicialmente era de 25,58, atingiu 18,49 ao final do experimento (Tabela 6).

Para os teores de carbono total no solo, não houve diferenças significativas, seja com a presença ou ausência das fezes bovinas, sendo o seu percentual médio de 1,58. Como o teor de N total não variou significativamente, sua relação C:N se manteve estável em torno de 12.

De forma geral, a mineralização do N-fecal é mais complexa do que a do material vegetal, consumido pelos animais (MURWIRA & KIRCHMANN, 1993; HAYNES & WILLIAMS, 1993). Sem se considerar a atuação de bezouros coprófagos e outros organismos que podem estar presentes no solo, em um sistema de pastagem por exemplo, as fezes representariam, em um primeiro momento, uma fonte imediata de N mineral, bastante susceptível de ser perdido do sistema. O restante do N existente, em sua maioria sob uma forma mais complexa, seria mineralizado em um ritmo mais lento. Contudo, essa “lentidão”, no caso de se considerar as fezes como uma fonte fertilizante de N, poderia ser compensada pela quantidade de material depositada localizadamente. Cabe aqui, comentar novamente, o fato de que em pastagens foi possível se identificar as áreas de excreções pelo maior crescimento das forrageiras em relação àquelas áreas onde as excretas não foram depositadas (MAC DIARMID & WATKIN, 1971). Mesmo assim, as fezes depositadas superficialmente, ou mesmo sobre as plantas, podem contribuir para a perda de N do sistema de pastagem. Em áreas afetadas por fezes bovinas MacDIARMID & WATKIN (1972a), constataram perdas de 4,7% de N em 13 dias de período experimental. Nas condições deste trabalho, com ausência de plantas, as perdas detectadas estiveram em torno de 10% do N contido no material fecal, sendo a maior proporção perdida nos primeiros 3 dias após a deposição das fezes sobre o solo.

Tabela 6: Valores do carbono total (gramas) nas fezes bovinas sobrepostas em solo Podzólico Vermelho Amarelo, no decorrer do experimento. Média de 10 repetições.

	Coletas (dias)				
	1	3	10	30	93
C-fezes (g)	63,89a	59,09a	54,02b	51,65b	42,26c
CV%	4,58	10,15	8,45	9,73	21,40

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey a $P=0,05$.

3.1.4. CONCLUSÕES.

- Os resultados dos tratamentos de umidade do solo não influenciaram de forma significativa as perdas de N das fezes bovinas.
- O solo não teve seus valores de pH ou valores de N total significativamente diferentes devido a presença ou ausência das fezes aplicadas superficialmente.
- A presença das fezes sobre o solo, proporcionou certa proteção quanto a perda de umidade do solo.
- As perdas de nitrogênio no sistema solo-fezes bovinas, foram estimadas em 7,4%, sendo a maior queda verificada após 10 dias da deposição superficial das fezes no solo.

3.2. EXPERIMENTO II: ESTUDO DAS PERDAS DE N URINÁRIO BOVINO APLICADO SUPERFICIALMENTE EM COLUNAS DE SOLO PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO, DA REGIÃO DE PIRAÍ-RJ, COM DOIS NÍVEIS DE UMIDADE E DE pH, SUJEITOS A CHUVA SIMULADA.

3.2.1. INTRODUÇÃO.

Nas pastagens, assim como se observa em relação as fezes de bovinos, encontra-se uma grande quantidade de áreas afetadas pela urina desses animais ocorridas durante o período de pastejo.

No solo, os locais que receberam a urina podem ter seus níveis de nutrientes elevados grandemente, principalmente no que diz respeito ao N, cujo teor normalmente encontrado é de 1% . Como já revisto, a principal fração do N na urina é a uréia, sendo que, em termos de N, esta forma pode chegar a 75% do N total da urina (JARVIS et al., 1989). Contudo, a hidrólise da uréia da urina, promovida pela urease, pode propiciar condições para que uma grande parte do N depositado no solo seja perdido, sendo a volatilização de amônia um dos principais mecanismos responsáveis por estas perdas.

O estado de umidade do solo é um dos fatores que influenciam diretamente na intensidade da atividade da urease. Outras condições do solo, tais como pH, temperatura,

disponibilidade de uréia etc, também constituem-se fatores que podem influir na velocidade de perdas do nitrogênio depositadas pela urina.

Por outro lado, as perdas do N amoniacal advindos da hidrólise da uréia podem ser extremamente reduzidas no período chuvoso. WHITEHEAD & RAISTRICK (1991) demonstraram que uma precipitação de 12 mm ocorrida 2 horas após a deposição de urina, as perdas de N reduziram-se a 81%. Os mesmos 12 mm aplicados 24 horas após a deposição da urina ocasionaram uma redução de 6%. A cobertura vegetal do solo também contribui para uma redução das perdas do N depositado na forma de urina (CATCHPOOLE & BLAIR, 1990).

Neste trabalho, objetivou-se estudar o efeito da umidade do solo associado a dois níveis de pH em relação ao N oriundo da urina de bovinos aplicada superficialmente ao solo, através de chuvas simuladas. Para estudar o efeito das chuvas, optou-se por se trabalhar em condições de solo descoberto, onde as perdas podem ser mais severas.

3.2.2. MATERIAIS E MÉTODOS.

O experimento foi realizado em casa de vegetação na EMBRAPA/CNPAB, no período de 22/02 a 23/03/1994. As parcelas constituíram-se de cilindros de solo, feitos a partir de canas de PVC rígidos de 250mm de diâmetro, cortados na altura de 60 cm. O solo utilizado foi um Podzólico Vermelho Amarelo distrófico, da região de Piraí-RJ, cujas principais características são: pH, em água, de 4,4, teores de Al^{+3} , $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$ (em mEq/100ml) de 2,4 e 1,2, respectivamente; e os teores de P e K (em ppm) de 4 e 52, respectivamente o fósforo foi analisado segundo o método de Mehlich 1, de acordo com o Manual de Métodos de Análise de Solo da EMBRAPA/CNCLS (1979). Cada cilindro recebeu aproximadamente 29 kg de solo seco ao ar.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com cinco tratamentos e cinco repetições, sendo o solo avaliado em relação a adição de urina ou não, sob 2 níveis de umidade [capacidade de campo (CC = umidade de 26%) e 46% da CC], 2

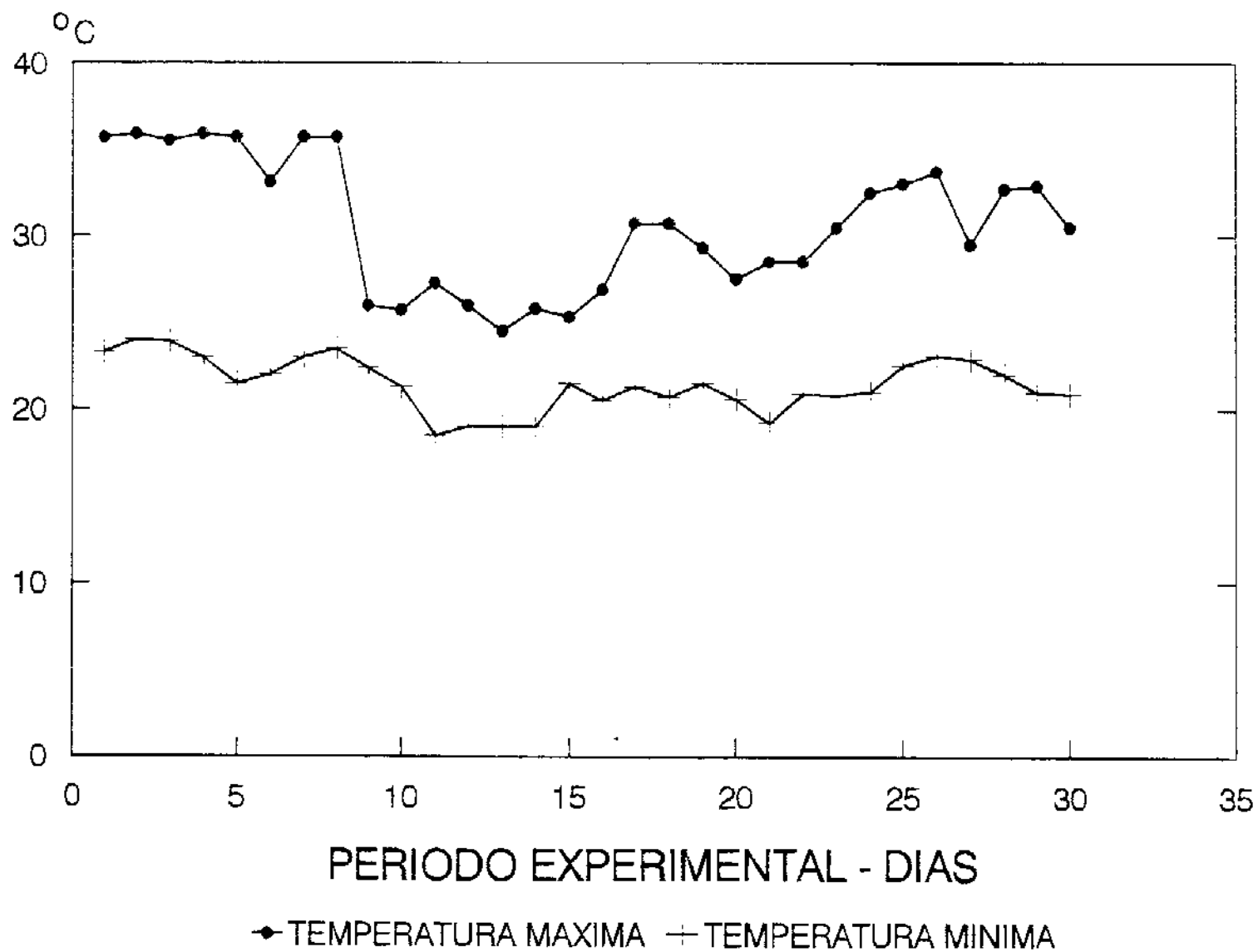


Figura 1. Dados climaticos de temperaturas maximas e minimas ocorridas no periodo de 22.02 a 23.03.1994.

níveis de pH (4,4 e 5,9), 2 níveis de chuva (40mm e 200 mm mensais), em 5 profundidades. Em suma podem-se mostrar os seguintes tratamentos, que foram amostrados nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60cm e colido em 5 épocas: 1) 22/02, 2) 24/02, 3) 26/02, 4) 03/03 e 5) 23/03/1994.

- A - Solo seco (46%CC) + pH 4,4 (s/calcário) + urina bovina + chuva tipo 1 (40mm)
- B - Solo seco (46%CC) + pH 5,9 (c/calcário) + urina bovina + chuva tipo 1 (40mm)
- C - Solo úmido (100%CC) + pH 4,4 (s/calcário) + urina bovina + chuva tipo 2 (200 mm)
- D - Solo úmido (100%CC) + pH 5,9 (c/calcário) + urina bovina + chuva tipo 2 (200 mm)
- E - Solo úmido (100%CC) + pH 4,4 (s/calcário) + s/ urina bovina + chuva tipo 2 (200 mm)

A urina utilizada no experimento foi coletada de vacas leiteiras holandes-zebú com grau de sangue bastante variado. A coleta foi feita na Fazenda do Instituto de Zootecnia/UFRRJ. Os animais, na época, se alimentavam de um pasto de composição botânica bastante variada, “pasto sujo”. A urina aplicada foi uma mistura da coletada no mesmo dia do início do experimento com a coletada no dia anterior, a qual estava armazenada em geladeira. A urina foi homogenizada em um tambor plástico de 35 litros. Com base no revisado sobre as médias de volume e as áreas normalmente afetadas pela urina, adicionou-se 220ml de urina na superfície de cada cilindro, com área de 491 cm². Considerando-se o percentual de N-total da urina coletada de 0,65 l, e relacionando-se o volume de urina aplicado com a área do cilindro, adicionou-se ao solo uma quantidade equivalente a 291 kg N/ha.

Para a obtenção dos tratamentos com níveis diferentes de umidade inicial do solo, se considerou-se a umidade inicial que estava em 12% (46%CC), como o tratamento “seco”. O tratamento úmido foi obtido pela adição de três litros de água destilada por cilindro, a qual foi aplicada um dia antes do início do experimento, obtendo-se um teor de

umidade de 26% (100% CC). Foi considerada desprezível, a quantidade de água drenada em alguns cilindros na ocasião do umidecimento.

O nível mais alto de pH, foi obtido com a adição, por cilindro, de 65g de calcário comercial ao solo. A homogenização do calcário ao solo foi feita mediante o uso de betoneira 60 dias antes do início do experimento.

Para a simulação das chuvas, tomou-se como referência a precipitação média que ocorre na região de Itabela, Bahia, pois este trabalho faz parte de um grande projeto de ciclagem de N em pastagens realizado naquela região. Sendo assim, utilizou-se uma precipitação média de 40mm mensais, simulando o período seco daquela região. E de 200mm, para o período úmido. A aplicação de água simulando as chuvas se deu a cada 7 dias a partir do início do período experimental, e foi feita da seguinte forma:

- Chuva tipo 1: Representando a precipitação de 40mm mensais, sendo distribuída em 10 mm por semana, durante 4 semanas, ou seja, uma aplicação de 450 ml de água destilada por cilindro a cada 7 dias, para os tratamentos de menor umidade inicial do solo.
- Chuva tipo 2: Representando a precipitação de 200mm mensais, sendo distribuída em 50 mm por semana, durante 4 semanas, ou seja, uma aplicação de 2.250 ml de água destilada por cilindro a cada 7 dias nos tratamentos de maior umidade inicial do solo.

Os lixiviados, provenientes da aplicação da chuva simulada, foram coletados em bandejas plásticas de 26 x 36 x 7cm, posicionadas abaixo dos cilindros. O volume retido nas bandejas foi aferido por meio de proveta plástica com capacidade de 2 litros. Grande parte do lixiviado era coletado quase que imediatamente, sendo armazenado em geladeira e juntado ao residual acumulado até o dia seguinte. Nesta ocasião, uma alíquota era retirada para se procederem as análises de N mineral e N uréia.

Para cada camada do solo dos cilindros, se coletou uma amostra na qual se analisou o teor de N-total (BREMNER & MULVANEY, 1982), o teor de umidade e o pH. Tanto as frações minerais de N do solo e do lixiviado produzido, assim como o N-uréia, foram analisados pelo método de colorimetria em fluxo contínuo (Flow Injection Analysis-FIA), sendo as seguintes metodologias utilizadas: N-uréia (SULIVAN & HAVILIN, 1991), N-NH_4^+ (ALVES et al, 1993) e N-NO_3^- (KAMPHAKE et al, 1967).

Devido a necessidade da aplicação de água de modo regular e controlado, simulando as chuvas, o experimento teve que ser instalado em casa de vegetação. Esta condição parece não ter trazido grandes alterações em relação ao meio externo, pois a mesma possuía as laterais teladas, o que permitia a livre circulação de ar. Dessa forma para se ter uma idéia do comportamento da temperatura do ar, no decorrer do experimento, recorreu-se aos dados coletados na Estação Experimental de Itaguaí/PESAGRO-RJ (Figura 1). O CNPAB, situa-se a uma distância de aproximadamente 500 metros desta estação meteorológica, cujas coordenadas geográficas são: latitude de 22°45'-S, longitude de 43°41'-W e altitude de 33 metros.

3.2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.

Com os dados de umidade do solo, para os tratamentos com menor teor de umidade, pode-se observar, para os primeiros 5 dias da aplicação da urina (DAAU), uma perda significativa de umidade da camada superficial do solo para o ambiente (Tabela 1). No decorrer do experimento os teores de umidade, do tratamento seco, se elevaram devido as aplicações de água, simulando chuvas. Neste tratamento não houve produção de lixiviado. Ainda, com relação aos tratamentos com menor nível de umidade do solo, nota-se que a aplicação de urina (220ml/cilindro) alterou os níveis de umidade, principalmente para a primeira coleta na camada de 0-5cm (Tabela 1). Para as demais profundidades, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60cm, não houve diferenças significativas para o teor de umidade do solo, a qual se manteve em torno do nível inicial. Para a última coleta, aos 30 DAAU, devido a simulação de chuva, a umidade do solo se alterou nas diversas camadas estudadas (tabela 1).

