

UFRRJ

INSTITUTO DE AGRONOMIA

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

DISSERTAÇÃO

**Quantificação das Emissões de N₂O Resultantes de
Fertilizante, Fixação de N₂ e Resíduos de Colheita
em Argissolo Vermelho Amarelo**

Willian Roberson Duarte de Oliveira

2009



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

**QUANTIFICAÇÃO DAS EMISSÕES DE N₂O RESULTANTES DE
FERTILIZANTE, FIXAÇÃO DE N₂ E RESÍDUOS DE COLHEITA EM
ARGISSOLO VERMELHO AMARELO**

WILLIAN ROBERSON DUARTE DE OLIVEIRA

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
Março de 2009

631.84

O48q

T

Oliveira, Willian Roberson Duarte de,
1983-

Quantificação das emissões de N₂O resultantes de fertilizante, fixação de N e resíduos de colheita em argissolo vermelho amarelo / Willian Roberson Duarte de Oliveira. - 2009.

47f. : il.

Orientador: Bruno José Rodrigues Alves.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo.

Bibliografia: f. 42-47.

1. Fertilizantes nitrogenados - Teses. 2. Nitrogênio - Fixação - Teses. 3. Óxido nitroso atmosférico - Teses. 4. Resíduos - Eliminação no solo - Teses. 5. Efeito estufa (Atmosfera) - Teses. I. Alves, Bruno José Rodrigues, 1966-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo. III. Título.

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

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

WILLIAN ROBERSON DUARTE DE OLIVEIRA

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.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 31/03/2009

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

Adelson Paulo de Araújo. Dr. UFRRJ

Cláudia Pozzi Jantalia. Dra. Embrapa Agrobiologia

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 Rosilda Duarte;
Aos meus amigos André Melo e Vânia Policarpo;
A todos os meus familiares*

AGRADECIMENTOS

A DEUS, que sempre iluminou meus caminhos;

À minha mãe Rosilda Duarte de Oliveira, meus irmãos Susy Dayane Duarte de Oliveira e Kelly Cristine Duarte de Oliveira pelo carinho e complacência principalmente nos momentos mais complicados;

Ao CNPq, pela concessão de bolsa de estudo para realização dos meus estudos de Mestrado.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, ao Curso de Pós Graduação em Agronomia - Ciência do Solo e a seus professores.

Aos Professores e pesquisadores Segundo Urquiaga, Robert Michael Boddey, Bruno José Rodrigues Alves e Luis Henrique de Barros Soares pela orientação.

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

Ao Pessoal do Laboratório de Nitrogênio (em especial a Altiberto), de Solos (Selmo, Monalisa e Estagiários) da Embrapa Agrobiologia. Ao pessoal de campo da Embrapa Agrobiologia.

A todos os companheiros do alojamento da UFFRJ e da Embrapa CNPAB.

A todos que fizeram parte deste caminho, mesmo não estando aqui presente.

Muito obrigado!

RESUMO

OLIVEIRA, Willian Roberson Duarte. **Quantificação das emissões de N₂O resultantes de fertilizante, fixação de N₂ e resíduos de colheita em Argissolo Vermelho-Amarelo.** 2009. 47f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

O óxido nitroso (N₂O) é um dos gases responsáveis pelo efeito estufa, e os solos são a principal fonte desse gás para a atmosfera. A disponibilidade de N inorgânico no solo é fator principal que influencia suas emissões. Assim, os sistemas de plantio que utilizam fertilizantes nitrogenados, e a decomposição de resíduos vegetais podem favorecer as emissões deste gás, agravando o efeito estufa. Em condições de clima temperado, muito estudos já foram feitos a respeito do efeito do aumento do N disponível do solo sobre as emissões de N₂O, porém pouco se sabe em relação ao que ocorre em clima tropical. O objetivo deste trabalho foi quantificar as emissões de N₂O em diferentes situações, em função de diferentes doses de N fertilizante aplicadas à cultura de milho, a partir da fixação biológica de nitrogênio em soja e em função da adição ao solo de diferentes resíduos de colheita. O estudo foi realizado na Embrapa Agrobiologia, em Seropédica-RJ, em Argissolo Vermelho Amarelo. As culturas do milho e soja foram cultivadas no período de dezembro de 2007 a abril de 2008, sob sistema de plantio convencional. Após a colheita, foram utilizados os resíduos dessas culturas para a avaliação das emissões do solo com os resíduos, no período de maio a agosto de 2008. O delineamento experimental para todas as situações foi o de blocos casualizados. Na cultura do milho, os tratamentos corresponderam às doses de uréia de 0, 50, 100 e 150 kg ha⁻¹ de N, aplicadas em cobertura. As duas maiores doses foram divididas em duas coberturas, meio a meio. Na cultura da soja, foi utilizada uma testemunha de milho não fertilizada com N. Nos resíduos, os tratamentos consistiram de resíduos de milho, de soja e uma testemunha mantida em solo nu. A emissão de N₂O foi avaliada utilizando-se câmaras estáticas fechadas. Os maiores fluxos de N₂O no milho foram observados após as fertilizações com N. A maior emissão de N₂O, 1,055 kg N ha⁻¹, foi obtida no tratamento com a dose de N de 150 kg ha⁻¹, enquanto que nos tratamentos com 0, 50 e 100 kg N ha⁻¹ as emissões acumuladas foram de 0,509, 0,529 e 0,850 kg N-N₂O ha⁻¹. Já na soja, os fluxos foram de 0,633 kg N ha⁻¹, enquanto no milho testemunha, obteve-se 0,509 kg N ha⁻¹. Nos resíduos, as maiores emissões de N₂O foram obtidas em soja, com 0,813 kg N ha⁻¹, enquanto que os resíduos de milho e solo nu obtiveram, respectivamente, emissões de 0,55 e 0,324 kg N ha⁻¹. Considerando-se que 40% do N foram perdidos do sistema, e que a aplicação de fertilizantes é uma variável quantitativa, calculou-se o fator de emissão direta de N₂O do N fertilizante de 0,52%. Os fatores de emissão para os resíduos de soja e milho foram semelhantes entre si, com valores de 0,44 e 0,42%, respectivamente. A emissão de N₂O em cultivo convencional de milho aumentou com a aplicação de fertilizante nitrogenado, enquanto as emissões provenientes da fixação biológica de N₂ não foram detectadas. A qualidade do resíduo influenciou nas emissões de N₂O, sendo as maiores, do solo com resíduo de menor relação C:N. Os fatores de emissão foram inferiores ao valor médio (1%) proposto pelo IPCC, porém, ainda se encontram dentro da faixa de incerteza desse número (0,3 a 3%).

Palavras - chave: Óxido nitroso. Gases de efeito estufa. N fertilizante. FBN. Resíduos vegetais.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Willian Roberson Duarte. **Quantification of N₂O emissions from fertilizer, N₂ fixation and crop residues in an Uduft soil.** 2009. 47p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science) Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2000.

Nitrous oxide (N₂O) is one of the gases responsible for the greenhouse effect, and soils are the main source of this gas to the atmosphere. The N availability in the soil is the main factor influencing their emissions. Thus, cropping systems that use nitrogen fertilizers, along with the decomposition of harvesting residues can enhance N₂O emissions, exacerbating the greenhouse effect. Many studies have been made about the effect of increasing available N in soil on the N₂O emission in temperate climate conditions, however there is still few studies in tropical conditions. This study aimed to quantify the N₂O emissions in different conditions, and levels of N fertilizer applied to a maize crop, from the biological nitrogen fixation process in soybean, and from addition of different crop residues onto soil. The study was carried out at Embrapa Agrobiologia in Seropédica-RJ, in an Argisol (Typic Hapludult). The maize and soybean crops were grown in the period of December 2007 to April 2008, under the conventional soil preparation system. After harvesting, crop residues were laid on the soil for the assessment of N₂O emissions from them, in the period of May to August 2008. The experimental design applied to all studies was of randomized blocks. In the maize crop, the treatments were different rates of urea-N (0, 50, 100 and 150 kg N ha⁻¹), applied on soil surface. The two highest urea rates were split in two half applications. For the soybean crop, a maize control plot was used, without N fertilizer. The study of the effects of crop residues on N₂O emissions were performed with maize, and soybean residues, and using bare soil plot as control. The N₂O emission was evaluated using a static closed chamber technique. The largest N₂O fluxes were observed in maize after the N fertilization. The largest emission of N₂O, of 1.055 kg N ha⁻¹, was obtained in the treatment with the N rate of 150 kg ha⁻¹, whereas in the treatments with 0, 50 and 100 kg N ha⁻¹ emissions were of 0.509, 0.529, and 0.850 kg N₂O-N ha⁻¹, respectively. For the BNF experiment N₂O emissions under soybean were of 0.633 kg N ha⁻¹ whereas under maize it was 0.509 kg N ha⁻¹. Soybean residues caused the largest N₂O emissions, reaching 0.813 kg N ha⁻¹, while maize residues and bare soil accumulated, respectively, emissions of 0.55 and 0.324 kg N ha⁻¹. Considering that 40% of the N was lost from the soil system, and that fertilizer application is a quantitative variable, direct N₂O emissions from fertilizers allowed to calculate an emission factor of 0.52%. The emission factors for the soybean and corn residues were similar, ranging from 0.44 to 0.42%, respectively. The emission of N₂O in conventionally cropped maize increased with the application of N fertilizer, while emissions from the N₂ biological fixation were negligible. The residues quality influenced the N₂O emissions, with low C:N residues presenting the highest emissions. The emission factors were smaller than the average value (1%) proposed by IPCC; however, they still are within the uncertainty range of this number (0.3 to 3%).

Keywords: Nitrous oxide. Greenhouse gases. N fertilizer. BNF. Plant residues.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estimativa de emissões anuais globais de N ₂ O. Adaptado de IPCC, 2006.	4
Tabela 2: Propriedades químicas do Argissolo Vermelho-Amarelo, no Campo Experimental da Embrapa Agrobiologia, Seropédica-RJ.	14
Tabela 3: Produção de massa seca e produtividade das plantas de milho em cultivo convencional, fertilizado com diferentes doses de uréia.	22
Tabela 4: Emissão de N ₂ O acumulada durante diferentes intervalos de desenvolvimento da cultura do milho e em todo o ciclo da cultura.	29
Tabela 5: Fatores de emissão e desvio padrão durante diferentes intervalos de desenvolvimento e em todo o ciclo da cultura do milho.	30
Tabela 6: Produção de massa seca, produtividade e balanço de N das plantas de soja.	32
Tabela 7: Emissão de N ₂ O acumulada durante diferentes intervalos de desenvolvimento e em todo o ciclo da cultura do milho e da soja.	35
Tabela 8: Fluxo total de N ₂ O em solo nu e solo com resíduos de milho e soja no período de 8 de maio a 9 de agosto.	38

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Modelo conceitual “hole-in-the-pipe” (adaptado de Firestone & Davidson, 1989). 6
- Figura 2:** Temperatura do ar, precipitação diária e EPSA (%) acumulada durante o período do estudo. 21
- Figura 3:** Fluxo médio diário de N_2O de todos os tratamentos de milho durante o período de 18 de dezembro de 2007 a 5 de janeiro de 2008. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média. 23
- Figura 4:** Fluxo médio diário de N_2O de todos os tratamentos de milho durante o período de 10 de março a 23 de abril de 2008. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média. 24
- Figura 5:** Relação entre o espaço poroso saturado com água do solo (EPSA%) e os fluxos de N_2O observados nos diferentes tratamentos. 25
- Figura 6:** Fluxo médio diário de N_2O dos tratamentos Milho controle, Milho 50 kg, Milho 100 kg e Milho 150 kg após a primeira cobertura de N fertilizante. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média. 26
- Figura 7:** Fluxo médio diário de N_2O dos tratamentos Milho controle, Milho 50 kg, Milho 100 kg e Milho 150 kg após a segunda cobertura de N fertilizante. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média. 26
- Figura 8:** Variação da concentração do amônio e nitrato no solo (0-5 cm) cultivado com milho em sistema convencional, fertilizado com 0 (A), 50 (B), 100 (C) e 150 kg N ha^{-1} (D) na forma de uréia. 28
- Figura 9:** Regressão linear entre fluxo de N_2O e dose de fertilizante aplicado. 31
- Figura 10:** Fluxo médio diário de N_2O de Soja e Milho durante o período de 18 de dezembro de 2007 a 23 de abril de 2008. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média. 33
- Figura 11:** Variação da concentração do amônio e nitrato no solo (0-5 cm) cultivado com soja em sistema convencional. 34
- Figura 12:** Fluxo médio diário de N_2O de soja e deposição de folhas senescentes no período de 22 de fevereiro a 23 de abril de 2008. 35
- Figura 13:** Fluxo médio diário de N_2O tratamentos Solo Nu, e resíduos de Milho e Soja, e precipitação durante o período de 8 de maio a 9 de agosto. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média. 37
- Figura 14:** Fluxo médio diário de N_2O de Solo Nu e solo coberto com Milho Controle durante o período de 14 de janeiro a 23 de abril de 2008. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média. 40

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 Efeito Estufa	3
2.2 Efeito Estufa e a Agricultura	3
2.3 Ciclo do Nitrogênio	4
2.4 Produção de N ₂ O nos Solos	5
2.5 Fatores que Influenciam a Emissão de N ₂ O	6
2.5.1 Umidade do solo	7
2.5.2 Temperatura do solo	8
2.5.3 Disponibilidade de nitrogênio	8
2.6 Emissão de N ₂ O em Culturas Fixadoras de Nitrogênio	9
2.7 Emissão de N ₂ O em Resíduos Vegetais	11
2.8 Índices do IPCC.....	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1 Área de Estudo.....	14
3.2 Experimento 1. Emissões de N ₂ O sob Diferentes Doses de N Fertilizante.....	14
3.3 Experimento 2. Emissões de N ₂ O da Fixação Biológica de N ₂	15
3.4 Experimento 3. Emissões de N ₂ O de Resíduos Vegetais.	16
3.5 Amostragem e Análise de Gases	16
3.6 Amostragem e Análises de Solo	18
3.7 Amostragens e Análise de Tecido Vegetal.....	19
3.8 Análises Estatísticas.....	19
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	20
4.1 Descrição Geral dos Fluxos de N ₂ O e Eventos Climáticos ao Longo do Estudo	20
4.2 Experimento 1: Emissão de N ₂ O sob Diferentes Doses de N Fertilizante e	22
4.2.1 Produtividade, produção de massa seca e acumulação de N da cultura do milho	22
4.2.2 Fluxos de N ₂ O.....	22
4.2.3 Emissões acumuladas de N ₂ O	29
4.2.4 Fatores de emissão	30
4.3 Experimento 2. Emissões de N ₂ O da Fixação Biológica de N ₂	32
4.3.1 Produtividade, produção de massa seca e acumulação de N da cultura da soja ...	32
4.3.2 Fluxos de N ₂ O.....	33
4.3.3 Emissões acumuladas de N ₂ O	34
4.3.4 Fatores de emissão	35
4.4 Experimento 3. Emissões de N ₂ O de Resíduos Vegetais.	36
4.4.1 Fluxos de N ₂ O.....	36
4.4.2 Emissões acumuladas de N ₂ O	38
4.4.3 Fatores de emissão	38
4.5 Emissões de N ₂ O Provenientes do Solo Nu	39
5. CONCLUSÕES	41
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42

1. INTRODUÇÃO

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 à sua alta capacidade de absorver radiação infravermelha e sua alta estabilidade na atmosfera. Uma molécula deste gás, considerando-se um período de 100 anos, tem um potencial de efeito estufa equivalente a 296 moléculas de CO_2 (Robertson & Grace, 2004). A concentração de N_2O na atmosfera vem aumentando significativamente a uma taxa de 0,2 a 0,3% ao ano, considerando a sua evolução desde o período pré-industrial até fins dos anos 90 (Prinn et al., 2004). Este processo tem sido atribuído a um aumento das emissões antropogênicas pelo maior uso de fertilizantes nitrogenados na agricultura, conversão de áreas de floresta para agricultura, aumento das queimadas, etc. (Robertson, 2004), e esse aumento nas emissões de N_2O não tem sido acompanhado por um aumento nos drenos deste gás (Crutzen, 1981).

Informações sobre as emissões de N_2O derivadas da agricultura mostram que os fertilizantes são a principal fonte deste gás. Como as regiões tropicais e subtropicais representam 51% da área agrícola no mundo, com uma expectativa de ampliação do uso de fertilizantes nitrogenados para sustentar os aumentos de produção de alimentos, rotula-se que sejam responsáveis pela maior parte das emissões dos gases de efeito estufa, como N_2O (Mosier et al., 2004). Como são escassos resultados sobre emissões de N_2O de áreas agrícolas nessas regiões (Davidson et al., 2001), o cenário de ameaça ambiental é baseado no uso de fatores de emissão de N_2O obtidos na Europa, EUA e Japão, conforme metodologia proposta pelo Painel Internacional de Mudanças Climáticas (IPCC) das Nações Unidas (IPCC, 2006). Embora esta seja a única possibilidade, em curto prazo, para traçar inventários de gases em países como o Brasil, é muito provável que esteja produzindo resultados distantes da realidade. Skiba & Smith (2000) reviram diversos estudos, realizados na própria Europa, em que os fatores de emissão obtidos para fertilizantes nitrogenados aplicados em diversas culturas variavam muito, podendo ser muito inferiores, ou muito superiores, ao proposto pelo IPCC (1% da dose de N aplicada é perdida como N_2O). Mais do que as culturas per si, as condições de umidade, temperatura e quantidade de C solúvel e de N disponível seriam os principais fatores envolvidos nas emissões de N_2O (Skiba & Smith, 2000).

