

UFRRJ

INSTITUTO DE AGRONOMIA

**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

DISSERTAÇÃO

**Emissões de Óxido Nitroso (N_2O) de Cambissolo
Cultivado com Cana-de-açúcar em Campos dos
Goytacazes: Impacto de Adubações com Vinhaça e
Uréia**

Fernando Zuchello

2010



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

**EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO (N₂O) DE CAMBISSOLO
CULTIVADO COM CANA-DE-AÇÚCAR EM CAMPOS DOS
GOYTACAZES: IMPACTO DE ADUBAÇÕES COM VINHAÇA E
URÉIA**

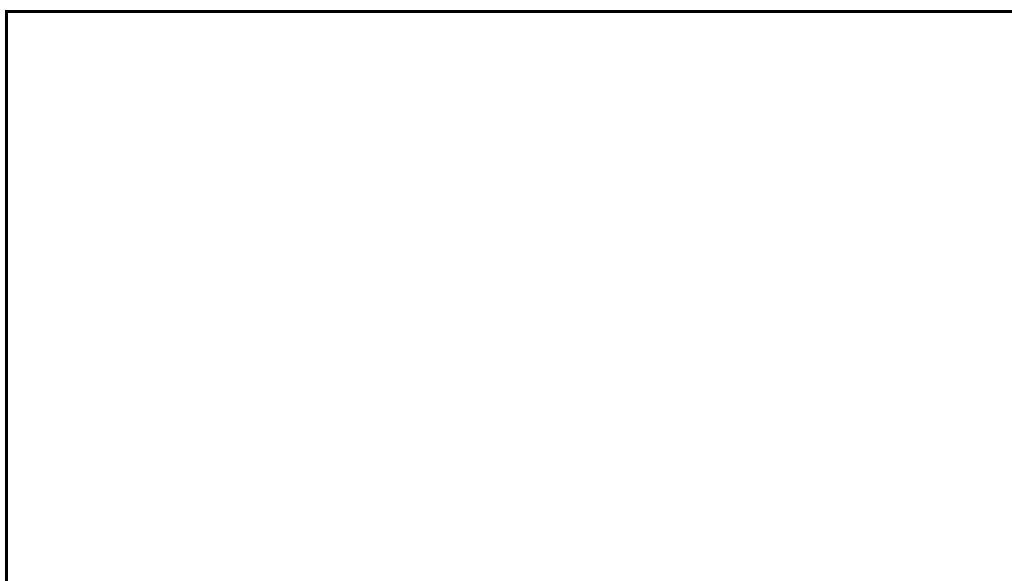
FERNANDO ZUCHELLO

Sob a Orientação do Professor
Bruno José Rodrigues Alves

e Co-orientação do Professor
Segundo Urquiaga

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2010



É permitida a cópia parcial ou total desta Dissertação, desde que citada a fonte.

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

FERNANDO ZUCHELLO

Dissertação submetida ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo, como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências** em Agronomia.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 10/03/2010

Bruno José Rodrigues Alves. Dr. Embrapa Agrobiologia
(Orientador)

Érika Flavia Machado Pinheiro. Dra. UFRRJ

Fabiano de Carvalho Balieiro. Dr. Embrapa Solos

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação a toda minha família e meus amigos, pessoas que me ajudaram a me tornar a pessoa que sou hoje, demonstrando verdadeiros valores de amizade, dedicação e perseverança.

Em especial:

*À minha mãe Madalena Dominga Zago Zuchello;
Em memória ao meu pai Euclides Zuchello
A todos os meus familiares*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por ser o pai criador da terra e tudo o que nela existe e sempre estar com aqueles que buscam seus objetivos e caminhos baseados em seus ensinamentos.

Ao CPGA-CS - Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo.

A CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

À Embrapa Agrobiologia, por todo apoio de estrutura, financeiro e pessoal para a realização do trabalho.

Ao Campus Dr. Leonel Miranda, UFRRJ.

A usina COAGRO, na Pessoa dos Sr Marcos e do Sr Luis (Coronel).

A todas as instituições que apoiaram o desenvolvimento deste trabalho.

Ao orientador Bruno José Rodrigues Alves pela dedicação e o bom convívio ao longo desse período.

Ao co-orientador do mestrado Segundo Urquiaga pela colaboração na minha formação.

Aos diretores do Campus Dr Leonel Miranda, Jair Felipe Garcia Pereira Ramalho e Carlos Frederico de Menezes Veiga.

Aos Professores Lúcia Helena Cunha dos Anjos e Marcos Gervasio Pereira pela amizade, orientação e incentivo durante a graduação.

Aos pesquisadores Robert Michael Boddey, Claudia Pozzi Jantalia e Luis Henrique de Barros Soares pela colaboração.

Ao Pessoal do Laboratório de Nitrogênio (Altiberto, Roberto Grégio e Roberto Andrade), de Solos (Selmo, Monalisa e Estagiários) da Embrapa Agrobiologia.

Aos amigos, pesquisadores e funcionários do Campus Leonel Miranda que não mediram esforços para que este trabalho tivesse êxito, principalmente Álvaro de Mendonça Thurler (física do solo), Analice Dinelli Paes Barreto (biblioteca), Hamilton Jorge de Azevedo (irrigação), Carmindo (Técnico Agrícola), Cacau e Lelei (funcionários de campo).

A todos meus familiares e amigos, especialmente a Paulo Cesar Gomes Soares, Virginia Maria Barbosa Chaves Soares e Natalia Chaves Soares que sempre depositaram muita confiança em mim.

Aos amigos e colegas de alojamento Alex Dassoler (bimbim), Sidinei Julio Beutler (Paraná), Everton Texeira Ribeiro, Bernardo Modesto Carvalho, Pablo Zanella, Marcos Begnini (Baco), Anderson Ferrari, Gustavo Lopes do Amaral Plieski, Evandro Giacomolli, Eliandro, Ricardo Bezerra Hoffam.

A Paula Fernanda Chaves Soares, que sempre esteve ao meu lado, ajudando a tornar-me um homem sonhador e motivado a buscar todos os dias os meus ideais de forma sincera, honesta e transparente.

Enfim, agradeço a todas as pessoas e instituições que de alguma forma contribuíram para que eu chegasse até aqui. Meu muito obrigado a todos.

Muito obrigado!

BIOGRAFIA

Fernando Zuchello nasceu em Concórdia, Santa Catarina, no dia 18 de maio de 1983. Possui formação técnica pela Escola Agrotécnica Federal de Concórdia, SC, onde ingressou no ano de 1998, no curso de técnico Agrícola com habilitação em agropecuária, concluído em 2000. Ingressou na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em 2002, onde obteve o Título de Engenheiro Agrônomo em 2007. Foi estagiário do laboratório de Gênese, Morfologia e Classificação de Solo da UFRRJ entre 2002 e 2007, e bolsista de Iniciação Científica pelo CNPq entre 2005 e 2007. Ingressou no Mestrado em Agronomia, área de concentração em Ciência do Solo, em março de 2008, sendo orientado pelo Pesquisador Bruno José Rodrigues Alves e co-orientado pelo Pesquisador Segundo Urquiaga.

RESUMO

ZUCHELLO, Fernando. **Emissões de óxido nitroso (N₂O) de Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar em Campos dos Goytacazes: Impacto de adubações com vinhaça e uréia.** 2010. 45f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.

A cultura da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) gera matéria prima para a produção de etanol, combustível com alto potencial de mitigação de gases de efeito-estufa. No entanto, existem poucas informações sobre as emissões de óxido nitroso (N₂O) do solo, durante o desenvolvimento da cultura. O N₂O é um dos gases responsáveis pelo efeito estufa, e a agricultura é a sua principal fonte para a atmosfera. Assim, práticas agrícolas comuns no cultivo da cana, como aplicação de vinhaça e fertilizante nitrogenado, podem favorecer a emissão desse gás, reduzindo ou mesmo anulando o aspecto mitigador do etanol no efeito estufa. O objetivo do estudo foi avaliar o efeito da aplicação de vinhaça e uréia na cultura de cana-de-açúcar quanto às emissões de N₂O de Cambissolo Flúvico, em Campos dos Goytacazes, RJ. O estudo foi realizado no Campus Experimental Leonel Miranda, da UFRRJ, com o monitoramento das emissões de N₂O feito em dois experimentos. No primeiro, a cultura estava na terceira soca, no período de novembro de 2008 a abril de 2009. O segundo foi feito nos meses de setembro e outubro de 2009, quando a cultura foi renovada (cana-planta). Os dois experimentos foram conduzidos em delineamento inteiramente casualizado, com 6 repetições. Os tratamentos avaliados foram: adição de vinhaça e uréia em solo coberto com palhada, adição de vinhaça e uréia em solo nu, e os respectivos controles sem adição de vinhaça e uréia. Os tratamentos com palha foram usados somente no primeiro experimento, na fase de socaria. Vinhaça e uréia foram aplicadas em cobertura e a última em banda. A emissão de N₂O foi avaliada no local com câmaras estáticas fechadas, sendo também monitorados a temperatura, a umidade do solo a 10 cm de profundidade, a disponibilidade de N mineral e o teor de amônia volatilizada. Durante os meses de novembro e dezembro houve intensa pluviosidade onde, nos primeiros 20 dias após a aplicação da vinhaça, a chuva acumulada foi superior a 374 mm. Devido a isso, a saturação dos poros com água (EPSA) se aproximou de 100% durante boa parte desses 20 dias. Após a aplicação da uréia, ocorreu novo período com fortes chuvas, entre os dias 10 e 31/12/2008, alcançando 297 mm favorecendo novamente a elevação do EPSA. Nessas condições, a palha não trouxe efeito nos fluxos de N₂O do solo. No primeiro experimento a aplicação de vinhaça e da uréia não resultou em fluxos de N₂O elevados, somente na aplicação da uréia foi observada diferença em relação ao controle. No segundo experimento o efeito das fontes de N foi mais pronunciado. As frações de N das duas fontes perdidas como N₂O foram de 0,02% no primeiro experimento, independente da fonte, e, no segundo experimento, de 0,02 e 0,13% para vinhaça e uréia, respectivamente. Portanto, a vinhaça aplicada ao solo foi fonte de N₂O insignificante. O efeito da uréia foi muito variável, com perdas por volatilização de amônia e emissões de N₂O dependentes da ocorrência de chuvas. No ambiente estudado, as variáveis consideradas chave para a produção de N₂O do solo tais como a saturação do espaço poroso do solo com água e a disponibilidade de N mineral, não explicaram as diferenças de fluxos de N₂O, o que parece estar relacionado ao processo de desnitrificação em condições de máxima saturação do solo com água, que ocorreu por vários dias durante o estudo.

Palavras-chave: Gases de efeito estufa. Volatilização de amônia. Palhada de cana. *Saccharum officinarum*.

ABSTRACT

ZUCHELLO, Fernando. **Nitrous oxide emission (N₂O) from a Cambisol (Inceptisol) cultivated with sugarcane in Campos dos Goytacazes: Impact of vinasse and urea applications.** 2010. 45p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.

The sugarcane crop (*Saccharum officinarum* L.) produces raw material for ethanol manufacture, a fuel with high potential for mitigation of greenhouse gases. However, little information about emissions of nitrous oxide (N₂O) from soil during crop development is available. Nitrous oxide is one of the greenhouse gases, and agriculture is the main source of emissions to atmosphere. Thus, agricultural practices commonly in sugarcane cropping systems, such as vinasse and N fertilizer application, may favour the emissions of this gas, reducing or even nullifying the mitigating effect of ethanol. The objective of this study was to evaluate the effect of vinasse and urea application on sugarcane crop regarding to N₂O emission from an Inceptisol in Campos dos Goytacazes municipality, Rio de Janeiro State. The study was carried out at the Leonel Miranda Experimental Station, UFRRJ, with soil N₂O emissions being monitored in two experiments. In the first, the cane was in the third ratoon, comprising the period from November 2008 to April 2009. The second experiment was conducted in September and October of 2009, when the crop was renewed (cane first growth). For both experiments, the experimental design was completely randomized plots with 6 replications. The treatments of the first experiment were: addition of vinasse and urea on the soil with straw, addition of vinasse and urea on a bare soil, and the respective controls with and without straw. In the second experiment, the presence of straw was not evaluated. In all occasions vinasse was broadcasted, and urea was applied in bands. The N₂O fluxes were measured by closed-static chamber technique. Temperature, soil moisture at 10 cm depth, mineral N and ammonia volatilization were also monitored. During the months of November and December 2008, there was intense rainfall in the first 20 days after application of vinasse; the accumulated precipitation was over 374 mm. Because of this, the water filled pore space (WFPS) were about 100% for most of the first 20 days. After application of urea, a new period of heavy rainfall started, between 10 and 31/12/2008, with an accumulated precipitation of 297 mm, again favouring increase of WFPS. Under those conditions, the straw did not bring any effect on N₂O fluxes, which remained almost unaltered during the whole period. In the second experiment, the effect of vinasse and N addition was clear. The fractions of the two sources of N lost as N₂O were 0.02% in the first experiment, regardless of the N source, and in the second experiment it was of 0.02 and 0.13% for vinasse and urea, respectively. Based on the results, vinasse was not an important source of N₂O. The effect of urea was too variable, with losses by NH₃ volatilization and emitted N₂O dependent on rainfall. In the studied environment, key variables for production of N₂O in soils such as WFPS and mineral N availability did not explain changes in N₂O fluxes, which could be explained by conditions of maximum water soil saturation, for several days during the study.

Key words: Greenhouse gases. Ammonia volatilization. Cane straws. *Saccharum officinarum*.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 O Efeito Estufa	3
2.2 A Cultura da Cana-de-açúcar.....	4
2.3 A Vinhaça na Fertirrigação da Cana-de-açúcar.....	6
2.4 Perdas de N ₂ O em Sistemas de Produção de Cana-de-açúcar.....	8
2.5 Volatilização de Amônia (NH ₃) em Áreas de Produção de Cana-de-açúcar.....	11
3. MATERIAL E MÉTODOS	12
3.1 Área de Estudo: Localização e Caracterização.....	12
3.2 Tratamentos Avaliados e Amostragens	13
3.3 Amostragem e Análise de Gases	15
3.4 Amostragem e Análise de Solo.....	16
3.5 Coleta e Quantificação da Amônia Volatilizada.	17
3.6 Análises Estatísticas.....	18
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
4.1 Condições Climáticas	19
4.2 Fluxos de N ₂ O.....	20
6. CONCLUSÕES	36
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	37
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	378

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, cresce o interesse pelas discussões relativas às mudanças globais, em seu sentido mais amplo. Dentre os diversos assuntos que vêm sendo discutido, o enfoque principal tem sido a preocupação com o meio ambiente. Paralelamente a isso, observa-se também um aumento de projetos de pesquisas e na proposição de medidas mitigatórias da poluição e contaminação das águas, do solo e do ar. Cabe ressaltar que esse cenário tem se tornado mais concreto, sobretudo, devido à cobrança da própria sociedade, hoje, mais que em outras épocas, a mercê das mudanças do clima.

As áreas com a cultura de cana-de-açúcar estão em expansão no Brasil, devido à intensificação do programa de bioetanol e já cobrem mais de 9,8 milhões de hectares. Apesar das estimativas de balanço energético mostrarem a viabilidade do etanol como combustível alternativo (Boddey et al., 2008), ainda não se pode afirmar que as emissões de N_2O , por vias diretas e indiretas, não levariam a um balanço de carbono (em equivalentes de CO_2) negativo relacionado a fase de produção da cana-de-açúcar. Crutzen et al. (2008) compilaram dados globais sobre concentrações de N_2O na atmosfera e da fixação biológica e química do N_2 atmosférico (fertilizantes) e afirmaram que os benefícios de qualquer programa de geração de biocombustíveis seriam anulados pelas emissões de N_2O .

A cana-de-açúcar tem grande importância comercial para a região sudeste brasileira e, é a principal lavoura no Estado do Rio de Janeiro, com 135,13 mil ha de área plantada (IBGE, 2009). O município Norte Fluminense de Campos dos Goytacazes se destaca como o segundo maior produtor de cana-de-açúcar entre todos os municípios brasileiros, com uma área colhida de 70.030 ha (IBGE, 2008). As lavouras de cana-de-açúcar na região ocupam áreas sob a feição geológica de Tabuleiros Costeiros, possuindo como características um relevo suave-ondulado e com predomínio de Latossolos Amarelos e Argissolos Amarelos, e nas áreas de baixadas predominam os Cambissolos, de grande expressão geográfica.

As produções médias de cana-de-açúcar são diferenciadas nos ambientes. Elevadas produtividades (de 70 a 80 $Mg\ ha^{-1}$) são observadas em solos de baixada (Cambissolos), enquanto que em outras áreas situadas em solos da feição geomorfológica Tabuleiros Costeiros, a produtividade (50 $Mg\ ha^{-1}$) está abaixo da média nacional. A produtividade é um fator que afeta o balanço energético da cultura, e, por conseguinte, o balanço de gases de efeito estufa (Soares et al., 2009). No entanto, não se sabe o quão relevante são as diferenças de produtividade uma vez que não se conhece como as fontes nitrogenadas, como fertilizantes e vinhaça, afetariam as emissões de N_2O do solo sob cana-de-açúcar.

O óxido nitroso (N_2O) é considerado um dos três mais importantes gases responsáveis pelo efeito estufa do planeta, apesar de sua baixa concentração na atmosfera. É considerado um gás muito ativo no processo devido a sua alta capacidade de absorver radiação infravermelha e sua alta estabilidade na atmosfera. É produzido, principalmente, durante o processo microbiano de desnitrificação, quando bactérias anaeróbicas facultativas utilizam o nitrato (NO_3^-) como acceptor final de elétrons em substituição ao oxigênio (O_2). Esse processo ocorre em condições de anoxia, sendo favorecido pela disponibilidade de carbono e pela presença de NO_3^- , proveniente da mineralização da matéria orgânica do solo e da aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos. A emissão desse gás varia, não apenas com as condições climáticas e as características do solo (e do seu manejo), mas também com a quantidade, o tipo e a qualidade dos resíduos adicionados ao solo. Resultados de pesquisa para clima temperado mostram que a emissão de N_2O é diretamente relacionada com textura do solo, disponibilidade de N, temperatura, umidade e porosidade do solo (Weitz et al., 2001), e por isso, o manejo dos solos e das lavouras modifica o nível de emissões (Skiba et al., 1992).

A maior parte do conhecimento sobre a produção de N_2O de solos agrícolas vem de estudos realizados em condições de clima temperado, o que traz dúvidas quanto às extrapolações para a estimativa das emissões desse gás por diferentes culturas em condições tropicais, tal como vem sendo feito para a cultura da cana-de-açúcar (Soares et al., 2009; Macedo et al., 2008). Existem resultados no país, para outras culturas, que mostram que as emissões de N_2O do solo, após a aplicação de fertilizantes (Metay et al., 2007; Jantalia et al., 2008) são bem menores do que se estima para as regiões temperadas. Por outro lado, não existem estudos no país, em condições de campo, sobre o efeito da aplicação da vinhaça nas emissões de N_2O , e valores arbitrários são usados para os balanços de C dos sistemas de produção de cana-de-açúcar (Soares et al., 2009).

Além da necessidade de dados sobre emissões de N_2O na cultura de cana-de-açúcar no Brasil, para dirimir dúvidas quanto aos benefícios ambientais do bioetanol, também é fundamental levantar informações sobre os fatores envolvidos na produção desse gás, de forma a permitir a modelagem dos processos e a avaliação de práticas usadas no manejo da cultura sobre essas emissões.

Assim, o objetivo geral do estudo foi quantificar o efeito do manejo da adubação da cana com vinhaça e uréia nas emissões de N_2O em Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, na região Norte Fluminense; Pretende-se também relacionar variáveis de solo e clima buscando entender os mecanismos responsáveis pela emissão de N_2O para a atmosfera.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O Efeito Estufa

O conhecimento sobre o efeito estufa não é novo. Em 1827, o cientista francês Jean Baptiste Joseph Fourier sugeriu que a atmosfera aquece a superfície da Terra, deixando passar radiação solar de alta energia, porém, bloqueando a radiação refletida pela superfície, que seria de comprimento de onda maior. No final do século XIX, o cientista sueco Svante August Arrhenius pressupôs que o crescente volume de dióxido de carbono emitido pelas fábricas, a partir da Revolução Industrial, estaria alterando a composição da atmosfera, aumentando a concentração de gases de efeito estufa e que isso poderia causar o aquecimento da superfície terrestre. No entanto, a comunidade internacional somente passou a interessar-se pelo fenômeno no final dos anos 70, do século XX (Müller, 2003).

Atualmente, as questões referentes às mudanças climáticas tornaram-se preocupantes para a humanidade. Dirigentes de vários países têm discutido a potencialidade da mudança climática, e caminha-se para um consenso de que está ocorrendo uma modificação da composição de gases da atmosfera em função da ação antrópica, cujo efeito é o aumento da temperatura média global do planeta.

O efeito estufa é um fenômeno natural que ocorre pela presença na atmosfera de vapor d'água e de gases como dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), entre outros. Esses gases são denominados gases de efeito estufa por terem a capacidade de absorver parte do calor emitido pela superfície do planeta, mantendo a temperatura média da atmosfera em níveis adequados para o desenvolvimento da vida (Perreira e May, 2003). Para cada tipo de gás e nível de concentração, há um acúmulo de energia na superfície da Terra ao longo dos anos. Apesar do CO_2 ser responsável por aproximadamente 50% do forçamento radiativo, as moléculas de N_2O e CH_4 apresentam, respectivamente, um potencial de aquecimento 310 e 21 vezes superior à molécula do CO_2 (IPCC, 2006).