Com relação aos tratamentos de maior umidade inicial (26%), a contribuição da urina alterando os níveis de umidade do solo, não foi tão marcante quanto nos tratamentos secos (Tabela 2). Nas demais profundidades, não houve diferenças significativas, para os níveis de umidade do solo, nas duas primeiras coletas já que a simulação de chuva ainda não fora feita, estando estes níveis em torno da capacidade de campo. Para as duas últimas coletas devido a aplicação de água, os níveis de umidade superaram a capacidade de campo do solo, tornando-o saturado. Nesta situação, o nível de umidade encontrado estava em torno do 30%, e com isso, nestes tratamentos, a simulação das chuvas acarretou em uma lixiviação abaixo dos 60 cm de profundidade do cilindro de solo.

Nas camadas superficiais do solo foram onde ocorreram as maiores variações de pH devido a aplicação da urina bovina (Tabela 3) para todos os tratamentos.

Para os tratamentos de solo com umidade baixa (12%), apenas após o início da simulação de chuvas foi que se notou um maior efeito da adição da urina sobre o pH do

Tabela 1. Teor de umidade do solo Podzólico Vermelho Amarelo da região de Pirai-RJ, no decorrer do experimento para os tratamentos A) Solo seco(12%U)+urinabovina e b) Solo seco(12%U) +calcáreo +urina bovina.

% de umidade do solo - Dias de coleta					
Profundidade (cm)	1	3	5 *	10 ***	30
Solo :					
Sem calcário					
0-5	12,5b	7,5c	6,0c	14,3b	19,0a
5-10	10,7b	12,0b	12,6b	12,7b	20,9a
10-20	12,3b	12,8b	12,9b	13,5b	18,1a
20-40	12,1b	12,4b	12,5b	14,4b	16,2a
40-60	12,7b	12,9b	13,4b	15,3a	15,3a
Com calcário					
0-5	12,4b	7,3c	5,9c	15,0b	20,0a
5-10	9,1c	11,8bc	10,9bc	13,1b	22,6a
10-20	12,3b	12,4b	13,3b	13,8b	19,0a
20-40	12,9b	12,2b	12,4b	14,4b	15,8a
40-60	13,4b	12,8b	12,6b	12,0b	16,4a
CV% trat. A	9,00	7,16	12,19	3,53	6,58
CV% trat. B	18,99	9,74	25,58	8,74	7,29

As médias seguidas da mesma letra, para as linhas, não são diferentes entre si, de acordo com o teste de Tukey a $P=0,05$.

(*)Representa uma aplicação de 450ml de água, ocorridas nos dias 7, 14, 21 e 28 do período experimental.

Tabela 2. Teores de umidade do solo Podzólico Vermelho Amarelo da região de Pirai-RJ, no decorrer do experimento para os tratamentos C) Solo úmido + urina bovina, D) Solo úmido + Calcáreo + Urina bovina e E) Solo úmido.

% de umidade do solo - Dias de coleta					
Profundidade (cm)	1	3	5 *	10 ***	30
Solo:					
100%CC + urina					
0-5	27,9a	20,8b	17,2c	27,6a	27,3a
5-10	26,4b	26,3b	25,4c	27,7ab	29,6a
10-20	26,6b	26,3b	27,0b	27,2ab	28,4a
20-40	26,5b	27,0b	26,4b	28,0ab	30,1a
40-60	26,7b	26,4b	27,0b	29,0ab	30,4a
100%CC + Calcáreo + urina					
0-5	26,9a	20,8b	15,1c	27,3a	26,7a
5-10	26,0b	25,9b	25,3b	28,0ab	29,6a
10-20	26,6b	26,5b	26,6b	28,4ab	29,9a
20-40	26,4b	26,8b	27,0b	30,0a	28,7a
40-60	26,6b	26,8b	27,3b	29,4a	30,0a
100%CC					
0-5	23,4b	18,0c	17,5c	28,1a	28,8a
5-10	25,9b	25,1b	26,0b	28,0ab	29,3a
10-20	26,0b	26,2b	26,9b	28,7ab	29,0a
20-40	26,1b	26,2b	26,4b	28,9ab	30,1a
40-60	26,3b	26,5b	26,3b	30,0a	30,0a
CV% trat. C	2,27	9,33	6,79	4,05	5,30
CV% trat. D	1,92	8,33	5,00	4,95	3,73
CV% trat. E	3,11	4,12	2,91	4,24	1,72

As médias seguidas da mesma letra, nas mesmas linhas, não são diferentes entre si, de acordo com o teste de Tukey a $P=0,05$.

(*) Representa uma aplicação de 2.250ml de água, ocorridas nos dias 7, 14, 21 e 28 do período experimental.

Tabela 3. Dados de pH do solo Podzólico Vermelho Amarelo da região de Pirai-RJ, sob os tratamentos: A) solo seco + urina, B) solo seco + calcáreo + urina bovina, C) solo úmido + urina bovina, D) solo úmido + calcáreo + urina bovina e E) solo umido.

Profundidade (cm)	pH do solo - Dias de coleta				
	1	3	5 *	10 ***	30
Solo:					
Com 46%CC + urina					
0-5	4,0c	4,3b	4,1bc	5,5a	5,6a
5-10	4,1a	4,1a	4,0a	4,2a	4,2a
10-20	4,1a	4,1a	4,0a	4,1a	4,2a
20-40	4,0a	4,1a	4,0a	4,0a	4,2a
40-60	4,1a	4,2a	4,0a	4,0a	4,2a
Com 46%CC + calcário + urina					
0-5	5,7d	6,3c	5,9d	6,8b	7,2a
5-10	5,5b	5,8b	5,6b	5,6b	6,1a
10-20	5,5b	5,7b	5,6b	5,7b	6,0a
20-40	5,6b	5,7b	5,6b	5,7b	5,9a
40-60	5,5b	5,8a	5,7a	5,8a	5,8a
Com 100%CC + urina					
0-5	4,2c	4,5b	4,7b	6,2a	6,1a
5-10	4,1b	4,2b	4,2b	4,6a	4,5a
10-20	4,0a	4,1a	3,9a	4,1a	4,2a
20-40	4,0a	3,9a	3,9a	4,1a	4,2a
40-60	3,9a	4,1a	3,9a	4,1a	4,1a
Com 100%CC + calcário + urina					
0-5	6,9cd	7,2b	7,1bc	7,4a	6,8d
5-10	6,0a	6,2a	6,2a	6,2a	5,4b
10-20	5,9a	6,0a	6,1a	6,1a	5,4b
20-40	6,0a	6,0a	6,1a	5,9a	5,7b
40-60	3,9a	6,2a	6,1a	6,0a	6,1a
Com 100%CC					
0-5	4,1b	4,2b	4,0b	4,2b	4,4a
5-10	4,1ab	4,2ab	4,0b	4,1ab	4,3a
10-20	4,0a	4,0a	4,0a	4,0a	4,2a
20-40	3,9a	4,0a	4,0a	4,0a	4,1a
40-60	4,0a	4,0a	4,0a	4,0a	4,1a
CV% Trat.A	1,80	1,83	1,70	5,92	2,79
CV% Trat.B	3,04	1,93	2,09	1,81	1,59
CV% Trat.C	0,98	2,78	2,58	1,44	3,19
CV% Trat.D	2,69	2,60	1,83	3,29	3,28
CV% Trat.E	0,99	1,07	1,00	1,10	0,96

As médias seguidas da mesma letra, para as linhas, não são significativamente diferentes, de acordo com o teste de Tukey a $P=0,05$.

(*) Representam as aplicação de água, simulando chuva. Para os tratamento A e B se aplicou 450ml. Para os demais, 2.250ml, nos dias 7, 14, 21 e 28 do período experimental.

solo. A baixa umidade, ocorrida nos primeiros dias do experimento, atuou negativamente na hidrólise da uréia, mais especificamente sobre a atividade da enzima urease responsável pelo processo (ROSS et al., 1984; FENN & KISSEL, 1976; HARPER et al., 1983; MILCHUNAS et al., 1988; FENN & HOSSNER, 1985). Nestes tratamentos, os valores de pH máximos, só foram observados no final do período experimental, quando a água não era mais limitante.

Também, pôde ser notado um pequeno aumento nos valores de pH no tratamento com calcário aplicado ao solo, e umidade mais elevada. Mais uma vez, a maior umidade possibilitou uma melhor reação do calcário com o solo, assim como a hidrólise da uréia. Pode-se dizer que para o tratamento úmido com calcário, o efeito da adição de urina sobre o pH do solo foi somatizado devido ao nível de pH com que o solo já se encontrava. Neste tratamento, foi verificado que na amostragem inicial o pH do solo era de 6,9, valor este compreendido à faixa de pH entre 6,5 e 7,0, que, segundo MULVANEY & BREMNER (1981), compõem um dos fatores de condição ótima para a hidrólise da uréia. No entanto, FENN & HOSSNER (1985) relatam que o pH ótimo pode estar relacionado ao ambiente no qual a enzima ocorre naturalmente.

Para o tratamento onde a umidade inicial do solo era mais elevada e o calcário não fora aplicado, não houve bruscas variações de pH na camada superficial do solo, com a aplicação da urina. Isso possivelmente pode ser atribuído ao poder tamponante do solo. Nesta situação, o valor máximo do pH do solo foi de 6,2, observado aos 10 dias após a aplicação da urina.

Para o tratamento de menor umidade o valor máximo de pH (5,6) só foi conseguido com a quinta coleta, que se deu aos 30 dias após a aplicação da urina. Não se descarta a hipótese de que valores um pouco maiores do que 5,6 possam ter ocorrido entre o décimo e o trigésimo dia do período experimental, quando o teor de água passou a não ser mais limitante. Mesmo assim as diferenças nos valores de pH obtidas são menores do que aquelas relatadas por VALLIS et al. (1982), que com a adição de urina bovina a um solo de

pH 5,0 obtiveram valores em torno de 8,0. Ainda, para a condição de baixa umidade, a adição de calcário (tratamento B), somente elevou o pH para 7,2.

Para o tratamento testemunha (E) os valores de pH variaram em torno de 4,2.

As variações de pH em relação as demais camadas não foram significativas e permaneceram em torno dos seguintes valores: 4,1 para os tratamentos A, C e E; 5,6 para o tratamento B e 6,1 para o tratamento D.

Para o N-uréia no solo, proveniente da urina bovina aplicada superficialmente, verifica-se que, nos tratamentos de menor umidade, ocorreu inicialmente um mesmo teor desta forma de N no solo. Uma diferença significativa entre esses tratamentos, só foi encontrada com a terceira coleta, ou seja, após 5 dias, quando o N-uréia reduziu-se bastante no tratamento onde o calcário fora aplicado. Com relação ao tratamento mais úmido, baixos níveis de N-uréia foram observados desde as primeiras avaliações, sendo este efeito mais acentuado no tratamento com maior nível de pH (Figura 2).

Com relação ao que relata BALL & RYDEN (1984), é de se esperar que a hidrólise da uréia esteja completa, geralmente, 24 horas após a deposição da urina no solo. Não obstante, neste estudo, a quase que completa degradação do total de uréia, adicionada ao solo via urina bovina, só foi observada cerca de 10 dias após início do experimento, quando não se observavam mais diferenças entre os tratamentos. Uma possível explicação para este comportamento está no fato de que, por ocasião da coleta de solo, observou-se que, na vegetação predominantemente constituída por sapê (*Imperata brasiliensis*), em algumas partes das soqueiras do capim estavam carbonizadas devido a ação do fogo. A elevação da temperatura por ocasião da queima, pode ter resultado numa redução dos níveis da atividade da urease nativa da camada superficial do solo, camada esta coletada para montagem do experimento.

Em ambos os tratamentos sem calcário e que receberam urina bovina, pôde-se detectar a ocorrência de N-uréia na camada de 5-10cm, níveis estes que chegaram a 5,5 e 12,5 ugN-uréia/g de peso seco de solo, para o tratamento de 12% e 26% de umidade do

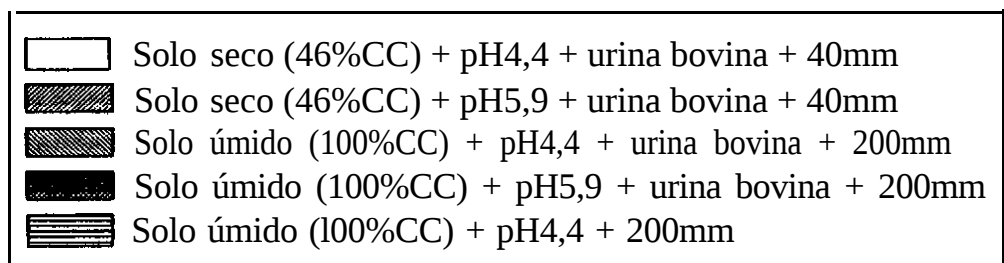
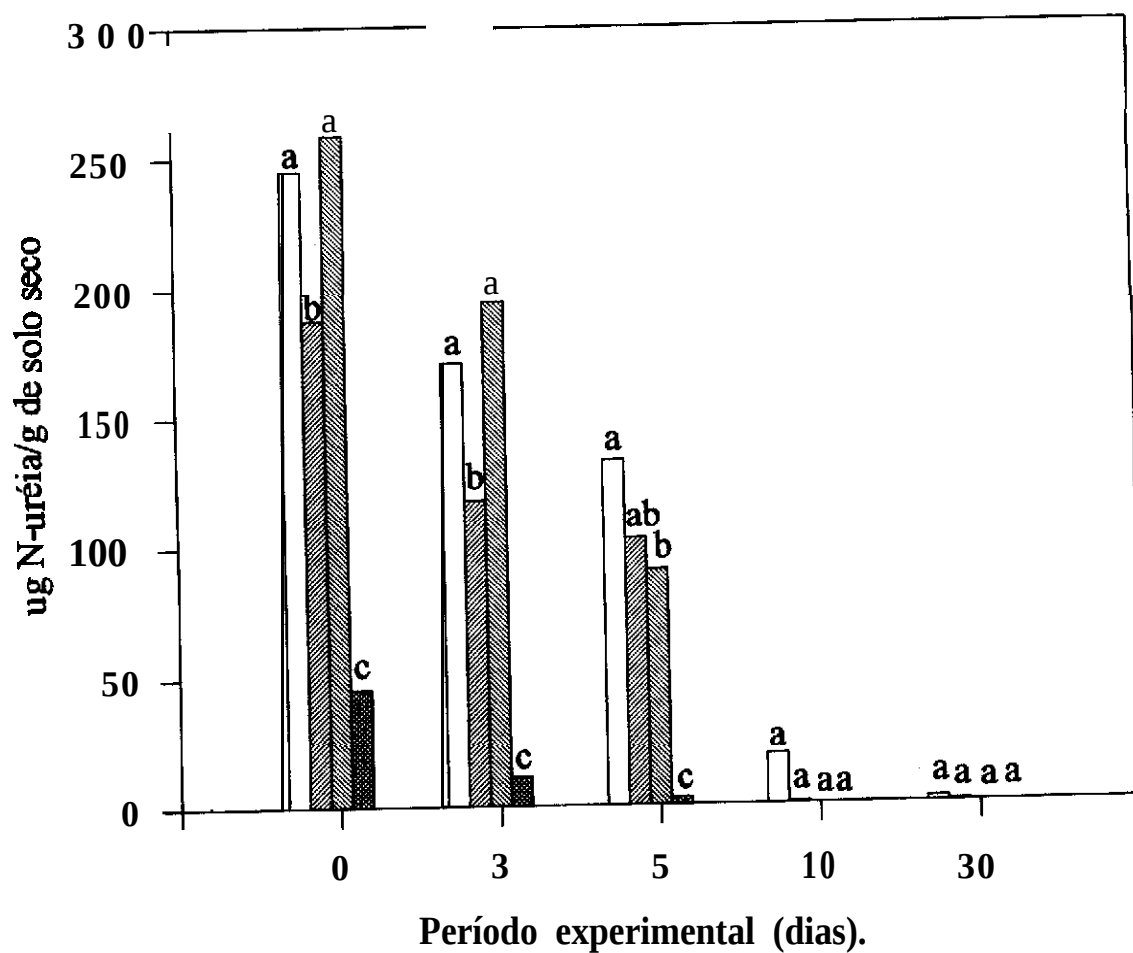


Figura 2. Teores de N-uréia na camada 0-5cm, de solo com diferentes níveis de pH e umidade que receberam aplicação superficial de urina bovina.

solo, respectivamente. Contudo, a presença de N-uréia nestas camadas só foi observada na ocasião da primeira coleta.