A nitrificação e a desnitrificação são os processos que dão origem às emissões de N_2O do solo, ambos processos dependentes da disponibilidade de oxigênio, porém em condições opostas. Parece ser reconhecido que em solos com saturação dos poros com água inferior a 50-60%, os fluxos de N_2O são baixos (Liu et al., 2007; Dobbie et al., 1999), sendo os maiores fluxos observados em níveis de saturação próximos de 80-85%. Sob temperaturas mais elevadas, os fluxos são ainda maiores, obedecendo a valores Q_{10} da ordem de 2 a 10, dependendo das demais condições para as variáveis envolvidas (Dobbie et al., 1999; Skiba e Smith, 2000). Essas duas variáveis são consideradas chaves em relação à intensidade dos fluxos de N_2O em sistemas de produção, daí a idéia de que sob condições tropicais as emissões deste gás podem ser muito elevadas. Estudos recentes realizados em áreas experimentais do Paraná, e Passo Fundo, têm mostrado que as emissões de N_2O do solo sob diferentes rotações de culturas em plantio direto e convencional são muito baixas, o que poderia estar relacionado a baixa saturação dos poros com água (Jantalia et al., 2004), sendo o mesmo observado em áreas de Cerrados em Brasília (Carvalho et al., 2006). Mesmo sob plantio direto, observaram-se, em raras oportunidades, níveis de saturação do espaço poroso com água superiores a 50%. A baixa saturação dos poros com água e os baixos fluxos de N_2O sugerem que a desnitrificação é um processo de menor importância nas condições estudadas, e que a nitrificação seria responsável pelas emissões de N_2O (Davidson et al., 2000).

A fixação biológica também pode ser uma fonte de emissão de N_2O , mas os dados empíricos diretos são escassos sobre a produção de N_2O associada com a fixação biológica de N_2 . A presença de leguminosas pode estimular as emissões de N_2O aumentando a entrada de N no solo, fornecendo substratos adicionais para a nitrificação e desnitrificação (Rochette et al., 2004), através da decomposição de seus resíduos. Como não há muitos resultados informando a contribuição da fixação biológica para a emissão de N_2O , o IPCC propôs que o fator de emissão dessa fonte fosse semelhante ao de adubos nitrogenados. Este valor, entretanto pode estar distante do real, uma vez que a emissão é dependente da disponibilidade de N e nem todo o N fixado estará disponível no solo. Rochette et al. (2004) encontraram emissões maiores de N_2O depois da aplicação de resíduos de plantas fixadoras do que durante o cultivo destas, demonstrando que a contribuição da fixação biológica para a emissão pode ser menor. Há inclusive trabalhos que contestam a influência da fixação no processo. Garcia-Plazaola (1993) concluiu que, mesmo em condições ótimas de desnitrificação e sob as mais altas populações de *Rhizobium* encontradas em solos agrícolas, a contribuição destes à desnitrificação total foi praticamente insignificante comparando com outros microrganismos de solo, devido à sua baixa população.

A contribuição maior pode vir de resíduos vegetais depositados na superfície do solo. Estes resíduos sofrem o processo de decomposição, liberando nutrientes para o solo, incluindo o N, que aumentaria a sua disponibilidade e influenciaria a desnitrificação ou nitrificação, dependendo da umidade do solo. As maiores emissões de N_2O têm sido geralmente medidas após a adição de resíduos com baixa do que com alta relação C:N (Baggs et al., 2000), devido ao C orgânico disponível ser um dos fatores mais importantes para o processo. Resíduos com baixa relação C:N se decompõem mais rapidamente, aumentando o C orgânico e o N disponível no solo.

Em função do exposto, a hipótese científica estabelecida para este estudo foi a de que as emissões de N_2O provenientes de fertilizante nitrogenado, fixação biológica de nitrogênio e resíduos vegetais são menores do que as obtidas pela metodologia do IPCC.

O objetivo geral do trabalho foi quantificar as emissões de N_2O de diferentes fontes de N inorgânico, para gerar fatores de emissão direta de N_2O e compará-los com os valores definidos pelo IPCC (2006).

Os objetivos específicos foram:

- a) Quantificar as emissões de N_2O do solo em um sistema agrícola de produção de milho sob cultivo convencional, em função das doses de N fertilizante aplicado;
- b) Quantificar as emissões de N_2O provenientes da fixação biológica de nitrogênio na cultura da soja, em sistema convencional de preparo de solo;
- c) Quantificar as emissões de N_2O do solo pela adição de resíduos vegetais provenientes de resíduos de colheita de milho e soja;
- d) Avaliar como as variáveis do clima e solo se relacionam com as emissões de N_2O do solo; e
- e) Comparar as emissões de N_2O obtidas de cada fonte com as estimadas pela metodologia do IPCC (2006), tendo como base fatores de emissão direta de N_2O de cada fonte.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Efeito Estufa

O efeito estufa é um processo natural e essencial à vida no planeta. Gases como o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) estão presentes naturalmente na atmosfera, e juntamente com o vapor d'água, permitem que a radiação solar, principalmente na forma de luz visível, atinja a superfície do planeta, porém bloqueiam parcialmente a radiação infravermelha que é emitida da superfície para a atmosfera, provocando um efeito estufa, essencial para uma temperatura adequada à vida na Terra. No entanto, a concentração desses gases está aumentando substancialmente na atmosfera, devido à alta emissão através de atividades antrópicas, fazendo com que a temperatura global do planeta se eleve pela maior retenção do calor emitido da superfície do planeta (IPCC, 2006). Além disso, estão sendo introduzidos também gases com potencial para efeito estufa não comuns à atmosfera, como os CFCs e HFCs, que agravam esse efeito.

O gás mais agravante do efeito estufa é o CO_2 , por possuir a maior concentração no ambiente, além de ter meia-vida muito longa na atmosfera, por volta de 100 anos, enquanto o CH_4 tem uma de 12 anos (IPCC, 2006). O CO_2 é emitido principalmente através da queima de combustíveis fósseis, biomassa vegetativa e da decomposição de matéria orgânica do solo (Palm et al., 2004). Dados do IPCC (2006) demonstram que aproximadamente $1,7 \text{ Tg C ano}^{-1}$ (correspondente a 21 % do total de emissões) provêm de mudanças do uso da terra e o Brasil é um dos maiores países agrícolas do mundo. Porém, solos de ecossistemas terrestres podem seqüestrar cerca de $1,9 \text{ Tg C ano}^{-1}$ da atmosfera, estimulando o uso de práticas adequadas de manejo. O CH_4 é produzido principalmente por geração biológica em ambientes anaeróbicos (áreas alagadas naturais e humanas, fermentação entérica, e processos anaeróbicos em resíduos), embora as emissões associadas às indústrias de gás natural e carvão também sejam significativas (Mosier et al., 2004).

Apesar de sua baixa concentração na atmosfera, o óxido nitroso (N_2O) é considerado um dos três mais importantes gases responsáveis pelo efeito estufa no planeta, por apresentar um alto potencial de aquecimento global (PAG), tornando-se um gás muito ativo no processo (Jantalia et al., 2006; Robertson & Grace, 2004). Dos gases emitidos pela agricultura, a molécula de N_2O é a que possui meia-vida maior na atmosfera, e a meia-vida é um dos fatores que determina o PAG de um gás (Robertson & Grace, 2004). Assim, uma molécula de gás com maior meia-vida na atmosfera, tendo todos os outros fatores iguais, terá o mais alto PAG que outra com ciclo na atmosfera menor. O N_2O com meia-vida de 100 anos tem PAG de 296 equivalentes de CO_2 , enquanto o N_2O com meia-vida de 20 anos possui PAG de 275 equivalentes de CO_2 (Robertson & Grace, 2004).

2.2 Efeito Estufa e a Agricultura

Sistemas agrícolas assumem um papel importante na emissão e absorção dos gases do efeito estufa e são responsáveis por aproximadamente um quinto do incremento anual dos gases com atividade radiativa para a atmosfera (Mosier et al., 2004; IPCC, 2006).

Em geral, somente três gases do efeito estufa são afetados pela agricultura: CO_2 , CH_4 e N_2O (Duxbury et al., 1994). Enquanto CH_4 e especialmente N_2O estão em concentrações atmosféricas muito mais baixas do que CO_2 , seus PAGs são suficientemente altos para que pequenas mudanças tenham um efeito desproporcional na atividade radioativa da atmosfera (Robertson & Grace, 2004). Desses gases, o N_2O é o que possui maior importância para sistemas agrícolas, uma vez que 70% das emissões globais desse gás se originam com a

dinâmica de N do solo em sistemas de produção, incluindo-se o N da matéria orgânica e o fixado química e biologicamente (Mosier et al., 2004).

As estimativas das emissões globais totais de N_2O são de cerca de 17,7 Tg N ano⁻¹, mas a inclusão de fluxos de costas, rios e estuários, além de várias fontes menores (fezes humanas, aterros e deposição atmosférica) elevaria essa estimativa para 20,6 Tg N ano⁻¹ (IPCC, 2006). Um aumento de 0,2-0,3% em suas concentrações atmosféricas contribuiria para aproximadamente 5% no aquecimento global pelo efeito estufa. O N_2O também está relacionado com a depleção da camada de ozônio (O_3) na estratosfera, que protege a biosfera dos efeitos perigosos da radiação ultravioleta. Dobrando a concentração de N_2O na atmosfera resultaria na redução de aproximadamente 10% na camada de O_3 e isto aumentaria a radiação ultravioleta que alcança a Terra em 20% (Mosier et al., 2004).

Os solos agrícolas são as fontes primárias das emissões antropogênicas de N_2O , e os trópicos e subtropicais devem contribuir grandemente, uma vez que 51% dos solos do mundo estão localizados nessas zonas climáticas. Além disso, é reconhecido que as práticas de manejo como a fertilização (tipo, época, dose), cultura, preparo do solo, manejo de resíduos e água (precipitação, irrigação) influenciam as emissões de N_2O dos solos agrícolas. A magnitude com que cada fator atua no sistema modifica-o, resultando em variabilidade espacial e temporal nos fluxos (Parkin & Kaspar, 2006).

Tabela 1: Estimativa de emissões anuais globais de N_2O . Adaptado de IPCC, 2006.

Fontes	Fluxo de N_2O (Tg N- N_2O ano ⁻¹)
Fontes Antropogênicas	
Combustão de combustíveis fósseis e processos industriais	1,3
Agricultura	6,3
Queima de biomassa e biocombustíveis	0,5
Total Antropogênico	8,1
Fontes Naturais	
Solos sob vegetação natural	6,0
Oceanos	3,0
Química atmosférica	0,6
Total Natural	9,6
Total das Fontes	17,7

Com a imensa variabilidade das medidas sobre as emissões de N_2O em solos, fica claro que será necessário um número cada vez maior de trabalhos para que a sua dinâmica seja compreendida.

2.3 Ciclo do Nitrogênio

A taxa de crescimento populacional implicou no aumento da produtividade agrícola para suprir o aumento da demanda por alimentos. O nitrogênio é um fator limitante ao crescimento dos vegetais, sendo, então, aplicado no solo na forma de fertilizantes. Devido a isso, a utilização de fontes nitrogenadas aumentou consideravelmente nos últimos anos (IBGE, 2008), para que a agricultura conseguisse manter os seus altos níveis de produtividade, aumentando, com isso, a quantidade de nitrogênio disponível no solo.

Os fertilizantes nitrogenados aplicados no solo basicamente são compostos por NH_4^+ , NO_3^- ou uréia. Uma vez no solo, o nitrogênio, na forma de NO_3^- , passa pelo processo de desnitrificação. Já quando estiver disponível na forma de NH_4^+ , passa pelo processo de nitrificação e posteriormente, desnitrificação.

A nitrificação, oxidação de amônia ao nitrito e então nitrato, ocorre essencialmente em todos os ecossistemas terrestres, aquáticos e sedimentares. Embora ecologicamente ubíquas surpreendentemente poucas bactérias quimiautotróficas diferentes tem sido identificadas e considerada capazes de realizar a maior parte da oxidação da amônia (Mosier et al., 2004). *Nitrosomonas* e *Nitrosospira* são as principais bactérias do solo e da água que oxidam a amônia ao nitrito enquanto *Nitrobacter* é o principal gênero de bactérias que oxidam o nitrito ao nitrato. A desnitrificação, redução microbiológica de nitrato ou nitrito a nitrogênio gasoso, é executada por um grande e diverso grupo de bactérias aeróbias e heterotróficas, que são anaeróbias facultativas (Mosier et al., 2004). No decorrer dos dois processos, alguns intermediários são produzidos, entre eles o N_2O , que são liberados para a atmosfera (Liu et al., 2007).

2.4 Produção de N_2O nos Solos

Os processos de nitrificação e desnitrificação são os responsáveis pela produção de N_2O nos solos, sendo influenciados por inúmeros fatores. Crutzen et al. (2008) estimaram as emissões de N_2O no período pré-industrial em $10,2 \text{ Tg N-N}_2\text{O ano}^{-1}$, e nos dias atuais, de $15,8 \text{ Tg N-N}_2\text{O ano}^{-1}$, sendo que $5,6\text{--}6,5 \text{ Tg N-N}_2\text{O ano}^{-1}$ foram provenientes de atividades antropogênicas e $4,3\text{--}5,8 \text{ Tg N-N}_2\text{O ano}^{-1}$ derivados de atividades agrícolas. Para os dois períodos, as emissões corresponderam a valores próximos a 4% da entrada antropogênica de nitrogênio. Esta foi estimada em $127 \text{ Tg N ano}^{-1}$ para o início dos anos 1990 (Galloway et al., 2004), sendo aceito o valor de 3–5% como sendo a participação da entrada de nitrogênio no sistema para a produção passada, presente e também futura de N_2O .

Já a produção de N_2O proveniente de fertilizantes nitrogenados no solo, não ultrapassa 1% do total aplicado ao solo (Crutzen et al., 2007). A contribuição in-situ relacionada ao fertilizante em campos agrícolas para o fluxo de N_2O é até 5 vezes menor que a produção média global de N_2O adotada. A grande diferença entre a baixa emissão de N_2O em campos agrícolas, comparado ao valor médio muito maior derivado das outras fontes globais de N_2O , deve estar relacionado a uma considerável produção de N_2O ocorrendo além dos campos agrícolas, mas relacionado a uso de fertilizante, de fontes como rios, estuários e zonas litorâneas, criações de animais e da deposição atmosférica de amônio e NO_x (Kroeze et al., 1999).

Mesmo com o grande número de informações disponíveis, a variada interação dos complexos físicos e biológicos envolvidos no processo de produção e emissão de N_2O não permite estimar com precisão a quantidade emitida deste gás (Mosier et al., 2004), mas modelos já foram propostos. Firestone e Davidson (1989) desenvolveram um modelo conceitual que envolve as muitas variáveis do solo, com diferentes níveis de regulação, conhecido como “hole-in-the-pipe” (HIP). Enquanto a maioria dos estudos feitos analisa somente o N_2O e/ou óxido nítrico (NO), o modelo analisa os dois gases pelos processos comuns de produção e consumo microbiológico.

O modelo descreve a emissão de N_2O e NO como sendo regulada em dois níveis (Figura 2). Num primeiro momento, a quantidade de fluido que passa pelo tubo é análoga à taxa de ciclagem de N em geral, ou especificamente às taxas de oxidação de NH_4^+ por bactérias nitrificantes e redução de NO_3^- por bactérias desnitrificantes. Num segundo nível, a quantidade de N que 'escoa' fora do tubo como óxido gasoso de N; por um 'buraco' para NO e outro 'buraco' de N_2O , cuja magnitude é determinada por várias propriedades do solo.

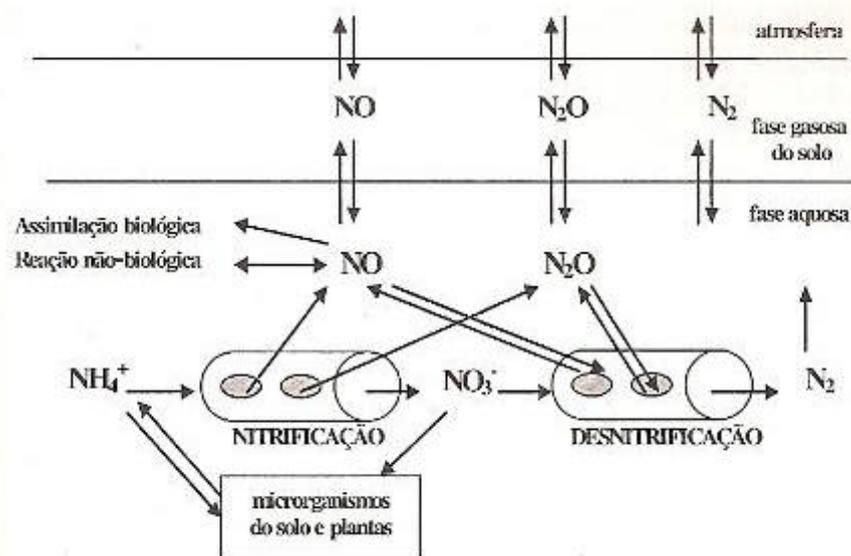


Figura 1: Modelo conceitual “hole-in-the-pipe” (adaptado de Firestone & Davidson, 1989).