O aumento da população, o desenvolvimento baseado em fontes de energia fóssil, e a mudança de uso do solo para atender à crescente demanda de alimentos vêm aumentando a concentração de CO_2 , CH_4 e N_2O na atmosfera. Existe alta correlação entre o aumento da concentração desses gases e o aumento da temperatura média do planeta (IPCC, 2006).

O N_2O é a segunda forma nitrogenada mais abundante na atmosfera e possui um tempo de residência de cerca de 110 a 150 anos (Bange et al., 1996). Na troposfera, absorve radiação infravermelha contribuindo com aproximadamente 6% do efeito estufa (Bange et al., 1996; Patra et al., 1999). Devido ao longo tempo de residência, alcança a estratosfera onde se torna a maior fonte de óxidos de nitrogênio através de reações de foto-oxidação, afetando também a camada de ozônio (Crutzen, 1980).

As principais fontes emissoras de N_2O para a atmosfera são os processos biológicos; a queima de biomassa vegetal e os catalisadores de veículos também contribuem para o aumento das concentrações desse gás (Olivier et al., 1998).

De acordo com as informações em escala global, a agricultura contribui com mais ou menos 10-12% das emissões globais dos gases de efeito estufa, sendo aproximadamente 47% e 58% dos totais das emissões antropogênicas de CH_4 e N_2O , respectivamente (IPCC 2007). Estes valores, normalmente, estão relacionados às condições de temperatura e umidade, textura, mineralogia do solo, e taxas anuais de adição de C pelas culturas, entre outros (Bremer, 2006).

Em comparação com os países desenvolvidos, o Brasil não é grande emissor no setor energético. Isso se deve ao fato que mais de 60% de sua matriz energética é oriunda de fontes renováveis. Mais de 95% da eletricidade brasileira é gerada por usinas hidrelétricas (MME,

2008), e há ampla utilização de biomassa (etanol, eucalipto e bagaço da cana-de-açúcar) na geração de calor e vapor. Por outro lado, as atividades associadas à LULUCF (uso, mudança no uso do solo e florestamento) respondem por mais de 80% das emissões de gases de efeito estufa, sendo a agricultura responsável por mais de 25 % (Teixeira et al., 2005). Por esse motivo, a expansão da agricultura nacional, embora necessária, tem sido motivo de preocupação internacional, especialmente no caso da cana-de-açúcar para produção de etanol, cuja aceitação pelo mercado é dependente de seu impacto na mitigação de gases de efeito estufa.

2.2 A Cultura da Cana-de-açúcar

A cultura da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum L.*) tem sido cultivada no Brasil desde 1532 e sempre apresentou grande importância na economia brasileira. Atualmente, 9,8 milhões de hectares do território brasileiro (IBGE, 2009) são plantados com a cultura, que apresentou uma produção de 694,25 milhões de toneladas em 2009, tendo como os principais produtos finais o álcool, o açúcar e a energia elétrica. Do total da cana-de-açúcar no setor sucroalcooleiro, a região Sudeste lidera a produção nacional com uma área plantada de 6.448,64 mil hectares, com destaque para São Paulo com 5.378,75 mil hectares e Minas Gerais com 850,68 mil hectares. O Rio de Janeiro apresenta uma área plantada de 135,13 mil hectares ocupa o terceiro lugar entre os maiores produtores da região Sudeste (Tabela 1).

Tabela 1: Distribuição da área plantada, da produtividade e da produção da cana-de-açúcar brasileira separadas por regiões com destaque para os estados da região Sudeste.

Região	Área plantada	Área colhida	Produção	Produtividade
	----- (mil ha) -----	-----	(mil t)	(t)
Norte	25,83	24,47	1729,05	70,65
Nordeste	1305,88	1228,26	71906,14	58,54
Centro-Oeste	1292,79	1141,61	93513,99	81,91
Sudeste	6448,64	5613,55	469999,19	83,73
MG	850,68	707,00	57717,96	81,64
ES	84,08	80,16	5250,60	65,50
RJ	135,13	135,13	6491,32	48,04
SP	5378,75	4691,26	400539,32	85,38
Sul	699,03	698,18	57105,16	81,79
Brasil	9772,16	8706,07	694253,53	79,74

Fonte: IBGE 2009.

Do total da cana esmagada na safra 2009, 276.007,1 toneladas (45%) foram destinadas à produção de açúcar, produzindo 34.636,9 toneladas e 336.204,1 mil toneladas (55%) destinadas à produção de álcool, gerando um volume total de 25.866,06 milhões de litros de álcool; Deste total, 7.652,3 milhões de litros são de álcool anidro e 18.213,76 bilhões de litros são de álcool hidratado (Tabela 2) (Conab, 2009).

De acordo com Neves et al. (2009) o setor sucroenergético no Brasil movimentou US\$ 86 bilhões, ou 4,6% do PIB nacional. Somente com a comercialização de um elevado número de produtos permitiram às usinas um faturamento de cerca de US\$ 23 bilhões, sendo US\$ 12,4 bilhões com etanol, US\$ 9,7 bilhões com açúcar, US\$ 389 milhões com bioeletricidade, US\$ 67 milhões com levedura, aditivos e crédito de carbono. O país é responsável por 50% das exportações mundiais de açúcar, e pode chegar a 60% em cinco anos.

Para o mercado externo foram US\$ 2,37 bilhões em etanol e os principais compradores foram Estados Unidos (34%), Holanda (26%), Jamaica (8%) e El Salvador 7%. O açúcar, com US\$ 5,49 bilhões em exportações, manteve o mercado russo como o maior comprador, com 25%, seguido da Nigéria, Egito e Arábia Saudita. Na comercialização de bioeletricidade, leveduras e aditivos e créditos de carbono foram mais de US\$ 450 milhões (Neves et al., 2009).

Tabela 2: Destinação da produção total de cana-de-açúcar brasileira, por regiões, com destaque para os estados da região Sudeste, para a produção de açúcar e álcool em mil toneladas.

Região	Açúcar	Álcool	Total
Norte	351,80	625,10	976,90
Nordeste	35172,40	27250,90	62423,30
Centro-Oeste	25890,10	60850,00	86740,10
Sudeste	190897,50	220964,00	411861,50
MG	21553,10	28223,10	49776,20
ES	750,40	3418,50	4168,90
RJ	2009,30	1547,00	3556,30
SP	166584,70	187775,40	354360,10
Sul	23695,50	26513,90	50209,40
Brasil	276007,10	336204,10	612211,20

Fonte: Conab, 2009.

Atualmente, há crescente demanda pelo etanol no mercado interno em função do aumento da frota de carros biocombustíveis (“flex”) que respondem por cerca de 90% das vendas de veículos leves. O que corresponderia a demanda de maior produção de etanol, fazendo necessário a expansão da cultura da cana de açúcar. O que do ponto de vista ambiental, traz vários impactos diretos e indiretos causados por essa expansão canavieira. Estudos do Ministério do Meio Ambiente e de diversos centros de pesquisa denunciam os riscos trazidos pela cana à biodiversidade, aos recursos hídricos e à qualidade do ar em diversos Estados brasileiros, o que pode minimizar as vantagens trazidas pela queima do etanol em substituição à gasolina em veículos automotores.

Em 2008, no estado de São Paulo, o setor sucroalcooleiro foi o campeão de multas mais elevadas (acima de R\$ 15 mil), atribuídas principalmente pelas emissões de poluentes em desacordo com a legislação. Já no Mato Grosso do Sul, o Pantanal vinha sendo ameaçado nos últimos anos pela expansão dos canaviais, sendo necessária a elaboração do Zoneamento agroecológico da cultura no país, com regras para claras para a expansão canavieira.

Neste zoneamento, as estimativas obtidas demonstram que o país dispõe de cerca de 64,7 milhões de ha de áreas aptas à expansão do cultivo com cana-de-açúcar, sendo que destes 19,3 milhões de ha foram considerados com alto potencial produtivo, 41,2 milhões de ha como médio e 4,3 milhões como de baixo potencial para o cultivo (Embrapa 2009). Grande parte das áreas aptas à expansão está atualmente cultivada com pastagens, representando cerca de 37,2 milhões de ha. Estas estimativas demonstram que o país não necessita da expansão sobre áreas com cobertura nativa e incorporação ao processo produtivo, podendo expandir o cultivo com cana-de-açúcar sem afetar diretamente as terras utilizadas para a produção de alimentos. De acordo com o zoneamento agroecológico, as regiões com mais áreas aptas à expansão da cultura são as regiões Centro-Oeste com 47% e a região Sudeste com 35% (Tabela 3). Na região Sudeste, as maiores expansões podem ocorrer em MG com 50% e em

SP com 47% em áreas ocupadas basicamente com pastagens. Os dados de uso da terra, utilizados nessas estimativas, foram do ano de 2002, e as áreas que podem ser ocupadas com cana podem ser um pouco diferentes, mas permitem concluir que existe condição para aumentar a produção de etanol sem grandes riscos pela mudança indireta de uso do solo.

Durante muito tempo, quase toda área cultivada com cana-de-açúcar esteve submetida à queima prévia para facilitar procedimentos de corte e carregamento. Entretanto, o Decreto nº 42.056 de 06/08/97 estabeleceu que a colheita de cana queimada deveria ser eliminada. Atualmente, estima-se que a adoção de colheita mecanizada da cana, sem queima, vem sendo feita em aproximadamente 40% da área total plantada no Brasil, concentrando-se no Estado de São Paulo (Soares et al., 2009).

A colheita da cana sem queima faz com que uma espessa camada de palha seja depositada na superfície do solo, trazendo vantagens e desvantagens. De acordo com Cerri et al. (2006), essa alteração no manejo pode incrementar grandemente as reservas de C do solo, embora dados da região Nordeste não mostrem esse benefício (Resende et al., 2006). Ainda assim, não se sabe o impacto dessa prática sobre as emissões de N₂O e CH₄, uma vez que a mineralização da palhada pode liberar cerca de 30 kg N ha⁻¹ e provocar emissões de N₂O (Soares et al. 2009). Com relação ao manejo da adubação nitrogenada, a maior problemática é quanto ao uso da uréia a lanço na adubação de soqueiras, pois significativas perdas de N por volatilização de amônia podem ocorrer (Costa et al., 2003), fazendo com que doses maiores sejam utilizadas, levando a maior emissão de N₂O.

Tabela 3: Estimativa da área (ha) de expansão da cultura da cana-de-açúcar, de acordo com o zoneamento agroecológico, e porcentagem de área para expansão em cada região.

Regiões / Estados	Hectares	%
Centro-Oeste	30284429,28	47*
Nordeste	5134806,74	8*
Norte	1140597,49	2*
Sudeste	22706045,31	35*
RJ	480703,49	2**
SP	10645485,23	47**
ES	329654,4	1**
MG	11250202,19	50**
Sul	5740062,43	9*
Brasil	65005941,25	100

Fonte: (Embrapa, 2009). * porcentagem regional em relação ao total; ** porcentagem para a região sudeste.

Apesar das possíveis consequências sócio-econômicas decorrentes da mecanização nas regiões canavieiras, vários aspectos favoráveis ao corte de cana crua têm sido abordados por diversos autores. Além de evitar as emissões de CH₄ e N₂O com a queima, à prática da colheita mecanizada aumenta a quantidade de cobertura vegetal do solo, diminuindo a erosão e aumentando a infiltração de água no solo, acarretando melhorias nas qualidades tecnológicas da cana com a colheita mecanizada, e com o processamento da palha evita perdas de energia (Cunha, 2005).

2.3 A Vinhaça na Fertirrigação da Cana-de-açúcar

Até a década de 1970, as principais destinações da vinhaça, (subproduto da fabricação do etanol) eram os mananciais de superfície e "áreas de sacrifício". Com o aumento expressivo da produção do resíduo, esforços passaram a ser realizados no sentido de se desenvolver possibilidades tecnológicas para sua destinação. Ao longo de décadas, muitas

possibilidades tecnológicas foram objetos de pesquisa e desenvolvimento. A despeito disso, em meados dos anos 80 a fertirrigação se colocava como a alternativa mais amplamente difundida e o problema foi considerado como resolvido.

Durante décadas, mesmo quando ainda não era gerada nos volumes atuais, a vinhaça já provocava nos órgãos de controle ambiental e na comunidade científica alguma preocupação quanto a seus impactos ambientais. Almeida (1952), por exemplo, já mostrava que o tema despertava a atenção de cientistas e era objeto de estudos nas décadas de 40 e 50.

A vinhaça, de acordo com a COPERSUCAR (1979) é considerada o principal subproduto da fabricação do álcool, pois é gerada à razão de aproximadamente 10 a 15 litros a cada litro de álcool produzido (Gloria & Orlando Filho, 1984). É material de elevado potencial poluidor com composição variável em função dos diferentes tipos de produção nas diferentes regiões do Brasil. Apresenta alterações até mesmo durante o mesmo período de safra (Silva & Orlando Filho, 1981) o que dificulta um padrão de disposição do material.

Tabela 4: Composição química de vinhaça em função do tipo de mosto.

Parâmetros	melaço	caldo	misto
pH	4,2 – 5,0	3,7 – 4,6	4,4 – 4,6
Temperatura (°C)	80 – 100	80 – 100	80 – 100
DBO (mg l ⁻¹ O ₂)	25.000	6.000 – 16.500	19.800
DQO (mg l ⁻¹ O ₂)	65.000	15.000 – 33.000	45.000
Sólidos totais (mg l ⁻¹)	81.500	23.700	52.700
Sólidos voláteis (mg l ⁻¹)	60.000	20.000	40.000
Sólidos fixos (mg l ⁻¹)	21.500	3.700	12.700
Nitrogênio (mg l ⁻¹)	450 – 1610	150 – 700	480 – 710
Fósforo (mg l ⁻¹)	100 – 290	10 – 210	9 – 200
Potássio (mg l ⁻¹)	3.740 – 7.830	1.200 – 2.100	3.340 – 4.600
Cálcio (mg l ⁻¹)	450 – 5.180	130 – 1.540	1.330 – 4.570
Magnésio (mg l ⁻¹)	420 – 1.520	200 – 490	580 – 700
Sulfato (mg l ⁻¹)	6.400	600 – 760	3.700 – 3.730
Carbono (mg l ⁻¹)	11.200 – 22.900	5.700 – 13.400	8.700 – 12.100
Relação C/N	16 – 16,27	19,7 – 21,07	16,4 – 16,43
Matéria orgânica (mg l ⁻¹)	63.400	19.500	3.800
Subs. Redutoras (mg l ⁻¹)	9.500	7.900	8.300

Prado et al. (1998)

Segundo De-Polli et al. (1988) a composição química da vinhaça é variável, dependendo principalmente da natureza, da composição da matéria-prima originária e do processo industrial de destilação, ou seja, se proveniente diretamente do caldo de cana, do melaço ou resultante da mistura de caldo e melaço (mista) (Tabela 4). Podendo conter em sua composição de 80 a 90% de água, sendo a fração sólida restante composta de aproximadamente 70% de material orgânico; com predomínio de potássio, além de outros nutrientes como o N, P, Ca e Mg. Além das variações em sua composição mineral e orgânica, possui elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) entre 20.000 a 35.000 mg l⁻¹, com variações de pH entre 3,7 a 5,0, que podem trazer problemas ambientais quando disposta de forma inapropriada.

Segundo Glória (1975) a heterogeneidade da vinhaça torna difícil a recomendação de uma dosagem fixa na aplicação do resíduo. Para Meurer et al. (2000), a vinhaça possui elementos que, dependendo da concentração, destacam-se como contaminantes de águas superficiais e subterrâneas. Por outro lado, os altos níveis de K colocam a vinhaça como

excelente fertilizante, que vem sendo aplicado por fertirrigação (Belai, 2006). Além do K, as análises das vinhaças oriundas de Campos dos Goytacazes, por exemplo, mostraram quantidades relativamente elevadas de N-total (Ferreira, 1980; Bolsanello & Vieira, 1980; Rossiello et al., 1981; Velloso et al., 1982). Mas, invariavelmente só uma pequena fração desse N-total está na forma prontamente disponível. Acima de 90% desse N-total encontra-se ligado à fração orgânica (Amaral Sobrinho, 1983), e não existem estudos que mostrem a importância dessa fonte de N para a cultura da cana.

2.4 Perdas de N₂O em Sistemas de Produção de Cana-de-açúcar

A produção de óxido nitroso no solo ocorre pelos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação, e pode representar entre 0,3 a 3% do N aplicado como fertilizantes, adubos orgânicos e resíduos de culturas (IPCC, 2006).

O processo de nitrificação é a oxidação biológica de formas reduzidas do nitrogênio (Figura 1 A). Neste processo, as bactérias quimioautotróficas oxidam o NH₄⁺ presente no solo produzindo NO₃⁻. Esse processo ocorre em duas etapas: na primeira etapa, o amônio é oxidado principalmente por bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrospira* a NO₂⁻ e na segunda o NO₂⁻ é oxidado a NO₃⁻ por bactérias do gênero *Nitrobacter*. A produção de N₂O por nitrificação está relacionada à redução de compostos intermediários entre o NH₄⁺ e o NO₂⁻ como o NH₂OH e o próprio NO₂⁻, geralmente pelos próprios microrganismos que oxidam o amônio (Paul & Clark, 1996; Wrage et al., 2001). Acredita-se, que o acúmulo de NO₂⁻ no solo seja o fator determinante da produção de N₂O por nitrificação, o que tem sido indicado como um mecanismo de defesa para minimizar o acúmulo intracelular de NO₂⁻ (Ritchie & Nicholas, 1972). Neste caso, as bactérias nitrificadoras usam o NO₂⁻ como aceptor final de elétrons para reduzir seus níveis tóxicos no solo, produzindo N₂O.

Apesar da possível produção de N₂O por nitrificação, os picos de emissão de N₂O nos solos geralmente são atribuídos aos processos de desnitrificação (Wrage et al., 2001; Lee et al., 2006; Liu et al., 2007). Neste processo, os óxidos de nitrogênio, nitrito e nitrato são reduzidos a formas gasosas de nitrogênio (NO, N₂O ou N₂) (Figura 1 B). Uma grande variedade de bactérias no solo é capaz de desnitrificar, em sua grande maioria microrganismos anaeróbios facultativos que oxidam formas orgânicas de carbono disponível no solo, a fim de gerar energia, e usam o NO₃⁻ como receptor final de elétrons na ausência de O₂ (Paul & Clark, 1996).

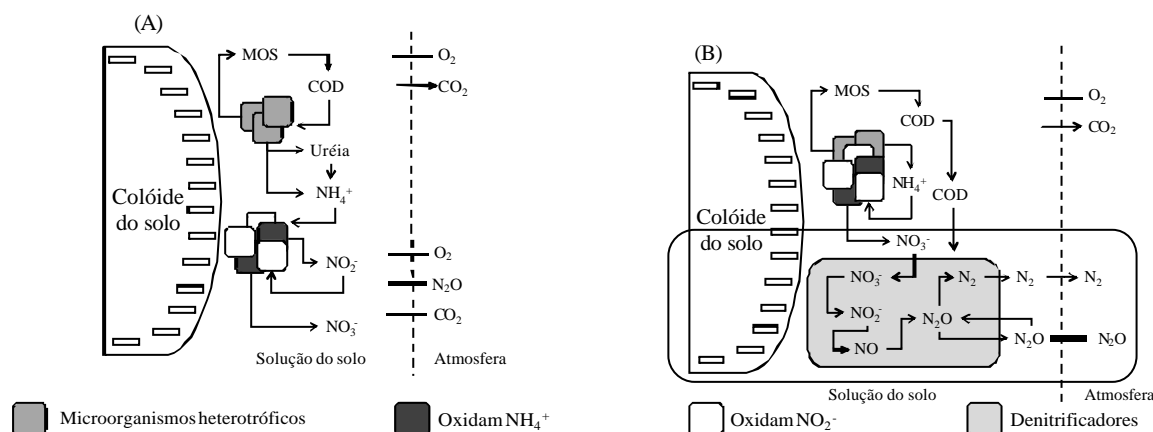


Figura 1: Representação esquemática dos processos microbianos, fluxos de substratos e produtos da nitrificação (A) e da desnitrificação no solo (B). Fonte: Adaptado de Farquharson & Baldock (2008). Matéria orgânica do solo (MOS); Carbono dissolvido (COD)

A nitrificação é favorecida pela presença de NH_4^+ , por condições adequadas de aeração do solo e pela maior ciclagem de nitrogênio no sistema. Segundo Davidson et al., (2000), a magnitude das emissões de N_2O do solo dependem das taxas de nitrificação, desnitrificação e das propriedades de difusão de gases no solo. O nitrato, quando acumulado no solo, potencializa as reações de desnitrificação quando ocorre limitação de O_2 no solo (Matson et al., 1999), o que significa um potencial de oxiredução entre 200 a 400 mV (Souza et al., 2009). E dependendo destas condições, produtos intermediários podem eventualmente favorecer a liberação de N_2O para a atmosfera. Para a desnitrificação é necessária, a reunião de três condições: nitrogênio na forma nítrica, ausência de oxigênio e teor suficiente de substâncias doadoras de elétrons. Assim, determinadas condições do solo favorecem a produção de N_2O tais como o conteúdo de água (Skiba et al., 1998; Davidson et al., 2000; Li et al., 2010), a temperatura (Skiba et al., 1998; Li et al., 2010), o pH do solo (Li et al., 2010), o teor de matéria orgânica do solo (Li et al., 2010), a presença de resíduos vegetais (Tiedje et al., 1984), e a concentração de NH_4^+ e NO_3^- (Firestone & Davidson, 1989), que são normalmente aumentadas com a fertilização nitrogenada.