A medida que os teores de N-uréia estavam decrescendo na primeira camada do solo (0-5 cm), os níveis de N-amônio seguiam aumentando como resultado das reações de hidrólise da uréia (Figura 3). Para os tratamentos onde a umidade inicial do solo era baixa, pôde-se verificar um decréscimo nos teores de N-amônio associados à queda de umidade do solo. No tratamento onde o calcário foi aplicado, também observou-se o mesmo comportamento. Contudo, a presença do calcário propiciou condições para um maior acúmulo de N-amônio, principalmente na camada mais superficial do solo. A segunda camada de solo (5-10cm) teve, também, um importante aumento dos níveis de N-amônio, contudo este incremento não foi tão significativo quanto ao observado na primeira camada. Assim, pode se dizer que, mesmo no solo com elevado teor de umidade, as principais transformações e ganhos temporários de amônio com a adição da urina bovina se restringiram-se, predominantemente, à superfície do solo (Figura 3).

Os níveis de N-nitrato mostraram uma brusca redução inicial em seus teores, o qual se deu tão logo a aplicação da urina ao solo (coleta 1, camada 0-5cm). Pode-se verificar também que nos tratamentos que receberam urina ocorreu uma espécie de inibição da nitrificação no solo (Figura 4), e mesmo após o desaparecimento deste “efeito inibitório”, os aumentos nos teores de N-nitrato, para a camada 0-5cm, não acompanharam a queda ocorrida na fração N-amônio. Tal fato é um importante indício de que, tal como observado para o N das fezes (Experimento I), houve um significativo “dreno” do N mineral do solo. A ocorrência de imobilização de N pelo material orgânico adicionado com a urina possivelmente não tem maior significância. A via mais óbvia de perda é, então, a volatilização de N-amônio. Conforme já discutido, as áreas urinadas favorecem a uma alta concentração de amônio adicionado via urina e oriundo da hidrólise da uréia. Esta condição faz com que haja um, deslocamento para a direita do equilíbrio amônio $\rightleftharpoons$ amônia, resultando na perda da forma volátil.

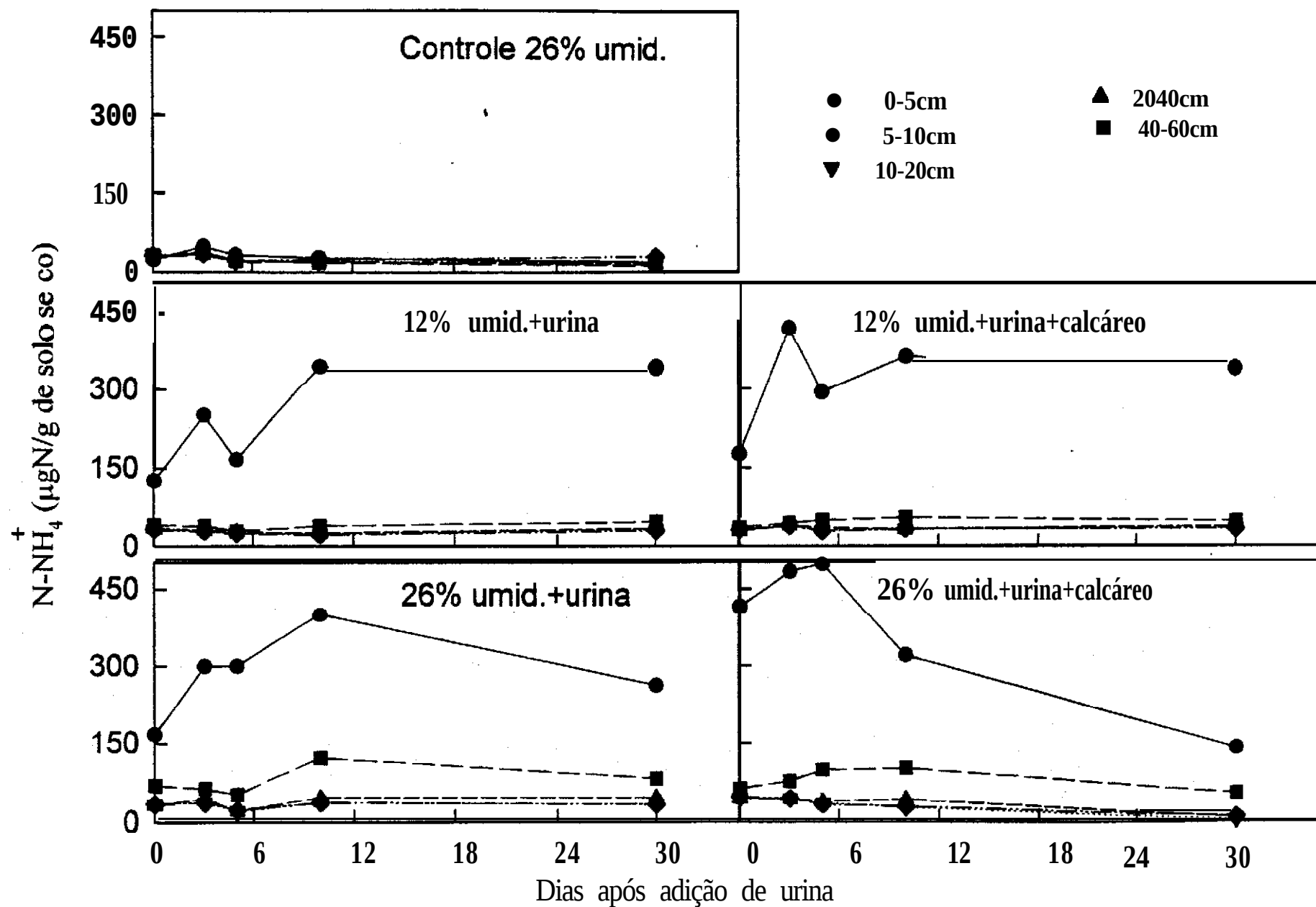


Figura 3. Teor de N-NH_4^+ em 5 camadas de solo, em 5 coletas com diferentes níveis de pH e umidade que receberam a aplicação superficial de urina bovina e simulação de chuvas.

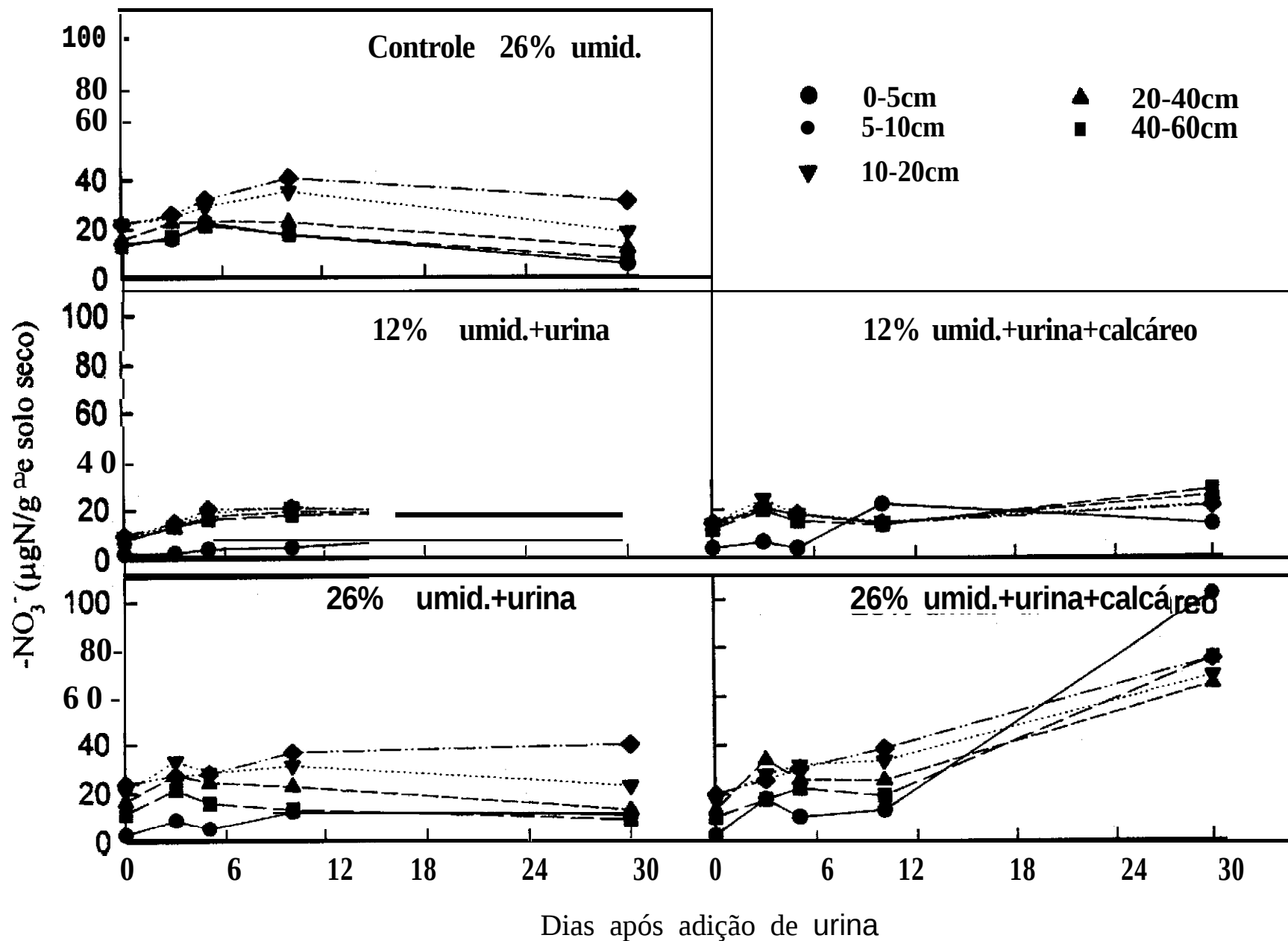


Figura 4. Teor de N-NO_3^- em 5 camadas de solo, em 5 coletas com diferentes níveis de pH e umidade que receberam a aplicação superficial de urina bovina e simulação de chuvas.

A simulação de chuvas incorreu em produção de lixiviados somente no tratamento de maior umidade. Para a coleta do lixiviado os recipientes utilizados não eram os mais apropriados, o que fez com que houvesse alguma perda do material coletado para algumas repetições dos tratamentos. Devido a estas perdas, padronizou-se em 2 litros o volume coletado com o objetivo de se ter uma idéia comparativa da quantidade de N perdido pelo mecanismo de lixiviação. Assim, para a quantidade de N obtido com a lixiviação, teve-se 0,46g de N no lixiviado do tratamento com urina, 0,77g para o tratamento onde a urina foi adicionada em solo previamente tratado com calcário e 0,52g no lixiviado do tratamento testemunha (Tabela 4).

Ainda com relação à Tabela 4, observa-se que a principal forma de N perdido no lixiviado foi o nitrato, principalmente quando o solo foi tratado com calcário. Também houve alguma quantidade de N na forma de uréia perdida por lixiviação aos 7 dias após a deposição da urina bovina, no tratamento onde o pH do solo era de 4,4. Já onde o solo foi previamente tratado com calcário isso não se verificou. Os tratamentos com o nível inicial de umidade do solo de 12% não produziram lixiviado. Demais comentários ficam restritos devido as circunstâncias relatadas.

Com a adição de 220ml de urina, cada tratamento recebeu 1,432g de N. Essa adição proporcionou uma elevação nos teores de N total do solo, principalmente na camada de 0-5cm, não havendo inicialmente diferenças significativas entre esses tratamentos. Para as demais camadas os teores de N total no solo estiveram próximas a aquelas obtidas com o tratamento testemunha (0,127%N), seja qual fosse o tratamento estudado.

Pode se considerar que após os 30 dias, houve uma perda do N adicionado pela urina na camada superficial do solo. A maior queda (78%) foi verificada no tratamento de alta umidade do solo, que fora previamente tratado com calcário. Os teores então encontrados nesta oportunidade foram os que mais se aproximaram daqueles encontrados no tratamento testemunha. As menores perdas de N (24% a 32%), ocorreram nos tratamentos

Tabela 4. Características do lixiviado colido abaixo dos 60 cm da coluna de solo, em relação aos dias 7, 14, 21 e 28 do período experimental, para os tratamentos: C) Solo úmido + urina bovina, D) Solo úmido + calcário + urina bovina e E) Solo úmido.

Solo com 100%CC:	µg N/ml			
	pH	N-amônio	N-nitrato	N-uréia
Dia 7				
+ urina	-	14,04	35,97	4,56
Calcário+urina	-	8,83	76,22	5,74
Testemunha	-	13,85	38,53	-
Dia 14				
+ urina	4,0	21,00	40,94	-
Calcário+urina	6,0	9,44	72,11	-
Testemunha	3,9	14,23	44,40	-
Dia 21				
+ urina	3,9	13,46	45,42	-
Calcário+urina	5,9	5,86	103,97	-
Testemunha	3,7	13,84	62,46	-
Dia 28				
+ urina	3,8	13,62	41,79	-
Calário+urina	6,1	3,53	101,02	-
Testemunha	3,8	11,91	60,20	-
CV:				
		30,68%	38,60%	

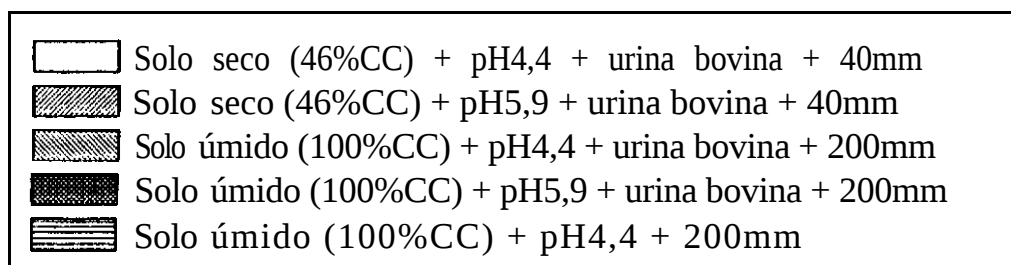
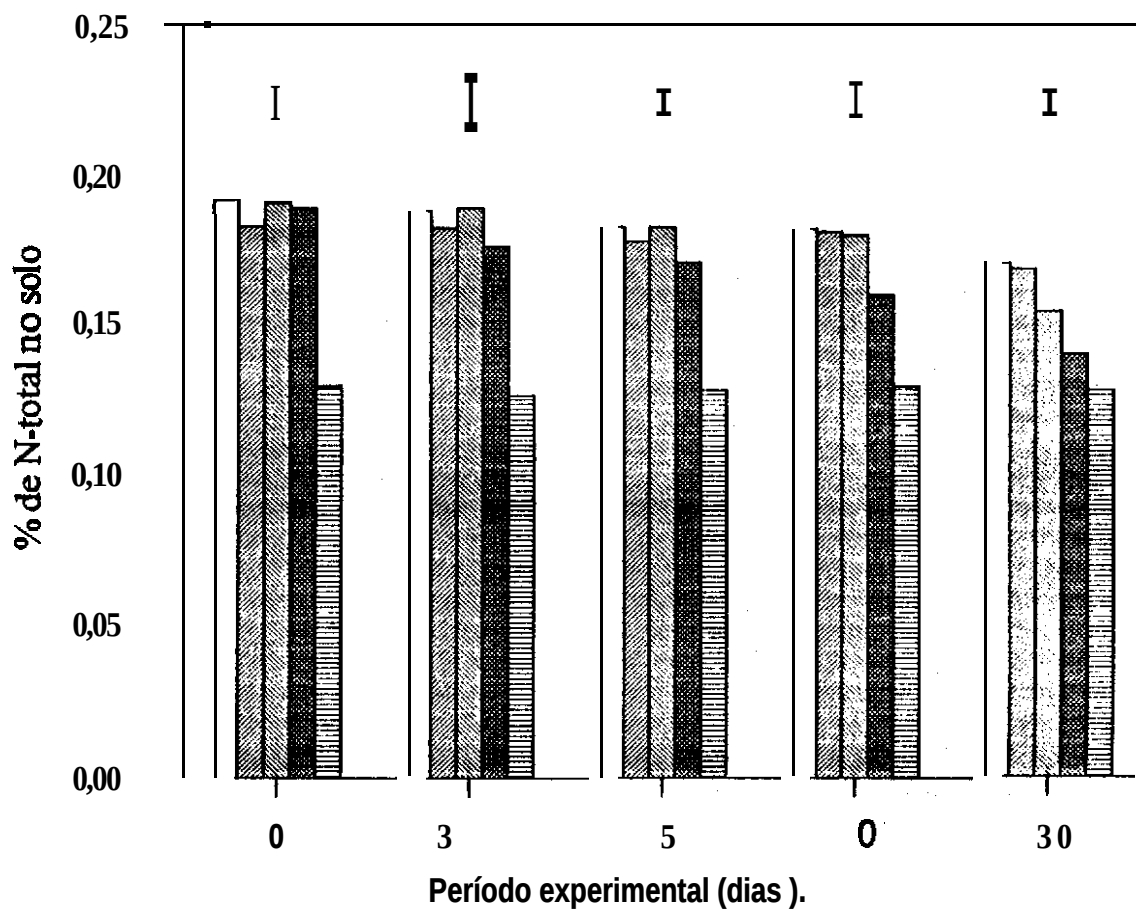


Figura 5. Teor de N-total em cinco coletas na camada 0-5cm de solo PVA com diferentes níveis de pH e umidade que receberam a aplicação superficial de urina bovina e simulação de chuvas. As barras correspondem ao LSD ($P=0,05$) para cada coleta.

onde o solo possuía inicialmente 12% de umidade (Figura 5), e o que pode ser atribuído à limitação de água para a hidrólise da uréia.