A partir desse modelo e baseado em vários estudos, que demonstraram estímulo nas emissões de N_2O quando há o aumento da disponibilidade de nitrogênio no solo (Kaiser et al., 1998; del Prado et al., 2006, Parkin & Kaspar, 2006; Baggs et al., 2000), demonstrou-se que a taxa de ciclagem de nitrogênio dentro do ecossistema exerce grande influência sobre as emissões de NO e N_2O ; o modelo HIP propõe que a soma da produção desses gases seja uma função da disponibilidade de nitrogênio no solo.

As emissões também são fortemente influenciadas pelo conteúdo de água de solo, o que resulta em fluxos variáveis (Davidson, 2000). Linn e Doran (1984) relataram que há grandes variações nas emissões de N_2O em função da umidade do solo. Eles demonstraram que a nitrificação vai aumentando com o aumento do espaço poroso saturado com água (EPSA) até um valor de 60%, quando começa a decrescer. Já a desnitrificação é muito baixa a 60%, mas aumenta com o incremento da umidade, alcançando o seu máximo na saturação do solo. Dessa forma, a umidade influencia na atividade microbológica do solo, alterando a produção de N_2O . Assim, combinando as observações das emissões de ambos os gases, o HIP demonstra que as emissões podem ser explicadas descrevendo a relação $\text{N}_2\text{O}:\text{NO}$ como uma função da disponibilidade de água.

Akiyama & Tsuruta (2003) encontraram uma correlação negativa entre proporção do espaço poroso saturado com água (EPSA) e fluxos de $\text{NO}-\text{N}$ e $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ durante o tempo. Esse resultado, aliado a outros realizados pelos mesmos autores, reforçam as evidências obtidas no modelo HIP, de que espera-se maior emissão de NO do que de N_2O quando a EPSA é baixa, e o contrário quando a EPSA for alta.

2.5 Fatores que Influenciam a Emissão de N_2O

A dinâmica envolvida nas emissões de N_2O é muito complexa (Mosier, 2004). Vários fatores influenciam de forma consistente o fluxo de N_2O no solo, sendo que os fatores-chave parecem ser a umidade do solo, temperatura do solo e concentração mineral de N no solo (Dobbie et al., 1999).

2.5.1 Umidade do solo

Uma variável chave para emissão de N_2O nos meses de verão, uma vez que um fertilizante tenha sido aplicado, é a quantidade de água no solo, que faz com que o espaço poroso seja preenchido com água (EPSA) (Dobbie et al., 1999). O EPSA é calculado como sendo a relação entre a umidade volumétrica do solo e a porosidade do solo. A quantidade de água no solo é importante no processo porque controla o transporte de oxigênio no solo e o escape de gases como NO, N_2O e N_2 pra fora do solo (Davidson et al., 2000). Emissões de NO, N_2O , e N do solo dependem do balanço de produção, consumo, e transporte difusivo destes gases. Em solos secos e bem aerados, o processo oxidativo da nitrificação domina, e o gás mais oxidado, NO, é o mais comumente emitido do solo. Pelo fato da difusibilidade ser alta em solos secos, a maioria do NO pode ser emitido pra fora dos solos antes de ser consumido (Davidson et al., 2000). Em solos úmidos, onde a difusibilidade é baixa e a aeração é pobre, uma parte do NO é reduzido a N_2O antes de escapar do solo. Em condições de alta saturação com água (>80%), o ambiente predominantemente mais anaeróbico faz com que a forma mais reduzida, o N_2 , seja predominante no gás que escapa do solo.

No campo, o nível de saturação do solo com água vai depender de fatores como quantidade de chuvas, irrigação, e, também de propriedades dos solos como a drenagem. Grandes diferenças entre os fluxos anuais em um mesmo local são principalmente causadas pela duração e quantidade das chuvas de verão (Dick et al., 2001). No entanto, em solos mais bem drenados, essa condição pode ter um efeito menos significativo quanto à produção de N_2O do solo (Jantalia et al., 2008; Rochette et al., 2008), além do fato da alta evapotranspiração também contribuir para reduzir ainda mais as emissões de N_2O , o que deve ser muito relevante em clima tropical (Alves et al. 2008). Metay et al (2007), em experimento no Cerrado, encontrou fluxos de N_2O do solo quase sempre abaixo do limite de detecção. Eles alegam que é provavelmente devido ao clima predominantemente seco não favorecer grandes emissões de N_2O na região.

O EPSA está em torno de 50 a 60% para muitos solos que se encontram na capacidade de campo. Nessa situação, os microporos do solo estão preenchidos com água, condição que a atividade microbológica ocorre sem estresse hídrico, e os macroporos do solo estão livres, provocando boa aeração do solo, enquanto ainda podem existir microsítios anaeróbicos (Davidson et al., 2000). Essa condição é a transição aproximada no conteúdo de água em que ambos os processos, oxidativo e redutivo, são ativos no solo. Assim sendo, a nitrificação torna-se a fonte dominante de N_2O quando o EPSA for menor que 60% e a desnitrificação é a fonte predominante quando o EPSA for maior que 60% (Dobbie et al., 1999).

Como a condição de solo saturado com água é crucial para a emissão de N_2O , as chuvas exercem forte influência por aumentar a umidade do solo em curto intervalo de tempo. Parkin & Kaspar (2006) obtiveram fluxos de três a nove vezes maiores após uma chuva de 10 mm, em um experimento com milho em sistema convencional nos EUA. Também foram relatados picos em plantio de soja no mesmo experimento, mas com extensão menor do que os encontrados no milho, tendo um aumento de 14,6 para 23,75 $\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$ em um evento de chuva (28 mm de precipitação) , e de 68,3 para 322,5 $\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$ em outro evento (64 mm de precipitação).

Dick et al (2001), realizando experimento com o intuito de definir a importância da FBN no aumento do fluxo de N_2O , encontrou que o fluxo aumenta imediatamente após as chuvas, voltando à taxa anterior à chuva em três dias. Ao mesmo tempo, a magnitude da emissão foi maior quando a precipitação foi mais intensa, alcançando um pico de 2000 $\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$ em solos cultivados com *Calliandra calothyrsus*, uma espécie fixadora de N_2 , cujos resíduos liberam alta quantidade de N para o solo.

Existe também um estímulo à produção de N_2O decorrente do umedecimento do solo, que passa por um período seco, efeito conhecido como “Pulsing Effect” (Efeito Pulso). É

causado pela acumulação de N inorgânico em solos secos e a reativação de bactérias que estressam na ausência de água sobre umedecimento, que então metabolizam a reserva de N inorgânico disponível (Dick et al., 2001). A magnitude dos pulsos depende dos ciclos de umedecimento/secagem, e diminui com o aumento nas frequências de chuvas.

Apesar da teoria e vários trabalhos mostrarem o efeito da umidade do solo sobre os fluxos de N_2O , isso nem sempre é observado. Jantalia et al (2008) não encontraram qualquer relação entre o aumento da umidade provocada por eventos de chuvas com o aumento do fluxo de N_2O , em experimento realizado no Sul do Brasil. Mesmo sob chuvas intensas (acima de 60 mm por dia), o EPSA médio não passou dos 40%, alcançando 80% em poucas ocasiões. Eles explicaram o fato pela possível existência de *hotspots* com alta umidade e alta produção de N_2O , que foram mal caracterizados. Além disso, eles justificam que a alta percolação da água do solo junto com a alta evapotranspiração durante o verão reduziria drasticamente o tempo do solo com EPSA acima de 50%, que poderia limitar as emissões de N_2O . Mesmo os freqüentes eventos de chuvas ocorrendo durante todo o ano não foram suficientes para mudar o EPSA, que é uma indicação de que a alta capacidade de drenagem seja um importante fator controlando os fluxos de N_2O em uma área. Baseado nessas preposições, mesmo em condições semelhantes de umidade, a variabilidade do fluxo de N_2O pode ser muito extensa.

2.5.2 Temperatura do solo

Outro importante fator na determinação das emissões de N_2O é a temperatura do solo afetando os seus fluxos de algumas maneiras.

Uma delas é a aceleração da reação enzimática, expressada pelo valor Q_{10} , que é o fator de aumento da velocidade de uma reação em função de um aumento de 10 °C na temperatura. Os solos com valor Q_{10} mais elevados aceleram as taxas de desnitrificação, favorecendo as emissões de N_2O . Para muitos processos biológicos observam-se valores de Q_{10} na ordem de 2 a 3, mas os fluxos de N_2O podem obedecer a valores Q_{10} da ordem de 2 a 10, dependendo das demais condições para as variáveis envolvidas (Skiba & Smith, 2000).

A outra é pela aceleração da respiração microbiana, que consome o O_2 e pode gerar condição para desnitrificação, mesmo com umidade baixa (Grant et al., 2004). A respiração heterotrófica da matéria orgânica do solo e a respiração autotrófica da raiz (onde estas estão presentes), geralmente aumentam exponencialmente com a temperatura (Grant et al., 2004), levando a um aumento do tamanho das zonas anaeróbicas, pois o aumento das taxas respiratórias com a temperatura aumenta o gradiente de concentração de O_2 , deixando o volume do poro mais desprovido de O_2 (Jantalia et al., 2004).

Apesar disso, a temperatura só poderá ser limitante quando esta se tornar-se muito baixa, reduzindo a atividade microbiana. Dobbie et al (1999), em experimento no Canadá, encontrou a temperatura como um fator limitante nas emissões de N_2O , que chegou a 2,5° C à época da fertilização. Já Akiyama & Tsuruta (2003) não encontraram nenhuma correlação entre as temperaturas do solo e do ar com os fluxos de N_2O , mesmo quando as temperaturas alcançaram valores menores que 5 °C. A magnitude da importância da temperatura só poderá ser determinada se os outros fatores, como o conteúdo de N no solo e a EPSA, pudessem ser relativamente constantes.

2.5.3 Disponibilidade de nitrogênio

Informações sobre as emissões de N_2O derivadas da agricultura mostram que os fertilizantes são a principal fonte deste gás. Como as regiões tropicais e subtropicais representam 51% da área agrícola no mundo, com uma expectativa de ampliação do uso de fertilizantes nitrogenados para sustentar os aumentos de produção de alimentos, rotula-se que sejam responsáveis pela maior parte das emissões de gases como N_2O (Mosier et al., 2004).

Clayton et al (1994) e Parkin & Kaspar (2006) obtiveram altas emissões de N₂O imediatamente após a fertilização, embora os altos fluxos sejam de vida curta e pouco frequentes. Uma parte destes resultados foi obtida em picos que ocorrem após eventos de chuvas. Calculando a importância desses picos, Parkin & Kaspar (2006) calcularam que 49% das emissões de N₂O em um experimento com milho no período de um ano resultaram de dois picos. Em contraste, em soja não-fertilizada, os picos resultaram em 19%, no primeiro ano, e 8,4%, no segundo ano.

O nitrogênio mineral está predominantemente presente no solo sob duas formas: nitrato (NO₃⁻) ou amônio (NH₄⁺), sendo que as duas formas podem apresentar características diferentes nas emissões de N₂O. Dobbie et al (1999) encontraram que baixas concentrações de NO₃⁻ causam baixas emissões de N₂O, sendo que quando a concentração de nitrato se encontra abaixo de 5 mg NO₃⁻ N Kg⁻¹, há uma clara relação entre o fluxo de N₂O e o EPSA, demonstrando que há um nível crítico de nitrato no solo abaixo do qual as emissões de N₂O podem ser muito reduzidas, mesmo quando o EPSA está alto. Isso foi observado também por Jantalia et al (2008), em experimento com rotação soja/trigo, não obtendo aumento de fluxo de N₂O depois da aplicação de fertilizante nitrogenado. Em todos os momentos, a concentração de NO₃⁻ foi sempre maior do que a de NH₄⁺, este último tendo se tornado quase indetectável. A concentração de NO₃⁻ oscilou de valores muito baixos até um valor de 5 mg kg solo⁻¹, independente da estação.

Já Davidson et al (2000) observaram que os locais que apresentam baixas emissões geralmente possuem o NH₄⁺ como a forma dominante de N inorgânico. Eles indicaram que o tamanho relativo do estoque de NH₄⁺ e NO₃⁻ pode ser um bom indicador para saber se o ciclo do N é conservativo (baixas emissões, N inorgânico dominado por NH₄⁺) ou “vazado” (altas emissões, N inorgânico dominado por NO₃⁻). Akiyama & Tsuruta (2003) relataram aumento na concentração de NH₄⁺ imediatamente após a aplicação de uréia no solo, mas ocorreu a redução de sua concentração, acompanhado do aumento de NO₃⁻ durante os maiores picos de N₂O, no período de duas semanas após a aplicação. Isso indicou que a nitrificação contribuiu para a produção de N₂O. Eles alegam que os dois processos provavelmente ocorreram simultaneamente, mas a nitrificação pode ter sido a principal fonte de produção de N₂O, por que as emissões foram maiores em condições nitrificantes do que em condições desnitrificantes.

Estes resultados demonstram que as emissões não dependem essencialmente da forma de N no solo, mas precisa ser relacionado a outros fatores. Liu et al. (2007), em experimento em laboratório, testando solos de sistemas de plantio direto e plantio convencional, relataram que, a 60% EPSA, as emissões de solos que receberam fertilizantes à base de NH₄⁺ foram significativamente maiores do que as emissões de fertilizantes com NO₃⁻, nos primeiros cinco dias de emissão. Após esse período, a diferença entre os tratamentos tendeu a ser menor. Já sobre alta umidade (75% EPSA), os fluxos de N₂O observados em solos tratados com NO₃⁻ foram maiores do que os observados nos tratados com NH₄⁺. Isso sugere que, no primeiro caso, a umidade oferecesse condições para perdas de N por nitrificação e/ou o par nitrificação/desnitrificação, e no segundo predominantemente por desnitrificação.

2.6 Emissão de N₂O em Culturas Fixadoras de Nitrogênio

A fixação biológica de N também poderia ser considerada uma fonte de emissão de N₂O. Desjardins & Riznek (2000) estimaram que a fixação corresponderia por até 22% da emissão de N₂O da agricultura no Canadá. Apesar da magnitude desta estimativa, os dados empíricos diretos são poucos na produção de N₂O associada à fixação biológica de N₂.

Como não havia muitos resultados que permitissem precisar o efeito da fixação biológica de N₂ em termos de emissão de N₂O, em 1996 o IPCC propôs um fator de emissão dessa fonte semelhante ao de adubos nitrogenados, valor que poderia estar distante do atual,

uma vez que a emissão é dependente da disponibilidade de N e nem todo o N fixado estará disponível no solo. Segundo essa metodologia do IPCC (1996), a produção de N₂O proveniente de nitrogênio ocorre de dois modos: o N₂O pode ser produzido durante a própria fixação biológica de N₂, ou pode ser produzido quando os resíduos de leguminosas são devolvidos ao solo. A última via é bem conhecida – quando os resíduos ricos em N (baixa relação C:N) se decompõem no solo, eles podem liberar grandes quantidades de N mineral que é então suscetível à perda de N₂O durante a nitrificação e desnitrificação (Rochette & Janzen, 2005).

Alguns estudos mostraram que várias espécies de *Rhizobium*, na forma de vida-livre, em nódulos de raiz de leguminosas ou como bacteróides isolados podem desnitrificar o nitrato e liberar N₂O (Garcia-Plazaola et al., 1993). A desnitrificação pode trazer vários benefícios para o rizóbio. Pode eliminar o nitrato, deletério a atividade da nitrogenase em nódulos (Lucinski et al. 2002). A desnitrificação também retira o nitrito tóxico e pode fornecer a energia durante a respiração de nitrato (Rochette & Janzen, 2005).

Alguns autores têm demonstrado que a fixação biológica não possui relação direta com as emissões de N₂O. Garcia-Plazaola (1993) demonstrou que mesmo com ótimas condições de desnitrificação e as mais altas populações de *Rhizobium* encontradas em solos agrícolas, a contribuição desses para a desnitrificação total foi praticamente desprezível comparando com outros microrganismos de solo. Ciampitti et al (2007) relatou que a inoculação não afetou significativamente as emissões de N₂O, mesmo em parcelas onde foi aplicado fertilizante nitrogenado.

Velthof e Oenema (1997) e Velthof et al. (1998) estimaram as emissões de N₂O de sistemas de grama-trevo entre 0 e 1% do N₂ biologicamente fixado, provavelmente mais baixas do que as emissões de uma quantidade equivalente de fertilizante nitrogenado, porque o N biologicamente fixado é liberado lentamente no solo.

Yang & Cai (2005) e Ciampitti et al (2007) não encontraram uma alta resposta nos fluxos de N₂O provenientes de soja em início de crescimento. A contribuição das emissões de N₂O desta etapa foi nula, embora as diferenças não fossem significativas durante os períodos de emergência, florescência e de enchimento de grãos da soja, e eles atribuem ao fato de o seu crescimento reduzir a emissão de N₂O possivelmente utilizando o nitrogênio inorgânico do solo nessas primeiras fases.