Assim, verifica-se que as emissões de N_2O são muito variáveis, pois dependem de características do solo, do ambiente e do manejo da adubação nitrogenada. Nesse sentido, Veldkamp et al. (1998) verificaram em condições de campo perdas de até 6,8 % N- N_2O com a aplicação de 300 kg N ha^{-1} . Por outro lado, Smith et al. (1998) em região de clima temperado, quantificaram perdas de N na forma de N_2O variando de 0,16 a 0,67% do N aplicado na forma de uréia. Estas perdas de N na forma de N_2O nesta ordem de grandeza são significativas para o efeito estufa antropogênico, já que o N_2O apresenta alto potencial de aquecimento global.

Em geral, nos solos tropicais, as quantidades de N nas formas minerais são muito baixas para sustentar altas produtividades, e o uso de fertilizantes nitrogenados se torna prática comum para a maioria das culturas. A fertilização nitrogenada tem se mostrado essencial para a cultura de cana-de-açúcar, especialmente na fase de socaria (Trivelin, 2000; Vitti, 2003). A uréia tem sido a fonte nitrogenada mais utilizada na agricultura brasileira, representando cerca de 60% dos fertilizantes nitrogenados utilizados (Cantarella et al., 2008), em razão do seu menor custo em relação aos demais fertilizantes nitrogenados sintéticos. No entanto, a uréia, quando aplicada em superfície e sobre a palhada da cana-de-açúcar, pode diminuir muito sua eficiência agrônômica como resultado das perdas por volatilização de amônia (Trivelin et al., 2002); Essa perda pode ocorrer em um curto período, podendo variar entre uma a quatro semanas após a aplicação do fertilizante, e pode chegar a 94% do N aplicado (Cantarella et al., 1999).

Segundo Vitti et al. (2007) a palha sobre a superfície do solo favorece perdas de NH_3 ao funcionar como barreira entre o N-fertilizante e o solo, fazendo com que a NH_3 , produto da hidrólise da uréia permaneça junto aos restos culturais. Portanto, a aplicação de fertilizantes nitrogenados de baixa estabilidade química na superfície do solo e sobre os restos culturais de cana-de-açúcar, associada à temperatura elevada, baixa precipitação e concentração do fertilizante, contribuiu para o aumento das perdas de NH_3 . Algumas estratégias para contornar o problema têm sido estudadas, tal como mostraram Vitti et al. (2001), em experimento realizado em laboratório, onde a mistura de 50% de uréia com 50% de sulfato de amônia resultou em menores perdas por volatilização de NH_3 em relação a uréia pura.

As perdas de N por volatilização de amônia diminuem as quantidades de N que ficam no solo para ser aproveitada pela planta e também para participar de processos que levam às emissões diretas de N_2O , porém vai contribuir para as emissões indiretas, quando ocorre deposição da amônia em solos, rios, lagos e oceanos.

A contribuição da cana-de-açúcar nas emissões de N_2O ainda é desconhecida, por falta de pesquisas conduzidas nesta cultura. Poucos dados sobre perdas de N_2O estão disponíveis em solos cultivados com cana-de-açúcar, devido à grande parte das medições da contribuição

da nitrificação e desnitrificação ser feita de formas indiretas. Em pesquisa feitas por Vallis et al. (1996) 20-60% do fertilizante aplicado não era recuperado pela planta e não estava no solo, acreditando-se que o N aplicado possa ter sido perdido por processos biológicos de desnitrificação. Balasubramanian e Kanehiro (1976), citados por Wier et al. (1998), relatam que 30-50% das perdas gasosas de N em cana-de-açúcar, estão ocorrendo na forma de N_2O . Recentemente Thorburn et al. (2010), desenvolveram um modelo com objetivo de simular emissões de N_2O em diversos sistemas de produção de cana-de-açúcar na Austrália, mostrando que 3 a 5% do N aplicado por fertilizantes eram emitidos como N_2O . No Brasil poucos estudos trataram desse assunto. Amaral Sobrinho et al. (1983) avaliando a desnitrificação e imobilização do nitrogênio em solo incubado por 21 dias com aplicação de vinhaça encontraram perdas de NO_3^- na forma de N_2O no período experimental variando entre 1 e 18 % para as doses de 0 e $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. Os trabalhos de Velloso et al. (1982), e de Leal et al. (1983), avaliaram as variações no potencial redox do solo em função da aplicação de vinhaça, mostrando que existiam condições para produção de N_2O , embora não tenham medido tal processo.

No Brasil, devido à ausência de informações sobre a dinâmica de gases de efeito estufa para a maioria das culturas, principalmente a cana-de-açúcar, grande parte das estimativas são feitas de acordo com a metodologia proposta pelo IPCC (1996). Isso pode não retratar a realidade, pois tais metodologias foram desenvolvidas com estudos de regiões de clima temperado, não condizentes com a realidade nacional, tal como mostrado por Jantalia et al. (2008) em que não se encontraram emissões de N_2O de culturas anuais condizentes com as estimativas baseadas na metodologia do IPCC.

No caso da cultura de cana-de-açúcar, a utilização da vinhaça é outro empecilho em relação às emissões de gases de efeito estufa. Aplicam-se entre 80 e 150 m^3 de vinhaça por hectare, podendo conter entre 0,15 e $1,61 \text{ kg N m}^{-3}$, tal como mencionado na Tabela 4, cujo impacto sobre as emissões de N_2O é desconhecido. Amaral Sobrinho (1983) relata que a vinhaça provoca modificações físico-químicas no meio e pode acarretar perdas de N do fertilizante aplicado ao solo, portanto sua aplicação deve preceder a adubação nitrogenada.

De fato, o impacto que os insumos voltados para o suprimento de N para a cana-de-açúcar podem causar, em termos de emissões de N_2O , vai depender das características edafoclimáticas onde se encontra a cultura, e que precisa ser conhecido.

As mobilizações intensas no solo em sistema convencional de plantio, em condições inadequadas, modificam adversamente a estrutura do solo, alterando as fases sólida, líquida e gasosa. Essas alterações têm sido evidenciadas pela redução do volume de macroporos, tamanho de agregados, taxa de infiltração de água no solo e densidade do solo (Beutler et al., 2001). Práticas de manejo que aumentem a quantidade de N mineral no solo e criem condições favoráveis à desnitrificação, podem aumentar as emissões de N_2O . De maneira geral, as emissões de N_2O são maiores em sistemas de preparo sem revolvimento do solo, e com a aplicação de fertilizantes nitrogenados e/ou de adubos orgânicos. A maior emissão deste gás é relacionada às condições de anaerobiose, favoráveis ao processo de desnitrificação (Smith & Conen, 2004). A anaerobiose em solos não revolvidos pode estar relacionada à menor porosidade de aeração associada ao maior teor de água no solo, o que resulta em menor difusão de O_2 . Entretanto, as interações entre os fatores e magnitude deste processo devem ser dependentes do tempo de manejo. Possivelmente, a adição de C orgânico solúvel e de resíduos vegetais de fácil decomposição contribua para a falta de O_2 em solos, o qual é consumido no processo de decomposição aeróbica destes compostos orgânicos (Smith et al., 2003). Sem dúvida, o sistema de plantio direto, por exemplo, acaba criando condições favoráveis à produção de N_2O , porém de forma mais significativa em solos menos aerados, com drenagem limitada (Rochette, 2008). Em Latossolos no Brasil, com elevada porosidade e ótima drenagem, o uso do plantio direto parece não ter o mesmo efeito (Jantalia et al., 2008).

A temperatura e a umidade do solo afetam diretamente os processos de nitrificação e desnitrificação e estão entre os fatores abióticos mais influenciados pelos sistemas de manejo do solo. A interação entre umidade e aeração do solo, representada pela porcentagem de espaço poroso saturado por água (EPSA), juntamente com a temperatura potencializam o efeito da aplicação de nitrogênio (Davidson et al., 2000). A umidade do solo, aliada a forma e o modo de aplicação dos adubos, geralmente, determinam a duração das altas emissões dos NOx após a fertilização com N (Skiba et al., 1997; Skiba et al., 1998).

2.5 Volatilização de Amônia (NH₃) em Áreas de Produção de Cana-de-açúcar

Com a adoção de práticas de colheita sem queima fica sobre o solo uma cobertura de palha, constituída por ponteiros, folhas secas e pedaços de colmo, de 10 a 20 Mg ha⁻¹ de material seco, que irá provocar mudanças significativas no manejo da cultura, com influência direta nas práticas de adubação. Nesse caso, destaca-se a fertilização nitrogenada, uma vez que o N é um dos nutrientes limitantes à produtividade e longevidade das soqueiras de cana-de-açúcar (Trivelin, 2000; Vitti, 2003). O ciclo do N apresenta uma dinâmica complexa, pelas múltiplas transformações e por sua mobilidade no sistema solo-planta. Os fertilizantes nitrogenados aplicados no solo passam por uma série de transformações químicas e microbianas, que podem resultar em perdas. Nesse contexto, é fundamental o desenvolvimento de manejos adequados da adubação nitrogenada, que visem ao melhor aproveitamento de N pela cultura da cana-de-açúcar. A permanência da palha sobre a superfície do solo no sistema “cana-crua” facilita as perdas de NH₃ por volatilização de fontes amídico-amoniacais não incorporadas ao solo (Trivelin et al., 1998), assim como a imobilização microbiana de N no solo devido à alta relação C:N.

Hoje, a uréia é a fonte nitrogenada mais usada na agricultura brasileira, pelo seu menor custo em relação aos demais fertilizantes nitrogenados sólidos. No entanto, a uréia, quando aplicada em superfície e sobre a palhada, pode diminuir muito sua eficiência agrônômica, como resultado da perda de amônia por volatilização (Trivelin et al., 2002). Cantarella et al., (2008) observaram perda da ordem de 60 % do N-fertilizante aplicado sobre a palha de cana-de-açúcar, que foi atribuída à elevada taxa de hidrólise enzimática da uréia (Prammanee et al., 1989). Portanto, para que se possa aplicar o fertilizante nitrogenado sobre a palha, é condição básica que não ocorra perda de amônia por volatilização (Trivelin et al., 1997).

Em solos tropicais, a volatilização de amônia (NH₃) é uma das principais vias de perda, principalmente quando a uréia é aplicada a lanço e em cobertura no final das chuvas. Embora a incorporação de uréia ao solo a 4 a 5 cm de profundidade seja efetiva na redução das perdas de N-NH₃ por volatilização (Hargrove, 1979), essa prática não é empregada em áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Entretanto, no Brasil, o N é normalmente aplicado em cobertura, sem incorporação no solo. Contudo, avanços expressivos para o entendimento do ciclo do N e para o desenvolvimento de protocolos práticos de manejo desse nutriente só serão observados quando estimativas confiáveis da perda do N aplicado forem conhecidas.

No caso da uréia aplicada na superfície do solo, a principal perda de nitrogênio ocorre por meio de volatilização na forma de gás NH₃, podendo chegar a 70% do nitrogênio (Cantarella et al., 2007). Estas são acentuadas, pois a amônia (NH₃) é a primeira forma amoniacal de N gerada, que reage com os íons hidrônio (H₃O⁺) da solução do solo, transformando-se em amônio (NH₄⁺). Na fase de amonificação podem ocorrer elevadas perdas de N na forma de NH₃, que é um gás, caso não exista quantidade suficiente de íons hidrônio em solução. Desse modo, nota-se que o pH do solo é importante fator regulador das perdas de N pela volatilização de NH₃ e que essa etapa é exclusivamente química, tendo caráter de equilíbrio químico. O aumento na absorção de N mineral do solo, associado à menor perda de N por volatilização pela parte aérea, pode ser um dos fatores que contribui para maior taxa de acúmulo de N (Cantarella et al., 2007).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo: Localização e Caracterização

O estudo foi conduzido no campus experimental Dr. Leonel Miranda, da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, no município de Campos dos Goytacazes, Estado do Rio de Janeiro, localizado nas coordenadas 21° 48' S e 41° 17' O (Figura 2). O solo da área experimental foi classificado como CAMBISSOLO FLÚVICO, cujas características químicas e físicas são apresentadas na Tabela 5.

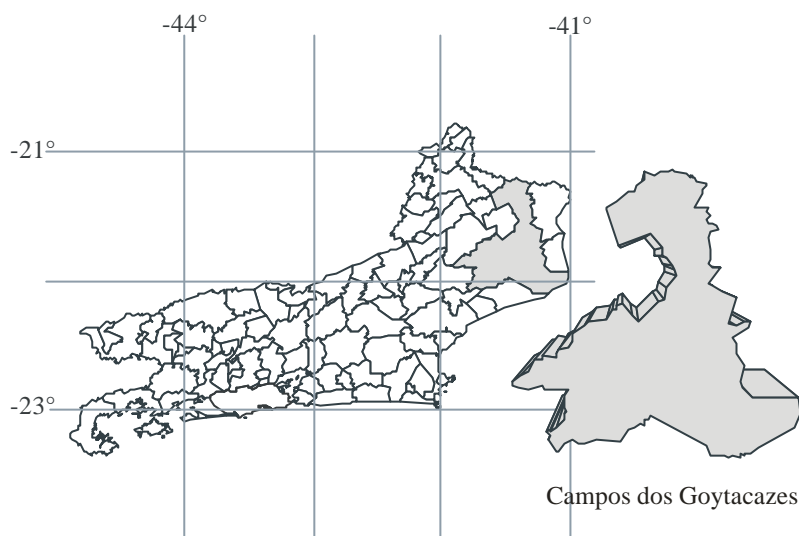


Figura 2: Localização geográfica do município Campos dos Goytacazes, no Estado do Rio de Janeiro - RJ.

Tabela 5: Resultado da análise química e composição granulométrica do solo, na implantação do experimento.

Prof cm	pH H ₂ O	Al	H+Al	Ca	Mg	P	K	N	C
		-----cmol _c dm ⁻³ -----				--mg dm ⁻³ --		%	g kg ⁻¹
0-20	6,2	0,0	2,8	9,6	3,8	66	119	0,19	14,1
20-40	6,9	0,0	2,0	8,9	3,6	50	62	0,17	8,3

prof cm	Areia	Silte	Argila	Argila Natural
	-----g kg ⁻¹ -----			
0-20	214	355	435	224
20-40	185	400	415	253

Os dados meteorológicos, referentes ao período experimental, foram obtidos da base física da estação Agrometeorológica do Campus Dr. Leonel Miranda / UFRRJ, distante aproximadamente 300 m da área experimental.

A região possui clima do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen, caracterizando clima quente e úmido com estação chuvosa no verão. O regime pluviométrico é continental com uma estação seca acentuada. A temperatura média anual é de 23,8 °C, com os meses mais quentes em janeiro, fevereiro e março, com médias de 26,5, 27,0 e 26,3 °C, respectivamente. O mês mais frio é julho com 21,1 °C. Mediante estas informações conclui-se que na região não ocorrem restrições térmicas para o desenvolvimento da cultura durante todo o ciclo, pois as temperaturas médias se mantêm acima de 19 °C (Embrapa, 2009; CIIAGRO, 2009). A precipitação pluviométrica varia de 23 mm, em agosto (mês de menor lâmina), a 198 mm em

dezembro, mês em que ocorre maior volume de chuvas. No período de 30 anos, a precipitação média anual foi de 1.085 mm, com período de maior pluviosidade média compreendida entre os meses de outubro a janeiro (Figura 3). Porém há um período seco bem marcado no inverno, de maio a setembro, com precipitação na faixa de 20 a 60 mm.

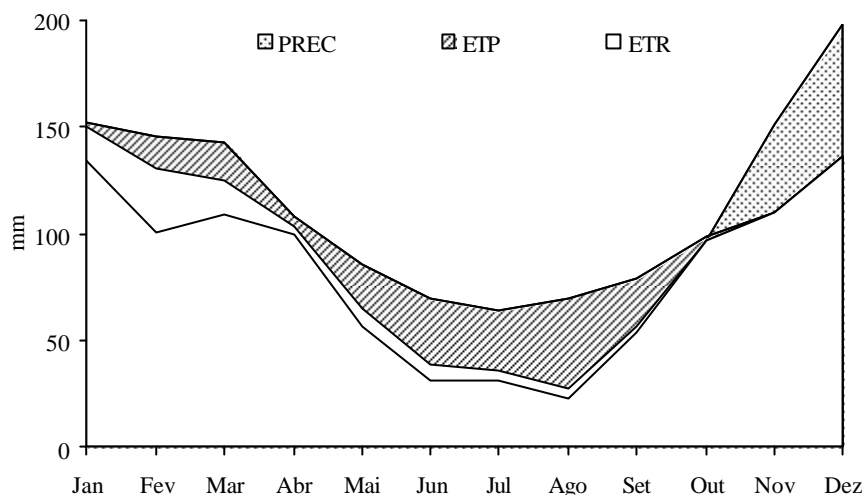


Figura 3: Balanço hídrico de referência mensal, em mm, com médias de 30 anos. Extraído da Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. PREC: precipitação; ETP: Evapotranspiração potencial e ETR: Evapotranspiração Real.

O município de Campos dos Goytacazes apresenta valores de precipitação que, além de insuficiente para a maioria das culturas, é mal distribuída ao longo do ano. Em adição, a precipitação não é integralmente aproveitada pela cana, uma vez que em alguns meses excede a evapotranspiração, sendo parcialmente perdida, e, em muitos períodos a precipitação não consegue repor o volume evapotranspirado pela cultura.

3.2 Tratamentos Avaliados e Amostragens

Foi escolhida área plantada com a variedade RB 758540, que apresenta bom crescimento em áreas de baixada, resistência à seca, maturação considerada como média, atingindo bons teores de açúcar a partir do mês de julho, perfilhamento não muito intenso, e porte ereto com fácil despalha.

O estudo foi localizado em talhão com aproximadamente 1 hectare, com a cultura da cana plantada no espaçamento de 1 m entre linhas. O delineamento experimental escolhido foi inteiramente casualizado, com os tratamentos implantados 3 meses após o corte da cana, onde se estudou o efeito dos resíduos, em dois níveis (com e sem resíduos), com e sem a adição de nitrogênio. O nitrogênio foi adicionado em duas etapas, primeiro na forma de vinhaça e depois como fertilizante nitrogenado. Foram utilizadas 6 repetições, o que proporcionou um total de 24 parcelas de aproximadamente 2 m² cada (Figura 4).

Em cada parcela, foi colocada uma câmara estática fechada para amostragem dos fluxos de N₂O, perpendicularmente à direção das linhas de plantio da cana. Cada câmara era composta de uma base de metal retangular (40 x 60 cm), com 15 cm de altura, sendo inserida no solo até a profundidade de 5 cm (Figura 5). A parte exposta possuía uma borda, na qual se inseria tampa retangular, com largura e comprimento iguais aos da base. Esta parte superior somente era acoplada na base metálica nos eventos de amostragem. A tampa possuía, em seu perímetro, uma borracha para vedar o sistema quando a tampa era acoplada à base. Presilhas colocadas nos quatro lados da câmara mantinham a tampa pressionada contra a base. Sobre

cada tampa retangular existia uma válvula de três vias, para permitir a retirada dos gases no momento da amostragem.

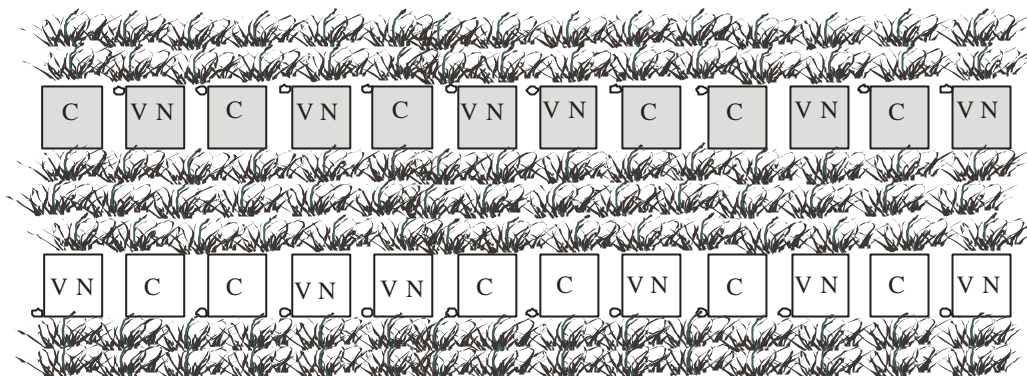


Figura 4: Croqui ilustrativo da distribuição das 24 câmaras coletoras dos fluxos de N_2O do solo. As câmaras em cor cinza indicam que a palhada não foi removida. As siglas correspondem ao controle (C) e a aplicação nitrogênio (VN).