3.2.4. CONCLUSÕES.

- O N-uréia foi completamente hidrolizada após 10 dias da deposição superficial da urina no solo, nos tratamentos onde a água não foi limitante. Nos tratamentos que inicialmente possuíam um menor nível de umidade do solo (12% ou com e sem calcário), os níveis hidrólise foi limitada pela baixa umidade.

- A hidrólise da uréia foi mais rápida nos tratamentos onde o solo previamente fora tratado com calcário, tendo portanto seu nível elevado a 1,5 em relação aos valores de pH nativo do solo (4,4).

- Os maiores níveis de N-amônio ocorreram na camada superficial do solo (0-5cm). Foram atribuídos a deposição superficial da urina bovina e com ela a hidrólise da fração N-uréia.

- A nitrificação foi inibida pela presença de urina, sendo mais prolongada nos tratamentos de menor umidade inicial e menor pH de solo.

- O N na forma de uréia, em torno de 5 ug/ml, ocorreu com a produção do primeiro lixiviado 7 dias após a deposição da urina no tratamento de solo com alta umidade.

- A principal forma nitrogenada perdida por lixiviação foi nitrato.

- A contribuição no aumento dos teores de N total na superfície do solo, com a adição da urina, foi reduzida entre 31 a 78% após 30 dias de sua deposição, e não sendo verificado maiores reflexos para as demais camadas de solo, pode ser considerado perdido. Tais perdas foram mais acentuadas nos tratamentos onde o solo possuía maior pH e a umidade não era limitante.

As menores perdas se verificaram nos tratamentos onde a umidade inicial do solo era baixa (12%U) mesmo sido o pH do solo alterado com a adição de calcário.

- O principal mecanismo de perdas de N ocorrido neste estudo, em função da elevação do pH devido a hidrólise da uréia, é atribuído a volatilização de amônia.

3.3. EXPERIMENTO III: DESTINO DO NITROGÊNIO URINÁRIO BOVINO APLICADO NA SUPERFÍCIE DE UM SOLO PODZÓLICO VERMELHO AMARELO, DISTRÓFICO DA REGIÃO DE PIRAÍ-RJ, DESCOBERTO OU CULTIVADO COM *Brachiaria brizantha* (Hochst) Stapf.

3.3.1. INTRODUÇÃO.

Durante o período de pastejo, uma grande quantidade de urina é depositada nas pastagens, sendo as áreas afetadas muitas vezes identificadas em função do maior crescimento das plantas, em relação às das áreas onde a urina não foi depositada.

Sendo a deposição da urina de ocorrência localizada, é importante se considerar dois importantes problemas em relação a essa situação: um deles é que, geralmente, as quantidades de N depositadas com a urina no solo superam, e em muito, as necessidades temporárias de N das plantas ali localizadas, ficando o restante do N depositado susceptível à perda por mecanismos como a lixiviação, provocadas por chuvas pesadas. O outro, é que na urina, a fração N-uréia hidrolisando-se pode gerar, de forma localizada, condições de elevado pH que faz com que grande quantidade de N seja perdido dessas áreas, e consequentemente do ecossistema de pastagens, através da volatilização de amônia e com isso contribuir com o processo de degradação da pastagem, com o passar do tempo.

Muito poucas informações estão disponíveis na literatura, especialmente para as condições tropicais. Em relação ao processo de perda e recuperação do N urinário por plantas forrageiras, essas, são praticamente nulas. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi o de quantificar o total de N urinário bovino recuperado por *Brachiaria brizantha* (Hochst) Stapf após 153 dias de período de avaliação, bem como o nível residual no solo.

3.3.2. MATERIAIS E MÉTODOS.

O experimento foi realizado na EMBRAPA/CNPAB no período de 18/11/93 a 21/04/1994. Utilizaram-se 22 cilindros de concreto com 60cm de diâmetro e 100 cm de profundidade, expostos ao ambiente.

Os cilindros foram preenchidos com solo Podzólico Vermelho Amarelo distrófico, série Piraí-RJ previamente peneirado, cujas características químicas são: pH em água, 4,4, teores de Al^{+3} e $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$ (em mEq/100ml) de 2,4 e 1,2, respectivamente; os teores de P e K (em ppm) de 4 e 52, respectivamente. O fósforo foi analisado segundo o método de Mehlich 1, de acordo com o Manual de Análise de Solo da EMBRAPA/SNLCS (1979).

Os dados climáticos são apresentados na Figura 1 e foram obtidos na Estação Experimental de Itaguaí/PESAGRO, RJ, a qual se distancia cerca de 500 m das instalações da EMBRAPA/CNPAB. Suas coordenadas geográficas são: latitude de 22°45'-S, longitude de 43°41'-W e altitude de 33 metros.

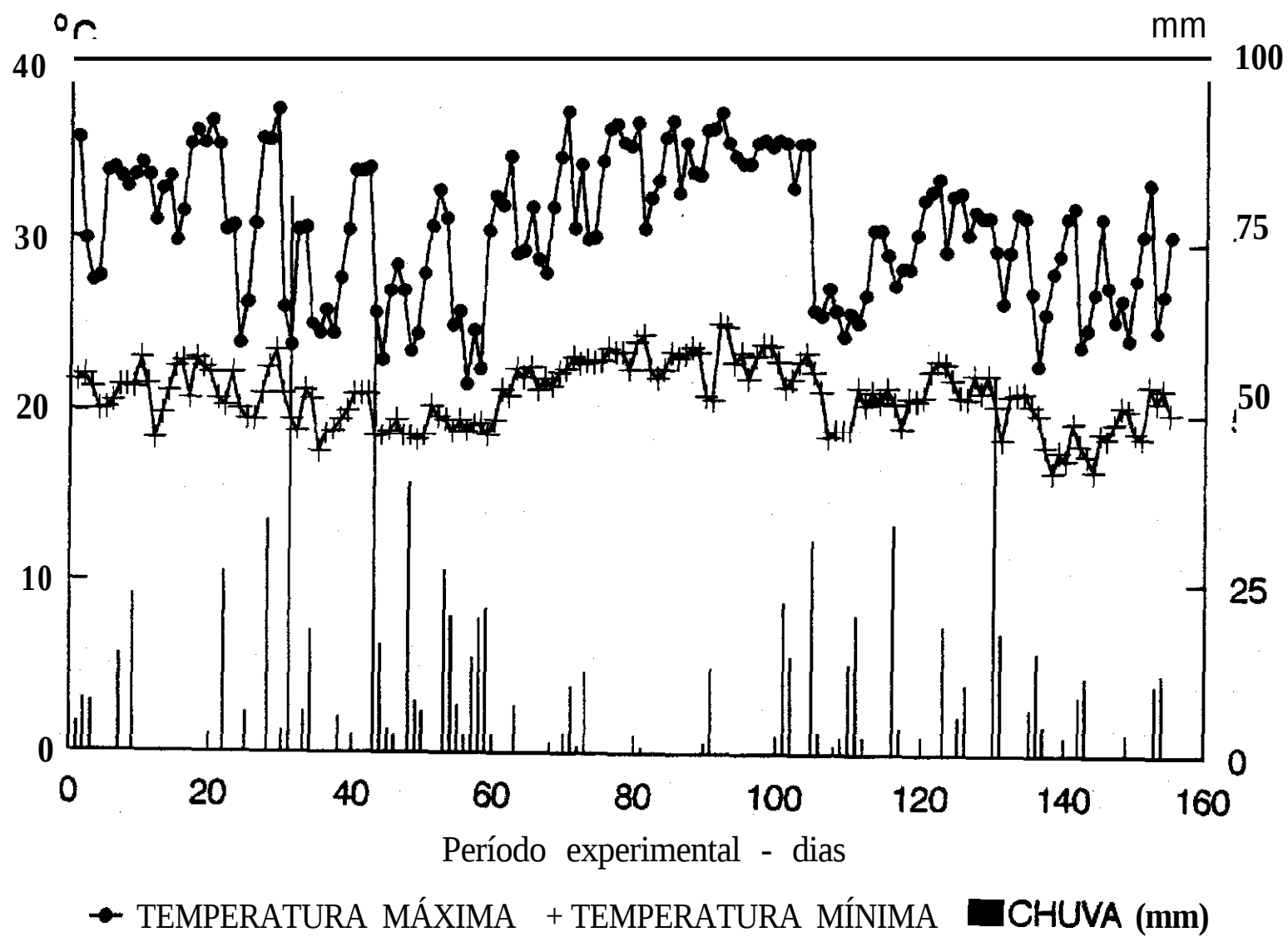


Figura 1. Dados climáticos de temperatura e precipitação pluviométrica ocorridos no período de 18.11 .93 a 21.04.94.

O delineamento utilizado foi um fatorial em blocos ao acaso com quatro (tratamentos) x cinco (repetições) x seis (cortes), usando-se portanto, 20 lisímetros. Os tratamentos foram os descritos a seguir:

- I- Solo com planta, com urina (1,5 litros).
- II- Solo com planta (Sem urina marcada).
- III- Solo, com urina (1,5 litros e sem planta).
- IV- Solo (Sem urina marcada e sem planta).

Um tratamento adicional foi feito em 2 cilindros extras no quais se triplicou a quantidade de urina aplicada, sendo identificado como:

- V- Solo com planta, com urina (4,5 litros). (2 repetições).

As coletas foram feitas aos 0 (corte de uniformização e aplicação da urina), 30, 60, 90, 120 e 153 dias após a aplicação da urina.

Para auxiliar o estabelecimento das plantas, e mesmo naqueles tratamentos onde as plantas não estariam presentes, cerca de 3 meses antes do início do experimento, cada cilindro recebeu uma adubação de 14g de superfosfato simples (equivalendo a 100kg de P_2O_5 /ha) e 42,5g de calcário comercial (equivalendo a 1500kg de calcário/ha), que foram homogeneizados na camada superficial (20cm). Em seguida, o solo foi umidecido mediante a aplicação de 11 litros de água para todos os cilindros, afim de propiciar uma melhor reação dos adubos aplicados no solo.

Trinta dias antes do início do experimento, semeou-se 1,3g/cilindro de sementes de *Brachiaria brizantha*, sendo na ocasião colocados 5 litros de água para todos os tratamentos.

A urina bovina foi parte coletada um dia antes do início do experimento, sendo essa porção armazenada em geladeira, e parte no dia do início do experimento. Os animais utilizados foram vacas holando-zebú de grau de sangue bastante variado, da Fazenda do Instituto de Zootecnia/UFRRJ. Os animais na época, se alimentavam com pasto de composição botânica variada (“pasto sujo”).

A análise da urina apresentou 1.111,3 ug N-NH_4^+ /ml e 9.776,3 ug $\text{N-CO(NH}_2)_2$ /ml. Estes valores serviram como base para a preparação de uma urina marcada com ^{15}N . Para a marcação da urina preparou-se uma solução com 4,19 mg de uréia/ml e 1,05mg de sulfato de amônio/ml, sendo que ambas as fontes de N tinham aproximadamente 10% de átomos de ^{15}N em excesso.

Toda a urina coletada para o experimento foi homogenizada em um tambor plástico de 25 litros.

Para o cálculo da quantidade de urina aplicada a cada cilindro, levou-se em consideração a produção média diária de 13 litros de urina (GÜRTLER et al., 1987), e a frequência de 8 micções por dia (PETERSEN et al., 1956; MORTON, 1984; COSTA, 1988). Como a área afetada por cada micção, varia entre 0,2984 a 0,819 m^2 (MORTON, 1984; PETERSEN et al., 1956; SIMPSON & STOBBS, 1979; SPAIN & SALINAS, 1985) e a área do cilindro (0,2826 m^2) possuía dimensões representativas, adicionou-se 1,5 litros da urina marcada com ^{15}N para cada um dos 10 cilindros. A aplicação de 1,5 litros de urina/cilindro foi equivalente a 681 kgN/ha. Para o tratamento extra, cuja quantidade

aplicada foi de 4,5 litros de urina, a quantidade de N aplicada equivaleu a 2.044kgN/ha, em cada cilindro.

Dos 1,5 l de urina a serem aplicados por cada cilindro, 300ml foram substituídos pela solução marcada, que propositalmente, possuía igual proporção das frações N-uréia e N-amônio em relação a análise feita da urina original. Como resultado final a urina marcada possuía um teor de N de 1,2836% e um enriquecimento de 1,6100 átomos % ^{15}N em excesso.

No dia 18/11/93 realizou-se o primeiro corte da parte aérea das plantas (o corte de uniformização). Em seguida se aplicou a urina bovina marcada.

Por ocasião de cada corte se obteve a matéria seca de parte aérea. Nestas oportunidades a parte aérea remanescente ficava com uma altura aproximada do solo de 20 cm. Com a última coleta, aos 153 dias, a planta foi totalmente colhida e dividida em folhas, parte basal (massega), rizomas e raízes.

As amostras para densidade do solo nas diferentes camadas foram feitas mediante a utilização do anel de Koppec. Como resultado médio para todas as amostragens feitas, se obteve o valor para a densidade do solo de $1,17\text{g/cm}^3 \pm 0,07$. Uma vez coletadas as amostras destinadas a essa análise, o restante do solo referentes as profundidades de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm foram homogenizados mediante o uso de betoneira, e então tomadas sub-amostradas para as análises de N. Tanto as amostras de planta como as de solo foram analisadas para %N-total (BREMNER & MULVANEY, 1982) e enriquecimento de ^{15}N (URQUIAGA et al., 1992).

3.3.3. RESULTADOS.

A presença de urina bovina (1,5 litros tendeu a aumentar de modo significativo a produção de matéria seca da planta em relação ao tratamento controle (figura 2). Tal tendência pode ser verificada com as últimas coletas. Possivelmente isso pode ser atribuído a disponibilidade de N do solo (0,12%N-total), que inicialmente era suficiente para equiparar a produção de matéria seca entre os tratamentos. As variações nas produções de matéria seca com o tempo presumivelmente se relacionam com as variações climáticas ocorridas no decorrer do experimento.

O N urinário recuperado pela forrageira após 153 dias nos 5 cortes, foi de 36,97% , quando o N urinário aplicado superficialmente no solo, teve uma dose de 1,5 litros de urina, o que equivaleu a aplicação de 19,25g de N.