Em contrapartida, Yang & Cai (2005) relataram que aproximadamente 94% da emissão total de N₂O atribuída ao ciclo completo da soja ocorreram durante o período de formação de grãos à maturação, que compõem somente 11% do ciclo de vida da planta; enquanto Ciampitti et al (2007) relataram um valor de 68% para este mesmo período. Assim, no ciclo da soja, somente durante a etapa de maturação que a emissão de N₂O do solo proveniente da cultura tornou-se significativa. Durante esta etapa, as raízes cessam seu crescimento e a absorção de nitrogênio e de água do solo diminuem. Entretanto, o nitrogênio disponível foi liberado no solo pela deterioração de raízes senescentes e nódulos, resultando em produção e emissão de N₂O.

O fato da FBN não contribuir para as emissões de N₂O não implica que as leguminosas cultivadas não são uma fonte importante do gás. Vários estudos relataram emissões de N₂O durante o cultivo de leguminosas forrageiras. Rochette & Janzen (2005) relataram que as mais altas emissões de N₂O foram encontradas em cultivos puros com leguminosas forrageiras. Já Veldkamp et al. (1998) demonstraram que as leguminosas em pastagens tropicais úmidas aumentam as emissões médias de N₂O em 22 µg N m⁻² h⁻¹ em comparação com outras culturas. Resultados semelhantes foram relatados em experimento em potes com e sem uréia (Ghosh et al. 2002).

2.7 Emissão de N₂O em Resíduos Vegetais

A adição de resíduos vegetais ao solo também tem sido relacionada ao aumento das emissões de N₂O (Baggs et al., 2000). O aumento da atividade aeróbia decompositora, que tem por finalidade mineralizar o resíduo orgânico em busca de energia e nutrientes, além de liberar N mineral e aumentar as concentrações de C lábil, promove o consumo do oxigênio disponível no solo e aumenta os sítios de desnitrificação (Costa et al., 2008). Porém, a magnitude das emissões depende da composição química, bem como da quantidade de resíduos vegetais adicionados ao solo (Baggs et al., 2000).

No Brasil, a importância da determinação das emissões em resíduos ganha mais importância pela larga adoção do sistema de plantio direto (SPD), e pelos sistemas agroflorestais, que utilizam deposição de resíduos vegetais para suprir a demanda de nutrientes e fornecer proteção para o solo.

O plantio direto é uma prática que traz rendimentos competitivos por redução dos custos de combustível e mão-de-obra, e tem erosão de solo reduzida em relação ao cultivo convencional. Ele tem sido utilizado para aumentar os estoques de matéria orgânica do solo e mitigar emissões de gases do efeito estufa. Contudo, a desnitrificação tende a ser normalmente maior em solos sob plantio direto do que sob cultivo convencional em consequência de mais alta densidade do solo e conteúdo de água (Rochette, 2008).

O tipo do cultivo tem influência significativa nas emissões de N₂O (Kaiser et al., 1998). A taxa da decomposição de resíduo modifica-se com o tipo de cultivo: por exemplo, palha de milho decompõe-se mais lentamente do que a de soja. Dessa forma, o tipo de cultivo terá influências nas emissões de N₂O. Em um estudo em condições controladas, a incorporação de várias partes de plantas em três tipos diferentes de solo levou a várias dinâmicas minerais de N no solo. Dois resíduos vegetais, brotos de alfafa e folhas de nabo, entre 47 tipos estudados, provocaram mineralização líquida de N imediatamente após a sua incorporação, ao passo que todos os outros induziram imobilização de N, de 1 a 33 g N kg⁻¹ de C acrescentado (Novoa & Tejeda, 2006).

Uma comparação das emissões de N₂O de resíduos vegetais em três sistemas diferentes de cultivo - convencional, cultivo mínimo e plantio direto - mostraram que as emissões foram semelhantes entre os três sistemas (Elmi et al., 2003). Foi encontrada uma interação significativa entre o tipo de resíduo e a técnica de cultivo nas emissões de N₂O. As emissões mais altas foram medidas em tratamentos de centeio em plantio direto, em detrimento aos tratamentos de feijão, porém foram encontradas emissões mais altas em tratamentos de feijão em plantio convencional quando comparadas aos tratamentos de centeio. Isto foi atribuído a uma liberação rápida de N seguinte à incorporação de resíduos de feijão no solo convencionalmente cultivado, e à disponibilidade de C prontamente decomponível do centeio na presença de condições anaeróbicas sob a palha no plantio direto (Elmi et al., 2003). As medições das emissões de ¹⁵N-N₂O seguinte à aplicação de fertilizante marcado com ¹⁵N em micro parcelas indicaram que as superfícies dos resíduos nos tratamentos com plantio direto resultaram na maior proporção de fertilizante nitrogenado sendo perdido como N₂O do que com a incorporação de resíduos. Aplicações combinadas de fertilizante com ¹⁵N e resíduos de feijão resultaram em emissões mais altas ou mais baixas, dependendo da técnica de cultivo, quando comparados com a soma de N₂O de aplicações únicas (Baggs et al., 2003).

Geralmente, as maiores emissões de N₂O são normalmente medidas após a incorporação de material com baixa relação C:N, em vez de material com alta relação C:N (Baggs et al., 2000). Baggs et al (2003) encontraram as emissões mais altas medidas após a incorporação de resíduos de feijão com baixa relação C:N (12) do que a incorporação de resíduos de centeio com alta relação C:N (36) em tratamentos de plantio convencional e direto sem fertilização. Tal efeito de aplicação de resíduo nas emissões de N₂O está de acordo com resultados previamente relatados (Baggs et al., 2000), e é atribuída a liberação mais rápida de

N do feijão, mais rico em N, resultante da disponibilidade de N por nitrificação e denitrificação. Trinsoutrot et al (2000), após 168 dias, encontraram que somente os resíduos com uma relação C:N menor que 24 induziram a um acréscimo de N mineral quando comparado ao solo controle, demonstrando que a concentração de N ou as relações C:N dos resíduos são suficientes para prever o efeito líquido de resíduos de cultivos na dinâmica de N mineral do solo. A imobilização de N foi relatada em vários casos (Baggs et al., 2000; Khalil et al., 2002). Por outro lado, a incorporação de adubo verde, (trevo branco, por exemplo), reduziram as emissões de N₂O de um solo nu até mesmo com relações C:N tão baixas quanto 9, e a incorporação de resíduos de adubos verdes com relações de C:N de 38, (aveia, por exemplo), não reduziram as emissões. Também, as emissões de N₂O foram baixas após a incorporação de coberturas vegetais (ervilha de inverno, forragem de nabo com mostarda, cevada de inverno, centeio), exceto o trigo (Baggs et al., 2000).

A suberina e os metabólitos secundários em tecidos, assim como a lignina, reduzem a velocidade de decomposição de resíduos vegetais e a mineralização de N orgânico. A concentração de polímeros diferentes em tecidos vegetais é o fator mais importante influenciando a decomposição de resíduos quando o processo não for controlado por disponibilidade de N (Trinsoutrot et al., 2000). Com a redução da disponibilidade de N, as emissões de N₂O também serão reduzidas. Baggs et al. (2001) mostraram, em um experimento em ambiente controlado, que a produção de N₂O foi influenciada pelo conteúdo de polifenol da matéria orgânica e pela sua capacidade de manter a estabilidade das proteínas. As emissões após a incorporação de folhas de alta qualidade de *Gliricidia sepium* foram significativamente mais altas do que as emissões após a incorporação de folhas de *Calliandra calothyrsus* ou de *Peltophorum dasyrrachis*, devido à liberação rápida de N das folhas de *G. sepium*. *C. calothyrsus* e *G. sepium* tiveram relação C:N semelhantes, mas o conteúdo de polifenol de *C. calothyrsus* foi três vezes mais alto que aquele de *G. sepium* e a capacidade de manter a estrutura da proteína foi maior por mais que uma ordem de magnitude. Em experimento posterior, Millar & Baggs (2004) propuseram que a composição química dos resíduos, ou a qualidade, precisa ser considerada propondo estratégias de mitigação de reduzir emissões N₂O de sistemas que confiam na incorporação da biomassa vegetal, e que esta consideração deve estender-se além da relação C:N do resíduo, incluindo também o conteúdo de polifenol e a sua capacidade de manter proteína.

Além desses, outros fatores podem influenciar as emissões de N₂O. A forma de incorporação dos resíduos, o tamanho das partículas dos resíduos aplicados e a época de aplicação dos resíduos no solo já foram citados exercendo influência sobre as emissões (Novoa & Tejeda, 2006).

2.8 Índices do IPCC

Resultados de trabalhos realizados em diversas partes do mundo, alguns citados anteriormente, contribuíram para a elaboração da metodologia proposta pelo IPCC para a realização de inventário de gases. Os países de terceiro mundo que assinaram o Protocolo de Kyoto são obrigados a preparar um inventário dos gases do efeito estufa, embora no momento eles não sejam cobrados para reduzir tais emissões. Países que não têm nenhuma informação sobre emissões de gases do efeito estufa normalmente consideram as diretrizes de inventário de gás do IPCC (2006).

Nessas diretrizes, as emissões de N₂O que resultam de entradas de N antropogênicas ou da mineralização do N ocorrem por vias diretas (isto é, diretamente dos solos no qual o N é acrescentado/lançado), e por vias indiretas. Os fertilizantes nitrogenados, resíduos orgânicos e a liberação de N por mineralização da matéria orgânica do solo como resultado da mudança do uso ou manejo dos solos foram consideradas as três fontes diretas de N₂O dos solos em áreas agrícolas. As vias indiretas são: (i) depois da volatilização de NH₃ e NO_x de solos

manejados e da combustão de combustíveis fósseis e queima de biomassa, e a subsequente redeposição desses gases e os seus produtos: NH_4^+ e NO_3^- aos solos e águas; e (ii) lixiviação e escoamento superficial de N, principalmente como NO_3^- , de solos manejados.

A quantidade anual de fertilizante nitrogenado sintético aplicado aos solos, ou F_{SN} , na terminologia do IPCC, é calculada a partir do total de fertilizante sintético consumido anualmente pela agricultura. Os dados anuais de consumo de fertilizante podem ser coletados nas estatísticas oficiais de cada país, freqüentemente registrados como vendas e/ou como produção doméstica e importações de fertilizante (IPCC, 2006). O fator de emissão direta para fertilizantes nitrogenados é de 0,01, com margem de 0,003 a 0,03.

O conteúdo de N de resíduos de cultivos que retornam aos solos (kg ano^{-1} de N) ou F_{CR} , na terminologia do IPCC, é calculado baseando-se na biomassa das culturas e seu conteúdo de N. A biomassa do resíduo é calculada a partir de dados de produtividade das culturas e relações resíduo/produtividade. Dois diferentes conteúdos de N são propostos pelo IPCC. $\text{Frac}_{\text{NCR0}}$ é a fração de N de culturas não-fixadoras de N, (kg de N kg^{-1} de matéria seca) e $\text{Frac}_{\text{NCRBF}}$ é a fração de N por culturas fixadoras de N, (kg de N kg^{-1} de matéria seca). Os valores propostos de conteúdo de N, para cada uma destas frações, é 0,015, e 0,03, respectivamente. Como as emissões provenientes da fixação biológica foram retiradas das estimativas globais, não há mais a necessidade de um fator de emissão para essas culturas.

Alguns estudos realizados em clima tropical, sobre Latossolos (Jantalia et al., 2008, Metay et al., 2007) não encontraram fluxos condizentes com os valores utilizados pelo IPCC. Foi alegado que fatores associados ao clima (baixa umidade) e aos solos (drenagem) contribuíram para esses resultados, tornando os fatores de emissão do IPCC inapropriados para o clima tropical. Esses resultados foram obtidos sobre Latossolos, mas seria relevante se existissem dados dessa situação em outros solos, principalmente Argissolos, segundo em importância no país.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

Os objetivos traçados para este estudo foram contemplados com três experimentos conduzidos no Campo Experimental da Embrapa Agrobiologia, situado em Seropédica-RJ (22°46'S e 43°41'O), no período de dezembro de 2007 a outubro de 2008. O clima da região é tropical, com verões úmidos e invernos secos, tendo 33 m de altitude. A temperatura média anual é cerca de 24 °C e precipitação média de 1.500 mm, sendo os meses de julho e agosto os mais secos. O solo pertence à classe Argissolo Vermelho-Amarelo (Sistema Brasileiro de Classificação de Solos), série Itaguaí.

A área dos experimentos estava situada na parte mais alta da paisagem e permaneceu em pousio durante os últimos 5 anos, sendo feito apenas manejo de controle da vegetação espontânea com capinas e roçadas. As propriedades químicas do solo do local de estudo são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Propriedades químicas do Argissolo Vermelho-Amarelo, no Campo Experimental da Embrapa Agrobiologia, Seropédica-RJ.

Profundidade (cm)	pH em água	Al	Ca+Mg	Ca	Mg	P	K
		mmol _c /dm ³			mg/dm ³		
0-20	6,0	0,0	3,4	2,6	0,8	7,8	169,5
20-40	5,7	0,1	2,9	2,2	0,7	2,3	62,5

pH(H₂O), Al, Ca e Mg, K e P (EMBRAPA-SNLCS, 1979).

3.2 Experimento 1. Emissões de N₂O sob Diferentes Doses de N Fertilizante.

Este experimento objetivou avaliar as emissões de N₂O provenientes de N fertilizante aplicado ao solo. Foi implantado no dia 6 de dezembro de 2007, sob um delineamento experimental em blocos casualizados com 1 fator - dose de fertilizante nitrogenado. As parcelas do experimento tinham 2 x 2 m, sendo demarcadas após preparo de solo convencional (aração com disco à profundidade de 18 cm, seguida por uma gradagem niveladora leve à profundidade de 10 cm). A cultura utilizada foi o milho híbrido cv Bandeirante. Foram estabelecidos 4 tratamentos, correspondendo a três doses de uréia, equivalentes a 50, 100 e 150 kg ha⁻¹ de N, aplicadas em cobertura, além de uma testemunha sem N. O espaçamento de plantas foi de 90 cm entres linhas e 13 cm entre plantas, resultando em três linhas em cada parcela, com 14 plantas por linha. O experimento foi conduzido com cinco repetições, totalizando 20 parcelas. No plantio da cultura do milho, devido à concentração alta de K e P, foi feita somente a aplicação de 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅, na forma de superfosfato simples.

Parcelas com solo desprovido de vegetação (solo nu) foram estabelecidas com o intuito de avaliar o efeito da ausência de vegetação nas emissões de N₂O. No entanto, embora tivessem sido incluídas no monitoramento, não foram consideradas como tratamento do experimento.

Em cada parcela, foi colocada uma câmara estática fechada para avaliar as emissões de N₂O. A largura da câmara cobria 2/3 da distância entre as linhas de plantas de milho, sendo

posicionada de forma a margear uma das linhas. A fertilização foi feita em bandas, próximas a linha de plantas de milho, e por isso a área adubada foi amostrada pela câmara.

A primeira cobertura com uréia foi aplicada no dia 2 de janeiro, aos 27 dias após o plantio, quando as plantas de milho estavam com cerca de 20 cm de altura. A dose de 50 kg N ha⁻¹ foi aplicada em sua totalidade nessa data. As doses de 100 e 150 kg N ha⁻¹ foram parceladas em duas coberturas, sendo a primeira metade (50 e 75 kg N ha⁻¹, respectivamente) aplicada nessa data. A segunda cobertura, somente para as doses de 100 e 150 kg N ha⁻¹, foi realizada no dia 9 de fevereiro de 2008, aos 65 dias após o plantio.

Aos 33 após o plantio foi feita a primeira capina, com as plantas com cerca de 60 cm de altura, visando o controle das ervas daninhas. Uma segunda capina foi realizada no mês de março, controlando principalmente colônias, que apareceu em grande quantidade na área experimental. Nenhum controle químico ou biológico foi feito durante o estudo. Com cerca de um mês, as plantas chegaram a apresentar sintomas de ataque de lagarta do cartucho, mas o problema foi sanado pelas chuvas que ocorreram nas semanas subsequentes.

O experimento foi colhido no dia 23 de abril, aos 135 dias após o plantio, sendo demarcado um metro linear da linha central de cada parcela para avaliação da produtividade. Foram colhidas todas as espigas dentro desse intervalo, sendo posteriormente debulhadas e os grãos sendo pesados e, a partir dessas, feita a estimativa da produtividade. O restante de cada parcela foi colhido e as plantas que permaneceram no campo foram cortadas, sendo posteriormente pesadas, subamostradas, e o restante devolvido às parcelas.

3.3 Experimento 2. Emissões de N₂O da Fixação Biológica de N₂

Este experimento foi feito para avaliar a ocorrência de emissões de N₂O devidas a fixação biológica de N₂.

O experimento foi implantado em 6 de dezembro de 2007, simultaneamente com o de milho e conduzido no delineamento experimental de blocos casualizados com 1 fator - capacidade de fixação biológica de N₂ - contendo dois tratamentos, os quais corresponderam à cultura de soja cultivar BRS 133, como cultura fixadora de N₂, e à cultura do milho, cultivar Bandeirante, não fertilizada com N, como não fixadora de N₂. O estudo foi feito em parcelas de 2 x 2 m, estabelecidas após preparo do solo convencional, da mesma forma descrita no experimento anterior. O espaçamento da cultura da soja foi de 45 cm entre linhas, resultando em 4 linhas por parcela, com 24 plantas por linha. Na cultura do milho, o espaçamento foi de 90 cm, totalizando três linhas por parcela. Ao todo foram utilizadas cinco repetições, totalizando 10 parcelas. Da mesma forma que o experimento anterior, foram aplicados 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na forma de superfosfato simples no plantio.