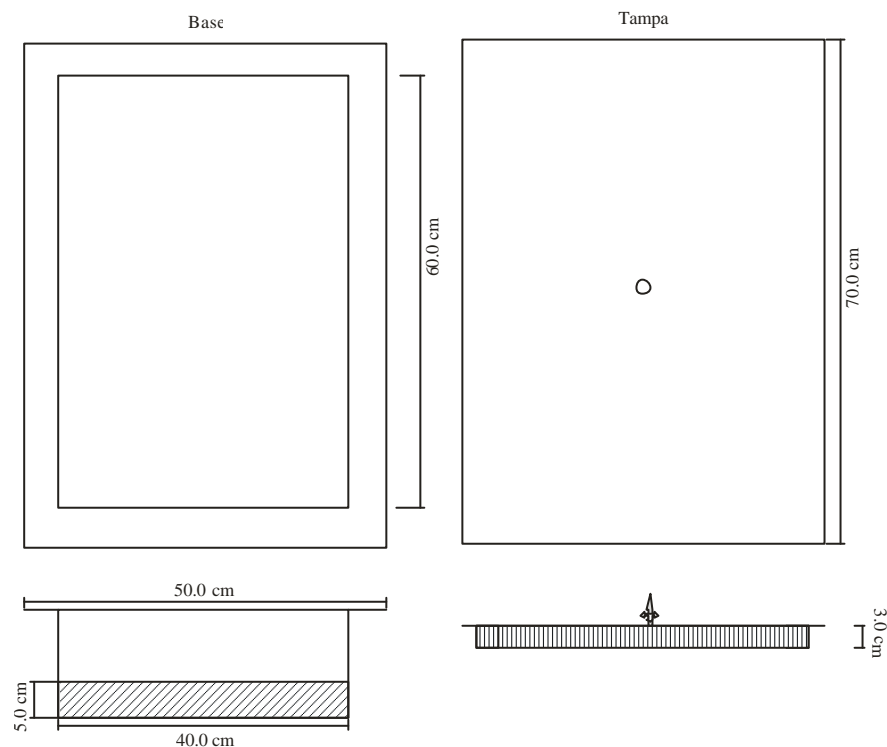


Figura 5: Croqui detalhado da câmara coletora de N_2O da unidade experimental.

Os experimentos de monitoramento com as câmaras foram realizados em dois períodos, o primeiro na fase de socaria, nos meses de novembro de 2008 a março de 2009, e o segundo, na fase de cana-planta, nos meses de setembro e outubro de 2009. O primeiro período foi iniciado no dia 10/11/2008, com aplicação da vinhaça às 10 h da manhã, sendo feita uma coleta de gás antes da aplicação da vinhaça e outra logo após a adição da mesma. Os efeitos da vinhaça foram avaliados até o dia 10/12/2008, quando foi aplicada a uréia, e os efeitos desta aplicação foram avaliados até o dia 02/03/2009.

Foram utilizados $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça em dose única, correspondendo a volume de 30 L aplicado nos 2 m^2 da parcela, dos quais 3,6 L foram colocados no interior da câmara. A adição da vinhaça foi feita logo após a instalação das câmaras nas parcelas. A vinhaça foi

aplicada com regador. O N foi adicionado em dose única de 80 kg N ha⁻¹, correspondendo a quantia de 36 g de uréia por parcela, aplicada na linha de plantio.

As coletas de amostras para N mineral, umidade do solo e temperatura do solo foram feitas na parcela, mas fora da câmara, para não perturbar trocas gasosas no interior da câmara.

O segundo experimento foi de 30/08/2009 a 04/11/2009, sendo que as câmaras foram instaladas no dia 29/08/2009 e as coletas de gases iniciadas no dia 30/08/2009. Neste período de estudo não pode ser realizada na área anterior, pois a cana estava em ponto de colheita, e havia risco de queima no local. Por isso, o estudo foi conduzido em talhão ao lado do anterior com a cana em fase de planta, plantada 2 meses antes. Nesse experimento, não foram avaliados os efeitos da palhada. Foi utilizada a mesma quantidade de câmaras do experimento anterior (24), porém o número de repetições foi elevado para 12 em cada tratamento.

A vinhaça foi aplicada no dia 01/09/2009, aproximadamente as 10 h, com a coleta de gás logo após a aplicação da vinhaça. O nitrogênio foi aplicado no dia 30/09/2009. As doses de vinhaça e fertilizante e a forma de aplicação seguiram o descrito no primeiro experimento.

As análises das vinhaças aplicadas nos dois períodos (Tabela 6) indicam valores similares de pH, entre 4,2 a 4,5. As concentrações de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e nitrogênio foram maiores na vinhaça aplicada no segundo experimento, em relação ao primeiro, especialmente para K, com praticamente o dobro da concentração. Essa variação na quantidade de nutrientes da vinhaça é comum, pois depende de fatores como época de colheita, estágio de maturação, processo de destilação (Almeida, 1952; Prado et al., 1998).

Tabela 6: Resultado da análise químicas da vinhaça no momento da aplicação nos dois experimentos.

Data	pH	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	N	C	Fe	Mn
	H ₂ O	-----kg m ⁻³ -----					%	mg dm ⁻³	
10/11/2008 ¹	4,2	0,07	0,78	0,24	0,15	0,18	0,97	31,0	3
01/09/2009 ²	4,5	0,14	1,96	0,58	0,23	0,32	0,50	59,0	5,4

^{1, 2} Correspondem aos dias da aplicação no primeiro experimento e do segundo experimento, respectivamente.

Além das câmaras de medição de N₂O, foram distribuídos coletores semi-abertos estáticos nas parcelas para monitoramento da volatilização de amônia. Estes coletores foram posicionados ao lado das câmaras coletoras de N₂O, sempre na linha de plantio. Na implantação e no final do ciclo do primeiro período de estudo, foram coletadas amostras da palhada da cana-de-açúcar para quantificar a massa seca, teor de N e relação C:N. Coletas de solo também foram feitas para caracterização química. Foram obtidas, com auxílio de trado, amostras em triplicata, nas profundidades de 0-20, e 20-40 cm, em cada parcela experimental.

3.3 Amostragem e Análise de Gases

As amostragens de gases foram feitas utilizando-se bomba de vácuo manual, sendo as amostras transferidas para frascos de vidro de cromatografia de 20 mL, lacrados com borracha butírica. Esse procedimento garantiria que todos os frascos eram evacuados no momento da amostragem com uma pressão negativa de 80 kPa. Pela válvula de três vias, localizada na tampa da câmara, transferia-se o ar para os frascos, por diferença de pressão. Eram coletadas 24 amostras da atmosfera interior das câmaras após 30 minutos e 6 amostras da atmosfera no momento em que as câmaras eram fechadas. Ao todo, eram realizadas 30 amostragens de ar por evento de amostragem, sempre no horário da manhã, entre 08 e 10 h, sendo que seis eram feitas da atmosfera, fora das câmaras fechadas, para servir de referência, ou concentração

inicial de N₂O do ar antes do fechamento das câmaras. Esgotado o tempo de fechamento das câmaras de 30 minutos, amostrava-se o ar de cada uma, reabrindo as câmaras em seguida.

As amostragens de gases foram realizadas diariamente durante os três primeiros meses do experimento. Nos meses de fevereiro, março e abril, as amostragens foram feitas dentro de uma frequência de três vezes por semana, quando se percebeu que as emissões passaram a se tornar não significativas, ou seja, com pequena variação entre os tratamentos, demonstrando reduzido efeito das fontes de N aplicadas. Em cada amostragem de gás, era medida a temperatura do ar no início das coletas, e a temperatura no interior da câmara no momento de fechamento e na abertura, 30 minutos posterior. Também foram medidas as temperaturas do solo a 5 cm em quatro parcelas, uma de cada tratamento.

As análises das concentrações de N₂O foram realizadas no Laboratório de Solos da Embrapa Agrobiologia, utilizando um cromatógrafo de gás (Perkin Elmer, Autosystem) equipado com uma coluna de "Porapak Q" e um detector de captura de elétrons. O resultado da análise de cada amostra era obtido sob o valor da integração da área de um gráfico, variando de acordo com a concentração de N₂O. Antes de cada conjunto de análises, eram injetadas amostras padrão de concentração conhecida de N₂O (312 ppbv, 400 ppbv, 800 ppbv, 1120 ppbv e 10000 ppbv), para o cálculo das concentrações de N₂O em cada amostra.

Os fluxos de N₂O consistem na diferença entre concentrações de N₂O em cada amostra das câmaras e nas amostras do ar ambiente. Inicialmente, fazia-se a regressão linear entre as concentrações dos padrões e suas respectivas áreas, encontrando-se um fator de transformação da leitura das amostras para concentração. Após a conversão, os fluxos foram calculados pela equação $N_2O = dC/dt (V/A) M/V_m$, onde dC/dt é a mudança de concentração de N₂O na câmara no intervalo de incubação; V e A são respectivamente o volume da câmara e a área de solo coberta pela câmara; M é o peso molecular de N₂O e V_m é o volume molecular na temperatura de amostragem. Os fluxos foram expressos em $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

3.4 Amostragem e Análise de Solo

Além de amostras de gases, também foi amostrado o solo, para determinar a umidade e a concentração de formas minerais de N no solo (NO₃⁻ e NH₄⁺). Foram coletadas amostras simples, na profundidade de 0-10 cm, com o auxílio de espátula, sendo uma amostra composta por tratamento. As amostras de solo foram tomadas a cada duas amostragens de gases, no período da manhã, acompanhando as amostragens de gases. Elas foram colocadas em embalagens plásticas, congeladas e posteriormente encaminhadas ao laboratório para a análise das formas minerais de N. Para a medida da umidade gravimétrica, foram retiradas amostras de terra em todos os eventos de amostragem de gases, sendo retirada uma amostra por de cada tratamento, totalizando 4 amostras por evento.

Amostras de terra para determinação da densidade do solo foram coletadas no início e no fim do primeiro período de estudo, em todas as parcelas. Estas foram feitas ao lado de cada câmara, em outubro, e dentro de cada câmara, em abril, com o auxílio de anel de Kopec. Também foi determinada a densidade das partículas e calculado o volume total de poros, para obter o espaço poroso saturado com água (EPSA) (equação 1). Já no segundo experimento as coletas foram realizadas somente em setembro de 2009 e fora da câmara.

Para determinar a umidade, foram pesados, em cadinhos, ~10 g de solo de cada amostra, sendo posteriormente levados para a estufa e mantidos a 105° C por 72 horas, quando então foram pesados, e determinada a umidade do solo. A umidade foi dada por Espaço Poroso Saturado com Água (EPSA) calculado pela fórmula:

$$EPSA = \frac{(U_g \times D_s)}{V_{tp}} \times 100$$

equação 1.

$$V_{tp} = \left(1 - \left(\frac{D_s}{D_p} \right) \right) \quad \text{equação 2.}$$

Onde: U_g é a umidade gravimétrica (g); D_s , a densidade do solo (Mg m^{-3}); D_p , a densidade das partículas (Mg m^{-3}); e V_{tp} , a porosidade total do solo.

Para determinação das formas minerais de N no solo, as amostras foram descongeladas e pesados 20 g de solo de cada amostra em Erlenmeyer. Adicionaram-se 60 ml de solução extratora de KCl 2M, sendo posteriormente colocados em agitador horizontal e mantidos em movimento pelo período de 30 minutos a 200 rpm. Após as amostras foram filtradas e a solução obtida foi guardada em geladeira para posterior análise de cada forma mineral. O equipamento utilizado consistiu de espectrofotômetro digital Shimadzu UV-1203. Foram preparadas duas curvas analíticas com padrões de baixa concentração de N na forma de nitrato e na forma de amônio (0,0; 0,1; 0,3; 0,5; 0,7; 1,0 mg N L^{-1}), e outra com concentrações mais altas, na faixa de 1,0; 2,0; 3,0; 5,0; 7,0 e 10,0 mg N L^{-1} .

A metodologia para determinação de NO_3^- foi a utilizada por Olsen (2008), baseada na espectrofotometria em Ultra Violeta (UV). As concentrações de NO_3^- foram determinadas em dois comprimentos de onda, sendo o resultado da medida de absorvância em 275 nm multiplicado por dois e subtraído da leitura em 220 nm. O resultado equivale à quantidade de NO_3^- na amostra.

Para medir a concentração de NH_4^+ foi utilizado o método do salicilato proposto por Kempers & Zweers (1986). Os reagentes preparados foram:

R1: Dissolver 33 g de salicilato de sódio ($\text{NaC}_7\text{H}_5\text{O}_3$) e 20 mg de nitroprussiato de sódio ($\text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) em 100 mL de água destilada;

R2 – Dissolver 9,33 g de citrato de sódio e 4 g de hidróxido de sódio (NaOH) em água destilada para um volume final de 100 mL;

R3 (Mix) – É um combinado dos reagentes 1 e 2, que se obtém pela mistura e 1 parte do reagente um com duas partes do reagente dois;

R4 – Hipoclorito de sódio comercial (água sanitária), no caso de hipoclorito 10% diluir 5 mL em 25 mL de água destilada.

Para a determinação, 4 mL do extrato de terra com KCl 2M foram transferidos para tubo de ensaio de 10 mL. Adicionou-se 0,1 mL de hipoclorito de sódio e 0,9 mL do reagente R3. A reação ocorria no escuro por ± 120 minutos. As concentrações eram lidas em 647 nm.

Os cálculos para determinação das concentrações das formas minerais de N foram feitos por meio de regressões lineares entre as concentrações dos padrões e respectivas absorvâncias, encontrando-se fator de transformação da leitura das amostras em concentração.

3.5 Coleta e Quantificação da Amônia Volatilizada.

Para avaliar a volatilização de amônia do solo foi usado sistema composto por câmara estática, descrita e calibrada por Araujo et al., (2009). A câmara foi confeccionada a partir de frasco plástico transparente, tipo PET de 2 litros sem a base, com diâmetro de 10 cm, abrangendo 0,008 m^2 de área (Figura 6 b). No interior do frasco foi suspensa, com o auxílio de um arame inoxidável, uma lâmina de espuma de polietileno, com 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento (Figura 6 a) umedecida com solução de H_2SO_4 1 mol dm^{-3} mais glicerina 2% (v/v). Visando adaptar o sistema para posterior utilização em condições de campo e manter os sistemas abertos, permitindo a circulação do ar, a base do PET foi retornada de forma invertida a extremidade superior do frasco e suspensa por espiral de arame, formando um “chapéu” para evitar a entrada de água da chuva, possibilitando os fluxos de gases no interior da câmara.

Para medir a volatilização de NH_3 , foram adicionados 10 mL de solução de H_2SO_4 1 mol dm^{-3} mais glicerina 2% (v/v) ao frasco plástico de 50 mL (Figura 6 a), que fica dentro da câmara. Depois, a lâmina de espuma de polietileno foi transferida para o frasco e comprimida, 4 a 5 vezes, com auxílio de haste com diâmetro inferior a do frasco (Figura 6 c). Nessa condição, a espuma absorve cerca de 5 mL da solução ácida. No interior do frasco PET, foi suspensa a lâmina, com haste de arame inoxidável e elástico, fixando-a ao frasco de 50 mL.

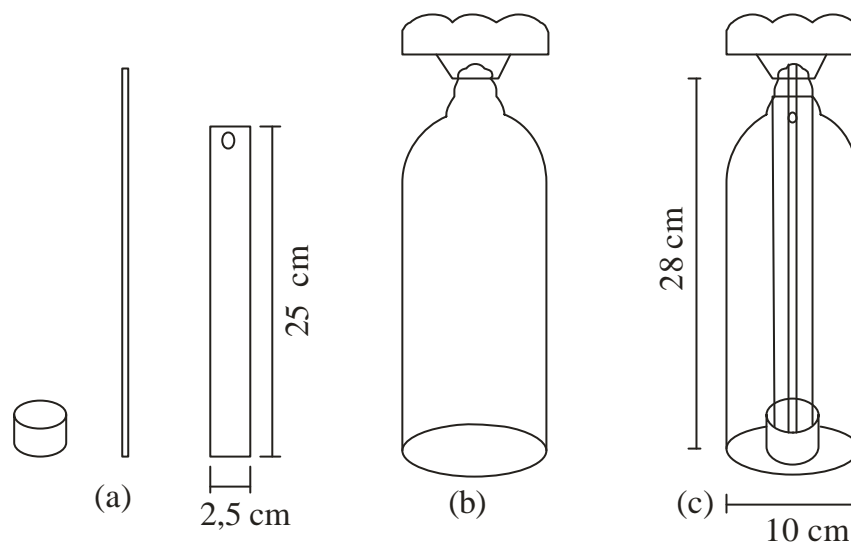


Figura 6: Croqui detalhado da câmara utilizada para coleta da amônia volatilizada na unidade experimental, segundo método descrito por Araujo et al. (2009).

As lâminas de espuma contendo a amônia volatilizada foram coletadas em intervalos de 72 h, até completar 7 dias. O N-NH_3 foi determinado por destilação e titulação. A espuma, juntamente com a solução remanescente em cada frasco de 50 mL, foi transferida para Erlenmeyer de 125 mL de massa previamente conhecida (P1). Posteriormente, foram adicionados 40 mL de água destilada em cada Erlenmeyer. Essa água, antes de transferida para o Erlenmeyer, foi usada para lavar o frasco de 50 mL, contendo as espumas correspondentes. O Erlenmeyer, com a solução e a lâmina de espuma, foi levado a agitador horizontal a 220 RPM por 20 min e depois feita nova pesagem (P2).

Uma alíquota de 5 a 10 mL, dependendo da concentração de NH_4^+ esperada, foi analisada por destilação à vapor e posterior titulação para quantificar o N amoniacal, tal como descrito em Alves et al. (1994). A densidade da solução foi considerada igual a 1,0 g dm^{-3} . Desta forma, o volume total da solução é obtido pela diferença entre P2 e P1, este último acrescido da massa da espuma (aproximadamente 0,32 g).

3.6 Avaliações Estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio dos pacotes Saeg 9.1 e Sisvar 4.3, das Universidades de Viçosa e Lavras, respectivamente. Para testar a normalidade e homogeneidade das variâncias dos erros foram aplicados os testes de Lilliefors e de Cochran & Bartley, respectivamente, contidos no programa Saeg 9.1. Com os pressupostos atendidos, foi feita a análise de variância (ANAVA), aplicando o teste F e, para as variáveis, cujo teste F foi significativo, foram comparadas as médias pelo teste LSD, ($P < 0,05$), no programa estatístico Sisvar 4.3.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Condições Climáticas

As flutuações de temperatura média, para o experimento I foram de 20,8 a 29,7 °C, com média de 26,0 °C (n= 113), e no experimento II, os valores de temperatura foram de 16,6 a 28,8 °C, com média de 24,0 °C (n= 62), condições que marcam os períodos de verão e inverno em condições tropicais (Figura 7). No entanto, no ano de 2008, os meses de novembro e dezembro foram anormais em relação às chuvas. Dos 427,6 mm de chuvas, registrados em novembro, 374,2 mm ocorreram entre os dias 10/11 e 30/11/2008, que correspondem aos 20 primeiros dias do experimento, quando foi feita a aplicação da vinhaça. No mês de dezembro, a precipitação foi de 316,4 mm, menor que em novembro, mas ainda superior a normal para esse mês. Desse total em dezembro, 296,8 mm ocorreram entre os dias 10/12 e 31/12/2008, período que correspondeu à aplicação da uréia.

No decorrer do experimento II, as chuvas foram menos frequentes, com lâminas menores que as anteriores e com um acumulado de 37,6 mm em setembro, 219 mm em outubro e 73 mm em novembro, considerando-se o intervalo das medições de N₂O (Figura 7).

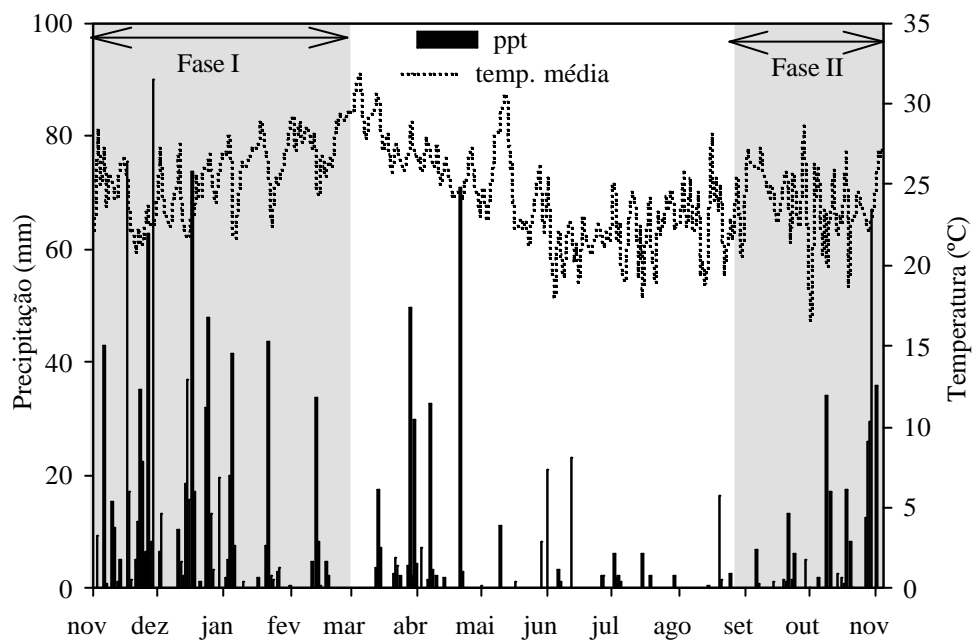


Figura 7: Distribuição diária da precipitação (mm), e temperatura média (°C) para o Campus Dr Leonel Miranda, UFRRJ, no período de novembro de 2008 a novembro de 2009.

Como já descrito, o início do experimento I, de novembro a dezembro de 2008, foi marcado por volume atípico de chuvas, com lâminas muito superiores as ocorridas nos anos anteriores. A Figura 8 apresenta a distribuição das chuvas e o total acumulado, comparada a normal climatológica para o período de 1976 a 2009. A precipitação anual média no período de 1976 a 2009 foi de 1130,5 mm, mas em 2008 foi de 1635,8 mm. No primeiro estudo, em novembro e dezembro, o volume acumulado foi praticamente o dobro da média dos últimos 27 anos. No ano de 2009, o volume de chuvas foi similar ao da normal climatológica, com 1026,2 mm.