Para o tratamento extra, cuja a quantidade de urina foi de 4,5 litros, e a quantidade de N aplicado superficialmente equivaleu a 57,76g de N, a quantidade recuperada equivaleu a 24,21% do N aplicado.

Após os 153 dias de experimento e em relação a quantidade de N total em gramas extraída pela planta teve-se que, 15,14 g de N foi obtida com o tratamento onde a urina não foi adicionada. Com a adição de 1,5 litros de urina, tal valor atingiu 23,21 g de N. E para o tratamento extra, 29,92 g de N.

Para os dados de solo, o teor de N-total não foi significativamente diferentes ao final do experimento, em relação aos diversos tratamentos estudados. Contudo, ao se analisar a quantidade de N total em gramas, obteve-se apenas uma diferença significativa na primeira camada (0-20cm) no tratamento onde haviam plantas crescendo e não foi depositada a urina. Tal diferença pode ser atribuída a exploração do N do solo pelas raízes das plantas já que nesta condição o solo não possuía N oriundo da urina dos bovinos (tabela 2).

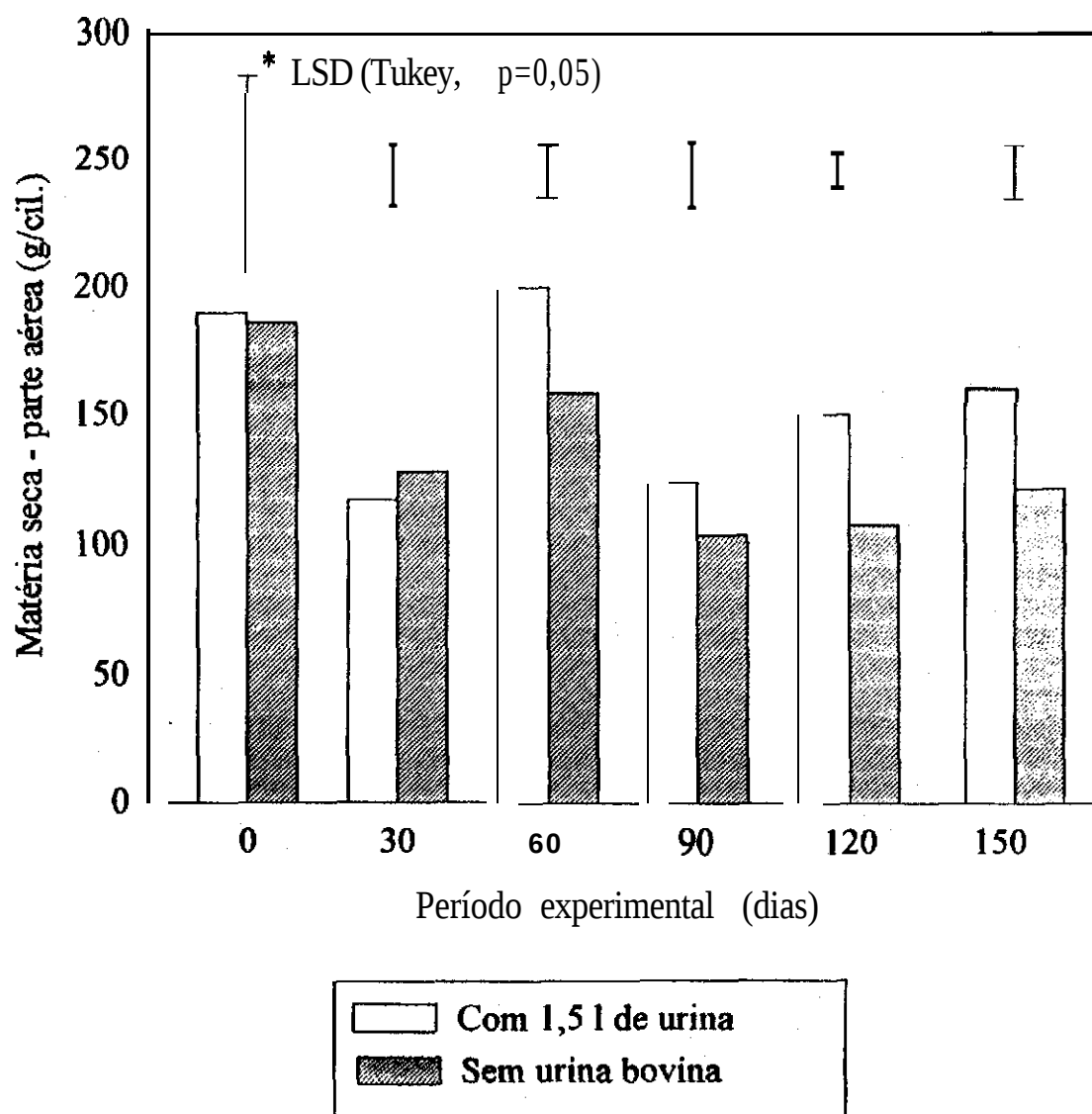


Figura 2: Produção de matéria seca por *B. brizantha* em 6 coletas, cultivada em solo podzólico vermelho amarelo que recebeu ou não a aplicação superficial de urina bovina.

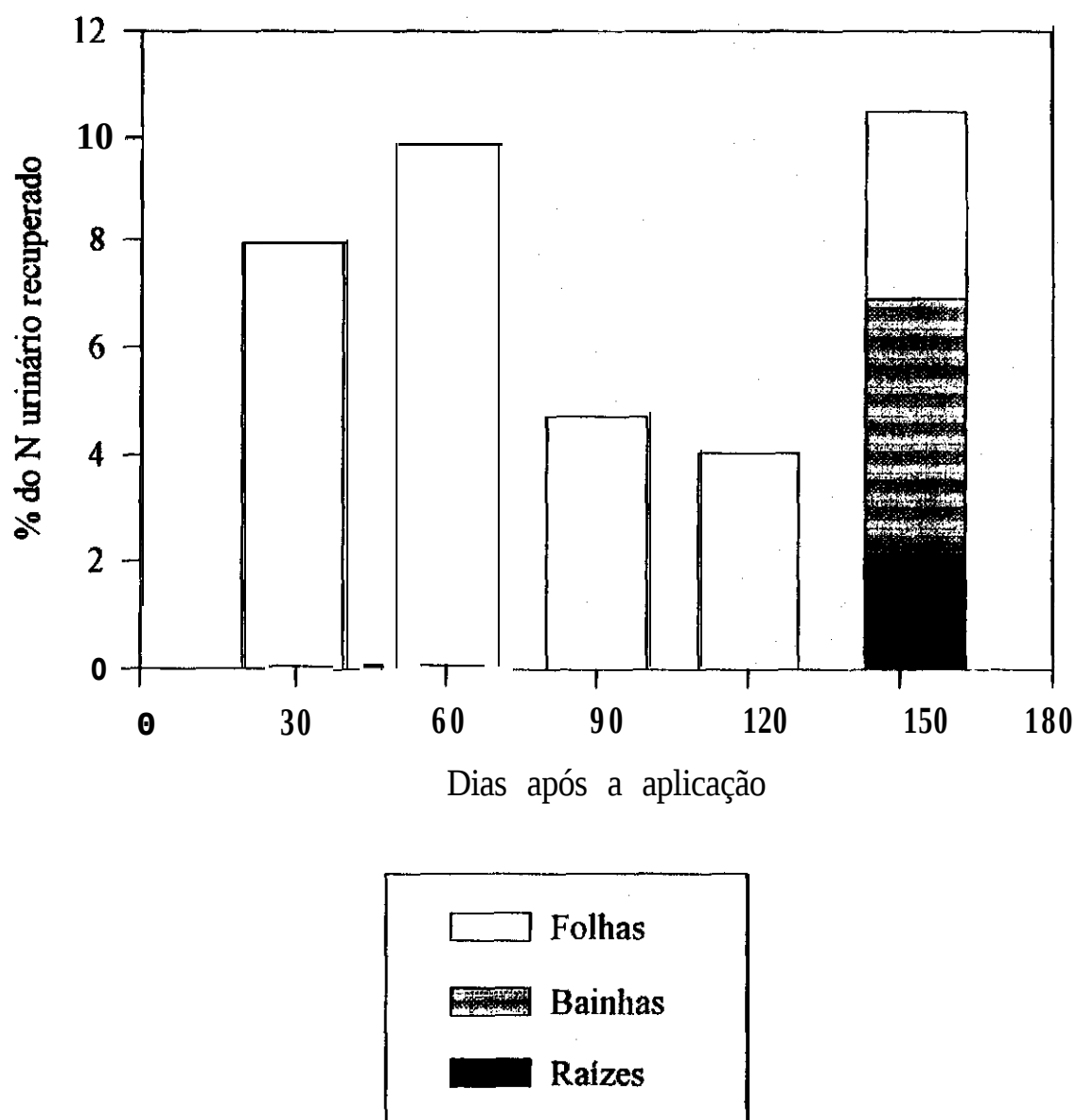


Figura 3: Recuperação do N-urinário bovino (19,2gN relativos a aplicação de 1,5 litros) por *B. brizantha* durante 153 dias.

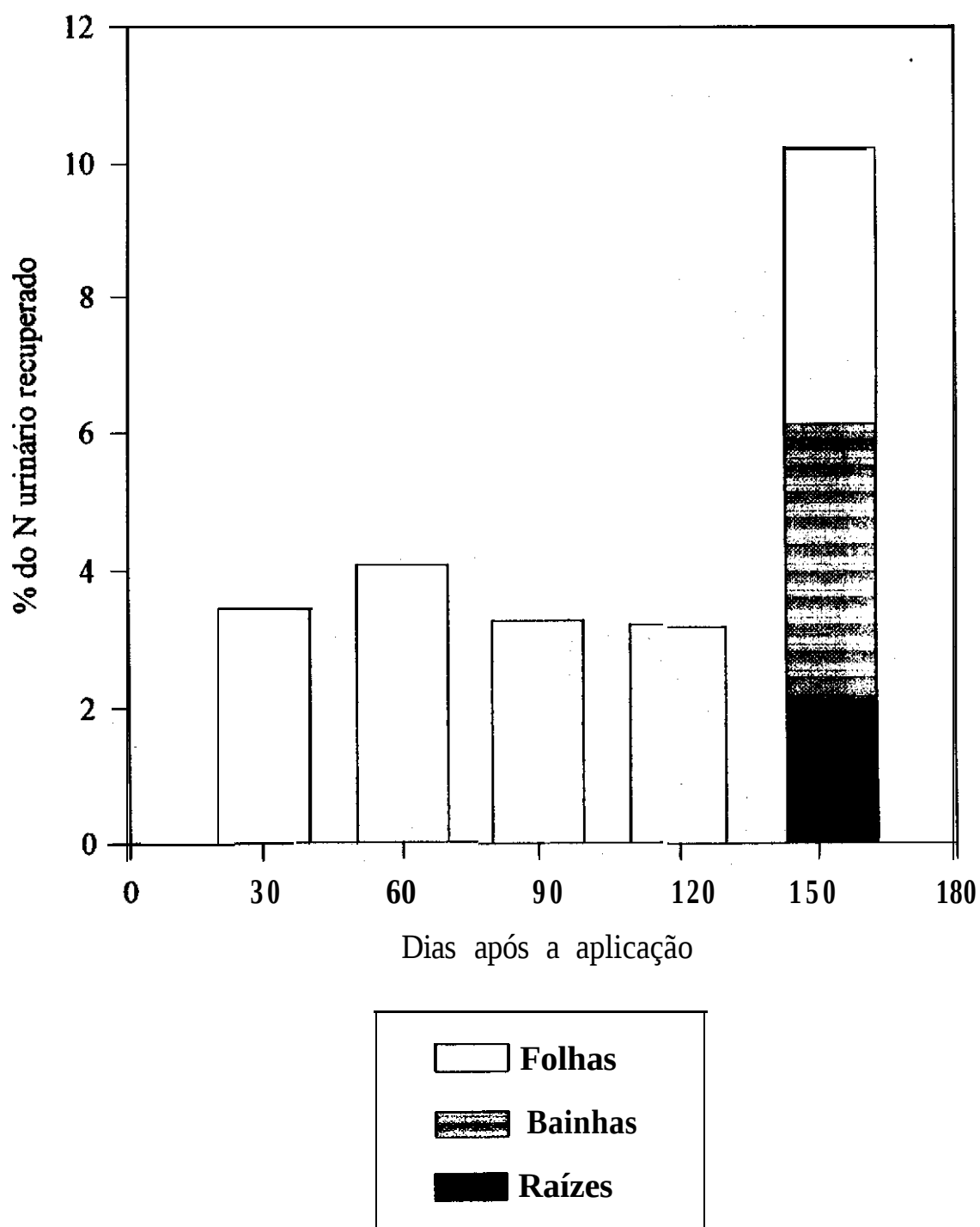


Figura 3: Recuperação do N-urinário bovino (45,7gN relativos a aplicação de 4.5 litros) por *B. brizantha* durante 153 dias.

Tabela 1: N total em gramas no solo PVd, da região de Pirai,RJ em relação aos tratamentos com e sem urina bovina (1,5 l), em relação a presença e a ausência de *Brachiaria brizantha* (Hochst) Stapf., 153 dias após a aplicação superficial da urina.

Profundidade (cm)	Tratamentos			
	Planta +Urina	Urina	Planta (sem urina)	Solo (sem plan- ta e sem urina)
0-20	83,63a	77,95a	63,95b	77,55a
20-40	83,42a	72,86a	79,40a	78,01a
40-60	80,39a	77,68a	82,63a	77,75a
60-80	78,08a	78,14a	80,65a	77,22a
80-100	78,08a	78,41a	73,19a	74,65a
CV%	3,35	9,95	19,02	3,93

As médias seguidas da mesma letra, nas linhas, não apresentam diferenças entre si, de acordo com o teste de Tukey a $P=0,05$.

Para o tratamento extra, que recebeu 4,5 litros de urina/cilindro, a quantidade de N total em gramas obtida na camada 0-20cm foi de 86,54g, estando os valores, para as demais camadas, próximos as dos outros tratamentos mostrados na tabela anterior.

Para os dados de $\%^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ no solo, não se obteve diferenças significativas com relação a profundidade para os tratamentos que receberam 1,5 litros de urina bovina. O mesmo aconteceu para a quantidade total em gramas do traçador.

O teor de $^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ para os tratamentos onde o traçador não foi adicionado via urina (testemunhas), ou seja, nos tratamentos com solo e com solo+planta obteve-se média de 0,004425. Desta forma pose-se calcular as diferentes quantidades residuais do traçador nos tratamentos onde se adicionou a urina marcada (tabela 2).

Tabela 2: Quantidade de $^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ em gramas, em relação ao N total em gramas, adicionado pela aplicação de 1.5 litros de urina bovina em solo Podzólico Vermelho Amarelo, da região de Pirai, RJ após 153 dias da aplicação superficial da urina.

Camada (cm)	$^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ em gramas nos Tratamentos	
	Com planta com urina	Com urina (sem planta)
0-20	0,0440	0,0215
20-40	0,0191	0,0122
40-60	0,0123	0,0133
60-80	0,0090	0,0140
80-100	0,0049	0,0133
CV%	14,54	28,31

3.3.4. DISCUSSÃO

HAYNES & WILLIAMS (1993) relatam que os teores de nutrientes depositados no solo via excreções dos animais excedem as necessidades temporárias das plantas. Frequentemente a recuperação desses nutrientes está entre 20 a 30% e dependem muito das condições ambientais por influenciarem o crescimento das plantas e os mecanismos que envolvem o balanço de N no sistema. A eficiência na absorção de N varia também com a espécie de planta (SCARSBROOK, 1970). Assim, por exemplo, WILLIAMS et al., (1989) relatam que a quantidade de N absorvido por Trevo Branco *Lolium perene* L. nos EUA, foi de 55% do N adicionado via urina (570mgN/177cm² o que equivaleu a 322kgN/ha) em 228 dias de experimento. CATCHPOOLE & BLAIR (1990) relatam que *Panicum maximum* cv Riversdale, recuperou, após 70 dias de experimento, de 30 a 40% do ¹⁵N aplicado ao solo via urina (775mg/201cm² o que equivaleu a 386kgN/ha). Esses autores comentaram ainda, que seus resultados estão concordantes com os obtidos por WATSON & LAPINS (1969) que relataram a capacidade de gramíneas em recuperar quase 50% do N-urinário após 56 dias de experimento. FENN, MATOCHA & WU (1981), trabalhando em casa de vegetação, obtiveram a recuperação de 31% do N-uréia (550kgN/ha) aplicado superficialmente em solos calcários por *Sorghum bicolor* (L.).