A soja foi inoculada com *Rhizobium* na noite anterior ao plantio, para aproveitar o máximo de viabilidade do inóculo, e as sementes foram mantidas em ambiente arejado até o plantio. Após a emergência das plantas, estas foram cobertas com sombrite para evitar o ataque de pombos, que poderiam comer as plântulas. A área ficou coberta até o dia 17 de dezembro, quando as plantas já possuíam quatro folhas definitivas. Após a retirada dos sombrites, câmaras estáticas fechadas, para medir os fluxos de N₂O, foram colocadas nas entrelinhas de soja, cuja largura cobria o espaço de uma entrelinha até a outra. No caso das parcelas de milho, o posicionamento das câmaras foi o mesmo mencionado no experimento 1.

As capinas foram realizadas nos meses de janeiro e março, com o intuito de controlar as plantas invasoras. Nenhum controle químico ou biológico foi feito durante o ciclo inteiro das culturas.

No dia 15 de fevereiro, aos 71 dias após o plantio, foram colocadas três telas de sombrite de 100 x 50 cm, uma em cada parcela, cobrindo o espaço entre as linhas, para coleta de folhas senescentes, que começaram a cair neste período. O objetivo era avaliar a quantidade de resíduos depositados na superfície do solo durante o ciclo da cultura. As

amostras de material senescente foram coletadas periodicamente até vésperas da colheita, quando as telas foram retiradas.

Um ataque severo de percevejos impediu o bom desenvolvimento dos grãos e a maturação da cultura da soja, o que levou a perdas de produtividade.

Antes da colheita, realizada aos 135 dias após o plantio, foi demarcado um metro quadrado dentro de cada parcela para avaliar a produtividade, sendo colhidas todas as vagens dentro desse intervalo. Após a amostragem, todas as plantas foram arrancadas e postas para secar em barracão coberto, sendo posteriormente colhidas as vagens. Os resíduos foram pesados, amostrados e devolvidos para as parcelas de origem.

3.4 Experimento 3. Emissões de N₂O de Resíduos Vegetais.

Após a colheita dos experimentos 1 e 2, que avaliaram o efeito das diferentes doses de N fertilizante e da fixação biológica de N₂, a massa vegetal produzida em cada parcela foi pesada e os resíduos foram devolvidos às respectivas parcelas, como já mencionado. O retorno dos resíduos às parcelas objetivava um terceiro experimento para avaliar como os resíduos contribuiriam para as emissões de N₂O do solo. Como as plantas de milho receberam doses diferentes de fertilizante nitrogenado, esperava-se que a relação CN dos resíduos fosse diferente entre tratamentos. No entanto, isso não ocorreu. Assim, definiu-se que este experimento seria feito apenas com os resíduos de soja e com os resíduos de milho não fertilizado com N, ou seja, com as parcelas do experimento 2. Assim, seria eliminado, também, o risco de que um residual do fertilizante no solo sob milho interferisse nas emissões de N₂O de resíduos.

Dessa forma, um terceiro experimento foi implantado no dia 5 de maio de 2008, utilizando as parcelas do experimento 2, mais as parcelas do tratamento sem planta como controle, visando a avaliação das emissões dos resíduos dessas culturas. O delineamento experimental foi o de blocos casualizados com 1 fator. Os tratamentos consistiram de resíduos vegetais de milho e soja, além de um tratamento desprovido de qualquer vegetação, totalizando três tratamentos, com 5 repetições.

A parte aérea do milho devolvida à parcela, de peso conhecido, passou por uma picadora de forragem visando uma melhor distribuição do resíduo sobre o solo, o que simularia o efeito da colheitadeira de milho. Nas áreas com soja, a planta inteira foi colhida, pesada e então devolvida para as parcelas, não sendo possível a trituração devido à total ausência de folhas das plantas e à pequena massa de caule por parcela.

Não foi realizada a retirada de ervas daninhas na montagem do experimento, para evitar que a perturbação do solo interferisse nos fluxos de N₂O. O único trato cultural utilizado nesse experimento foi a roçada, realizada mensalmente, para evitar o crescimento excessivo das plantas invasoras.

O experimento foi conduzido até o início de outubro, quando os fluxos de N₂O se tornaram muito baixos, mesmo em períodos de chuvas.

3.5 Amostragem e Análise de Gases

Após a implantação dos experimentos, foram colocadas câmaras estáticas para as coletas de amostras de gases do solo.

As câmaras estáticas fechadas, compostas de uma base de metal retangular (38 x 58 cm), foram inseridas no solo até a profundidade de 5 cm. A parte exposta possuía uma canaleta, na qual se inseria uma tampa retangular, na forma de uma bandeja com largura e comprimento iguais aos da base, e com altura de 10,5 cm. Esta parte superior somente era acoplada na base metálica nos eventos de amostragem. A vedação da tampa acoplada na base foi feita através de borracha isolante, sendo a tampa pressionada contra a borracha com o

auxílio de presilhas e elástico de borracha. Sobre cada tampa retangular era fixada uma válvula, com abertura para acessar o conteúdo da câmara fechada, permitindo a retirada dos gases no momento da amostragem.

As amostragens de gases foram feitas utilizando-se bomba de vácuo manual. As amostras eram colocadas em frascos de vidro lacrados com rolhas de borracha butírica. Com a bomba de vácuo, garantia-se 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. As amostragens eram feitas sempre no horário da manhã (entre 8 e 9 horas), tal como recomendado por Jantalia et al. (2008) e Flores et al. (2008), sendo que seis eram feitas do ar ambiente, fora das câmaras fechadas, para servir de referência, ou concentração inicial de N₂O do ar antes do fechamento das câmaras. Com o tempo de 30 minutos após o fechamento das câmaras, fazia-se a amostragem de ar de cada uma, reabrindo as câmaras em seguida.

As amostragens de gases foram realizadas a cada dois dias durante o primeiro mês do experimento, sendo feitas por três dias consecutivos após eventos de chuva. Durante o intervalo entre a segunda quinzena do mês de Janeiro e a primeira do mês de Fevereiro, devido à precipitação relativamente bem distribuída que ocorreu e, por conseguinte, ao favorecimento das emissões de N₂O, as amostragens foram feitas todos os dias. Nos meses de Março e Abril, as amostragens foram feitas dentro da frequência prevista de três vezes na semana, com a atenção para os três dias após os eventos de chuva. Em Maio, já implantado o experimento com os resíduos culturais, as amostragens foram mais espaçadas, sendo realizadas duas vezes na semana, procedimento seguido até o mês de Agosto. Após este período, já não existiam variações significativas nos fluxos de N₂O entre os tratamentos, demonstrando pouco efeito proveniente dos resíduos aplicados. O experimento foi encerrado em Outubro.

Em cada amostragem de gás, era realizada a medição da temperatura do ar no início das coletas, a medição da temperatura da câmara no seu fechamento e na abertura, 30 minutos depois. Também foram medidas as temperaturas do solo em três parcelas: uma cultivada com milho, outra cultivada com soja e uma terceira mantida sem vegetação. Durante a fase de maturação e senescência das culturas, quando o milho e soja produziam sombras sobre as câmaras, a medição de temperatura no momento do fechamento e abertura da câmara foi realizada em cada condição diferente, sendo medida em dois momentos diferentes no milho e na soja, além de uma medição nas parcelas desprovidas de vegetação.

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. Antes de cada conjunto de análises, eram injetados padrões para o cálculo das concentrações de N₂O de cada amostra. Os padrões utilizados foram 482 ppbv, 800 ppbv e 1180 ppbv N₂O.

Os fluxos de N₂O (FN₂O) consistem na diferença entre as concentrações de cada amostra dos tratamentos e a concentração das amostras do ar ambiente, sendo calculados pela equação $FN_{2O} = dC/dt (V/A) M/V_m$, 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 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

Após o cálculo dos fluxos, foram estimadas as emissões para o intervalo de tempo estudado. Inicialmente, este cálculo foi feito multiplicando-se os fluxos obtidos em $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ por 24, para obter o fluxo total diário. Para o cálculo dos fluxos nos intervalos de dias em que não foram feitas medições, multiplicou-se o número de dias do intervalo pela média das emissões dos dias onde houve amostragem, que definiam o intervalo. A emissão total no período foi a soma das emissões estimadas para cada dia.

3.6 Amostragem e Análises de Solo

Além de amostras de gases, durante a realização do estudo também foram realizadas amostragens de solo, com o intuito de determinar a umidade e a concentração de formas minerais de N no solo (NO_3^- e NH_4^+). O processo de amostragem consistiu na retirada de três amostras simples, na profundidade de 0-10 cm, com o auxílio de uma espátula, de uma parcela de cada tratamento, resultando em uma amostra composta por tratamento, totalizando seis amostras feitas por coleta. As amostras de solo foram coletadas a cada duas amostragens de gases e foram realizadas no período na manhã (10h), acompanhando as amostragens de gases. Elas foram posteriormente colocadas em embalagens plásticas e transportadas para o laboratório para análises.

No fim de abril e em outubro, foram coletadas amostras de solo para a determinação da densidade do solo em todas as parcelas do experimento. Estas foram feitas ao lado de cada câmara, em abril, e dentro de cada câmara, em outubro, com o auxílio de um anel de Kopeck.

Para determinação da umidade, foram pesados, usando papel alumínio, 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 para determinação da umidade gravimétrica. A umidade volumétrica foi calculada multiplicando-se a umidade gravimétrica pela densidade do solo.

Com os dados de umidade volumétrica, calculou-se o espaço de poros saturado com água (EPSA %) pela fórmula:

$$\%EPSA = \left(\frac{q}{n} \right) \times 100$$

Sendo q a umidade volumétrica, e n a porosidade do solo.

A porosidade é calculada pela fórmula:

$$n = \left[1 - \left(\frac{r}{2,65} \right) \right] \times 100$$

Sendo r a densidade do solo, e 2,65 a densidade das partículas considerada (g cm^{-3}).

Para determinação das formas minerais de N no solo, foram pesados 20 g de solo de cada amostra em erlenmeyer. Cada um recebeu 60 ml de solução extratora de KCl 2M, sendo posteriormente colocados em agitadores elétricos e mantidos em movimento pelo período de uma hora. As amostras foram filtradas e a solução obtida foi preparada para ser analisada pelo Sistema FIA, utilizando-se o método baseado no reagente de Griss-Ilosvay com redução por cádmio para nitrato, e no reagente de Berthelot, utilizando salicilato de sódio, para amônia (Alves et al., 1994).

O equipamento para o sistema de fluxo contínuo no Sistema FIA consistiu de um espectrofotômetro digital equipado com célula para fluxo contínuo, uma bomba peristáltica com 6 canais com tubos de Tygon® com vazões especificadas para cada reagente, um comutador-injetor de amostras, equipado com bobinas de reação, tubos capilares para as conexões e um registrador.

Além do FIA, algumas amostras de NO_3^- foram analisadas usando espectrofotometria em UV, utilizando um espectrofotômetro Shimadzu UV-1203. As amostras preparadas foram analisadas em quatro diferentes faixas de UV: 218, 228, 254 e 280 nm. A diferença entre os valores encontrados em 218 nm e 228 nm é proporcional à concentração de NO_3^- . As faixas de 254 e 280 nm foram utilizadas para corrigir o desvio provocado pela presença de matéria orgânica presente nas amostras (Fernandes, 2008).

3.7 Amostragens e Análise de Tecido Vegetal

No dia 29 de fevereiro, aos 85 dias após o plantio, foram feitas coletas de plantas inteiras de milho e soja para determinação de massa seca e teor de N. Em cada parcela dos tratamentos com a cultura de milho, foi delimitado um espaço de 0,5 m linear em uma das linhas de plantio, de modo que fosse a mais distante da localização das câmaras de coleta de N₂O, para evitar áreas pisoteadas. Nesse intervalo foi coletada a parte aérea de todas as plantas, posteriormente separando as espigas do resto da planta, sendo então imediatamente pesadas. Foi retirada uma amostra da parte aérea proveniente de cada parcela do experimento, sendo levadas para estufa a 65 °C e posteriormente pesadas e pré-moídas em moinho tipo Willey (peneiras de 2 mm), em seguida levadas para moinho de rolagem até a pulverização (Smith & Myung, 1990). Após serem moídas, as amostras foram levadas a laboratório para determinação do teor de N pelo método Kjeldahl (Alves et al. 1994).

Nas parcelas de soja foram coletadas amostras de plantas invasoras não-fixadoras para servirem de referência na quantificação da FBN, sendo coletados alguns exemplares que cresceram dentro das parcelas. Essas amostras foram pesadas e levadas para estufa a 65 °C, e posteriormente pesadas. Após esta etapa as amostras de plantas foram pré-moídas em moinho tipo Wiley (peneiras de 2 mm), em seguida levadas para moinho de rolagem para diminuição da granulometria das amostras. Após este processamento as mesmas foram analisadas para a determinação da abundância natural de ¹⁵N utilizando um espectrômetro de relação de massa isotópica de fluxo contínuo (espectrômetro de massa Finnigan Delta Plus acoplado a um auto-analisador de C e N total Carlo Erba EA 1108 – Finnigan MAT, Bremen, Alemanha).

Para o cálculo da contribuição percentual da FBN foi aplicada a fórmula (Shearer e Kohl, 1986):

$$\% \text{ FBN} = [(\delta^{15}\text{N PTNF} - \delta^{15}\text{N PTF}) / (\delta^{15}\text{N PTNF} - B)] \times 100$$

Onde:

$\delta^{15}\text{N PTNF}$ – Valor de $\delta^{15}\text{N}$ do solo obtido através de plantas testemunhas não fixadoras, utilizadas como referência.

$\delta^{15}\text{N PTF}$ - Valor de $\delta^{15}\text{N}$ da planta teste fixadora de N₂.

B – Valor da discriminação isotópica de ¹⁵N feita pelas plantas durante o processo de FBN.

Ao final dos dois primeiros experimentos, aos 135 dias após o plantio, quando as plantas já estavam em estágio avançado de senescência, foi realizada uma segunda amostragem para avaliação da produtividade. O material residual foi pesado, amostrado para análise de N e devolvido para as parcelas, obtendo, assim, a quantidade de resíduos existentes na planta em pé. O total de resíduos de soja considerados no estudo foi obtido somando-se a esse valor, as folhas senescentes colhidas e raízes (estimativa 20% da parte aérea).

3.8 Análises Estatísticas

Os gráficos que demonstram a variação dos fluxos de N₂O pelo tempo foram feitos utilizando a média de cada amostragem e respectivo erro padrão.

Nos dados de emissões acumuladas de N₂O, foram realizadas a análise de variância (ANOVA) com a aplicação do teste F e, para as variáveis cujo teste F foi significativo, compararam-se as médias de tratamentos pelo teste de Scott-Knot, (p=0,05). Em algumas variáveis, foi encontrada ausência de normalidade dos erros, sendo os dados de emissão de N₂O transformados pela função $f(x)=\ln(x)$.

As relações entre os fluxos de N₂O e dados das variáveis de solo e os fatores de emissão provenientes de fertilização foram testadas pelo uso de correlação de Pearson.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Descrição Geral dos Fluxos de N₂O e Eventos Climáticos ao Longo do Estudo

A variação temporal de N₂O durante os cultivos de milho e da soja (experimentos 1 e 2) foi caracterizada por baixos fluxos ($< 20 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) na maioria dos dados amostrados, interrompidos por alguns períodos de fluxos mais altos, algumas vezes superiores a $500 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Durante o experimento com resíduos, a frequência de baixos fluxos foi maior, com fluxos médios inferiores aos experimentos anteriores, algumas vezes próximos a $0 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, ou mesmo um pouco negativos, e não houve a presença de fluxos de N₂O acentuados, com picos máximos alcançando $32 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

A produção de N₂O do solo ocorre devido aos processos bioquímicos de nitrificação e desnitrificação (Davidson et al., 2000). Esses processos são dinâmicos, sendo que vários fatores exercem influência sobre eles. A magnitude das emissões é dependente principalmente da disponibilidade de N no solo, mas outros fatores como a temperatura, umidade do solo, aeração, tipo de solo e cultivo podem alterar essa dinâmica (Baggs et al., 2000).

Dentre estes fatores, o aumento da umidade foi o mais significativo. Geralmente, os altos fluxos ocorrem após períodos de precipitação (Dick et al., 2001; Novoa & Tejeda, 2006). Neste estudo, o regime de chuvas foi razoavelmente bem distribuído durante o ciclo das culturas, mas no período de junho até agosto houve poucos dias de chuva (Figura 2). As maiores lâminas ocorreram nos meses de janeiro e fevereiro, com eventos superiores a 40 mm diários. No período de 19 de janeiro a 12 de fevereiro, ocorreram chuvas significativas com eventos acontecendo quase diariamente, fator que manteve a quantidade de água no solo em níveis elevados. Essas maiores lâminas provocaram a elevação das emissões de N₂O, sendo responsáveis pelos maiores picos obtidos em todo o estudo, além de promover o aumento da umidade do solo.