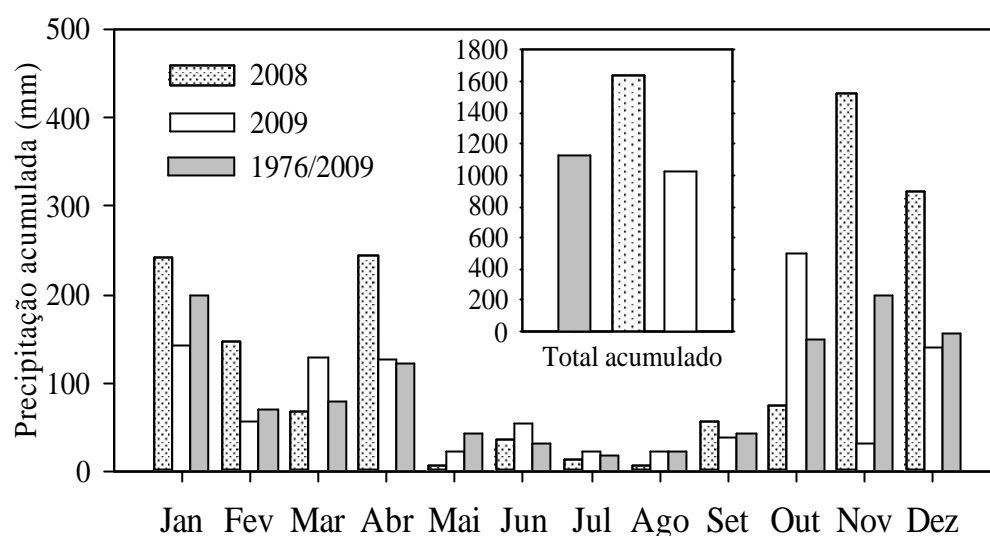


Figura 8: Distribuição da precipitação média mensal acumulada para o período de 1976 a 2009, em comparação aos anos de 2008 e 2009. Em destaque comparação entre os períodos de 2008 e 2009 em relação à média de 1976/2009, em mm.

4.2 Fluxos de N₂O

A evolução temporal da produção de N₂O do solo, durante o primeiro experimento (Experimento I), foi caracterizada por fluxos baixos, com flutuações entre -9,1 a 21,3 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 9). Com a entrada de 150 m³ vinhaça no sistema, foi adicionado o equivalente a 27 kg N ha⁻¹, porém o N aplicado não refletiu em variações significativas nos fluxos de N₂O, com valores entre -3,9 a 21,3 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, o máximo sendo observado no dia 10/11/2008, para o tratamento vinhaça mais nitrogênio sem palha (VNsp), 6,85 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 3 vezes superior ao tratamento controle com palha (Ccp). Neste experimento, os valores negativos flutuaram entre -3,9 a -0,7 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, com o menor valor para o Ccp. Com a aplicação de uréia no dia 10/12/2008, houve a entrada de equivalente a 80 kg N ha⁻¹, mas também não se observaram grandes aumentos na magnitude nos fluxos de N₂O, sendo observados fluxos entre -9,1 a 19,8 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, com máximo no dia 23/12/2008 de 19,8 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para os tratamentos VNsp e vinhaça mais nitrogênio com palha (VNcp). Houve alta variabilidade entre repetições, e a ocorrência de fluxos negativos foi relativamente freqüente ao longo do experimento, para todos os tratamentos.

Valores negativos também foram registrados por Ramulu et al. (2009) em cultivo de arroz, onde foram verificadas variações entre -4,3 a 4,8 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$; Os autores consideraram que os fluxos negativos estariam, provavelmente, associados a erros nas leituras de baixas concentrações de N₂O. No entanto, Chapuis-Lardy et al. (2007) ressaltam que mesmo existindo a possibilidade de erros nas fases de amostragem e análise, fluxos negativos foram publicados em trabalhos científicos executados nas mais diversas situações, em regiões tropicais e temperadas e em áreas sob vegetação natural e sob manejo agrícola. Segundo esses autores condições de baixa disponibilidade de N no solo, especialmente na forma de nitrato, e alta saturação dos poros com água são mais freqüentemente relacionadas com a ocorrência de fluxos de N₂O negativos, o que seria explicado pelo efeito de dreno desse gás pelo processo de desnitrificação.

No segundo experimento (Experimento II) houve nítido aumento dos fluxos de N₂O pela adição de vinhaça e de fertilizante nitrogenado (Figura 9). Neste experimento, não havia palhada, e em geral, os fluxos de N₂O variaram entre 0,5 a 119,0 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Com a aplicação de 150 m³ de vinhaça no dia 01/09/2009, foram incorporados 48 kg N ha⁻¹ ao

sistema, e fluxos entre 4,8 à 90,4 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ foram observados, com o maior fluxo na área tratada com vinhaça (VNsp), porém não discrepante do Csp, com valor máximo de 67,3 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Com a aplicação da uréia, fluxos de N_2O mais altos foram registrados, oscilando no intervalo de 0,5 a 119,0 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, com o maior valor registrado no dia 11/10/2009, ou seja, um dia após a adição do fertilizante. Os fluxos de N_2O negativos ocorreram na área controle, porém em raros eventos.

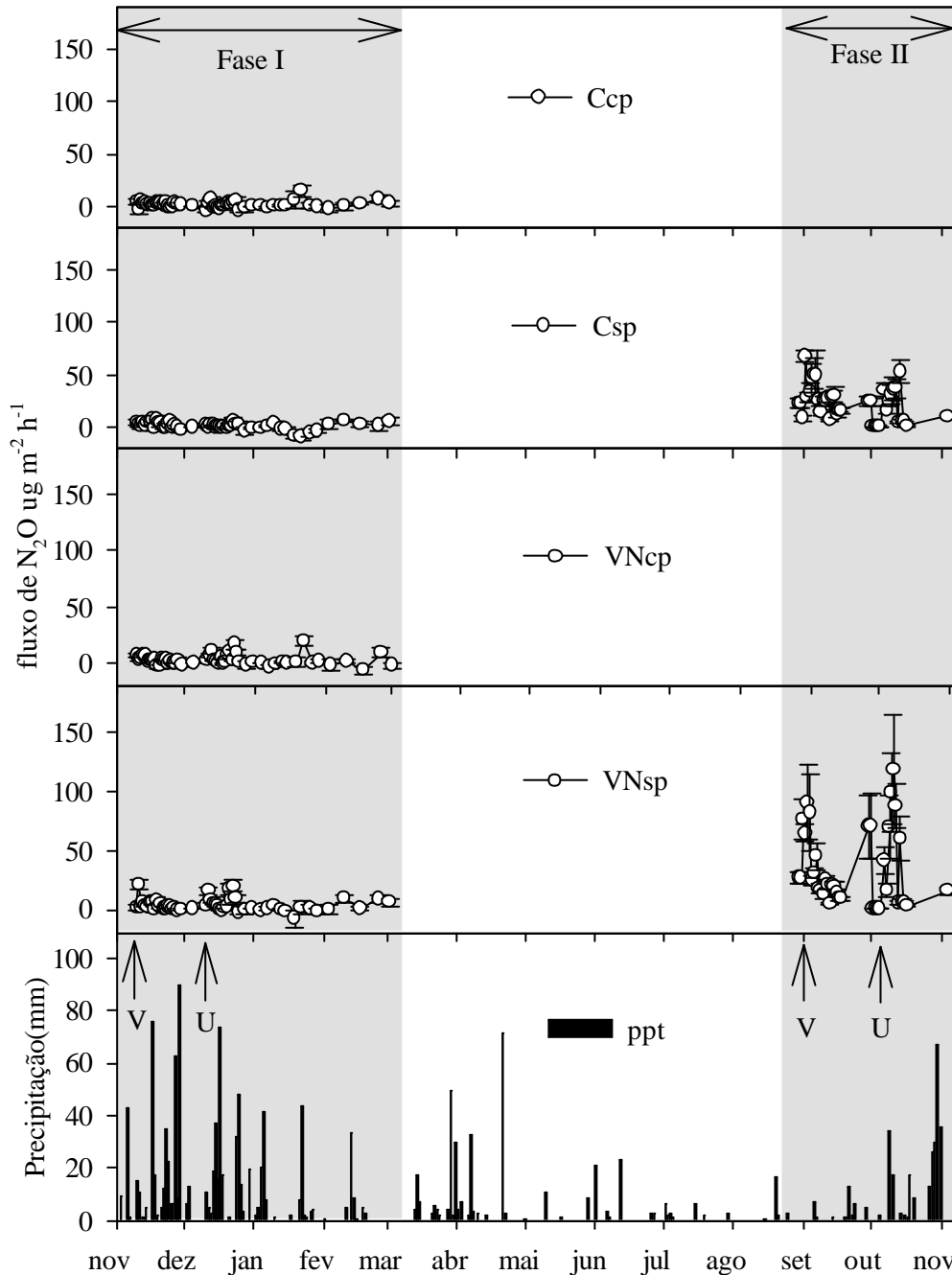


Figura 9: Fluxos médios diários de N_2O em $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para os tratamentos: Controle com palha(Ccp); Controle sem palha (Csp); Vinhaça mais nitrogênio com palha (VNcp) e Vinhaça mais nitrogênio sem palha (VNsp). As setas indicam a aplicação da vinhaça (V; 10/11/2008) e da uréia (U; 30/11/2008).

Amaral Sobrinho et al. (1983) relataram perdas de N₂O próximas a 42 µg por g de solo pela adição de vinhaça, em estudo sob condições controladas. Estes dados confirmam observações anteriores de que fontes de carbono prontamente assimilável estimulam a desnitrificação no solo, ou seja, a aplicação de vinhaça pode elevar os fluxos de N₂O do solo, ao interferir na microbiota do solo e nas características físicas e químicas do solo.

A frequência com que ocorreram as diferentes magnitudes de fluxos de N₂O foi representada na forma de histogramas (Figura 10), um para cada tratamento. No primeiro experimento, os histogramas foram confeccionados utilizando-se todos os valores obtidos no campo, correspondendo 312 eventos para o Ccp; 310 para Csp e VNcp e 311 para VNsp. Foi notada a maior concentração de fluxos de N₂O no intervalo entre -1,9 a 7,7 µgN-N₂O m² h⁻¹, representando aproximadamente 74,8 a 80,5% dos fluxos registrados. Já no intervalo >17,2 µgN-N₂O m² h⁻¹, todos os tratamentos mostraram o mesmo comportamento, mas com número baixo de observações. No entanto, nos tratamentos com adubação nitrogenada, 3,5 e 5,8% dos fluxos de N₂O se concentraram nas maiores classes, enquanto que 0,6 a 2,9% dos fluxos de N₂O dos tratamentos controle se encontrava nessa faixa. Essa diferença entre os controles e as áreas tratadas com N, para os fluxos mais altos, mostra o real efeito da elevação na disponibilidade de N sobre as emissões de N₂O, sendo, restrita a um período de um a três dias, dependendo da fonte de N.

No decorrer do Experimento II a distribuição dos fluxos de N₂O não acompanhou o padrão observado no Experimento I, principalmente pela baixa frequência de fluxos negativos (Figura 11). Com o tratamento VNsp apresentando fluxos maiores que o Csp, sendo 4,6% do eventos superiores a 134 µg N-N₂O m² h⁻¹, em comparação aos 0,9% dos fluxos observados para o Csp, evidenciando que a utilização de vinhaça e de uréia eleva as emissões de N₂O (Figura 10).

A fertirrigação com vinhaça representou entradas de bases no sistema, com entradas de K quantidades maiores (Tabela 7). No entanto, também foi fonte de N para o solo, situação que variou entre os experimentos estudados. A vinhaça usada na experimento II era mais rica em nutrientes, com 77 % a mais de N total, embora com menor teor de C total.

Os teores de N nas duas amostras de vinhaça utilizadas foram relativamente elevados (Ferreira 1980; Bolsanello & Vieira, 1980; Rossiello et al 1981; Velloso et al., 1982). Apesar da alta variabilidade existente nas características químicas da vinhaça (Almeida 1952; Prado et al. 1998), menos de 3 % do total de N existente se encontra na forma disponível (Ivo et al 2008). Essa pode ser uma das explicações para as pequenas diferenças entre fluxos de N₂O entre as áreas controle e as tratadas com vinhaça no primeiro experimento.

Por outro lado, a utilização de uréia, com duas vezes e meia mais N na dose aplicada, levou a fluxos maiores de N₂O, embora, sem forte efeito no processo no primeiro Experimento. De acordo com Cantarela (2008), a ocorrência de chuvas intensas no momento da aplicação da uréia pode implicar em lixiviação, por ser um material de alta solubilidade em água e não-iônico, portanto fracamente adsorvido aos colóides do solo.

No Experimento I do estudo, foram registrados 690,6 mm de chuvas entre os dias 10/11 e 31/12/2008, período em que as formas nitrogenadas haviam sido aplicadas no canal, o que explicaria o pequeno efeito das fontes de N sobre as emissões de N₂O. Não havendo chuvas intensas, como no Experimento II de estudo, a uréia é hidrolisada em poucos dias no solo, produzindo NH₄⁺, o qual é retido pelas cargas negativas do solo.

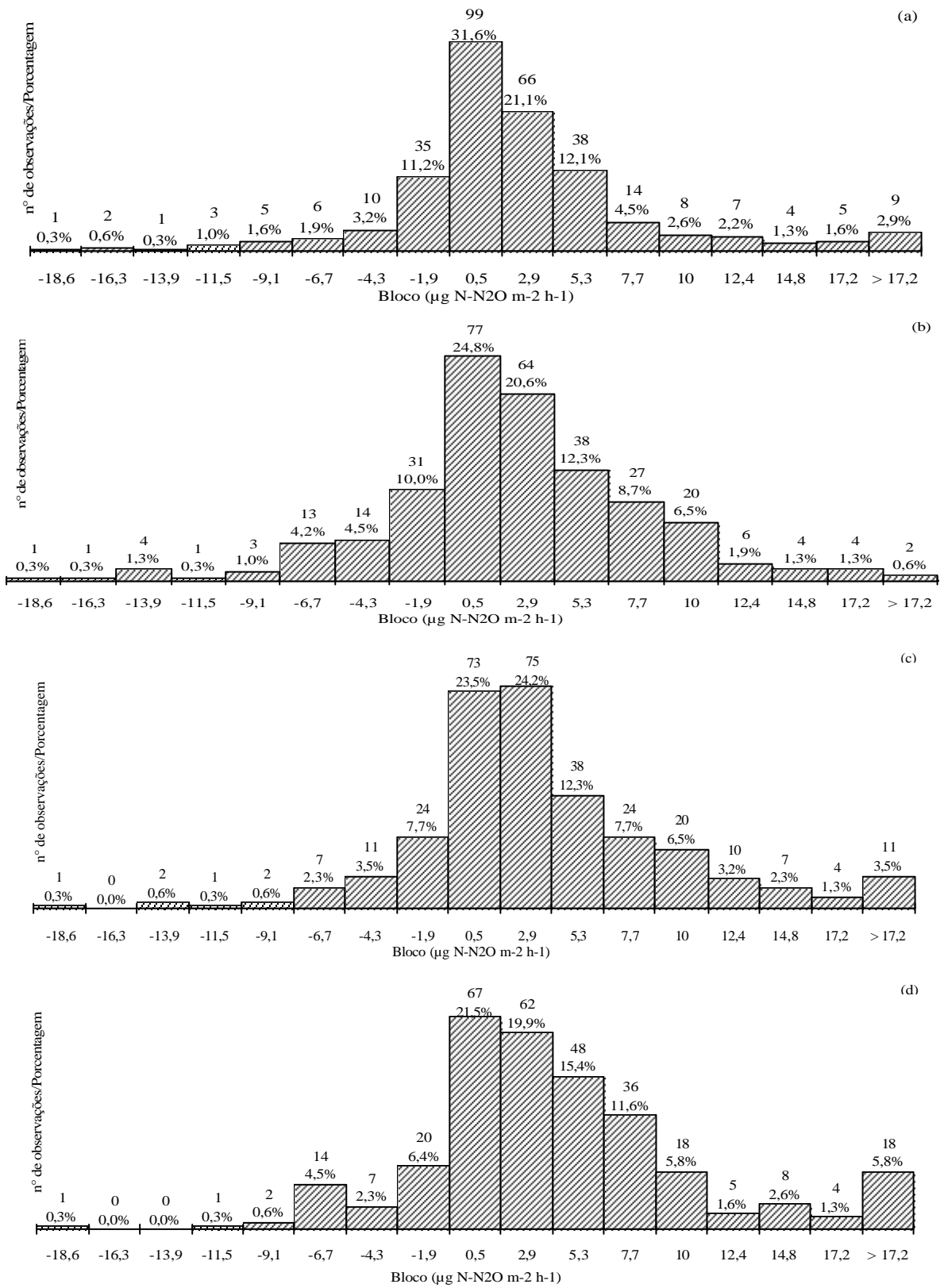


Figura 10: Histogramas dos efluxos de N₂O para os tratamentos. a) Controle com palha (Ccp); b) sem palha (Csp); c) Vinhaça mais N com palha (VNcp) e d) sem palha (VNsp).

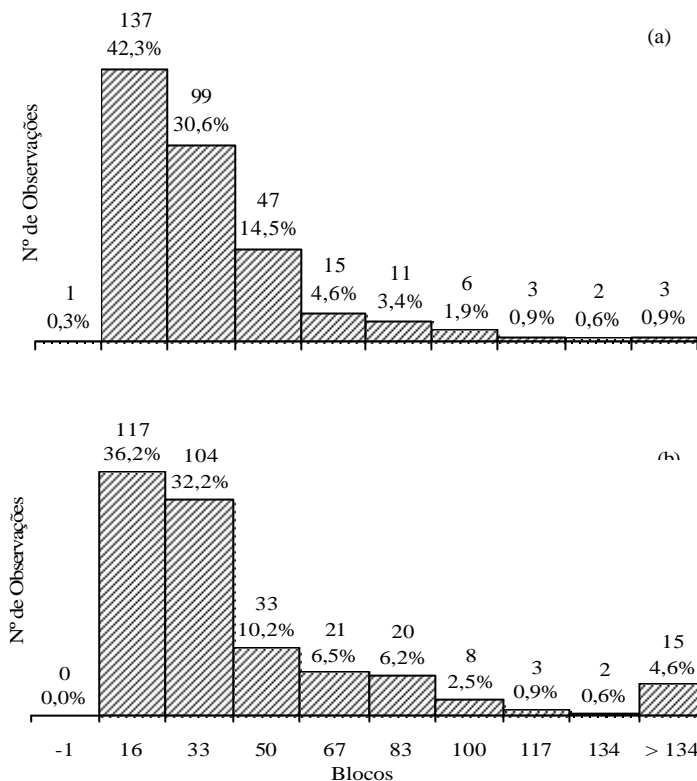


Figura 11: Histogramas dos efluxos de N₂O para os tratamentos. a) Controle sem palha (Csp); b) Vinhaça mais N sem palha (VNsp).

Tabela 7: Variação da composição química da vinhaça aplicada nos dois experimentos.

Data	pH	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	N	C	Fe	Mn
	H ₂ O	-----kg m ⁻³ -----					%	mg dm ⁻³	
10/11/2008 ¹	4,2	0,07	0,78	0,24	0,15	0,18	0,97	31,0	3
01/09/2009 ²	4,5	0,14	1,96	0,58	0,23	0,32	0,50	59,0	5,4

^{1,2} Correspondem aos dias da aplicação no primeiro experimento e do segundo experimento, respectivamente.

No experimento I, a presença da palha não trouxe grandes variações na dinâmica do N₂O no solo. No início do estudo havia 19,1 Mg ha⁻¹ de palha sobre o solo, que em pouco mais de 60 dias se reduziu em 50 %, e em 7,9 Mg ha⁻¹ no dia 02/03/2009 (Figura 12). As chuvas contínuas que ocorreram no período, com as temperaturas mais altas do verão, facilitaram a decomposição da palha existente, alcançando uma redução de 11,2 Mg ha⁻¹, ou aproximadamente 58% da palha existente no início do estudo. No entanto, esse comportamento não surpreende. Velocidade de decomposição semelhante da palha de cana foi obtida por Oliveira et al. (2002) que observaram variação na redução de massa de matéria seca de 22 a 70 % em dois ambientes agrícolas, sendo a maior degradação influenciada, possivelmente, pelas irrigações.

Embora os teores de N da palhada tenham aumentado de 6,76 para 12,42 g kg⁻¹ entre o dia 10/11/2008 e o dia 02/03/2009, houve liberação de cerca de 30 kg N ha⁻¹, considerando a decomposição da palha nesse período. A liberação do N da palha ocorre gradualmente, e as pequenas quantidades liberadas ao longo do tempo, tiveram os mesmos efeitos do clima, tal

como para vinhaça e uréia, e por isso não era de se esperar que essa liberação extra de N modificasse os fluxos de N_2O do solo. Em geral, os resíduos de cana-de-açúcar apresentam pequena mineralização de N no período de um ano agrícola, tal como observado por Oliveira et al. (1999), que registraram uma liberação de apenas 18% da quantidade de N da palha. Mas, as condições favoráveis a decomposição da palha registradas neste estudo proporcionaram uma taxa de liberação de N da palha de 24%, nos 5 meses de monitoramento.