Neste trabalho os teores de N urinário recuperados por *Brachiaria brizantha* podem ser considerados elevados, já que com a aplicação de 1,5 litros de urina, o que correspondeu a aplicação de 19,24g de N. O que é equivalente a 681 kgN/ha. A planta recuperou 36,97% desse N o qual foi aplicado superficialmente, modo esse que favorece as perdas de N do sistema.

Nas condições deste estudo ainda poderia se ter obtido maiores valores para a recuperação de N pela planta com o aumento do período experimental, já que, na última coleta havia uma recuperação ao redor de 4% do N aplicado, o que foi similar ao obtido com as duas coletas anteriores.

Pelos dados do tratamento extra, dos 57,76g de N adicionados pela urina, 24% foi recuperado pelas plantas. Há de se notar que o menor percentual, em relação ao tratamento que recebeu a aplicação de 1,5 litros de urina, corresponde a uma quantidade de N recuperada maior, após o mesmo período. Apesar de que, quanto maior a quantidade de urina adicionada localizadamente, maiores são as chances desses N ser perdido do sistema.

Com relação as perdas de N do sistema, BALL & RYDEN (1984) relatam que a hidrólise da uréia geralmente está completa em 24 horas após a deposição da urina. Mais da metade do N urinário pode ser perdido por volatilização de amônia com 48 horas após a chegada da urina ao solo (VALLIS et al, 1984). CATCHPOOLE & BLAIR (1990) citando WATSON & LAPINS (1969), relatam que as perdas de N por volatilização de amônia podem ser maiores do que 54%, em áreas de pastagem. Contudo se o solo estiver exposto, essa proporção pode atingir 73% do N urinário.

Outros autores como VALLIS et al. (1982) relatam que de 14 a 28% do N aplicado via urina ($42,5\text{gN/m}^2$ o que equivaleu a 425kgN/ha) pode ser perdido em pastagens australianas recebendo 374 kgN/ha/ano . Essa variação está relacionada com a estação do ano, e que as maiores temperaturas favorecem maiores quantidades de N a ser perdido por volatilização de amônia do sistema.

Para os dados obtidos, com a aplicação da urina marcada neste trabalho, pôde se saber que o N depositado no solo por essa via não foi totalmente perdido após 153 dias,

apesar de sua contribuição não apresentar diferenças significativas neste período. Porém a adição de urina nos tratamentos onde as plantas estavam presentes tendeu a ocorrer uma maior elevação nos teores de N na camada superficial do solo, isso é, 0-20 cm. Tal tendência pode ser atribuída também ao N imobilizado pelas raízes das plantas.

Pelos dados de ^{15}N pode se verificar a mesma tendência relatada para os dados de N-total. Na ausência da planta, pode-se observar que a distribuição de ^{15}N em relação as diversas camadas foi bem mais uniforme, já que não havia uma concentração de raízes e com isso, disponibilidade de carbono que possibilitassem sua imobilização (tabela 3).

Com relação as perdas de N do sistema, com a aplicação de 1,5 litros de urina ($19,24\text{gN}/2826\text{cm}^2$), obteve-se perda de 34,17% do N aplicado, quando as plantas estavam presentes. O nível de $^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ residual no solo foi de 28,86% em relação ao adicionado pela urina. Na ausência das plantas, as perdas atingiram 75,84% em relação ao N aplicado, e o $^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ residual no solo foi de 24,16%. A diferença obtida em relação a esses tratamentos provavelmente é devida a alguma quantidade do traçador estar imobilizado pelas raízes das plantas.

Para o tratamento extra, onde também havia plantas, pode-se verificar que 53,09% do N aplicado ($57,76\text{gN}$) foi perdidos do sistema. Sendo de 22,70% o teor de $^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ residual encontrado no solo.

Em função da revisão feita e considerando que nos primeiros 5 dias, houve a ocorrência de apenas 3 chuvas fracas, sendo o volume total de 18,9mm precipitados, pode se considerar que a principal via de perda de N nesse sistema se deu por volatilização de amônia.

Considerando-se o hábito gregário dos animais, especialmente em criações extensivas, pode-se ter que a ocorrência de áreas afetadas mais de uma vez pela deposição de urina não sejam raras. Lugares de concentração como ao redor de bebedouros e/ou em trilhas feitas pelo caminhar dos animais, geralmente onde não crescem plantas, pode propiciar uma maior perda de N do sistema por volatilização de amônia da urina desses animais.

Em função das perdas obtidas, e principalmente para um regime extensivo de criação de gado, a deposição da urina ao solo pode vir a ser um importante canal de perda de N que, com o passar do tempo, contribuiria decisivamente para a degradação do ecossistema de pastagens. O impacto ao ecossistema, proporcionado por essa excreção, deve ser também avaliada em relação aos demais nutrientes que, juntamente com o nitrogênio, chegam ao solo.

Considerando-se a inclusão do componente leguminosas no ecossistema de pastagens, a deposição de urina ao solo pode vir a ocasionar, após um certo tempo, uma grande elevação nos níveis de nitrato no solo, o que por si só reprimiria a fixação biológica de nitrogênio e até mesmo ocasionaria a morte prematura dos nódulos da planta. Tal efeito, pode portanto, ser um indicio de um desequilíbrio mais grave em relação a fisiologia dessa forrageira.

Em relação ao componente gramíneas, apesar de não ter trabalhado com urina animal, CARVALHO & SARAIVA (1987), relatam o aparecimento de sintomas de deficiência atribuídas ao potássio (K), em capim gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.), recebendo adubação nitrogenada de 100kgN/ha/corte, havendo 2 ou 3 cortes por ano e com adubação anual de manutenção de 100kgK/ha. Outro exemplo interessante é relatado por

GOMIDE & COSTA (1994), que observaram com a aplicação de 80 kgN/ha/corte, uma correlação positiva da adubação e os teores de N e K para os capins colônia (*Panicum maximum*) e jaraguá (*Hyparrhenia rufa*). Já com fósforo (P), ocorreu uma correlação negativa enquanto que, com cálcio (Ca), não ocorreu nenhum efeito. Em colônia o teor de magnésio (Mg) decresceu com o aumento das doses de N, enquanto que para o jaraguá o inverso foi verdadeiro. Mesmo que os níveis de P nestas plantas possam ser explicados como efeito de diluição, pode-se imaginar, com o passar do tempo, que P seria um elemento limitante ao desenvolvimento da gramínea. Cabe ressaltar que esse desequilíbrio hipotético, fora outrora desencadeado pelo nitrogênio excessivo depositado ao solo. Para o caso da urina bovina, vale ressaltar que P ocorre em níveis traço.

Com esses exemplos pode se imaginar que algumas pastagens se degradem mais rapidamente que outras. Nas áreas das pastagens, as excreções depositadas pelos animais, podem levar a planta a um desbalanço nutricional, o qual pode vir a ocasionar sua substituição do sistema, no decorrer do tempo, iniciando-se, assim, o processo de degradação. Portanto, pode ser de fundamental importância conhecer as variações em função das características dos diferentes solo sob pastagens, bem como a habilidade e condições ambientais que propiciem uma eficiente adaptação das diferentes forrageiras em relação ao ruminantes e ao impacto que suas excreções podem trazer.

Com o decorrer deste trabalho, não se observou qualquer sintoma de deficiência ou mesmo de toxidez em *Brachiaria brizantha*.

3.3.5. CONCLUSÕES

-A ocorrência de planta possibilitou a recuperação de 37% do N adicionado via urina (19,24g N).

-Com uma dose maior, 57,76g N, a quantidade de N recuperado pela *Brachiaria brizantha* foi de 24% do N urinário aplicado.

-Na presença das planta houve uma tendência para que ocorresse um maior teor de N residual no solo, na camada superficial (0-20cm), após 153 dias da adição da urina marcada.

-Em relação as perdas de N do sistema tem se que: no solo sem planta ocorreu perda de 75,84% do N adicionado (19,25g N). Com a presença da planta tal perda foi reduzida para 34,17% do N aplicado.

-Aumentando-se a dose de N adicionado pela urina (57,76g N), mesmo com a presença das plantas, houve a perda do 53% desse N do sistema.

- Os níveis de $^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ residual da urina no solo após 153 dias de experimento foram de 29% quando 1,5 litros de urina foi aplicada em solo onde crescia *Brachiaria brizantha*, de 24% quando a planta estava ausente e de 23% para o tratamento extra, isso é, com a aplicação de 4,5 litros de urina bovina na presença das plantas.

4. CONCLUSÃO GERAL.

Com os resultados, nas condições em que foram realizados os experimentos constantes neste trabalho, pode-se ter como conclusão geral que, as excretas dos bovinos, fezes e urina, além de aumentar mesmo temporariamente o teor de N do solo, geram condições que possibilitam que parte do nitrogênio nelas contido seja perdido dos sistemas estudados. O principal mecanismo de perda, foi atribuído a volatilização de amônia. Portanto, considerando-se a figura da página 7, fluxo de N em pastagens, pode-se propor a existência de uma nova via de perda de N do sistema, oriunda das excreções desses animais.

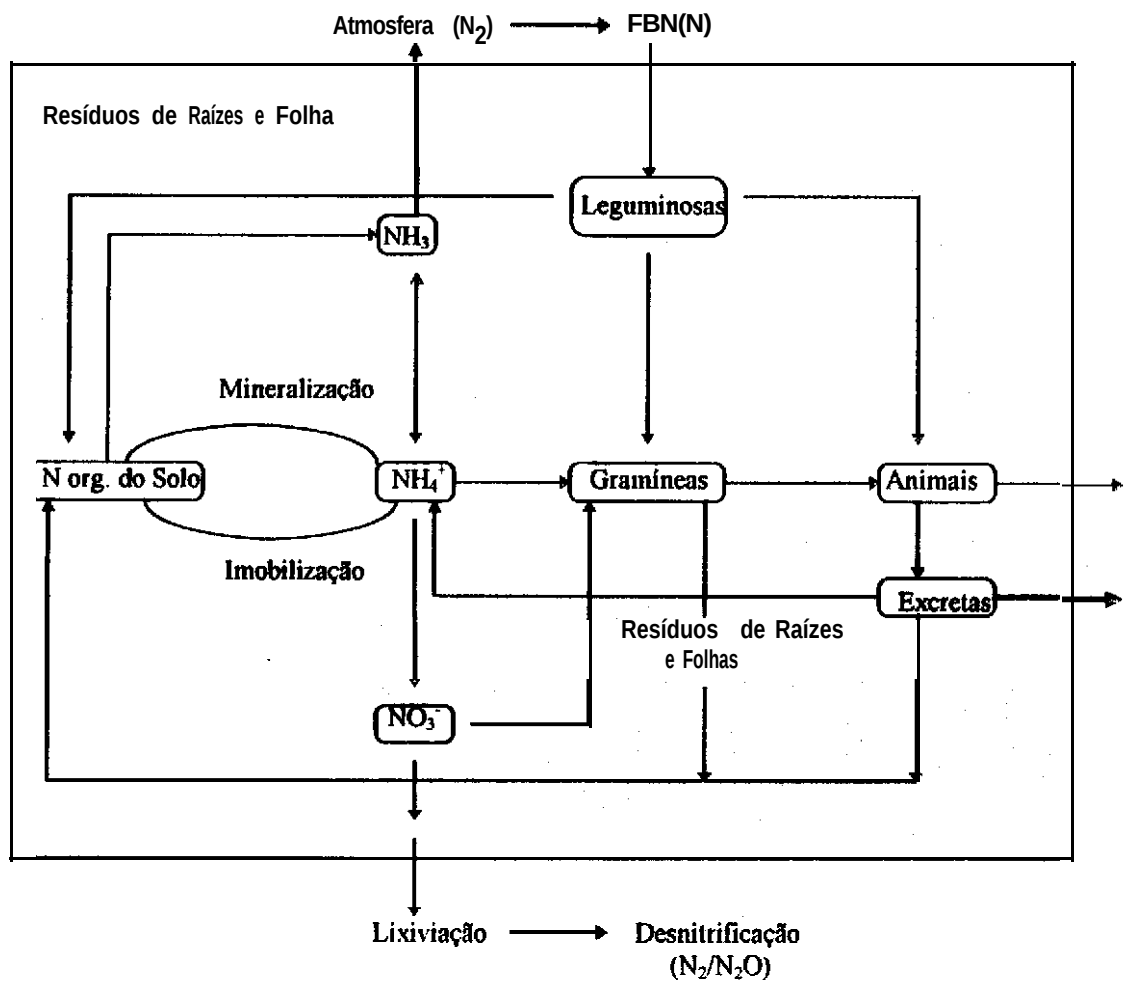


Figura 1. Fluxo de N em pastagens.

5. BIBLIOGRAFIA.

- ALCANTARA, P.B. & BUFARAH, G. Plantas Forrageiras - Gramíneas e Leguminosas, São Paulo, 2 ed., Nobel, 1983.
- ALEXANDER, M. Mineralization and Imobilization of Nitrogen, In: '-----, Introduction to Soil Microbiology, 2 ed., New York: John Willey & Sons, p.248-271, 1977.
- ALVES, B.J.R., BODDEY, RM. AND URQUIAGA, S.S. Rapid and sensitive Flow injection technique for the analysis of ammonium in soil extracts. Commum Soil Sci. Plant Anal., 24(3&4), 277-284, 1993.
- ANDRIGETTO, J.M., PERLY, L., MINARD, I., FLEMMING, J.S., GEMAEL, A., SOUZA, G.A., BONA FILHO, A. Nutrição Animal. Cap.5 Alimentação de Bovinos de Corte e outros ruminantes de interesse econômico. São Paulo, SP, Nobel, V.2, Ahmentação Animal, 3 ed., 1988.
- ANUÁRIO ESTATÍSTICO DO BRASIL, IBGE, Fundação Instituto brasileiro de Geografia e Estatística, v.52, 1119p., Rio de janeiro, RJ, 1992.
- AULAKH, M. S., DORAN, J. W. AND MOSIER, A. R Soil denitrification - Significance, measurement and effects of management. Advances in Soil Science, Edited by B. A. Stewart, v. 18, Springer, Verlag, New York, Inc., 1-57, 1992.

- AYARZA, M.A. Potassium Dynamics in a Humid Tropical pasture in the Peruvian Amazon. Thesis (Ph.D.) North Carolina State University, 156 p., 1988.
- BALL, P. R AND RYDEN, J. C. Nitrogen relation in intensively managed temperate grassland. *Plant and Soil*, 76, 23-33, 1984.
- BACON, S. C., LANYON, L. E. AND SCHLAUDER JR, R. M. Plant nutrient flow in the managed pathways of an intensive dairy farm. *Agron. J.* 82: 755-561, 1990.
- BARBER, S. A. Nitrogen. In:-----, *Soil Nutrient Bioavailability*. New York: John Willey and Sons, 179-200, 1984.
- BARROW, N. J. AND LAMBOURNE, L. J. Partition of excreted nitrogen, sulphur and phosphorus between the faeces and urine of sheep being fed pasture. *Aust. J. Agric. Res.*, 13: 461-471, 1962.
- BOM, C. Produção Animal em Pastos Adubados, In: 'Calagem e Adubação de Pastagem, Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato.' Piracicaba, SP, 383-420, 1986.
- BORNEMISSZA, G. F. AND WILLIAMS, C.H. An effect of dung beetle activity on plant yield. *Pedobiologia*, Bd. 10, s.: 1-7, 1970.
- BREMNER, J. M. AND MULVANEY, C. S. In: 'Methods of Soil Analysis, Part II, Chemical and Microbiological Properties. Monograph n.9(2), A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney, Eds. pp, 595-624. Amer. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, USA, 1982.
- BUNTING, L.D., BOLING, J.A. AND MACKOWN, C.T. Effect of dietary protein level on nitrogen metabolins in the growing bovine: I. Nitrogen recycling and intestinal protein supply in calves. *J. Anim. Sci.*, 67: 810-819, 1989.