O Espaço Poroso Saturado com Água (EPSA) variou de 11 a 60% durante o estudo (Figura 2). No intervalo de 19 de janeiro a 11 de fevereiro, o EPSA permaneceu acima de 50%, devido à ocorrência de precipitações diárias, com apenas o dia 31 de janeiro não apresentando precipitação. Nos períodos de 16 a 20 de março e na primeira semana de abril também ocorreu precipitação intensa, elevando o valor do EPSA.

Por outro lado, a temperatura do ar foi o fator que menos influenciou as emissões de N₂O (Figura 2). Houve pouca oscilação, ficando em torno de 25 °C. Durante os períodos chuvosos, a temperatura foi mais baixa, com média de 22 °C, respondendo ao tempo com nuvens densas. Em julho, ocorreram grandes oscilações da temperatura do ar no momento da amostragem, variando entre 18 e 31 °C. A temperatura exerce influência na magnitude dos fluxos de N₂O, mas só se torna limitante quando esta é muito baixa, interferindo diretamente nos processos bioquímicos, limitando a atividade da microbiota no solo (Davidson et al., 2006). Como não ocorreram temperaturas baixas durante o estudo, a influência desta sobre as emissões pode ser considerada de menor importância.

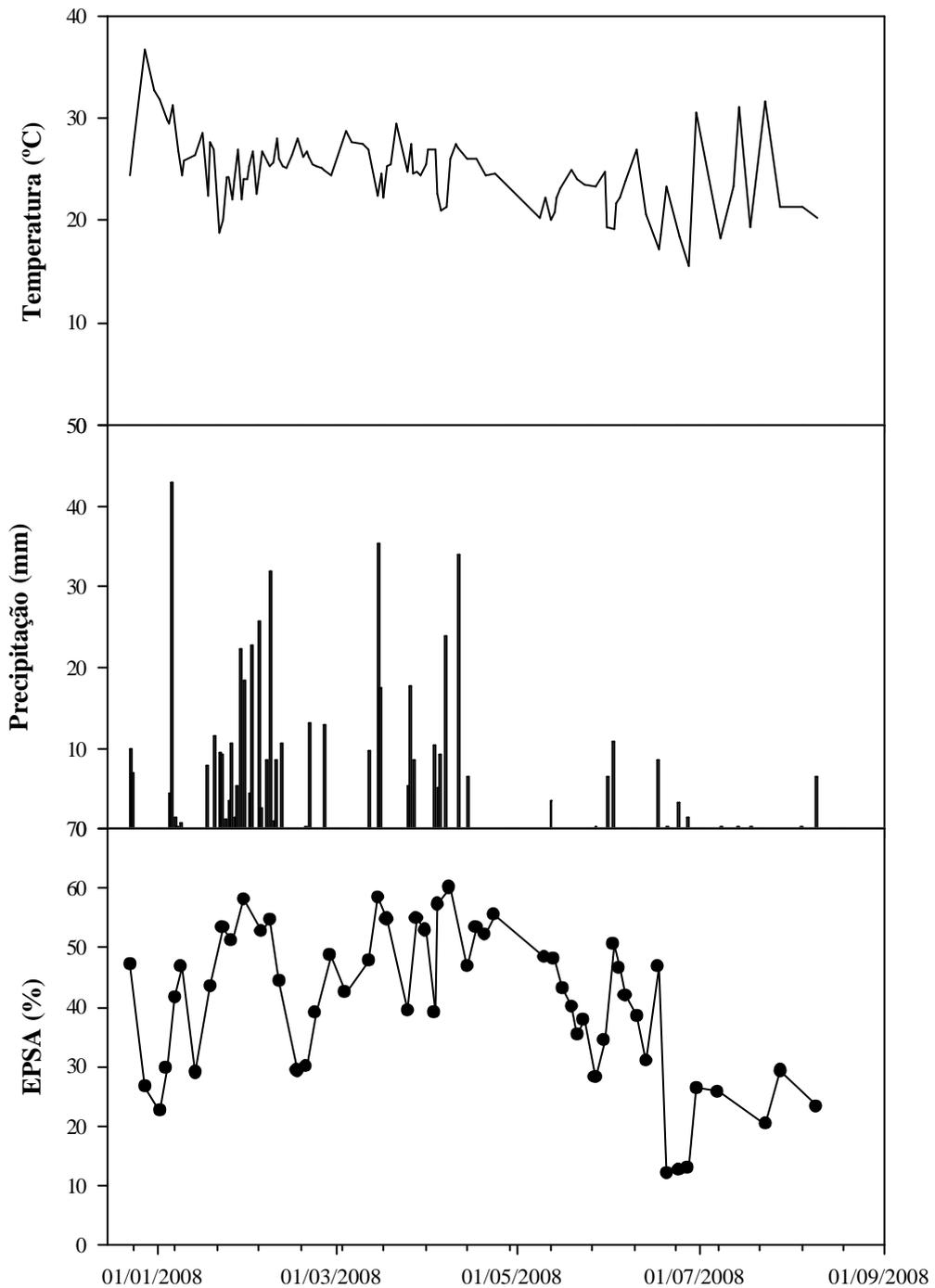


Figura 2: Temperatura do ar, precipitação diária e EPSA (%) acumulada durante o período do estudo.

A temperatura também é importante por provocar grandes variações diurnas nas emissões, aumentando a atividade dos processos bioquímicos de nitrificação e desnitrificação (Skiba & Smith, 2000). Para minimizar esse efeito, um estudo prévio com o objetivo de determinar o horário em que as emissões de N_2O fossem mais próximas da média diária, mostrou que o horário entre 7 e 10 da manhã seria o ideal para realizar as amostragens (Flores et al., 2008).

4.2 Experimento 1: Emissão de N₂O sob Diferentes Doses de N Fertilizante

4.2.1 Produtividade, produção de massa seca e acumulação de N da cultura do milho

A cultura do milho apresentou produção de massa seca de 10,05 Mg ha⁻¹ (Tabela 3) no estádio R1 (29/02/08). Os tratamentos com diferentes doses de uréia não apresentaram diferenças significativas entre si, indicando que a aplicação de N não influenciou o desenvolvimento da cultura do milho.

A produtividade média dos tratamentos na cultura do milho foi de 9,96 Mg ha⁻¹, muito acima da média nacional de 3,4 Mg ha⁻¹ (CONAB, 2007). Essa alta produtividade foi alcançada pelo maior adensamento entre plantas, além de boa fertilidade do solo e condições climáticas favoráveis. Os tratamentos não apresentaram diferenças significativas entre si (Tabela 3), demonstrando baixa resposta à aplicação de N, provavelmente devido à presença de níveis adequados do nutriente disponível no solo.

A produção média da massa vegetal de milho no período da colheita (23/04/08) foi de 17,6 Mg ha⁻¹. Houve diferença estatística entre os tratamentos, sendo que o tratamento de 100 kg N ha⁻¹ resultou em maior produtividade média, com 19,8 Mg ha⁻¹, enquanto os outros tiveram 17,0 Mg ha⁻¹, não havendo diferença entre eles (Tabela 3). A análise de N nos resíduos de colheita do milho também não mostrou diferenças entre tratamentos, sendo a quantidade de N que retornou para o solo, próxima de 115 kg N ha⁻¹. A adição de doses crescentes de fertilizante nitrogenado não modificou a qualidade do resíduo, em termos de relação C:N (Tabela 3).

Tabela 3: Produção de massa seca e produtividade das plantas de milho em cultivo convencional, fertilizado com diferentes doses de uréia.

Tratamentos	Massa Seca (Mg ha ⁻¹)		Produtividade (Mg ha ⁻¹) [†]	N-resíduos (kg ha ⁻¹) ^{††}	Relação C:N resíduos
	85 DAP*	135 DAP**			
Milho controle	10,8 a	16,8 b	10,2 a	108 a	62
Milho 50 kg	10,1 a	17,3 b	10,7 a	120 a	57
Milho 100 kg	9,85 a	19,8 a	9,42 a	119 a	66
Milho 150 kg	10,0 a	16,6 b	9,49 a	112 a	59

*CV = 33,2 %; **CV = 9,5 %; [†]CV = 21,2 %; ^{††}CV = 13 %. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si estatisticamente pelo teste de Scott-Knot a 5% de probabilidade.

4.2.2 Fluxos de N₂O

Houve diferença nas emissões de N₂O no decorrer do experimento. Apesar de ter ocorrido aumento nas emissões após a aplicação de N, outros fatores, como a umidade do solo, também influenciaram as emissões.

Nas primeiras duas semanas de condução dos experimentos, quando todas as plantas estavam nos estágios de emergência das primeiras folhas, encontraram-se fluxos de N₂O com valores médios em torno de 45 µg N m⁻² h⁻¹ (Figura 3), com todos os tratamentos apresentando comportamento semelhante. Isso se deve ao tamanho reduzido das plantas que, na fase inicial de desenvolvimento da cultura, oferece pouca cobertura vegetal para o solo, concentrando-se nas linhas de plantio, tornando as condições de porosidade e umidade do solo muito semelhantes, influenciando os fluxos de N₂O de forma semelhante.

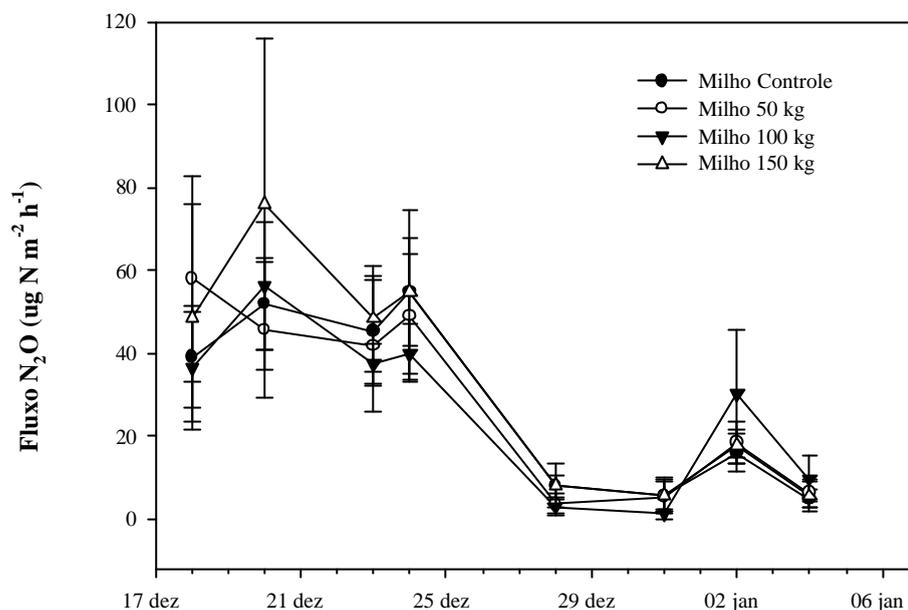


Figura 3: Fluxo médio diário de N₂O de todos os tratamentos de milho durante o período de 18 de dezembro de 2007 a 5 de janeiro de 2008. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média.

No período que antecipou a primeira cobertura e no que iniciou 30 dias após a aplicação de N fertilizante, quando não foi observado efeito do N no solo, o fator mais relevante nas variações dos fluxos de N₂O foi a umidade do solo, decorrente das chuvas que aconteceram no período, elevando os fluxos de N₂O (Figura 4) em dias com alta umidade no solo. O aumento dos fluxos de N₂O ocorreu imediatamente após cada precipitação, e os maiores fluxos aconteceram exatamente quando as maiores lâminas foram registradas.

A precipitação influencia os fluxos de N₂O por alterar o conteúdo de água no solo. Vários trabalhos reportam aumento das emissões de N₂O após períodos de alta precipitação (Parkin & Karpar, 2006; Weitz et al., 2001; Ruser et al., 2006; Dick et al., 2001), tendo como consequência direta o aumento da umidade do solo, sendo atribuído ao aumento da atividade desnitrificante induzida pela redução da difusão de O₂ no solo (Clayton et al., 1994; Dobbie & Smith, 2001).

Ruser et al. (2006) obtiveram rápidas e altas respostas nos fluxos de N₂O após o reumedecimento do solo, alcançando em determinados momentos fluxos maiores do que os obtidos em resposta à aplicação de fertilizante nitrogenado, a uma taxa constante de umidade. Este efeito é conhecido como “Pulsing Effect” e ocorre quando o solo, após um período em que a umidade do solo torna-se baixa, é novamente reumedecido (Dick et al., 2001). Quando isso ocorre, há um estouro na respiração do solo, estimulando a atividade microbiana que estava inativa com a baixa umidade. Isso promove a aceleração dos processos bioquímicos no solo (Dick et al., 2001), aumentando a concentração da biomassa microbiana e reduzindo o carbono orgânico dissolvido (Lundquist et al., 1999). Esse processo aumenta a concentração de C disponível, favorecendo as bactérias desnitrificantes que utilizam o nitrogênio como receptoras de elétrons para oxidação do carbono e geração de energia (Firestone & Davidson, 1989).

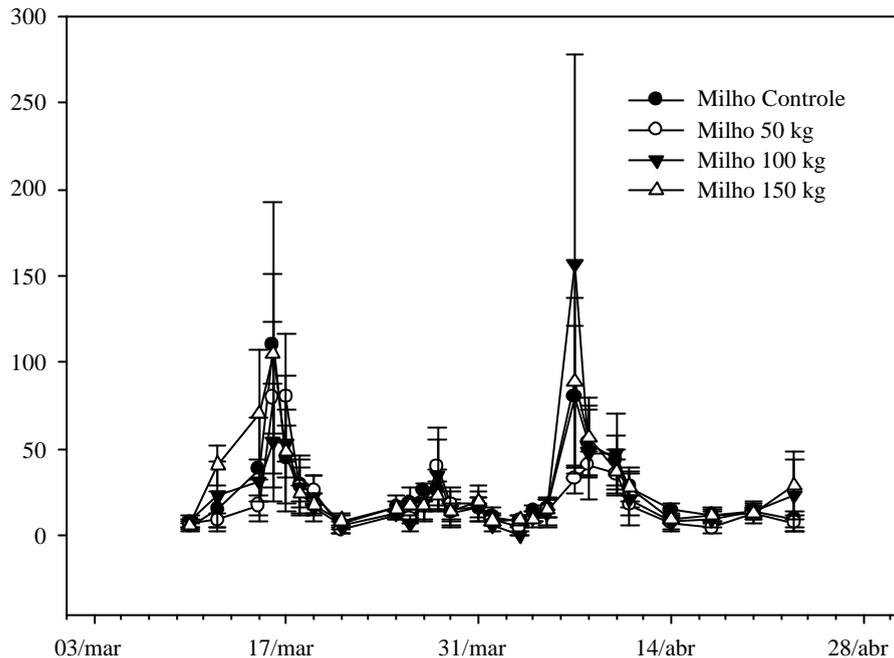


Figura 4: Fluxo médio diário de N₂O de todos os tratamentos de milho durante o período de 10 de março a 23 de abril de 2008. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média.

Além disso, alguns outros processos podem ter contribuído para aumentar a disponibilidade de C depois do reumedecimento: 1) redução da decomposição microbiana nos períodos secos, 2) *turnover* reforçado da biomassa microbiana e, 3) liberação de C disponível através da ruptura dos agregados do solo (Lundquist et al., 1999). O aumento do *turnover* acompanhando o reumedecimento está associado com um consumo acelerado de O₂, que estimula a desnitrificação (Ruser et al., 2006).

A desnitrificação é o principal processo de produção de N₂O nos solos, e muitos estudos têm demonstrado que as emissões aumentam com o aumento do EPSA, sendo que este está em torno de 60% para muitos solos que se encontram na capacidade de campo, valor posto como o limiar para a predominância de desnitrificação do solo (Liu et al., 2007, Dobbie et al., 1999). Assim, com valores de EPSA acima de 60%, a desnitrificação é o principal processo de emissão de N₂O. Ruser et al. (2006) demonstraram que as maiores emissões de N₂O foram encontradas com EPSA a 90%. Entretanto, neste estudo, raramente alcançaram-se valores superiores a 60% no momento da amostragem, o que pode justificar picos de N₂O inferiores aos encontrados por alguns autores (Dick et al., 2001, Parkin & Kaspar, 2006).

Mas, por outro lado, valores inferiores a 60% no momento de amostragem não necessariamente denotam menor intensidade do processo de desnitrificação. Alguns eventos de precipitação ocorreram no princípio da noite anterior à amostragem, podendo ter elevado momentaneamente o EPSA do solo até valores acima de 60%, sendo então reduzidos após o fim das chuvas pela ação do escoamento e infiltração da água.

Além disso, foi observado que as emissões medidas poucos dias após a montagem dos experimentos, quando o solo foi revolvido para o plantio das culturas, havia aumento dos fluxos de N₂O imediatamente após eventos de precipitação. Já nos meses seguintes, as respostas já não ocorriam de forma tão imediata, podendo encontrar aumentos no fluxo em até três dias após a precipitação. Pode ter ocorrido redução do N disponível em superfície, se

tornando escasso para a microbiota, promovendo emissões baixas após as precipitações. Neste mesmo período, a microbiota localizada a maior profundidade também participava dos processos de desnitrificação, mas o N_2O produzido não era emitido para a atmosfera, devido a propriedades de difusão do gás na atmosfera do solo. Quando o N_2O de profundidade alcançava a superfície, este era emitido junto com o produzido em superfície, resultando em maiores fluxos ocorrendo alguns dias após as precipitações. Clayton et al. (1994) calcularam que o fluxo medido em determinado dia pode corresponder somente a pouco mais de 40% do N_2O produzido naquele dia.