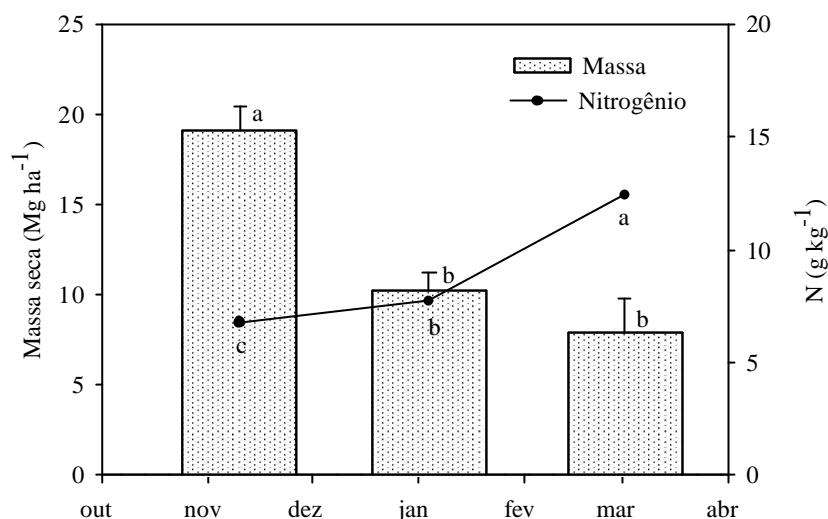


Figura 12: Distribuição da quantidade de Massa seca remanescente de palhada e teores de nitrogênio, nas três coletas realizadas nos dias 10/11/2008, 04/01/2009 e 02/03/2009, no Campus Dr Leonel Miranda. Médias seguidas de mesma letra minúscula não diferem entre as datas de coleta pelo teste de LSD a 5%.

As componentes do clima observadas no primeiro estudo parecem ter sido os fatores que melhor explicariam a ausência de efeitos das fontes de N sobre os fluxos de N_2O . A análise química do solo (Tabela 8) não seria restritiva à atividade de microrganismos nitrificadores e desnitrificadores no solo, pois os valores de pH estão na faixa da neutralidade, favoráveis à população de nitrificadores (Paul & Clark, 1989). Com a aplicação de vinhaça não foram observados impactos nas variações de pH do solo, ao contrário do que seria esperado (Almeida, 1952; Ranzani, 1956; Coleti et al., 1983). As concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} foram elevadas, variando entre 8,9 a 9,6 $cmol_cdm^{-3}$ para Ca^{+2} , e de 3,6 a 3,8 $cmol_cdm^{-3}$ para Mg^{+2} , porém dentro da relação Ca:Mg 3:1, desejável para o desenvolvimento da cultura.

Tabela 8: Características químicas do solo no momento da implantação e ao final do primeiro experimento.

prof	pH	Al	H+Al	Ca	Mg	P	K	N	C
cm	H ₂ O	----- $cmol_cdm^{-3}$ -----			-- $mg dm^{-3}$ --			%	$Mg ha^{-1}$
Implantação (10/11/2008)									
0-20	6,2	0,0	2,8	9,6	3,8	66	119	0,19	14,1
20-40	6,9	0,0	2,0	8,9	3,6	50	62	0,17	8,3
Final do experimento I (02/03/2009)									
0-20	6,0	0,0	4,6	9,0	3,6	168	126		13,1
20-40	6,4	0,0	3,1	9,0	3,6	144	69		10,4

As chuvas exercem grande influência nos fluxos de N_2O , tendo ação direta e indireta em vários atributos do solo, principalmente no espaço poroso saturado por água (EPSA). Ela influencia a dinâmica do nitrogênio, pois podem estimular processos de absorção de N pelas plantas, alterar os processos de mineralização e imobilização de N e interferir nos processos de perda de N. Com relação às emissões de N_2O é um dos fatores mais importantes. Dados na literatura demonstram que grande parte das diferenças entre as emissões anuais de N_2O em um mesmo local são, principalmente, causadas pela quantidade e duração das chuvas (Dick et al., 2001). No entanto, em solos bem drenados, essa condição pode ter efeito menor (Jantalia et al., 2008; Rochette, 2008), além do fato da alta evapotranspiração também contribuir para reduzir ainda mais as emissões de N_2O , o que deve ser relevante em clima tropical.

No Experimento I, os valores de precipitação, associados às condições de drenagem do solo podem ter favorecido à percolação de vinhaça e da uréia. Se considerada a variação na densidade do solo (D_s) entre 1,33 a 1,47 $Mg\ m^{-3}$ e a densidade das partículas (D_p) com variações de 2,59 a 2,62 $Mg\ m^{-3}$ (Figura 13), estima-se uma porosidade total do solo entre 43 a 49%. Assumindo profundidade de 10 cm, seriam necessários 43 a 49 $L\ m^{-2}$ para a saturação dos poros do solo. O EPSA, antes da aplicação da vinhaça, variava em níveis acima de 60 %, dependendo do tratamento. Após a aplicação da vinhaça (15 $L\ m^{-2}$) o solo foi saturado em algumas parcelas. Considerando a velocidade de infiltração básica do Cambissolo na área de estudo, estimada em 12 $mm\ h^{-1}$, após 15 min (Figura 14), significaria que em 1 h, 12 $L\ m^{-2}$ infiltravam-se no solo após saturação. Na noite do dia 10/11/2008, quando a vinhaça foi aplicada, foram registrados 15 mm de chuva, ou seja, adição de um volume extra de água de 15 $L\ m^{-2}$. No dia seguinte, mais 10 $L\ m^{-2}$ foram adicionados pela chuva. Frente à capacidade de infiltração de água no solo, essas quantidades seriam suficientes para percolar a vinhaça para camadas mais profundas do solo e diminuir seu efeito em termos de emissão de N_2O . Além disso, nos dias que seguiram as fortes chuvas, formou-se lâmina de água dentro da câmara, que funcionou como barreira para os fluxos de N_2O , fazendo com que somente o processo de difusão do gás na água respondesse pelos fluxos medidos. Como a difusão do N_2O na água é muito baixa, 10 mil vezes menor do que no ar (Alves et al., 2008), não se esperariam fluxos significativos nessas condições de saturação. Ainda, a maior retenção do N_2O no solo favorece seu rápido consumo pelos microrganismos desnitrificadores, com formação de N_2 (Cantarella, 2007).

No segundo experimento, os fluxos de N_2O mais elevados sugerem que as chuvas não exerceram grande efeito na neutralização da vinhaça como fonte do gás, embora o fenômeno de percolação ainda possa ter ocorrido, mesmo que de forma parcial, devido ao volume de vinhaça aplicado e a umidade do solo.

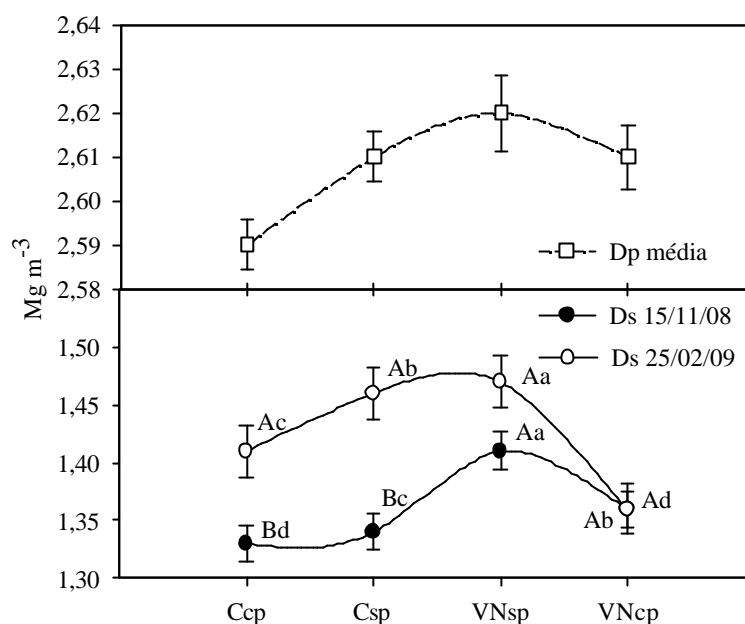


Figura 13: Distribuição da densidade da partícula média ($Dp \text{ Mg m}^{-3}$), e densidade do solo média ($Ds \text{ Mg m}^{-3}$), para o início (15/11/2008) e fim do primeiro estudo (25/02/2009) para o Cambissolo Flúvico na área do Campus Dr Leonel Miranda, UFRRJ.

Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre as datas de coleta pelo teste de LSD a 5% para um mesmo tratamento, e mesma letra minúscula não diferem entre os tratamentos em mesma data.

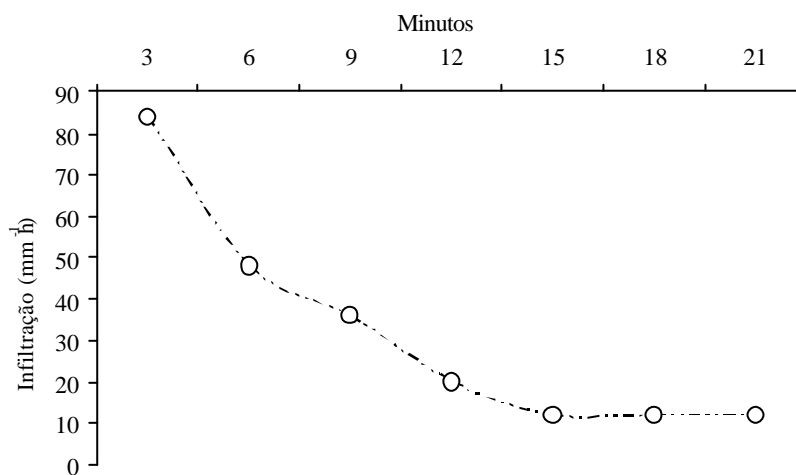


Figura 14: Infiltração básica do solo para os tratamentos, expressa na forma de moda, por ser mais representativa da condição usual da área experimental (em mm).

As fortes chuvas ocasionaram maiores valores de EPSA, que chegaram a 100% em alguns dias, especialmente no período que recebeu as fontes de N no experimento I. No segundo experimento, os valores de EPSA foram inferiores aos do primeiro, condição explicada pela menor intensidade de chuvas ocorridas no período (Figura 15).

Ao lado da temperatura e da disponibilidade de N mineral, a EPSA é um dos fatores que melhor explica as emissões de N_2O do solo (Dobbie e Smith, 2003). Como a formação de N_2O é maior no processo de desnitrificação (Davidson et al., 1993), o alto EPSA implica em restrição de O_2 no solo, favorecendo o processo. De acordo com a literatura, em condições de EPSA inferiores a 60 % não se esperam altos fluxos de N_2O , mas normalmente ocorre uma resposta exponencial dos fluxos de N_2O a partir desse valor de EPSA (Dobbie e Smith, 2003). No entanto, quanto maior o EPSA maior poderá ser a relação N_2/N_2O , ou seja, quanto maiores forem às condições de umidade, maior será a perda de N_2 em relação às perdas de N_2O . Clough et al. (1998), utilizando técnicas isotópicas com ^{15}N , verificaram em solo arenoso, uma relação N_2/N_2O de 33, ou seja para cada mol de N_2O produzido foram formados 33 moles de N_2 . Isso ocorre em função do aumento da tortuosidade do solo, que impede o escape de N_2O , e que acaba sendo desnitrificado a N_2 (Ciarlo et al., 2007).

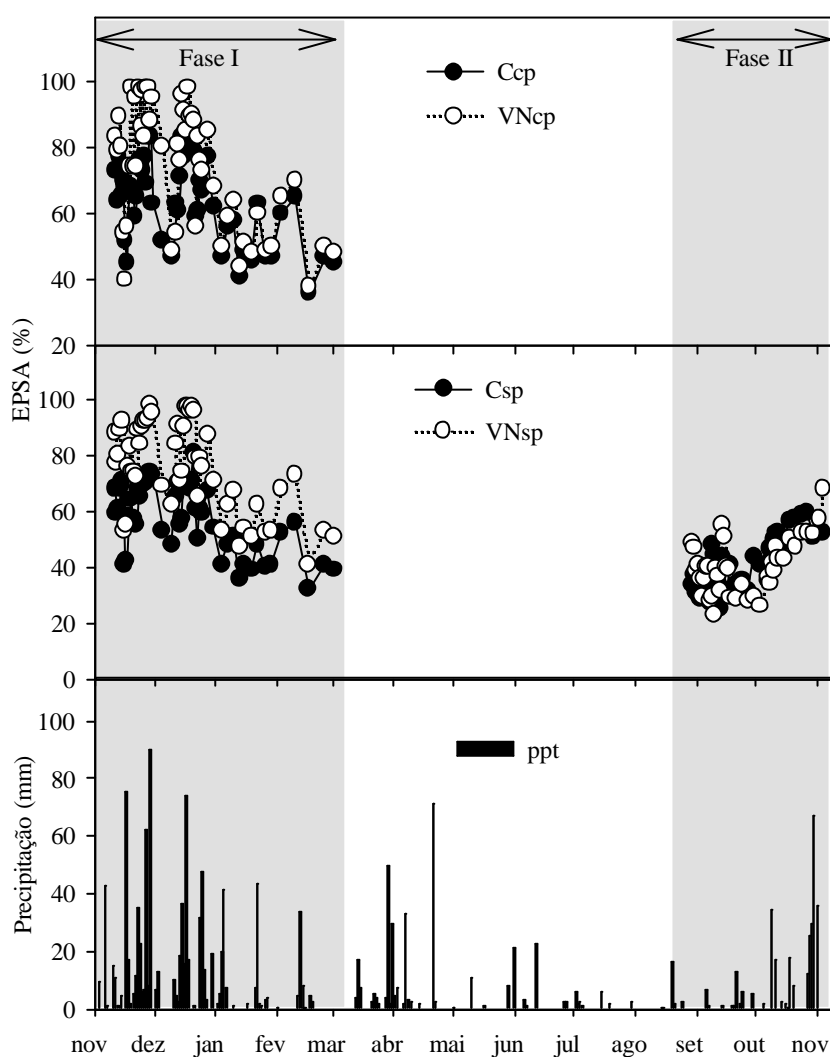


Figura 15: Distribuição do espaço poroso ocupado saturado por água (EPSA) em porcentagem, diária para os tratamentos controle com palha (Ccp), vinhaça mais nitrogênio com palha (VNcp), controle sem palha (Csp) e, vinhaça mais nitrogênio sem palha (VNsp), bem como a distribuição da precipitação no decorrer dos experimentos I e II, de novembro de 2008 a novembro de 2009.

No decorrer do experimento II, o EPSA oscilou entre 30 e 60 %, com os maiores valores nas épocas de maiores precipitações, porém foi evidente uma redução no EPSA em comparação ao experimento I, o que reforça a idéia de que a percolação da vinhaça e da uréia pelo efeito das chuvas não foi intensa. A menor saturação do solo com água diminui a barreira física e permite maior escape do N_2O . Por esse motivo, foi possível notar diferenças nos fluxos de N_2O com a adição das fontes de N (Figura 9). As principais diferenças nos fluxos de N_2O foram associadas à adição da uréia, provavelmente, pela maior quantidade de N adicionada. O efeito do fertilizante foi mais pronunciado na primeira semana após a aplicação da uréia, com posterior tendência a retornarem aos níveis basais, medidos na área controle. Em geral, as alterações nos padrões de emissão de N_2O de solos agrícolas estão associadas aos períodos de aplicação de fertilizantes nitrogenados (Buchkina et al., 2010) e de adubos orgânicos (Webb, 2010), embora os resíduos de culturas contribuam para elevar as emissões, porém de forma mais discreta.

A aplicação das fontes nitrogenadas elevou as concentrações de N mineral no solo na camada de 0-10 cm (Figura 16). Os valores foram mais pronunciados após a fertilização com uréia, sendo a maior alteração para os teores de NH_4^+ . As flutuações nas concentrações das formas minerais de N ao longo do período de monitoramento podem ter ocorrido em função da forma de amostragem do solo. A aplicação da uréia na linha de plantio pode ter distribuído desuniformemente na área de amostragem, em função das chuvas. Esse fato foi menos marcante na área tratada com vinhaça, pela forma como foi aplicada. Em condições de campo, Vietes & Brinholi (1990) observaram acréscimos de N- NH_4^+ no período de 98 a 220 dias após a aplicação da vinhaça, até a profundidade de 20 cm. Nesse estudo, foi sugerida a amonificação do N-orgânico nativo do solo e ou do N-orgânico da vinhaça, dada a alta proporção de N-solúvel prontamente mineralizável do resíduo. De acordo com Rachid (2010), ocorrem variações na distribuição das formas minerais de N em função do local de amostragem. Existe ainda relação entre a distancia da planta e as emissões de N_2O . Esse fato também poderia explicar as oscilações nas formas minerais ao longo dos períodos de estudo.

Comparando-se as concentrações de N mineral nos dois períodos do estudo, observa-se padrão semelhante de disponibilidade de N mineral no solo, com concentrações iniciais mais elevadas de amônio, que oscilam com as concentrações de nitrato. No experimento I, existe tendência de redução das formas minerais com o tempo, nas áreas tratadas com vinhaça e uréia, o que poderia indicar perdas de N. A possibilidade de alta percolação inicial de vinhaça e de uréia pelas chuvas, associado ao efeito de barreira física pelo excesso de água poderia especular a ocorrência de lixiviação do NO_3^- e a ausência de fluxos de N_2O do solo.

Também não foram observadas grandes diferenças entre as fontes de N em relação às quantidades de N mineral no solo, mesmo com quantidades de N na forma de uréia 2 a 3 vezes maiores do que as adicionadas como vinhaça. Uma explicação para esse efeito poderia ser a volatilização de amônia da uréia após sua aplicação no solo. No entanto, as perdas de N por esse processo foram praticamente inexistentes após a aplicação de vinhaça, e oscilaram em função da área estar ou não coberta com palha, na faixa de 5 a 6 kg N- NH_3 ha⁻¹ nas áreas tratadas com uréia contra menos de 0,5 kg N- NH_3 ha⁻¹ nas áreas controle (Figura 17).

A quantidade de N perdida por volatilização, após a aplicação de uréia sobre a superfície do solo, pode atingir valores extremos (Oliveira et al., 1997; Lara Cabezas et al., 1997) de até 94 % do N aplicado (Cantarella et al., 1999). Essas perdas variam muito em função das condições climáticas e do tipo de solo, devido a variações nos teores de argila, matéria orgânica, capacidade de troca de cátions (Al-Kanani et al., 1991), cobertura vegetal e umidade do solo (Duarte et al., 2007). No entanto, a ocorrência de chuvas faz com que a uréia percole no solo, reduzindo a volatilização de amônia a níveis muito baixos. Cantarella et al. (1999) observaram que a ocorrência de chuvas manteve baixo o nível de volatilização de NH_3 ,

e concluíram que as perdas eram acentuadas quando as chuvas não eram suficientes para incorporar a uréia ao solo. Isso explicaria a baixa volatilização de amônia encontrada e a pouca diferença entre a concentração de N mineral resultante da aplicação das duas fontes de N no primeiro estudo.

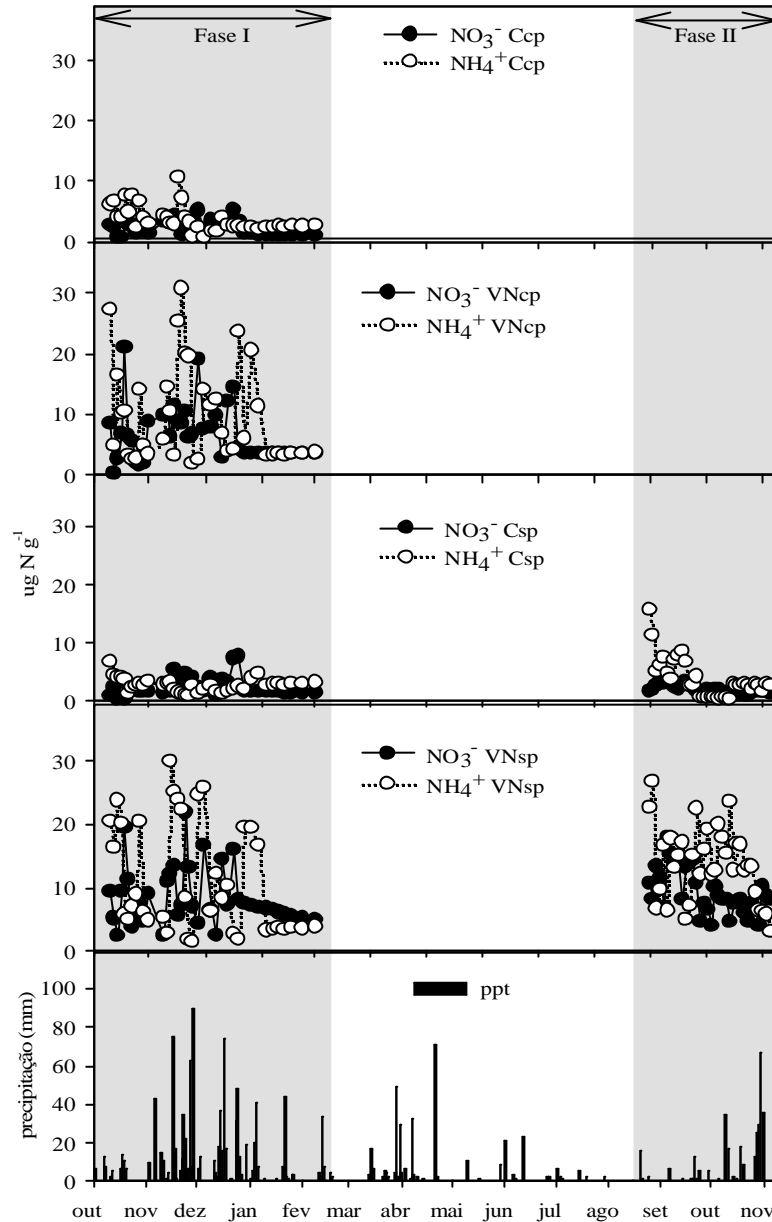


Figura 16: Distribuição dos teores de NO_3^- e NH_4^+ diária para os tratamentos controle com palha (Ccp), vinhaça mais nitrogênio com palha (VNcp), controle sem palha (Csp) e, vinhaça mais nitrogênio sem palha (VNsp), bem como a distribuição da precipitação no decorrer dos experimentos I e II, de novembro de 2008 a novembro de 2009.