- BURESH R J. AND DEDATTA, S. K. Nitrogen dynamics and management in rice-legume cropping systems. *Advances in Agronomy*, v.45, 1-59, 1991.
- BUSSINK, D. W. Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen fertilizer and rotationally grazed by dairy cattle. *Fertilizer Research*, 33: 257-265, Kulver Academic Publishers, Netherlands, 1992.
- CAMPBELL, C.A. Soil Organic Carbon, Nitrogen and Fertility. In: 'M. Schnitzer and S. U. Khan (editors), *Soil Organic Matter*, Chapter 5. *Developments in Soil Science* 8, 173-272, Elsevier Scientific Publishing Compan. Amsterdam, Oxford, New York, 1978.
- CARVALHO, M. M. & SARAIVA, O. F. Resposta do Capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) a aplicação de nitrogênio, em regime de cortes. *Rev. Soc. Bras. Zoot.*, v. 16 (5): 442-454, 1987.
- CATCHPOOLE, D.W. AND BLAIR, G.J. Forage tree legumes III. Release of nitrogen from leaf, faeces and urine derived from leucena and gliricidia leaf *Aust. J. Agric. Res.* 41: 539-47, 1990.
- CHEN, B. X., MATFIESEN, J., HOVELL, F. D de B., AND REEDS, P. J. Measurement of Purine Derivatives in Urine of Ruminants Using Automates Methods. *J. Sci. Food Agric.*, 53: 23-33, 1990.
- CNPGL, CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE GADO DE LEITE/EMBRAPA, Folheto: Biogás: Energia do meio rural para o meio rural, 1984.
- COCHARNE, T. T. Avaliação dos ecossistemas de Savana utilizados na América tropical para produção de gado de corte. In: 'Produção de Pastagens em solo ácidos dos

- Trópicos. Editores: Luis E. Tergas, Pedro A. Sanches e Emmanuel A. S Serrão. Editerra Editorial, CIAT/EMBRAPA, p. 17-28, Brasília-DF, 1982.
- COLEMAN, S. W. AND FRAHM, R. R Nitrogen Metabolism in crossbred steers with varying levels of braliman using a nitrogen depletion-repletion regimen. J. Anim. Sci. 65:1077-93, 1987.
- COLES, E. H. Patologia Clínica Veterinária, Capítulo 8: Função Renal, 3 ed., 221-259, Ed. Malone, 1984.
- CORREIA, A. A. D. Bioquímica nos Solos, nas Pastagens e Forrageiras. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa-Portugal, 1986.
- COSTA, M. J. R P. da Padrões de comportamento de defecações e micção de vacas holandesas em lactação. In: 'IV Encontro Anual de Ecologia'. Florianópolis, SC. 152p., 1988.
- CRISH E. M., WOHLT, J. E. AND EVANS, J. L. Insoluble Nitrogen for milk Production in Holstein Cows via Increases in voluntary Intake and nitrogen Utilization. J. Dairy Sci. 69:1576-86, 1986.
- CUTTLE, S. P., HALLARD M., DANIAL, G. AND SCURLOCK, R. V. Nitrate leaching from sheep-grazed grass/clover and fertilized grass pastures. J. Agric. Sci. Camb. 119: 335-43, Cambridge University Press., 1992.
- DeNOBILI, M., SANTI, S. AND MONDINI, C. Fate of Nitrogen (^{15}N) from oxamide and urea applied to turf grass: a lysimeter study. Fertilizer Research, 33: 70-71, Kulwer Academic Publishers, Netherlands, 1992.
- DOMINGUES, O. Introdução a Zootecnia, Série didática n.5, 3ed., Serviço de Informação Agrícola, MA-RJ, Cap, X e XI (259-361), 392p., 1968.

- EMBRAPA/Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos-SNLCS. Manual de Métodos de Análises de Solo, Rio de Janeiro, RJ, 1979.
- ERNANI, P. R & GIANELLO, C. Diminuição do Alumínio Trocável do Solo pela incorporação de esterco de bovinos e camas de aviário. R. Bras, Ci. Solo, 7:161-165, 1983.
- EUCLIDES, V. P. B., ZIMMER, A. H. & VIEIRA, J. M. Equilíbrio na utilização da forragem sob pastajo. In: 'Simpósio Sobre ecossistemas de Pastagem', Jaboticabal, 29 a 31 de agosto de 1989. Anais, Editado por Vanildo Favoretto e Luis R. de A. Rodrigues. Jaboticabal, SP, (271-313), 313p., 1989.
- FARQUEAR, G. D., WETSELAAR, R AND FIRTH, P. M. Ammonia volatilization from senescing leaves of maize. Science, v.203, 23.p. 1257-1258, march 1979.
- FENN, L. B., AND HOSSNER, L. R Ammonia volatilization from ammonium-forming nitrogen fertilizers. advances in Soil Science, Edited by B. A. Stewart, v. 1, p. 123-169, Spring, Verlag, New York, Berlin, 1985.
- FENN, L. B. AND KISSEL, D. E. The Influence of cation exchange capacity and depth of incorporation on ammonia volatilization from ammonium compounds applied to calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. J. v.40:394-397, 1976.
- FENN, L. B., MATOCHA, J. E. AND WU, E. Ammonia losses from surface-applied urea and ammonium fertilizers as influenced by rate of soluble calcium. Soil Sci. Am. J., v.45: 883-886, 1981 b.
- FENN, L. B. AND MIYAMOTO, S. Ammonia loss and associated reactions of urea in calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. J., v.45: 537-539, 1981.

- FENN, L. B., TAYLOR, R. M. AND MATOCHA, J. E. Ammonia losses from surface-applied nitrogen fertilizer as controlled by soluble calcium and magnesium: General Theory. Soil Sci. Soc. Am. J., v.45: 777-781, 1981a.
- FERREIRA, E. Relatório Semestral (Aperfeiçoamento), EMBRAPA/CNPBS, Itaguaí, RJ, março-julho de 1991.
- FREENEY, J. R. AND BLACK, Importance of Ammonia volatilization as a loss process. In: 'Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems. J. R. Wilson/ C. A. B. International. Printed in UK by the Cambrian News Ltd. Aberystwyth, pg. 156-173, 1987.
- FREENEY, J. R; SIMPSON, J. R AND DENMEAD, O. T. volatilization of ammonia. IN: Freeney. J. R. and Simpson, J. R. eds. Gaseous Loss of Nitrogen From Plant-Soil Systems. The Hague: Martinus Nijhoff, p. 1-32, 1983.
- CASSER, J. K. R. Urea as a Fertiliser. Soil and Fertilisers. V.XXVII, n.3 p. 175-180, 1964.
- GOMIDE, J. A. Contribuição das pastagens para a dieta dos ruminantes. In: Informe Agropecuário: Alimentação balanceada: maior produtividade de carne e leite. Ano 9, n. 108, Belo Horizonte, MG, pg. 3-10, Dez de 1983.
- GOMIDE, J. A. & COSTA, G. G. Adubação nitrogenada e consorciação de Capim-colonião e Capim-jaraguá III. Efeitos de níveis de nitrogênio sobre a composição mineral e digestibilidade da matéria seca das gramíneas. Rev. Soc. Bras. Zoot., v. 13 (2): 215-224, 1984.
- GOMIDE, J. A., COSTA, G. G., SILVA, M. A. M. M. & ZAGO, C. P. Adubação nitrogenada e consorciação de Capim-colonião e Capim-jaraguá II. Composição

- mineral e digestibilidade da matéria seca dos componentes da mistura. Rev. Soc. Bras. Zoot., v. 13(1): 22-29, 1984.
- GOODLAND, R. J. A.; WATSON, C. AND LEDEC, G. Environmental Management en tropical Agriculture. Chapter 13: Large Livestock: Cattle and Buffalo, 104-117; 237p., A Westvian Replica Edition, Boulder, Colorado, 1984.
- GRAHAM, T. W.; WEBB, A. A. AND WARING, S. A. Soil nitrogen status and pasture productivity after clearing of brigalow (*Acacia harpophylla*). Aust J Exp Agric. Anim Husb, 21: 109-118, 1981.
- GROFFMAN, P. M., TIEDJE, J. M., ROBERTSON, G. P. AND CHRISTENSEN, S. Denitrification at different temporal and geographical scales: Proximal and distal controls. In: 'Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems. J. R. Wilson/C. A. B. International. Printed in UK by the Cambrian News Ltd. Aberystwth, pg. 174-192, 1987.
- GÜRTLER, IL, KETZ, H-A., KOLB, E., SCHRÖDER, L. & SEIDEL, H. Fisiologia Veterinária. Capítulo 10: Fisiologia dos Rins, 306-325, 4 ed., Ed. Guanabara, Rio de Janeiro, 1987.
- HAYNES, R. J. AND WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pastures ecosystem. Advances in Agronomy, v.49, 119-199, 1993.
- HARPER, L. A., CATCHPOOLE, V. R., DAVIS, R AND WEIR, K. L. Ammonia volatilization: Soil, Plant and Microclimate effects on diurnal and deasinal fluctuations. Agron. J. 75: 212-218, 1983.
- HOLANDA, J. S. de Maximização de lucro na utilização de esterco de curral em vazantes de leitos de rios. EMPARN, Boletim de Pesquisa n.6, 19p., Natal-RN, 1983.

- HUBER, J. T. AND THOMAS, J.W. Urea-treated corn silage in low protein rations for lactating cows. *J. Dairy Sci.* v. 54, n.2:224-230, 1971.
- HUTTON, E. M. Problemas e sucessos em pastagens mistas de gramíneas e leguminosas, especialmente na América Latina Tropical. In: 'Produção de Pastagens em solos ácidos dos Tropicos. Editores: Luis E. Tergas, Pedro A. Sanches e Emmanuel A. S. Serrão. Editerra editorial, CIAT/EMBRAPA, p, 97-110, Brasillia-DF, 1982.
- JACKSON, L. E., SCHIMEL, J. P. AND FIRESTONE, M. K. Short term partitioning of ammonium and nitrate between plants and microbes in a annual grassland. *Soil Biol. Biochem.* 21 (3): 409-415, 1989.
- JANSSON, S. L. AND PERSSON, J. Mineralization and imobilization of Soil Nitrogen. In: 'Stevenson, F. J. ed. Nitrogen in Agricultural Soils. Madison, ASA/CSSA/SSSA, pg. 229-251, (Agronom, n.22), 1982.
- JARAMILLO, V. J. AND DELTLING, J. K. Small-scale heterogeneity in a semi-arid North American Grassland II. Cattle grazing of simulated urine patches. *Journal of Applied Ecology* 29: 9- 13, 1992.
- JARVIS, S. C., HATCH, D. J. AND ROBERTS, S. The effects of grassland management in nitrogen losses from grazed sward through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle. *J. Agric. Sci. Camb.*, 112: 205-216, Printed in Great Britain, 1989.
- JARVIS, S. C. AND PAIN, B. F. Ammonia volatilization from agricultural land. The Fertiliser Society, Proceedings n. 289, 35p., 1990.

- KAMPHANE, L. J., HANNAH, S. A. AND COHEN, J. M. Automated Analysis for nitrate by hidrazine reduction. Water Research Pergamon, vol. 7, pp, 205-216, Printed in Great Britain, 1967.
- KEENEY, D. R AND NELSON, D. W. Nitrogen inorganic forms, In: 'Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological Properties. (Page, A. L., Miller, R. H. and Keeney, D. R.) Madson, USA, pp. 643-698, 1982.
- KIEHL, J. E. Fertilizantes Orgânicos. Cap. 6: Fertilizantes orgânicos simples, 142-228, Ed. Agronômica Ceres Ltda., São Paulo, SP, 1985.
- KLAR, A. E. A água no sistema Solo-Planta-Atmosfera. Nobel, 2 ed., Ed. Rio de Janeiro, 1988.
- KLAWSNER, S. D., SUFIET, A. R AND DUXBURY, J. M. Estimating Nitrogen Mineralization in a "Cerrado" dark-red latosol, by laboratory incubation, and the effect of soil sample disturbance. Pesq. Agropec. Bras., Brasília-DF, 25(4): 617-623, 1990.
- KLUTHCOUSKI, J., OLIVEIRA, I. P., YOKOYAMA, L. P., CASTRO, T. A. P. & SILVA, F. R Integração agrícola vs. pecuária. Experiências na recuperação de pastagens utilizando a cultura de arroz de sequeiro-Sistema Barreirão. In: 'Encontro sobre recuperação de Pastagens: 1. Nova Odessa, SP, 1993, Anais, ed. por Valdinei Tadeu Paulino et al., realizado no Inst. de Zootecnia, 17-18 de agosto de 1993. Nova Odessa, SP, IZ, 147-154, 199p., 1993.
- KNOWLES, R. Denitrification. In: 'Soil Biochemistry, v.5, Chapter 8, p. 323-369. Ed. E. A. Paul, J. N. Ladd, Marcel Dekker, Inc., New York and Basel, 1981.

- LARA, W. A. R & TRIVELIN, P. C. O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de N-NH_3 volatilizado da uréia aplicada ao solo. R. Bras. Ci. Solo, Campinas, SP, 14: 345-352, 1990.
- LOCKYER, D. R AND WHITEHEAD, D. C. Volatilization of ammonia from cattle urine applied to grassland. Soil Biol. Biochem. vol. 22, n.8, pp. 1137-1142, 1990.
- LOEWNSTEIN, H., ENGELBERT, L. E., ATTOE, O. J. AND ALLEN, O. N. Nitrogen loss in gaseous from soils as influenced by fertilizers and management. Soil Sci. Soc. Am. Proceedings, v.21, n.4, 397-400, 1957.
- LOMBARDI NETO, F. Degradação das Pastagens. In: 'Encontro Sobre Recuperação de Pastagens. 1, Nova Odessa, SP, 1993, Anais, Ed. por Valdinei Tadeu Paulino et al., Realizado no Inst. de Zootecnia, 17-18 de agosto de 1993, Nova Odessa, SP, IZ, 49-60, 199p., 1993.
- MACDIARMID, B. N. AND WATKIN, B. R The cattle dung patch I. Effect of dung patches on yield and botanical composition of surrounding and underlying pasture. J. Br. Grassld. Soc., v.26, n. 1, 239-245, 1971.
- II. Effect of a dung patch on the chemical status of the soil and ammonia nitrogen losses from the patch. J. Br. Grassld. Soc., v.27, n. 1, 43-47, 1972a.
- III. Distribution and rate of decay of dung and their influence on grazing behavior. J. Br. Grassld. Soc., v.27, n. 1, 49-54, 1972b.
- MAGALHÃES, A. C. Aspectos Fisiológicos da Associação entre Gramíneas e leguminosas. In: ' Simpósio Sobre ecossistema de Pastagem, Jaboticabal 29 a 31 de agosto de 1989. Anais, Ed. por Vanildo Favoretto e Luis R de A Rodrigues, Jaboticabal, SP, FUNEP, 31-42, 313p., 1989.