Devido a essas circunstâncias, não foi encontrada uma correlação direta entre as emissões de N_2O e o EPSA do solo (Figura 5), principalmente devido às diferentes condições no solo em cada evento de precipitação. Essa mesma situação também foi relatada por Jantalia et al. (2008).

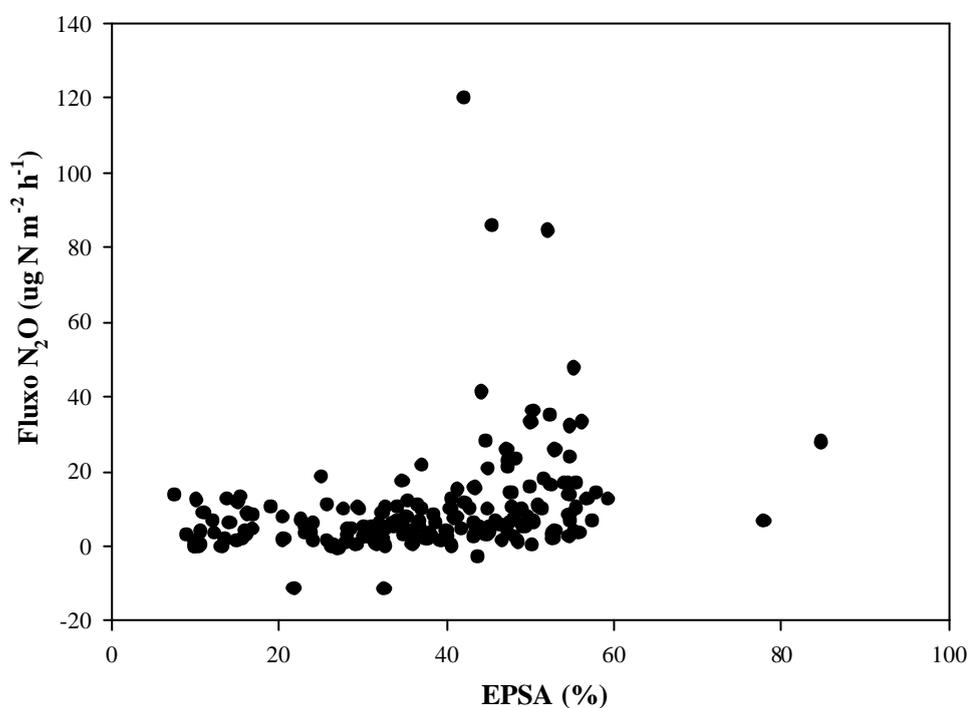


Figura 5: Relação entre o espaço poroso saturado com água do solo (EPSA%) e os fluxos de N_2O observados nos diferentes tratamentos.

A primeira cobertura da adubação nitrogenada foi feita aos 27 dias após o plantio, imediatamente após a coleta das amostras de ar no experimento. Não houve uma resposta imediata nos fluxos de N_2O após a cobertura, provavelmente devido à baixa umidade encontrada no período da aplicação, que não favoreceu as emissões. A primeira precipitação ocorreu três dias após a fertilização, provocando um significativo aumento nos fluxos de N_2O (Figura 6).

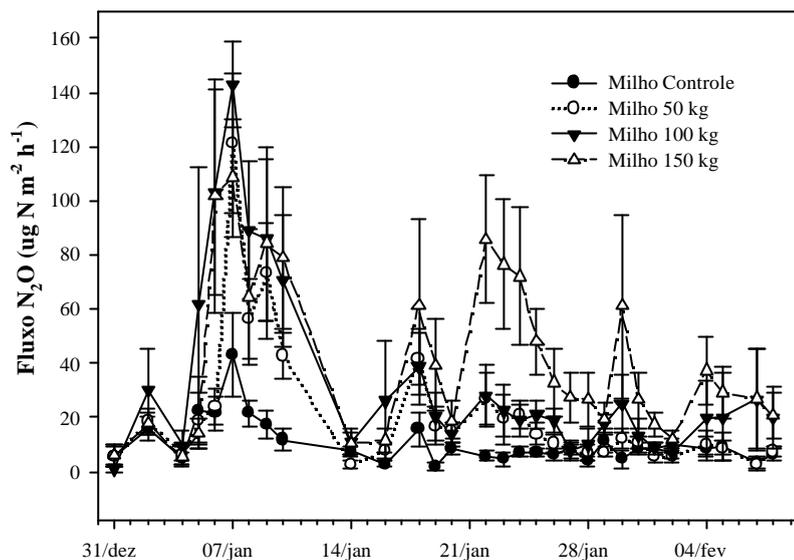


Figura 6: Fluxo médio diário de N₂O dos tratamentos Milho controle, Milho 50 kg, Milho 100 kg e Milho 150 kg após a primeira cobertura de N fertilizante. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média.

Os tratamentos que receberam as maiores doses de N fertilizante tiveram um incremento mais acentuado nas emissões de N₂O, apresentando picos mais elevados. A segunda cobertura foi aplicada no dia 9 de fevereiro, um mês após a primeira, ocorrendo também uma resposta à aplicação, com maior intensidade que a primeira cobertura, devido à alta umidade presente no solo no momento da aplicação (Figura 7).

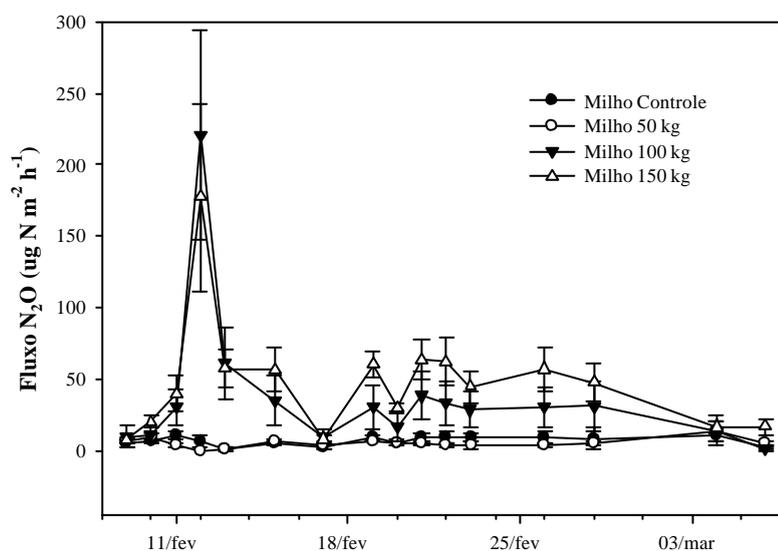


Figura 7: Fluxo médio diário de N₂O dos tratamentos Milho controle, Milho 50 kg, Milho 100 kg e Milho 150 kg após a segunda cobertura de N fertilizante. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média.

A aplicação de fertilizantes químicos no solo pode estimular a produção de N_2O via processos bioquímicos de nitrificação e desnitrificação, utilizando o N mineral (NO_3^- e NH_4^+) como seu substrato (Akiyama et al., 2003; Davidson et al., 2000). Conseqüentemente, seguindo a aplicação de N fertilizante, um aumento nas taxas de desnitrificação e/ou fluxos de N_2O tem sido freqüentemente encontrado em experimentos de campo e em laboratório (Kaiser et al., 1998; Liu et al., 2007; Stehfest & Bouwman, 2006).

O fertilizante nitrogenado mais utilizado para a produção agrícola no mundo é a uréia, correspondendo a 46% do consumo de N no mundo (Zaman et al., 2007). Foi demonstrado que a uréia tem eficiência de uso de N mais baixa em muitos sistemas de cultivo e pastagem em comparação a outros N fertilizantes, significando que uma grande porcentagem do N fertilizante aplicado não está sendo usado para fins produtivos e é essencialmente perdido (Zaman et al., 2007). Depois da aplicação superficial, a uréia é rapidamente hidrolisada dentro de 1 a 2 dias pela urease a íons de NH_4^+ , hidroxila (OH^-) e carbonato (CO_3^{2-}), levando a um alto pH e concentrações muito altas de NH_4^+ em volta do grânulo de uréia. Este NH_4^+ alcança o equilíbrio com o NH_3 dissolvido perto da superfície de solo. O aumento brusco no pH do solo aumenta a probabilidade de perdas gasosas de NH_3 à atmosfera. Perdas gasosas de NH_3 de 1,7 a 56 % do N aplicado já foram relatadas, e dependem da umidade de solo, temperatura e pH, velocidade de vento, concentração de C orgânico do solo, e tipo de N fertilizante (Khalil et al., 2006, Zaman et al., 2007).

O aumento temporário no pH do solo e a produção de grande quantidade de NH_4^+ devido à rápida hidrólise de uréia, ou depois da aplicação de fertilizantes baseados em NH_4^+ , como o DAP, abaixa a atividade de *Nitrobacter*, o gênero de bactéria responsável pela oxidação de NO_2^- a NO_3^- . Isto resulta em uma acumulação de NO_2^- no solo em volta dos grânulos de fertilizantes, que é perdido como N_2O , via desnitrificação (Firestone & Davidson, 1989). A uréia também afeta a degradação da matéria orgânica pela promoção da atividade microbológica (Khalil et al., 2002), além de, por ser um N fertilizante alcalino, influenciar a nitrificação através do aumento temporário do pH com subsequente desnitrificação, levando à formação e liberação de grandes quantidades de N_2O (Khalil et al., 2006). A magnitude dessas emissões pode variar conforme haja mudança da influência de outros fatores, como a presença de umidade (Liu et al., 2007; Dobbie et al., 1999; Ruser et al., 2006). Alguns autores têm encontrado que, mesmo com a adição de N fertilizante, altas emissões de N_2O somente ocorrem quando o conteúdo de água no solo for alto ou imediatamente após uma chuva (Parkin & Kaspar, 2006; Six et al., 2004). A umidade controla a taxa de nitrificação do solo controlando a difusão de NH_4^+ e O_2 para as bactérias nitrificantes (Khalil et al., 2002), sendo dominante sob condições aeróbicas. Em condições anaeróbicas, a desnitrificação é dominante, sendo favorecida pela ausência de O_2 . Neste estudo, a umidade foi mantida em níveis relativamente elevados após a aplicação de N fertilizante, resultando em picos mais altos de N_2O e subseqüentes valores de emissão mais expressivos.

Emissões de N_2O podem estar positivamente correlacionadas com a disponibilidade inorgânica de N (Holtgrieve et al., 2006). Entretanto, neste estudo, a disponibilidade de N mineral foi muito baixa. A variação total do nitrogênio mineral (NH_4^+ e NO_3^-) aos 0-10 cm de profundidade foi de 0 a 57 mg N kg^{-1} . Até o final do mês de abril de 2008, as concentrações de NH_4^+ e NO_3^- raramente superaram o limite de 5 mg N kg^{-1} (Figura 8).

As concentrações de NO_3^- e NH_4^+ foram semelhantes durante o período, a exceção do intervalo entre os dias 18 e 31 de março, quando as concentrações de NH_4^+ chegaram próximas aos 10 mg N kg^{-1} , enquanto as de NO_3^- não ultrapassavam 2 mg N kg^{-1} . A partir do mês de maio, quando só restavam os resíduos das culturas sobre a superfície do solo, as concentrações de NH_4^+ e NO_3^- foram maiores, mantendo valores superiores a 10 mg N kg^{-1} . O NO_3^- predominou sobre o NH_4^+ neste período, com valores acima de 5 mg N kg^{-1} . Isso pode ser devido ao predomínio da nitrificação no solo, em condições mais secas, uma vez que, a

partir de maio, as chuvas se tornaram menos frequentes e intensas. Os aumentos na concentração de N mineral registrados na parte final não foram acompanhados por aumentos nos fluxos de N_2O .

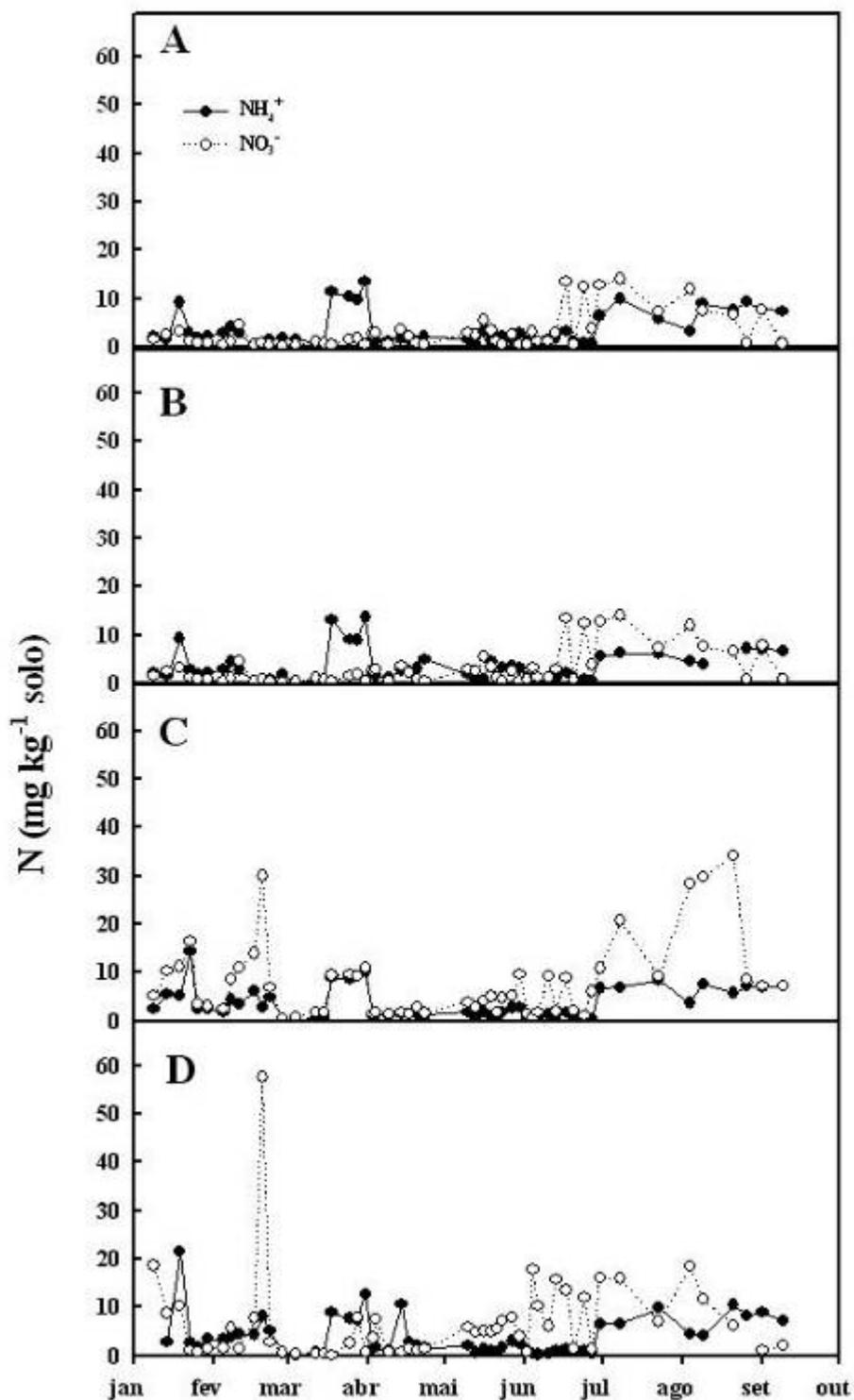


Figura 8: Variação da concentração do amônio e nitrato no solo (0-5 cm) cultivado com milho em sistema convencional, fertilizado com 0 (A), 50 (B), 100 (C) e 150 kg N ha⁻¹ (D) na forma de uréia.

Com baixos valores de NO_3^- e NH_4^+ no solo, não foi encontrada uma relação clara entre as concentrações desses íons no solo e as emissões de N_2O neste estudo. As concentrações de N mineral do solo mostraram pequena variação, independente das condições de umidade, temperatura e dos fluxos de N_2O , não permitindo, assim, que haja uma relação clara. Rochette et al. (2004) relataram que os conteúdos de N mineral do solo e os fluxos de N_2O na superfície do solo não estão claramente relacionados, sugerindo que o conteúdo mineral de N do solo seja um pobre indicador da intensidade da produção de N_2O .

4.2.3 Emissões acumuladas de N_2O

As emissões de N_2O acumuladas nos tratamentos cultivados com milho tiveram variação durante o experimento, sendo que grande parte dessa variação estava correlacionada com a aplicação de N fertilizante (Tabela 4). No período que antecipou a primeira cobertura com N fertilizante, a emissão de N_2O acumulada ficou em torno de $0,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ em todos os tratamentos. Após a primeira aplicação de uréia em cobertura, a maior emissão acumulada foi obtida na dose de 150 kg N ha^{-1} , num total de $0,344 \text{ kg N ha}^{-1}$ no intervalo entre as duas coberturas (37 dias). Na segunda aplicação de N em cobertura, novamente houve aumento na emissão de N_2O nos tratamentos que receberam N fertilizante, com o máximo de $0,277 \text{ kg N ha}^{-1}$ de N_2O emitido na maior dose de N (Tabela 4). Nos tratamentos que não receberam a segunda cobertura, as emissões foram significativamente menores, não ultrapassando $0,05 \text{ kg N ha}^{-1}$. Tanto da primeira quanto da segunda aplicação de fertilizante em cobertura, os tratamentos fertilizados foram diferentes significativamente dos tratamentos não-fertilizados, mas não houve diferença dentre estes tratamentos fertilizados (Tabela 4).