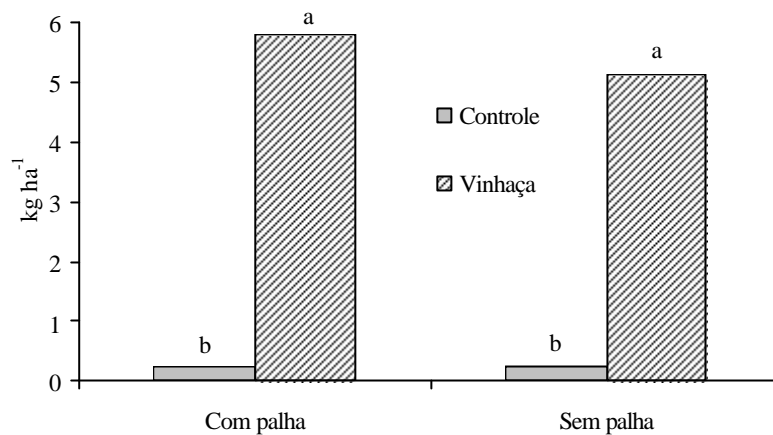


Figura 17: Volatilização média de amônia (N-NH₃⁺) em kg ha⁻¹ para os tratamentos controle com palha (Ccp), vinhaça mais nitrogênio com palha (VNcp), controle sem palha (Csp) e vinhaça mais nitrogênio sem palha (VNsp), no experimento I de 10/11/2008 a 02/03/2009.

Médias seguidas de mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste de LSD a 5% entre os tratamentos.

No experimento II, as perdas por volatilização de NH₃ no período em que a vinhaça foi aplicada também foram muito pequenas. De fato, a volatilização de 9 kg N-NH₃ ha⁻¹ foi decorrente da aplicação da uréia em superfície (Figura 18).

Embora a vinhaça não tenha propriamente gerado perdas por volatilização de NH₃, é possível que tenha contribuído para as perdas de N da uréia por esse processo. Conforme Lara Cabezas (1991) a vinhaça contribui para elevação da taxa de volatilização de NH₃, em decorrência da melhoria nas condições químicas do solo aliada à oferta de material orgânico com compostos voláteis de fácil decomposição, favorecendo a hidrólise da uréia pela maior retenção de água no solo. Em estudo sobre o efeito de resíduos orgânicos adicionados a solo tratado com uréia, Sengik & Kiehl (1995) encontraram que a vinhaça aumentou em 105% as perdas médias de amônia, quando comparada ao solo testemunha.

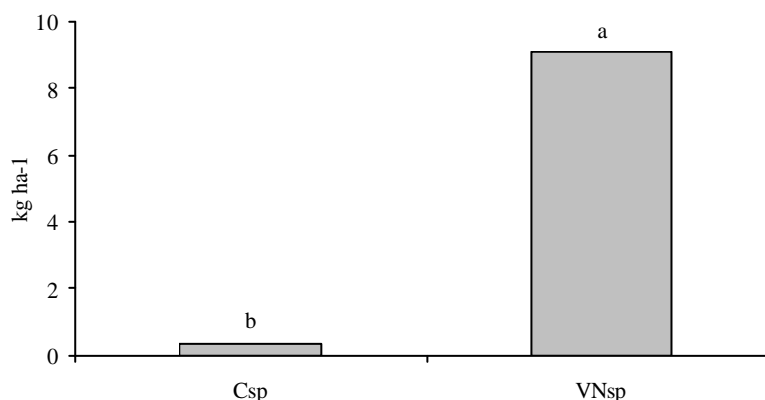


Figura 18: Volatilização média de amônia (N-NH₃⁺) em kg ha⁻¹ para os tratamentos controle sem palha (Csp) e vinhaça mais nitrogênio sem palha (VNsp), no experimento II de 30/08/2009 a 04/11/2009.

Médias seguidas de mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste de LSD a 5% entre os tratamentos.

Os dados obtidos nos dois estudos sugerem que as chuvas tenham influenciado os fluxos de N_2O do solo, seja de forma direta ou indireta, pelo controle da disponibilidade de N do solo das diferentes fontes aplicadas no canavial. A falta de correlação entre os fluxos de N_2O e os valores de EPSA (Figura 19) indica que os fatores que controlam os fluxos de N_2O do Cambissolo Flúvico atuaram com diferentes pesos no decorrer do tempo. Os maiores valores dos fluxos de N_2O do solo foram observados com a aplicação de fertilizante nitrogenado no segundo estudo, e estes valores elevados foram encontrados próximos a 40% de EPSA, contrariando a literatura (Dobbie e Smith, 2003). Mesmo com baixa umidade, microsítios de anaerobiose podem ter sido responsáveis pela formação do N_2O , que escapou mais facilmente do solo pela menor tortuosidade. Pela quantidade e natureza da argila, este solo pode apresentar maior facilidade para a formação de zonas de anaerobiose devido à maior retenção de água. O Cambissolo em estudo apresenta atividade média da fração argila (estimada pela capacidade de troca catiônica da fração argila), sendo relativamente expansível nos eventos de chuva e sofrendo compressão no processo de secagem, o que leva a redução na porosidade total. Isso quer dizer que mesmo perdendo água, o espaço poroso pode se manter com saturação elevada, dando condições para a formação de N_2O . Por outro lado, não se pode descartar que nas condições de estudo, a formação de N_2O pode ter ocorrido em camadas de solo mais úmidas, situadas mais abaixo da que foi amostrada, tal como foi discutido por Jantalia et al. (2008).

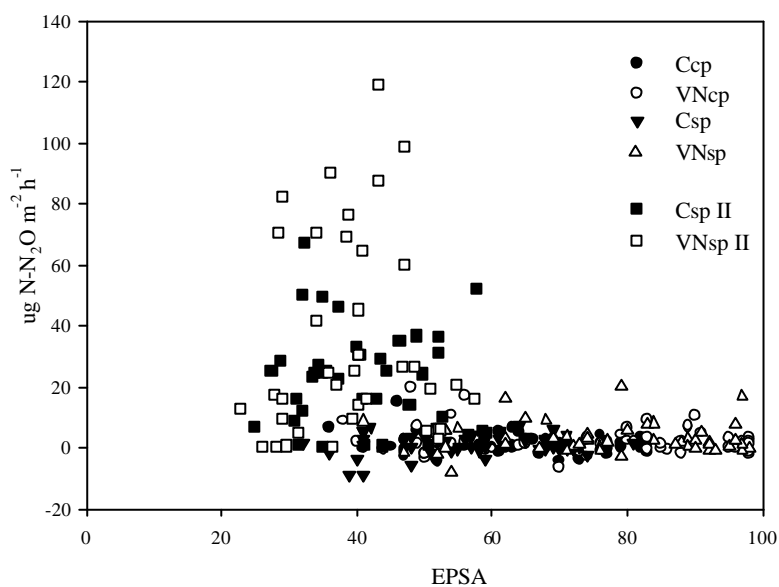


Figura 19: Dispersão entre fluxos de N_2O em função da distribuição da porosidade ocupada com água, em relação aos dois experimentos, para os tratamentos controle com palha (Ccp); controle sem palha (Csp); vinhaça mais nitrogênio com palha (VNcp); vinhaça mais nitrogênio sem palha (VNsp); controle sem palha no experimento II (Csp II) e vinhaça mais nitrogênio sem palha no experimento II (VNsp II).

A distribuição do N mineral no solo em relação aos fluxos de N_2O também não mostrou correlação (Figura 20). Os fluxos de N_2O mais expressivos ocorreram em todo o intervalo de concentrações de N mineral.

Outros fatores envolvidos na dinâmica de produção de N_2O , tais como disponibilidade de C lábil (Gomes et al., 2009), não mensurada neste estudo, podem estar influenciando mais fortemente a produção do gás no solo e sua dinâmica de transporte para a atmosfera. Da mesma forma que para o EPSA, a amostragem na camada de 0-10 cm pode não ter sido representativa da fonte de N para os fluxos de N_2O medidos. Os grandes volumes de chuvas

durante o experimento I podem ter movimentado formas minerais de N para maiores profundidades, que não foram amostradas.

A variabilidade espacial, a forma de amostragem, associadas a forma de adubação em linha e a intensidade das chuvas no período, causando distribuição desuniforme do N aplicado, podem ter ocasionado surgimento de bolsões com maiores quantidades de N, influenciando na variabilidade dos valores de N observados.

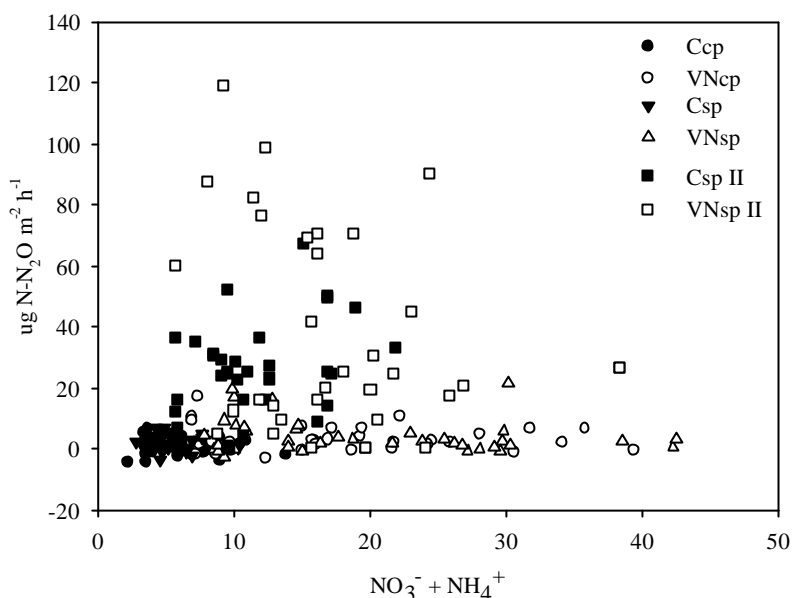


Figura 20: Dispersão entre fluxos de N_2O em função da quantidade de NO_3^- e NH_4^+ , em relação aos dois experimentos, para os tratamentos controle com palha (Ccp); controle sem palha (Csp); Vinhaça mais nitrogênio com palha (VNcp); Vinhaça mais nitrogênio sem palha (VNsp); controle sem palha no experimento II (Csp II) e Vinhaça mais nitrogênio sem palha no experimento II (VNsp II).

As emissões totais de N_2O no primeiro experimento, após a aplicação de vinhaça e uréia, são apresentadas na Figura 21. As diferenças nas emissões nas áreas com a aplicação de vinhaça foram de 4,3 e 4,7 g $N-N_2O$ ha^{-1} , para as áreas com e sem palha, respectivamente. Essas emissões representaram 0,02% da quantidade de N aplicada na vinhaça e não houve efeito independente da presença da palha. Com relação à uréia, as diferenças entre a área fertilizada e a controle foram de 14,6 e 18,5 g $N-N_2O$ ha^{-1} , para as áreas com e sem palha, respectivamente. Nesse caso, embora as emissões tenham sido maiores, a fração do N aplicado foi a mesma que a calculada para vinhaça, ou seja, 0,02%, independente da palhada.

No segundo experimento, a diferença entre as áreas tratadas com vinhaça e controle foi de 43,8 g $N-N_2O$ ha^{-1} , o que corresponde a fração de 0,09% do N da vinhaça emitida como N_2O . Para a área com uréia, a diferença em relação ao controle foi de 106,5 g $N-N_2O$ ha^{-1} , o que corresponde a uma fração de 0,13% do N aplicado na forma de uréia (Figura 22).

As emissões de N_2O estão relacionadas a interações complexas entre propriedades do solo, tais como as características químicas do solo, temperatura, estrutura, concentração de NO_3^- e NH_4^+ , aeração, conteúdo de umidade, e cada fator pode afetar a desnitrificação e variar em espaço e com o tempo (Liang e Mackenzie, 1997). Hao et al. (1988) relataram aumento na produção de N_2O depois de umedecer solo seco. Já Baggs et al. (2000) afirmaram que a incorporação de resíduos, em geral, resultou em menores taxas de mineralização e redução da emissão de N_2O que o cultivo do solo nu, indicando a imobilização temporária do N do solo após a incorporação.

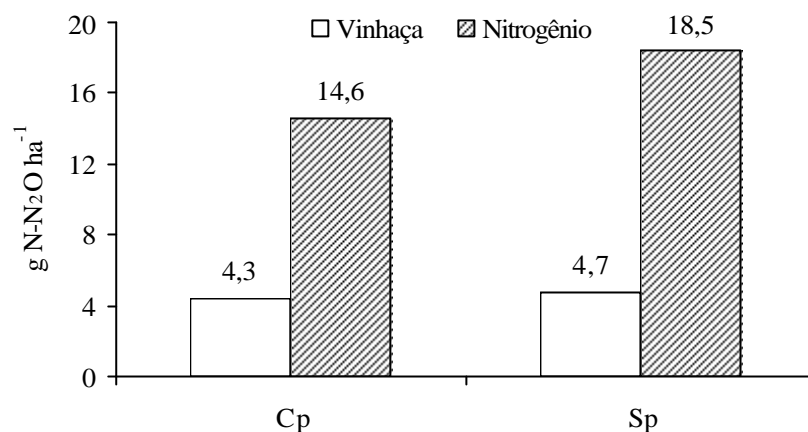


Figura 21: Quantidade de N-N₂O emitida em de cada fonte de N aplicada ao Cambissolo sob cana-de-açúcar, no verão 2008/2009; V_{cp} - vinhaça com palha; V_{sp} - vinhaça sem palha; N_{cp} - uréia com palha; e N_{sp} - uréia sem palha.

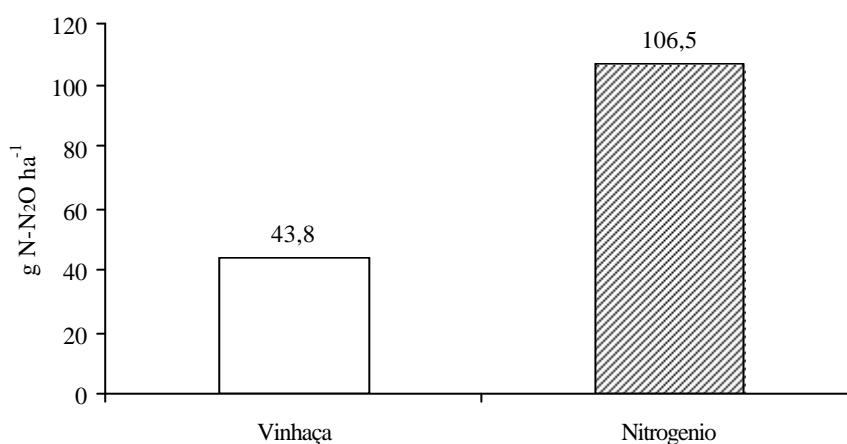


Figura 22: Quantidade de N-N₂O emitida nas duas fontes de N aplicada no Cambissolo cultivado com cana-planta, no segundo experimento (01/09/2009 a 04/11/2009).

Nesse estudo, a aplicação da vinhaça trouxe efeitos semelhantes em relação às emissões de N₂O, independente dos contrastes climáticos entre as duas épocas avaliadas, sendo a magnitude das emissões modificada em função das quantidades de N aplicadas, mas a fração perdida foi à mesma. Por outro lado, as emissões de N₂O variaram entre 0,02 e 0,13 % do N aplicado como uréia, o que mostra grande efeito de clima sobre essa fonte de N, embora as perdas por volatilização de amônia tenham sido pouco afetadas ficando entre 6 e 9% da quantidade de N aplicado.

De acordo com o IPCC (2006) 1% do N aplicado na forma de fertilizantes e adubos orgânicos é perdido na forma de N₂O, 10% são perdidos por volatilização de amônia e NO_x, e 30%, por lixiviação de nitratos e escoamento superficial. Nas condições do estudo, a volatilização de amônia da uréia foi próxima do índice do IPCC, mas as emissões de N₂O foram muito menores. É possível que as perdas por lixiviação de nitrato, ou pela percolação da vinhaça e uréia, expliquem as baixas emissões de N₂O, fato que deve ser comprovado em estudo específico.

No caso da vinhaça, os dados indicam que esta não deveria ser considerada como fonte direta de N_2O , e as emissões indiretas deveriam ser atribuídas aos processos de lixiviação ou percolação das fontes de N, pois a volatilização de amônia foi insignificante.

Como já mencionado, as variações nas quantidades de amônia volatilizadas são esperadas, pois dependem de uma série de fatores relacionados ao solo e ao clima. Por outro lado, as baixas emissões de N_2O em relação às quantidades de N aplicadas já foram registradas em cultivos anuais no Sul (Jantalia et al., 2008), no Cerrado (Metay et al., 2007) e na região Sudeste, no Rio de Janeiro (Oliveira, 2009).

Esses resultados, juntamente com os encontrados nesse estudo reforçam a idéia de que as condições climáticas tropicais associadas aos solos de boa drenagem contribuem para que as emissões diretas de N_2O não sejam tão altas como as observadas em regiões de clima temperado, utilizadas como base para os valores atribuídos pelo IPCC para emissão de N_2O . No entanto, mais estudos devem ser feitos para confirmar a magnitude das emissões de N_2O em função da forte influência nos resultados dos eventos de chuvas ocorridos, principalmente no primeiro estudo (experimento I).

5. CONCLUSÕES

As emissões diretas de N_2O decorrentes da aplicação de vinhaça, para solo Cambissolo Flúvico da região de Campos dos Goytacazes – RJ ocorreram em proporção de aproximadamente 0,02% do conteúdo total de N dessa fonte, que no estudo variou de 27 a 48 kg N por 150 m³ de vinhaça.

A uréia é uma fonte de N para o sistema muito vulnerável às condições climáticas, com perdas por volatilização de amônia e emissões de N_2O , variáveis em função da ocorrência de chuvas, sendo a última via de perda de pequena magnitude, variando de 0,02 a 0,13% do N do fertilizante.

No ambiente estudado, as variáveis do solo consideradas chave para a produção de N_2O do solo, como a saturação do espaço poroso do solo com água e a disponibilidade de N mineral, não explicaram as diferenças de fluxos de N_2O . Porém a variável clima foi a que melhor se relacionou as perdas de N_2O do sistema.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O solo, Cambissolo Flúvico, utilizado para esse estudo, embora seja expressivo na região Norte Fluminense do Estado do Rio de Janeiro e apresente maior produtividade da cana-de-açúcar que os solos de Tabuleiros Costeiros, não é representativo dos solos cultivados com cana em território nacional. Por outro lado, no atual processo de expansão da cana-de-açúcar, muitos Cambissolos, principalmente os Cambissolos Flúvicos serão incluídos no processo produtivo. Assim, os resultados obtidos são relevantes, mas deve-se ter cautela em extrapolar os dados e interpretações para outras áreas canavieiras.

Os Cambissolos Flúvicos, na região Norte Fluminense do Estado do Rio de Janeiro, são solos com facilidade de alagamento devido a sua posição topográfica na várzea do Rio Paraíba do Sul e as suas propriedades edáficas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AL-KANANI, T.; MACKENZIE, A.F.; BARTHAKUR, N.N. Soil water and ammonia volatilization relationships with surface-applied nitrogen fertilizer solutions. *Soil Science Society American Journal*, Madison, v.55, p.1761-1766, 1991.
- ALMEIDA, F. P. Interferência dos fungos da adubação do solo pela vinhaça. *Boletim do Instituto Zimotécnico*. nº 5. Piracicaba, 1953. 9p.
- ALMEIDA, J. R. O problema da vinhaça em São Paulo. *Boletim do Instituto Zimotécnico*. Piracicaba, 3:1-12, 1952
- ALVES, B. J. R.; SANTOS, J. C. F.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Métodos de determinação do nitrogênio em solo e planta. In: ARAÚJO, R. S.; HUNGRIA, M. (Org.). *Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola*. Brasília, 1994, p. 449-469.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Efeito da vinhaça em mistura com nitrato na dinâmica do nitrogênio em solo ácido. 1983. 95p. Tese (Doutorado em Ciências do solo) - Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí, 1983.
- AMARAL SOBRINO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X., LEAL, J. R., & ROSSIELO, R. O. P., Desnitrificação e imobilização de nitrogênio em solo tratado com vinhaça. *R. Bras. Ci. Solo*, 7:263-268, 1983.
- ARAÚJO, E.S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L.H.B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; & ALVES, B.J.R. Calibração de câmara semi-aberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. *Pesq. Agropec. Bras.*, 44(7):769-776. 2009.
- BAGGS, E. M.; WATSON, C. A.; & REES, R. M. The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56:153–163, 2000.
- BANGE, H. W., RAPSOMANIKIS, S., ANDREAE, M. O. The Argean Sea as a source of atmospheric nitrous oxide and methane. *Marine Chemistry*, 53:41-49, 1996.
- BELAI, H. T. Uso de subprodutos da indústria sucroalcooleira no manejo de um Neossolo Quartzarênico Órtico típico. 2006. 77p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2006.
- BEUTLER, A.N.; SILVA, M.L.N; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; CRUZ, J.C. & PEREIRA FILHO, I.A. Resistência a penetração e permeabilidade de Latossolo Vermelho Distrófico típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados. *R. Bras. Ci. Solo*, 25:167-177, 2001.
- BODDEY, R.M.; SOARES, L.H.B.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. Bio-Ethanol production in Brazil. In: PIMENTEL, D. (Ed). *Biofuels, solar and wind as renewable energy systems*. New York: Springer, 2008. p. 321-356.
- BOLSANELLO, J. & VIEIRA, J.R. Caracterização da composição química dos diferentes tipos de vinhaça da região de Campos – RJ. *Brasil Açuc.*, 96:45-59. 1980.
- BREMER, J. D. Nitrous oxide fluxes in turfgrass: effects of nitrogen fertilization rates and types. *J. Environ. Qual.*, 35:1678–1685 (2006).