- MALAVOLTA, E. Pesquisa com Nitrogênio no Brasil: Passado, Presente e Perspectivas. In: 'Simpósio Brasileiro sobre Nitrogênio em Plantas, 1, 1990, Rio de Janeiro, Anais, ... Rio de Janeiro, UFRRJ, v. 1, 89-177, 1990.
- MANNETJE, L. 't Productividad y Persistencia de las Leguminosas y su adopción en pasturas tropicales. Documento n.80: Contribucion de las Pasturas Mejoradas a la Producción Animal en el Trópico. CIAT, Cali-Colombia, 25-38, abril de 1989.
- MAYNARD, L. A., LOOSLI, J. K., HINTZ, H. F., WARNER, R. G. Nutrição Animal, 3 ed., Rio de Janeiro, Freitas Bastos, 736p., 1984.
- McINNES, K. J., KISSEL, D. L. AND KANEMASU, E. T. Estimating Ammonia Flux: A comparison between the integrated horizontal flux method and theoretical solutions of the diffusion profile. Agron. J., 77: 884-449, 1985.
- MEIRELLES, N. M. F. Degradação de Pastagens: Critérios de Avaliação. In: 'Encontro sobre Recuperação de Pastagens: 1, Nova Odessa, SP, 1993, Anais, ed por Valdinei Tadeu Paulino et al., realizado no Inst. de Zootecnia, 17-18 de agosto de 1993, Nova Odessa, SP, IZ, 27-48, 199p., 1993.
- MELLA, S. C. Manejo como fator de Recuperação da Pastagem. In: 'Encontro sobre Recuperação de Pastagem: 1, Nova Odessa, SP, 1993, Anais, ed. por Valdinei Tadeu Paulino et al., Realizado no Inst. de Zootecnia, 17- 18 de agosto de 1993. Nova Odessa, SP, IZ, 61-78, 199p., 1993.
- MELLO, F. de A. F. Uréia Fertilizante, Fundação Cargill, Campinas, SP, 192p., 1987.
- MENGEL, K. AND KIRKBY, E. A. Cap. 6: Fertilizer Application (p.303-346); Cap. 7: Nitrogen (p.347-384), In: 'Principles of Plant Nutrition. 4 th Edition, Publisher:

- International Potash Institute. P. O. Box, CH-3048 Worblaufen-Bern/Swtzerland, 1987.
- MILCHUNAS, D. G., PARTON, W. J., BIGELOW, D. S. AND SCHIMEL, D. S. Factors Influencing Ammonia Volatilization from urea in soil of the shortgrass steppe. *J. Atmospheric Chemistry*, 6: 323-340, 1988.
- MILFORD, R AND MINSON, D. J. Intake of Tropical Pasture Species. In: 'International Grassland Congress... 9, São Paulo, 1965. Proceedings... São Paulo (s. Eds), p.814-822, 1966.
- MONTEIRO, F. A. & WERNER, J. C. Ciclagem de Nutrientes em Pastagens. In: 'Simpósio sobre Ecossistemas de Pastagem, Anais, Editores: Vanildo Favoretto e Luis Roberto de A. Rodrigues. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, p. 149-192, Jaboticabal, SP, 1989.
- MORRIL, L. G. AND DAWSON, J. E. Patterns observed for the oxidation of ammonium to nitrate by soil organisms. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 31: 757-760, 1967.
- MORRIS, H. D. AND JACKSON, J. E. Source and time of application of nitrogen for rye forage. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 23: 305-307, 1959.
- MORTON, J. D. The spatial distribution of excretas and its contribution to soil fertility. Undertaken while working as a NRAC. Scholar on the Hill Farming Research. p.51, Organization Edinburg from March 1983 to August 1984.
- MYERS, R J. K. AND ROBBINS, G. B. Sustaining productive pastures in the tropics. 5. Maintaining productive sown grass pastures. *Tropical Grasslands*, v.25: 104-110, 1991.

- MULVANEY, R. J. AND BREMNER, J. M. Control of urea transformation in soils. Chapter 4, In: 'Soil Biochemistry. v.5, p. 153-196, Ed. E. A. Paul, J. N. Ladd, Marcel Dekker, Inc., New York and Basel, 1981.
- MURWIRA, H. AND KIRCHMANN, H. Carbon and Nitrogen mineralization of cattle manures, subjected to different treatments, in Zimbabwean and Swedish Soils. In: 'Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture. Edited by K. Mulongoy and R. Merckx, IITA/KU, Leuven. A. Wiley-Sayce Co-Publication, p. 189-198, 1993.
- NORRIS, D. O. Leguminous plants in tropical pastures. *Trop. Grassl.*, 6(3): 159-170, 1972.
- O'DEEN, W. A. Wheat volatilization ammonia and resulting nitrogen isotopic fractionation. *Agron. J.*, 81: 980-985, 1989.
- O'DEEN, W. A. AND PORTER, L. K. Continuous flow systems from collecting volatile ammonia and amines from senescing winter wheat. *Agron. J.*, 78: 746-749, 1986.
- O GLOBO, ONU: 7 bilhões viverão em países pobres no ano 2025. *Jornal O GLOBO* de 17 de agosto de 1994.
- PAIN, B. F., PHILIPS, V. R., CLARSON, C. R AND KLARENBECK, J. V. Loss of nitrogen through ammonia volatilization during and following the application of pig or cattle slurry to grassland. *J. Sci. Food Agric.*, 47: 1-12, 1989.
- PEREIRA, C. A. & ANDRADE, N. O. Transferência de tecnologia disponíveis para a recuperação de pastagens. In: 'Encontro sobre recuperação de Pastagens: 1, Nova Odessa, SP, 1993, Anais, Ed. por Valdeinei Tadeu Paulino et al., Realizado no Inst. de Zootecnia, 17-18 de agosto de 1993.

- PETERSEN, R G., LUCAS, H. L. AND WOODHOUSE JR, W. W. The distribution of excreta by Freely Grazing Cattle and its effects on Pasture Fertility: I. Excretal Distribution. Agron. Journal., 440-4, 1956a.
- RAYMOND, W. F. The nutritive value of forage crops. Advances in Agronomy, 21: 1-103, 1969.
- ROBBINS, G. B., BUSHEL, J. J. AND BUTLER, K. L. Decline in Plant and animal production from ageing pastures of green panic (*Panicum maximum* var. trichoglume), J. Agric. Sci. Camb., 108: 407-417, Printed in Great Britain, 1987.
- ROBERTSON, F. A., MYERS, R. J. K. AND SAFFIGNA, P. A. Carbon and nitrogen mineralization in cultivates and grassland soils in subtropical Queensland. Aust. J. Soil. Res., 31: 611-619, 1993a.
- Distribution of carbon and nitrogen in a long-term cropping system and permanent pasture system. Aust. J. Agric. Res., 44: 1323-1336, 1993b.
- RODRIGUES, L. E. de A. Os bezouros coprófagos em pastagens. In: 'Simpósio sobre Ecossistema da Pastagem, Jaboticabal, SP, 29-31 de agosto de 1989, Anais, Editado por Vanildo Favoretto e Luis R. da A. Rodrigues, Jaboticabal, FUNEP, 97-133, 313p., 1989.
- RODRIGUES, M. B. AND KIEHL, J. C. Ammonia volatilization from urea applied at different rates and different methods. Rev. Bras. Ci. Solo, 10(1): 37-43, 1986.
- RODRIGUES, L. A. R & RODRIGUES, T. J. D. Ecofisiologia das plantas forrageiras. In: 'Ecofisiologia da produção agrícola, Ed. P. R. C. Castro, S. O. Ferreira e T. Yamada, POTAFOS, Piracicaba, SP, 1987.

- ROSS, D. J., ORCHARD, V. A. AND RHOADES, D. A. Temporal fluctuations in biochemical properties of soil under pasture. I. Respiratory Activity and Microbial Biomass. *Aust. J. Soil Res.*, 22: 303-317, 1984.
- RUSSEL, J. B. Minimização das perdas de nitrogênio pelos ruminantes. *Anais do Simpósio Intemacional de Ruminantes*. Editores: Júlio César Teixeira e Rogério Santoro Neiva. SBZ, p.232-254, Lavras, MG, 1992.
- RYDEN, J. C. Denitrification losses from grassland soils and the potencial for thers limitation. *J. Sci. Fd. Agric.* 34: 704-710, 1983.
- RYDEN, J. C. N_2O exchange between a grassland soil and the atmosphere. Reprinted from *Nature*, v.292, n. 5820, pp. 235-237, july 16, Macmillan Jounals Ltda, 1981.
- SADIK, M. S., HUBER, J. T., WANDERLEY, R., DEYOUNG, D., AL-DEHNEH, A. AND DUCAS, C. Comparison of Nitrogen-15 and Diaminopimelic Acid for estimating bacterial protein synthesis of lactating cows fed diets of variing protein degradability, *J. Dairy Sci.* 73: 694-702,1990.
- SAHRAWAT, K. L. Effècts of nitrificarion inhibitors on nitrogen transformations, other than nitrification in soil. *Advances in Agronomy*, v. 42: 279-309, Academic Press, Inc., 1989.
- SÂNCHEZ, P. A. YARA, M. A. Contribución potencial de las pasturas mejoradas a la sostenibilidad de los ecosistemas tropical. Documento de trabalho n.80, CIAT, Cali-Colombia, abril 9-10 de 1989.
- SCARBROOK, C. E. Regression of Nitrogen uptake on nitrogen added from four source applied to grass. *Agron. J.*, 62: 618-620, 1970.

- SCHNEIDER, P. L., STOKES, M. R., BULL, L. S. AND WALKER, C. K. Evaluation of potato meal as a feedstuff for lacting dairy cows. J. Dairy Sci., 68: 1738-1743, 1985. Nova Odessa, SP, IZ, 199 p., 1993.
- SHANKARACHARYA, N. B. AND MEHTA, B. V. Evaluation of loss of Nitrogen by Ammonia Volatilization from Soil Fertilized with Urea. J. Indian Soc. Soil Sci., 17: 423-430, 1969.
- SHIRLEY, R L. Nitrogen and Energy Nutrition of Ruminants. Academic Press, Inc., Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. Orlando, San Diego, New York, Montreal, Sydney, Tokyo, Toronto, 357 p., 1986.
- SILVA, J. F. C. & LEÃO, M. I. Fundamentos de Nutrição de Ruminantes. Piracicaba, SP, Ed. Livro Ceres, 384 p., 1979.
- SOARES FILHO, C. V. Tratamentos físico-mecânicos, correção e adubação de Pastagens. In: 'Encontro sobre Recuperação de Pastagens, 1. Nova Odessa, SP, 1993, Realizado no Inst. de Zootecnia, 17-18 de agosto de 1993. Nova Odessa, SP, IZ, 79- 118, 199 p., 1993.
- SOUTO, S. M. & DÖBEREINER, J. Variação estacional da denitrificação em gramíneas forrageiras tropicais. Pesq. Agropec. Bras., Brasília-DF, 18(12): 1317- 1321, dez., 1983.
- SPAIN, J. M. & SALINAS, J. G. A reciclagem de nutrientes em pastagens tropicais. In: 'Simpósio sobre Reciclagem de Nutrientes e Agricultura de Baixos Insumos nos Trópicos, Ilhéus, BA, 1984, Anais... Ilhéus, CEPAC, p. 259-299, 1985.

- STALLCUP, O. T., KREIDER D. L., JOHNSON, Z. B. AND DAVIS, G. V. Apparent digestibility to nitrogen and nitrogen retention of forage fed to steers in metabolism stalls. *J. Anim. Sci.*, 65: 1690-1699, 1987.
- STEELE, K. W. AND VALLIS, I. The nitrogen cycle in pastures. In: 'Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems. J. R. Wilson/C. A. B. International. Printed in UK by the Cambrian News Ltd., Abersystwyth, pg. 274-291, 1987.
- SIMPSON, J. R. AND STOBBS, T. H. Nitrogen supply and animal production from pastures. In: 'Morley, F. H. W. (ed.), *Grazing Animal World Animal Science*, bl, p. 261-287, Chapter 14, Elsevier, Scientific Pubs., Amsterdam, 1979.
- STOUT, J. D. The role of protozoa in nutrient cycling and energy flow. In: 'Advances in Microbial Ecology, v.4, Ed. M. Alexander. Plenum Press, New York and London, 1980, Chapter 1, p. 1-50, 1980.
- SULIVAN, D. M. AND HAVLIN, J. L. Flow injection analysis of urea nitrogen in soil extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 109-113, 1991.
- TAN KEN HUAT AND BREMNER J. M. Studies on Nitrogen in Malaysian Soils. III. Denitrification. *J. Rubber Res. Inst. Malaysia*, 30(2): 102-109, 1982.
- TERMAN, G. L. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments and crop residues. *Advances in Agronomy*, v. 13, p. 189-223, Academic Press Inc., 1979.
- THOMAS, R. J. The role of legume in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. *Grass and Forage Science*, v. 47: 133-142, 1992.
- THOMAS, R. J., LOGAN, K. A. B., TRONSDIE, A. D. AND BOLTON, G. R. The effect of grazing with and without excretal returns on the accumulation of by

ryegrass in a continuously grazed upland sward. Grass and Forage Science, v.45, 65-75, 1990.

THOMPSON, R. B., PAIN, B. F. AND LOCYER, D. R. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. I. Influence of mechanical separation, changes in chemical composition during volatilization and the presence of the grass sward. Plant and Soil, 125: 109-117, 1990.

----- AND BEES, Y. J. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. II. Influence of application rate, wind speed and applying slurry in narrow bands. Plant and Soil, 125: 119-128, 1990.

TITKO, S. III, STREET, J. R AND LOGAN, T. J. Volatilization of ammonia from granular and dissolved urea applied to turfgrass. Agron. J., v. 70:535-340, 1987.

URQUIAGA, S., BODDEY, R. M. & ALVES, B. J. R Dinâmica do N no solo. In: 'Simpósio Brasileiro sobre nitrogênio em plantas. 1, 1990. Rio de Janeiro, Anais... Rio de Janeiro, UFRRJ, Vol. 1, p. 181-243, 1990.

URQUIAGA, S., CRUZ, K. H. S. AND BODDEY, R. M. Contribution of nitrogen fixation to sugar cane: Nitrogen-15 and nitrogen-balance estimates. Soil Sci. Soc. Am. J., v.56: 105-114, jan-fev, 1992.

URQUIAGA, S., VICTORIA, R. L., BUITRON, F. & NEIVA, J. C. Perdas por volatilização do ^{15}N -uréia e ^{15}N -sulfato de amônio num solo calcáreo da parte central da região costeira do Perú. PAB, Brasília-DF, 24(5): 607-613, maio de 1989.

VAN SOEST, P. J. Nutritional Ecology of the Ruminant. Ruminant Metabolism, Nutritional strategies, the cellulolytic fermentation and the Chemistry of the Forages

- and Plant Fibers. Comstock Publishing Associates. A division of Cornell University Press., Ithaca and London, 373 p., 1982.
- VALLIS, I. Nitrogen cycling in legume-based forage production systems in Australia. In: 'Forage Legume for Energy Efficient Animal Production, Proceedings of a Triateral Workshop, Palmerston, New Zeland (R. F. Barnes, P. R. Ball, R. W. Broughaw, G. C. Martin & D. J. Minson, Eds.) pp. 40-46, USDA, Springfield, Mass., USA, 1985.
- VALLIS, I. AND GRADENER, C. J. Short-term nitrogen balance in urine treated areas of pasture on a yellow earth in the subhumid tropics of Queensland. Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb., 24: 522-528, 1984.
- VALLIS, I., EARPER, L. A., CATCHPOOLE, V. R. AND WEIER, K. L. Volatilization of ammonia from urine patches in a subtropical pasture. Aust. J. Agric. Res., 33: 97:107, 1982.
- VELLOSO, A. C. X. A composição Química do Solo. In: 'Química do Solo (IA/1301), UFRRJ, Seropédica-RJ, Imprensa Universitária, p, 1-8, 1991.
- WILKINSON, S. R. AND LOWREY, R. W. Cycling of mineral nutrients in pasture ecosystems. In: 'Buttler, G. W. and Balley, R. W. (Eds.). Chemistry and Biochemistry of Herbage. Academic Press. v.2, pp. 247-315, 1973.
- WILLIAMS, P. H., HEDLEY, M. J., GREGG, P. E. H. Uptake of potassium and nitrogen by pastures from urine-affected soil. New Zeland Journal of Agricultural Research, v. 32(3): 415-421, 1989.

- WHITE, R E. Leaching. In: 'Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems. J. R. Wilson/C. A. B. International. Printed in UK by the Cambrian News Ltd., Aberystwyth, p. 193-211, 1987.
- WHITEHEAD, D. C. AND RAISTRICK, N. Effects of some environmental factors on ammonia volatilization from simulated livestock urine applied to soil. Biol. Fertil. Soils, 11: 279-284, 1991.
- ZIMMER, A. H. & CORREA, E. S. A Pecuária Nacional, uma pecuária de pasto? In: 'Encontro sobre Recuperação de Pastagens: 1, Nova Odessa, SP, 1993, Anais. . . Ed. por Valdinei Tadeu Paulino et al., Realizado no Inst. de Zootecnia, 17-18 de agosto de 1993, Nova Odessa, Sp, IZ, 1-26, 199 p., 1993,