- BUCHKINA, N.P.; BALASHOV, E.V. RIZHIYA, E.Y.; SMITH, K.A. Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: effects of crops, fertilizers, manures and climate parameters. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 87(3):429-442. 2010.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L., eds. *Fertilidade do solo*. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.375-470.
- CANTARELLA, H.; ROSSETO, R.; BARBOSA, W.; PENNA, M.J. & RESENDE, L.C.L. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia e resposta da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada, em sistemas de colheita de cana sem queima prévia. *CONGRESSO NACIONAL DA STAB*, 7., Londrina, 1999. *Anais. Álcool Subpr.*, Londrina, 1999. p.82-87.
- CANTARELLA, H.; TRIVELLIN, P.C.O.; CONTIN, T.L.M.; DIAS, F.L.; ROSSETTO, R., MARCELINO, R.; COIMBRA, R.B.; QUAGGIO, J.A. Ammonia volatilization from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. *Sci. Agric.*, Piracicaba., 65(4):397-401. 2008.
- CARMO, J. B. do.; ANDRADE, C. A. de.; CERRI, C. C.; & PICCOLO, M, C.; Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:735-746, 2005.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; LAL, R.. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C.E.P. (Eds.), *Carbon sequestration in soils of Latin America*. 2006. pp. 41–47.
- CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N₂O? A review *Global Change Biology*, 13:1-17. 2007.
- CIAGRO. Zoneamento de culturas bioenergéticas no estado de São Paulo: Aptidão edafoclimática da cultura da cana-de-açúcar. 2008. 31p.
- CIARLO, E.; CONTI, M.; BARTOLONI, N.; RUBIO, G. The effect of moisture on nitrous oxide emissions from soil and the N₂O/(N₂O+N₂) ratio under laboratory conditions. *Biol Fertil Soils*, 43:675–681. 2007.
- CLOUGH, T.J.; LEDGARD, S.F.; SPROSEN, M.S.; KEAR, M.J. Fate of ¹⁵N labelled urine on four soil types. *Plant and Soil*, 199(2):195-203.1998.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). 2009. Acompanhamento da safra brasileira: Safra 2009/2010 Terceiro Levantamento. Dezembro/2009. 16p.
- COPERSUCAR. Aproveitamento da vinhaça, Viabilidade Técnica-Econômica. Centro de Tecnologia da Cooperativa Central dos Produtores de Açúcar e Álcool do Estado de São Paulo, Piracicaba. 1979. 15p.
- COSTA, M.C.G.; VITTI, G.C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:631-637. 2003.
- CRUTZEN, P. J.; MOSIER, A. R.; SMITH, K. A. & WINIWARTER, W. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos. Chem. Phys.*, 8, 389–395, 2008.
- CRUTZEN, P.J.; SOLOMON, S. Response of mesospheric ozone to particle precipitation. *Planet. Space Sci.*, 28, 1147-1153. 1980.

- DAVIDSON, E.A.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M.; RILEY, R.; DUNKIN, K.; GRACIA-MENDEZ, G. MAASS, J.M. Processes regulation soil emissions of NO and N₂O in a seasonally dry tropical forest. *Ecology.*, 74(1):130-139. 1993
- DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soils emissions of nitrous and nitric oxides. *Bio Sci.*, 50:667-680, 2000.
- DE-POLLI, H.; ALMEIDA, D. L.; SANTOS, G. A.; CUNHA, L. H.; FREIRE, L. R.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; PEREIRA, N. N. C.; EIRA, P. A.; BLOISE, R. M.; SALER, R. C. Manual de adubação para o Estado do Rio de Janeiro. Itaguaí: Ed. Universidade Rural, Série Ciências Agrárias, n.2, p.179, 1988.
- DICK, J.; SKIBA, U.; WILSON, J. The effect of rainfall on NO and N₂O emissions from Ugandan agroforest soils. *Phyton. Ann - Rei. Bota.*, 41:73–80, 2001.
- DOBBIE, K.E.; SMITH, K. Impact of different forms of N fertilizer on N O emissions from intensive grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 67: 37–46, 2003.
- DUARTE, F.M.; POCOJESKI, E.; SILVA, L.S.; GRAUPE, F.A.; BRITZKE, D. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia com aplicação de uréia em solo de várzea com diferentes níveis de umidade. *Ciência Rural*, 37(3):705-711, 2007.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar: Expandir a produção, preservar a vida, garantir o futuro. Rio de Janeiro, 2009. (Documentos 110). 55p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). 2010. Banco de dados climáticos do Brasil: <http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/resultados/balanco>. Acessado em 27/01/2009.
- FARQUHARSON, R.; BALDOCK, J. A. Concepts in modeling N₂O emissions from land use. *Plant and Soil*, Dordrecht, 309(1-2):147-167, 2008.
- FERREIRA, W.A. Efeito da vinhaça em solos de diferentes texturas. UFRRJ. Dissertação de Mestrado. 1980. 76p
- FIRESTONE ,M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O. & SCHIMMEL, D.S. (eds.), Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. New York, John Wiley and Sons, p. 7–21, 1989.
- GAVA, G.J.C. Utilização do nitrogênio da uréia (¹⁵N) e da palhada (¹⁵N) por soqueiras de cana-de-açúcar no manejo sem despalha a fogo. Piracicaba. Universidade de São Paulo. 1999. 81p. Dissertação de Mestrado.
- GLÓRIA, N. & ORLANDO FILHO, J. Aplicação de vinhaça: Um resumo e discussões sobre o que foi pesquisado. *Revista Álcool Açúcar*, 16:32-39, 1984.
- GLÓRIA, N. A da. Utilização agrícola da vinhaça. *Brasil Açucareiro*, 86(5):11-17, 1975.
- GOMES,J.; BAYER, C.; COSTA, F.S.; PICCOLO, M.C.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil & Tillage Research*, 106:36–44. 2009.
- HARGROVE, W.L.; KISSEL, D.E. Ammonia volatilization from surface applications of urea in the field and laboratory. *Soil Science Society of America Journal*, 43:359-363, 1979.

- HAO, W. M, SCHARFFE, D., CRUTZEN, P.J, SANHUEZA, E. Production of N₂O, CH₄ and CO₂ from soils in the typical savanna during the dry season. *J Atmos Chem.*, 7:93–105. 1988.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Levantamento de safra 2008. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE, Rio de Janeiro. 2008. 56p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Levantamento de safra 2009. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE, Rio de Janeiro. 2009. 56p.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Technologies, policies and measures for mitigation climate change. Technical Paper I, 1996. 84p.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Working Group I. Third Assessment Report. Summary for Policymakers. WMO. 2001. 17 p.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON, H.S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T. & TANABE, K. (eds). Publicado por: IGES, Japão. 2006. 628 p.
- IVO, W. M. P. M.; ROSSETTO, R.; SANTIAGO, A. D.; BARBOSA, G. V. S.; VASCONCELOS, J. N. Impulsionando a produção e a produtividade da cana-de-açúcar. In: ALBUQUERQUE, A. C. S. & SILVA, A. G. Agricultura tropical: quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v.1. Parte 8. Cap. 1. p. 673-716.
- JANTALIA, C. P.; DOS SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Dordrecht, 82(2):161-173, 2008.
- KEMPERS, A.J. & ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. *Commun. In Soil. Sci. Plant Anal.*, 17(7), 715-723. 1986.
- LARA CABEZAS, W. A. R.; KORNDÖRFER, G.H; MOTTA, S.A. Volatilização de N-NH₃ na cultura de milho: II. Avaliação de fontes sólidas e fluidas em sistema de plantio direto e convencional. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:489-496, 1997.
- LARA CABEZAS, W.A.R.; Marcação de vinhaça com ¹⁵N e avaliação de perdas gasosas de nitrogênio da vinhaça-¹⁵N uréia-¹⁵N em solos cultivados com cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*). Piracicaba, 1991. 85p. Tese de Doutorado ESALQ.
- LEAL, J.R.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; ROSSIELO, R.O.P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. *R. Bras. Ci. Solo*, 7:257-261, 1983.
- LEE, J.; SIX, J.; KING, A. P.; VAN KESSEL, C.; ROLSTON, D. E. Tillage and field scale controls on greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 35(3):714-725, 2006.
- LI, H.; QIU, J.; WANG, L.; TANG, H.; LI, C.; RANST, E. Van. Modeling impacts of alternative farming management practices on greenhouse gas emissions from a winter wheat-maize rotation system in China. *Agric. Ecosystems and Environment.*, 135:24-33. 2010.
- LIANG, B. C.; MACKENZIE, A. F.; Seasonal denitrification rates under corn (*Zea mays* L.) in two Quebec soils. *Can J Soil Sci.*, 77:21–25. 1997.

- LIU, X. J. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: effect of tillage, N source and soil moisture. *Soil Biology & Biochemistry*, Oxford, 39(9):2362-2370, 2007.
- MACEDO, I.C.; SEABRA, J. E.A.; SILVA, E.A.R. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. *Biomass and Bioenergy*, 32:582-595. 2008.
- MATSON, P.A.; McDOWELL, W.H.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M. The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 46:67- 83, 1999.
- METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J.M.; MOREIRA, J. A. A; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (Cerrados, Brazil). *Geoderma*, 141(1-2):78-88, 2007.
- MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E. J. (ed.). *Fundamentos de química do solo*. Porto Alegre: Genesis, v.1, 2000, p.151-168.
- MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (MME). *Matriz Energética Nacional 2030*. 2008. 254p.
- MÜLLER, C.; STEVENS, R. J.; LAUGHLIN, R. J. Evidence of carbon-stimulated N transformations in grassland soil after slurry application. *Soil Biology and Biochemistry*, 35:285-293, 2003.
- NEVES, M.F.; TROMBIN, V.G.; CONSOLI, M. Mapeamento da cadeia produtiva. Um retrato panorâmico do setor sucroenergético. In: SOUZA, E.L. de; MACEDO, I. C. Etanol e bioeletricidade. *A cana-de-açúcar no futuro da matriz energética*. Única. 2009. p.15-43.
- NUNES, M. R.; VELLOSO, A. C. X.; LEAL, J. Efeito da vinhaça nos cátions trocáveis e outros elementos químicos do solo. *Pesq. Agropec. Bras. Brasília*, 16(2):171-176. 1981.
- OLIVEIRA, M.W.; GAVA, G.J.C.; VITTI, A.C.; BENDASSOLLI, J.A. & TRIVELIN, P.C.O. Volatilização de amônia proveniente da uréia (15N) aplicada em solo cultivado com cana-de-açúcar. In: *ENCONTRO CIENTÍFICO DE PÓSGRADUANDOS DO CENA – USP*, 3., Piracicaba, 1997. Anais. Piracicaba, CENA, 1997. p.28.
- OLIVEIRA, M.W.; TRIVELIN, P.C.O.; KINGSTON, G.; BARBOSA, M.H.P. & VITTI, A.C. Decomposition and release of nutrients from sugarcane trash in two agricultural environments in Brazil. In: *AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS*, 24., Cairns, 2002. Proceedings. Cairns, D.M. Hogarth, 2002. 40p.
- OLIVEIRA, M.W.; TRIVELIN, P.C.O.; PENATTI, C.P. & PICCOLLO, M.C. Decomposição e liberação de nutrientes da palhada de cana-de-açúcar em campo. *Pesq. Agropec. Bras.*, 34:2359-2362, 1999.
- OLIVEIRA, W.R.D. Quantificação das emissões de N₂O resultantes de fertilizante, fixação de N₂ e resíduos de colheita em Argissolo Vermelho Amarelo. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2008. 40f. (Dissertação de Mestrado).
- OLIVIER, J. G. J. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O in 1990. *Environmental Pollution*, 102(1):135-148, 1998.
- OLSEN, K.K. Multiple wavelength ultraviolet determination of nitrate concentration, method comparisons from the Preakness Brook Monitoring Project, October 2005 to October 2006. *Water Air Soil Pollut.*, 187:195-202. 2008.

- PATRA, P. K.; LAL, S.; VENKATARAMANI, S.; de SOUSA, S.N.; SARMA, V.V.S.S.; SARDESAI, S. Seasonal and spatial variability in N₂O distribution in the Arabian Sea. *Deep-sea Research I*, 46(3):529-543, 1999.
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego: Academic Press, 1989. 272p.
- PAUL, F.; CLARK, H. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego: Academic Press, 1996. 300 p.
- PEREIRRA, A. S.; MAY, P. H. Economia do Aquecimento Global IN: MAY, P.H.; LUSTOSA, M.C.; VINHA, V. da. *Economia do Meio Ambiente: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Campus/Elsevier. 2003. p. 219-240.
- PRAMMANEE; P.G.; SAFFIGNA, P.G.; WOOD, A.W. & FRENEY, J.R. Loss of nitrogen from urea and ammonium sulfate applied to sugar cane crop residues. In: AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 11. *Proceedings*. Mackay, Mackay, Watson Ferguson, 1989. p.76-84.
- RAMULU, T.S.; SAHOO, S.K.; MOHAPATRA, R.K.; ROY CHAUDHURY, G.; DAS, S.N. Emission of N₂O on pulse-rice crop rotation in upland. *Atmospheric Environment*, 43:2087-2090, 2009.
- RANZANI, G. Consequências da aplicação do restilo ao solo. *Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz*. Piracicaba. 12:57-67, 1956.
- RESENDE, A.S.; XAVIER, R.P.; OLIVEIRA, O.C.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R. & BODDEY, R.M. Long-term effects of pre-harvest burning and nitrogen and vinasse applications on yield of sugar cane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, NE. Brazil. *Plant Soil*, 281:339-351, 2006.
- RITCHIE, G. A.; NICHOLAS, D. J. D. Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrossomonas europea*. *Biochemistry*, Dordrecht, 126:1181-1191, 1972.
- ROCHA, F. A.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; CANTARUTTI, R. B.; SILVA, J. O. da. Modelo numérico do transporte de nitrogênio no solo. Parte II: Reações biológicas durante a lixiviação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(1):54-61, 2008
- ROCHETTE, P.; WORTH, D.E.; HUFFMAN, E.V.; BRIERLEY, J.A.; McCONKEY, B.G.; YANG, J.; HUTCHINSON, J.J.; DESJARDINS, R.L.; LEMKE, R. GAMEDA, S. Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. II. 1990-2005 inventory. *Canadian Journal of Soil Science*, 88:655-669. 2008
- ROSSIELLO, R.O.P.; FERREIRA, W.A.; FERNANDES, M.S. Respostas de milho (*Zea mays* L.) à salinidade do solo induzida por aplicação de vinhaça. II produção de carboidratos solúveis e absorção de nitrogênio. *R. Bras. Ci. Solo*, 5:176-181, 1981.
- SENGIK, E.; KIEHL, J.C. Efeito de resíduos orgânicos e do fosfato monocálcico na volatilização de amônia em terra tratada com uréia. *R. Bras. Ci. Solo*, 19:321-326. 1995.
- SILVA, G. M. A. & ORLANDO FILHO, J. Caracterização da composição química dos diferentes tipos de vinhaça no Brasil. *Boletim Técnico Planalsucar*, 3(8):5-22, 1981.
- SKIBA, U.; SHEPPARD, L.; PICAIRNA, C.E.R.; LEITH, I.; CROSSLEY, A. VAN DIJKA, S.; KENNEDYB, V.H. Soil nitrous oxide and nitric oxide emissions as indicators of elevated atmospheric N deposition rates in seminatural ecosystems. *Environmental Pollution*, 102:457-461. 1998.

- SKIBA, U.; HARGREAVES, K.J.; FOWLER, D.; SMITH, K.A. Fluxes of nitric and nitrous oxides from agricultural soils in a cool temperate climate. *Atmospheric Environment*, 26:2477-2488. 1992.
- SKIBA, U.M.; FOWLER, D.; SMITH, K.A. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48:139-153, 1997.
- SMITH, K.A., BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K.E.; MASSHEDER, J.; REY A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 54:779-791. 2003.
- SMITH, K. A. & CONEN, F. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use and Management*, 20:255-263. 2004.
- SMITH, K.A.; McTAGGART, I.P.; DOBBIE, K.E.; CONEN, F. Emissions of N₂O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Dordrecht, 52(2-3):123-130, 1998.
- SOARES, L.H.B.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Mitigação das emissões de gases de efeito estufa pelo uso de etanol da cana-de-açúcar produzido no Brasil. *Circular técnica*, 27. Embrapa Agrobiologia (CNPAB). 2009. 14p.
- SOUZA, R. O. de.; VAHL, L. C.; OTERO, X. L. Química de solos alagados. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F (Eds.). *Química e mineralogia do solo, parte II*. SBCS, Viçosa. 2009. p. 485-528.
- THORBURN, P.J.; BIGGS, J.S.; COLLINS, K.; PROBERT, M.E. Using the APSIM model to estimate nitrous oxide emissions from diverse Australian sugarcane production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136(3-4):343-350. 2010.
- TIEDJE, J.M.; SEXSTONE, A. J.; PARKIN, T. B.; REVSBECH, N. P. & SHELTON, D.R. Anaerobic processes in soil. *Plant and Soil*, 76:197-212. 1984.
- TRIVELIN, P.C.O.; BENDASSOLLI, J.A.; OLIVEIRA, M.W. Potencialidade da mistura de aquamônia com vinhaça na fertilização de canaviais colhidos sem despalha a fogo. Parte I: Estabilidade química da mistura. *STAB. Açúcar, Álcool e Subprodutos*, 16(2):26-29, 1997.
- TRIVELIN, P.C.O.; BENDASSOLLI, J.A.; OLIVEIRA, M.W.; MURAOKA, T. Potencialidade da mistura de aquamônia com vinhaça na fertilização de canaviais colhidos sem despalha a fogo. Parte II. Perdas por volatilização de amônia e recuperação do 15N aplicado ao solo. *STAB. Açúcar, Álcool e Subprodutos*, 16(3):23-26, 1998.
- TRIVELIN, P.C.O. Utilização do nitrogênio pela cana-de-açúcar: Três casos estudados com o uso do traçador 15N. Piracicaba, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2000. 143p. (Tese Livre- Docência)
- TRIVELIN, P.C.O.; OLIVEIRA, M.W.; VITTI, A.C.; GAVA, G.J.C. & BENDASSOLLI, J.A. Perdas do nitrogênio da uréia no sistema solo-planta em dois ciclos de cana-de-açúcar. *Pesq. Agropec. Bras.*, 37:193-201, 2002.
- VALLIS, I., PARTON, W. J., KEATING, B. A., AND WOOD, A. W. Simulation of the effects of trash and N fertilizer management on soil organic matter levels and yields of sugarcane. *Soil & Tillage Research*, 38:115-132. 1996.
- WEBB, J.; PAIN, B.; BITTMAN, S. MORGAN, J. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response. A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137(1-2):39-46. 2010.

- WEIER, K. L. Sugarcane fields: sources or sinks for greenhouse gas emissions? *Aust. J. Agric. Res.*, 49:1-9. 1998.
- WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M.; KELLER, M. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil Biology & Biochemistry*, 33:1077-1093. 2001
- VELDKAMP, E.; KELLER, M.; NUÑES, M. Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycles*, 12:71-79. 1998.
- VELLOSO, A.C.S.; NUNES, M.R.; LEAL, J.R. Efeitos da vinhaça na lixiviação de nutrientes do solo. 1. Nitrato e amônio. *Pesq. Agropec. Bras.*, 17(1):51-55, 1982.
- VIETES, R.L.; BRINHOLI, O. Efeito da aplicação de vinhaça na fração amônio do solo nas profundidades 20 cm e 40 cm. *Energia na Agricultura*, 5:11-26. 1990.
- VITTI, A. C.; TRIVELIN, P. C. O.; GAVA, G. J. C.; FRANCO, H. C. J.; BOLOGNA, I. R.; FARONI, C. E. Produtividade da cana-de-açúcar relacionada à localização de adubos nitrogenados aplicados sobre os resíduos culturais em canavial sem queima. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 3(3):491-498, 2007.
- VITTI, A.C. Adubação nitrogenada da cana-de-açúcar (soqueira) colhida mecanicamente sem a queima prévia: Manejo e efeito na produtividade. Piracicaba, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2003. 114p. (Tese de Doutorado)
- VITTI, G.C.; COSTA, M.C.G. Manejo de fertilizantes nitrogenados na cultura de cana-de-açúcar e café. /Apresentado ao Workshop sobre Manejo de Fertilizantes Nitrogenados e Sulfatados na Agricultura, Piracicaba, 2001. 8p.
- WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry*, Oxford, 33(12-13):1723-1732, 2001.