Tabela 4: Emissão de N_2O acumulada durante diferentes intervalos de desenvolvimento da cultura do milho e em todo o ciclo da cultura.

Tratamentos	Emissão de N_2O (kg N ha^{-1})				
	Antes da cobertura 18/12 a 02/01	Após a 1ª Cobertura 03/01 a 09/02	Após a 2ª Cobertura 10/02 a 05/03	Final do ciclo 06/03 a 23/04	Ciclo total 128 dias
Milho Controle	0,122 a	0,086 b	0,046 b	0,255 a	0,509 a
Milho 50 kg	0,120 a	0,177 a	0,035 b	0,197 a	0,529 a
Milho 100 kg	0,111 a	0,278 a	0,206 a	0,255 a	0,850 a
Milho 150 kg	0,144 a	0,345 a	0,277 a	0,289 a	1,055 a

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si estatisticamente pelo teste de Scott-Knot a 5% de probabilidade.

Considerando-se a emissão acumulada durante todo o ciclo da cultura, o maior valor proveniente de N fertilizante foi obtido no tratamento com a dose de N de 150 kg ha^{-1} , que ao final de 128 dias emitiu $1,05 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Tabela 4), enquanto que nos tratamentos com 50 e 100 kg N ha^{-1} , as emissões acumuladas foram de $0,53$ e $0,85 \text{ kg N ha}^{-1}$. Como o tratamento controle emitiu $0,51 \text{ kg N ha}^{-1}$ na forma de N_2O , as emissões de N_2O devidas ao fertilizante foram de $0,02$, $0,34$ e $0,55 \text{ kg N ha}^{-1}$, para as doses de 50, 100 e 150 kg N ha^{-1} , respectivamente.

Os meses de março e abril apresentaram emissões acumuladas de N_2O semelhantes entre todos os tratamentos, demonstrando que o N proveniente das aplicações de cobertura já não exercia influência sobre a emissão de N_2O . Nesse período, não houve mais emissões de N_2O provenientes das aplicações de N, e todos os tratamentos mantiveram condições de umidade e temperatura semelhantes, acarretando ausência de variação nas emissões de N_2O .

As diferentes respostas nas emissões de N₂O dos solos fertilizados com diferentes doses de N sugerem que as emissões foram grandemente influenciadas pelo conteúdo de N. Parkin & Kaspar (2006) e Weitz et al (2000) encontraram aumento significativo nas emissões de N₂O após a adição de fertilizante nitrogenado, elevando os fluxos a magnitude até nove vezes maior do que as medições feitas antes da aplicação. Neste estudo, as emissões acumuladas de N₂O que receberam N fertilizante foram até quatro vezes maiores do que o tratamento sem fertilizante (Tabela 4). Essa diferença pode ser justificada pelo aumento da disponibilidade de N no solo, expresso em maior quantidade de NH₄⁺ e NO₃⁻, que aumentaria a atividade das bactérias nos processos de nitrificação e desnitrificação e, com isso, haveria maior produção de N₂O. Como os outros fatores são semelhantes, durante este período, este seria o principal fator para provocar a diferença.

4.2.4 Fatores de emissão

Nas recentes diretrizes revisadas para inventários de gases do efeito estufa (IPCC, 2006), os fertilizantes nitrogenados, resíduos orgânicos e a liberação de N por mineralização da matéria orgânica do solo, como resultado da mudança do uso ou manejo dos solos, foram consideradas as três fontes diretas de N₂O dos solos em áreas agrícolas. Essas fontes promovem o aumento do N disponível, realçando as taxas de nitrificação e desnitrificação que então aumentam a produção de N₂O. Os aumentos em N disponível podem ocorrer por adições de N induzidas pelo ser humano ou modificação de uso de terra e/ou práticas de manejo que mineralizam o N orgânico do solo.

De acordo com o IPCC (2006), um fator de emissão de 1% poderia ser aplicado para a quantidade de N que se torne disponível proveniente de qualquer uma dessas três fontes, por serem atividades que resultam em mineralização da matéria orgânica em solos minerais. Em muitos casos, este fator será adequado. Contudo, há dados recentes para sugerir que este fator de emissão possa ser separado em vários fatores, baseando-se em: fatores ambientais (clima, solo conteúdo de C orgânico, textura de solo, drenagem e pH do solo); e fatores relacionados com manejo (taxa de aplicação de N por tipo de fertilizante, tipo de colheita, com diferenças entre leguminosas, colheitas aráveis não-leguminosas, e grama) (Stehfest & Bowman, 2006).

Para o cálculo do fator de emissão de N fertilizante, foram computadas as emissões acumuladas de N₂O até um mês após a segunda cobertura de N, quando não se observou mais respostas diferenciadas entre as emissões de N₂O provenientes da aplicação de N (Figura 7). Assim, as emissões que ocorreram após este período não foram computadas como provenientes da aplicação de N fertilizante. Além disso, assumiu-se que 40% do N aplicado são perdidos por volatilização de amônia e lixiviação de nitrato (IPCC, 2006).

Tabela 5: Fatores de emissão e desvio padrão durante diferentes intervalos de desenvolvimento e em todo o ciclo da cultura do milho.

Tratamentos	Fatores de Emissão		
	1ª Cobertura 03/01 a 09/02	2ª cobertura 09/02 a 06/03	Média
Milho 50 kg	0,30±0,15	0,04±0,02	0,26±0,18
Milho 100 kg	0,65±0,55	0,52±0,56	0,59±0,50
Milho 150 kg	0,69±0,59	0,60±0,26	0,64±0,39

Em função disso, os fatores de emissão direta de N₂O do N fertilizante foram de 0,26%, 0,59% e 0,64% para respectivas doses aplicadas (50, 100 e 150 kg N ha⁻¹). O tratamento que recebeu 50 kg de N teve toda a aplicação sendo realizada na primeira cobertura, enquanto os outros tratamentos tiveram divisão da quantidade aplicada de N

fertilizante. Apesar dessa particularidade, o fator de emissão obtido pelo tratamento de 50 kg foi menor do que o obtido pelo outros tratamentos, mesmo considerando como dose de 50 kg aplicada no período até a aplicação da 2ª cobertura (Tabela 5). Esse dado reforça a idéia de que a variabilidade nas emissões de N₂O pode ser muito intensa, pois mesmo onde se apresentou condições semelhantes de solo e umidade, ainda houve outros fatores que puderam provocar grande variação nas suas emissões.

Como o N fertilizante é uma variável quantitativa, a estimativa do fator de emissão pode ser feita utilizando regressão linear. Baseado nisso, foi feito o cálculo do fator de emissão, encontrando-se o fator de emissão de $0,52 \pm 0,31$ % (Figura 9). Como a variabilidade dos dados foi muito grande, este fator foi obtido a 11% de probabilidade, com R² de 18%.

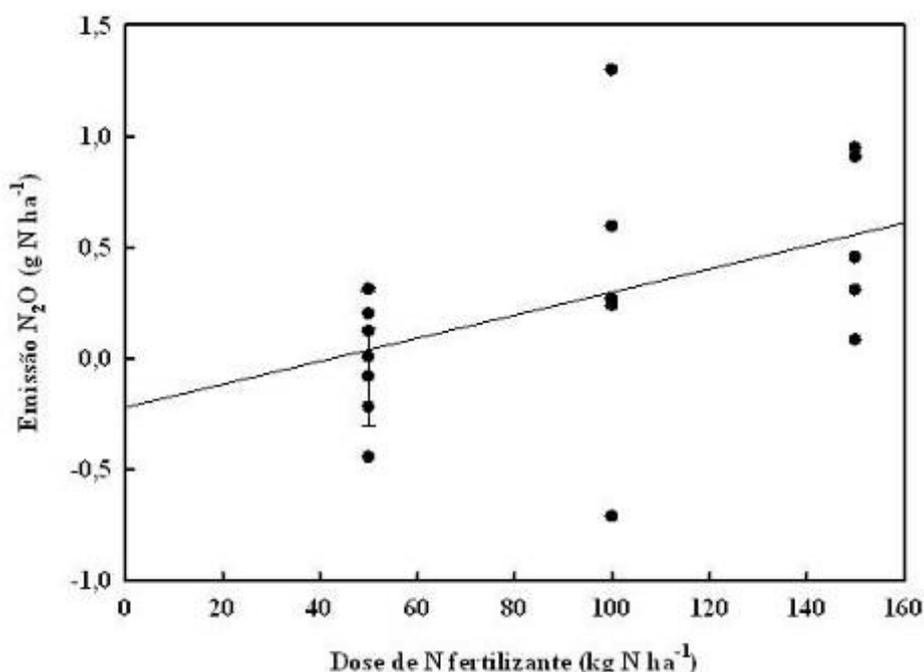


Figura 9: Regressão linear entre fluxo de N₂O e dose de fertilizante aplicado.

Todos os tratamentos tiveram fatores abaixo do fator de emissão usado como diretriz para as estimativas de perdas de N₂O por fertilizante do IPCC (2006), reforçando os resultados encontrados por Jantalia et al. (2008) em Latossolos. Eles encontraram fatores de emissão na ordem de 0,45 %, abaixo dos estimados pelo IPCC, e atribuíram o fato à boa drenagem desses solos. No nosso estudo, realizado em Argissolos, mesmo considerando a larga incerteza associada ao cálculo do FE (de acordo com o IPCC (2006), vai de 0,3 a 3% do N aplicado), um dos tratamentos apresentou emissão abaixo do valor mínimo de 0,3%. Os fatores de emissão foram maiores para os Argissolos, e pode ser explicado pela drenagem inferior a dos Latossolos, permitindo que o solo alcance EPSA acima de 60% com mais frequência que solos bem drenados. O alto conteúdo de água, associado à baixa drenagem, provoca limitações à aeração e conseqüentemente, aumenta a taxa de desnitrificação (Rochette et al., 2008). Como os Argissolos possuem drenagem inferior aos Latossolos, os fatores de emissão relativamente mais altos neste estudo podem ser atribuídos a uma saturação dos poros com água por tempo mais prolongado.

4.3 Experimento 2. Emissões de N₂O da Fixação Biológica de N₂

4.3.1 Produtividade, produção de massa seca e acumulação de N da cultura da soja

Aos 29 dias de fevereiro de 2008, a soja se apresentava no estágio R4 (plena formação das vagens), alcançando produção de massa seca de 9,69 Mg ha⁻¹ (Tabela 6).

Tabela 6: Produção de massa seca, produtividade e balanço de N das plantas de soja.

Variável da planta	Parte aérea ¹	Folhas senescentes ²	Raízes ¹	Nódulos ¹ (g planta ⁻¹)	Grãos ³	Resíduos
	Kg ha ⁻¹				kg ha ⁻¹	
Matéria seca	9.663	1.119	3.748	2,9	2.373	4.506*
N total	157,9	13,6	27,2	--	--	125**

¹ Medida feita no estágio de início de enchimento de grãos R4/R5 (87 DAP)

² Material coletado no período de 73 a 125 DAP.

³ Medida feita no estágio R7 (135 DAP; 50 % de grãos chochos devido a ataque de percevejo).

* Resíduo aéreo total (matéria seca da parte aérea existente em R7 mais folhas senescentes).

** Quantidade de N residual incluindo raízes (N no resíduo aéreo total + N nas raízes).

A cultura da soja depositou no solo, durante um período de 49 dias, 1.119 kg ha⁻¹ de folhas, em decorrência da senescência das mesmas. A deposição foi gradativa, com baixa deposição no início do período de senescência, de 270 kg ha⁻¹ nos primeiros 30 dias, chegando a 468 kg ha⁻¹ na última semana de coletas, quando as plantas praticamente não tinham mais folhas.

A produtividade média da cultura foi de 2,35 Mg ha⁻¹ de grãos, após colheita realizada no dia 23 de abril, aos 135 dias após o plantio (Tabela 6), valor que está abaixo na média nacional de 2,65 Mg ha⁻¹. O ataque de percevejo durante o estágio de formação de vagens da cultura certamente contribuiu para reduzir a produtividade da cultura. Os percevejos são umas das principais causas de perdas na cultura da soja, uma vez que se alimentam pela inserção de seus estiletos em diferentes estruturas da planta, sugando, preferencialmente, as vagens, atingindo diretamente os grãos de soja. A alimentação dos percevejos pode causar perdas significativas no rendimento, na qualidade e no potencial germinativo da soja (Côrrea-Ferreira, 2005).

A cultura da soja obteve produção média de palha de 5,2 Mg ha⁻¹ ao final do ciclo, mas com maior predominância de talos e ramos, já que as folhas foram perdidas durante o estágio de amadurecimento das vagens (Tabela 6).

Computando-se os resíduos deixados pela cultura da soja, um total de 4,5 Mg ha⁻¹ foram deixados no sistema (Tabela 6), com um total de 125 kg N ha⁻¹. Na cultura do milho, a produção de massa seca na época da colheita foi de 16,8 Mg ha⁻¹, com um total de N nos resíduos de 108,3 kg ha⁻¹.

A fixação biológica de nitrogênio na cultura da soja contribuiu com 98,8 kg N ha⁻¹, correspondendo a 53% da quantidade de N utilizado pela planta. Para a cultura da soja, a dependência pela FBN encontrada pode ser considerada baixa, e isso pode ser decorrente de uma maior disponibilidade de N no solo. Com a maior concentração de N mineral disponível para as plantas de soja no solo, a planta utiliza este N em vez do proveniente da fixação biológica, uma vez que a fixação gera um gasto energético para a planta. Essa alta disponibilidade de N pode também ter supostamente afetado a resposta do milho à fertilização nitrogenada (Tabela 3).

4.3.2 Fluxos de N₂O

Os fluxos de N₂O observados no experimento de soja foram relativamente baixos, com maiores valores alcançando 100 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 10). Esses valores foram muito semelhantes aos observados na cultura de milho, demonstrando que a influência da fixação biológica foi pouco expressiva.

Durante toda a condução do experimento, os fluxos de N₂O foram equivalentes aos do milho controle, e foram grandemente influenciados pela precipitação e conseqüente aumento da umidade do solo, como foi citado no experimento envolvendo a cultura do milho. Assim como ocorreu com aquela cultura, na soja o aumento da umidade promoveu o estímulo da atividade microbiológica, e isso influenciou grandemente as emissões de N₂O.

No período que compreendeu os meses de março e abril, durante os estádios de amadurecimento e senescência da soja, não ocorreu diferenças entre esta e o milho controle, demonstrando que a influência dos tratamentos já não era relevante. Neste período, ocorreram dois períodos de altos fluxos de N₂O, provocados pela intensa precipitação (Figura 10). A alta precipitação eleva os níveis de água do solo em curto intervalo de tempo, promovendo a ativação rápida de bactérias que reduziram sua atividade na ausência de água (Dick et al., 2001).

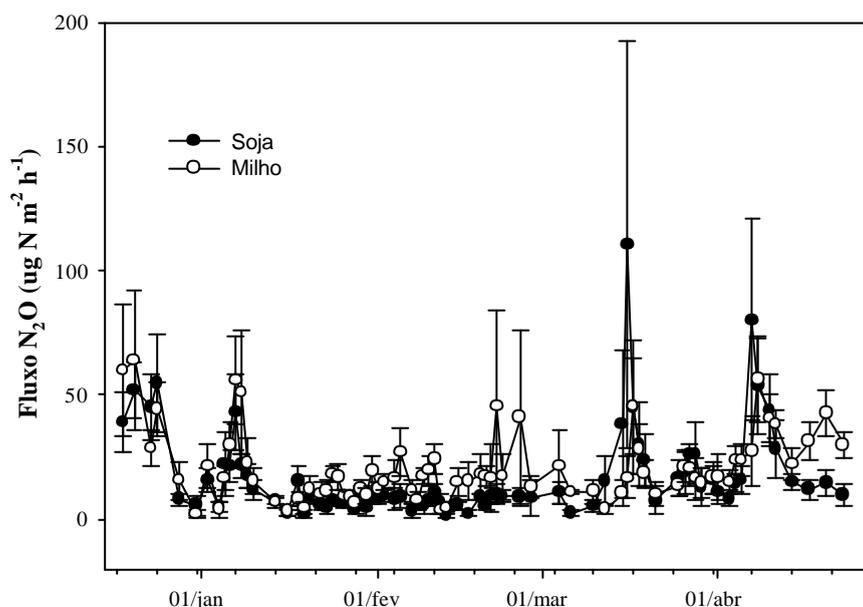


Figura 10: Fluxo médio diário de N₂O de Soja e Milho durante o período de 18 de dezembro de 2007 a 23 de abril de 2008. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média.

As emissões de N₂O na cultura da soja podem estar positivamente correlacionadas com a disponibilidade inorgânica de N (Holtgrieve et al., 2006). Assim como na cultura do milho, a disponibilidade de N mineral foi baixa na cultura da soja, apesar de se mostrar com maiores valores (Figura 10). Com a magnitude das emissões de N₂O observadas e a baixa concentração de N mineral neste período, a influência do N mineral foi pouco expressiva nas emissões, revelando pouca influência deste.

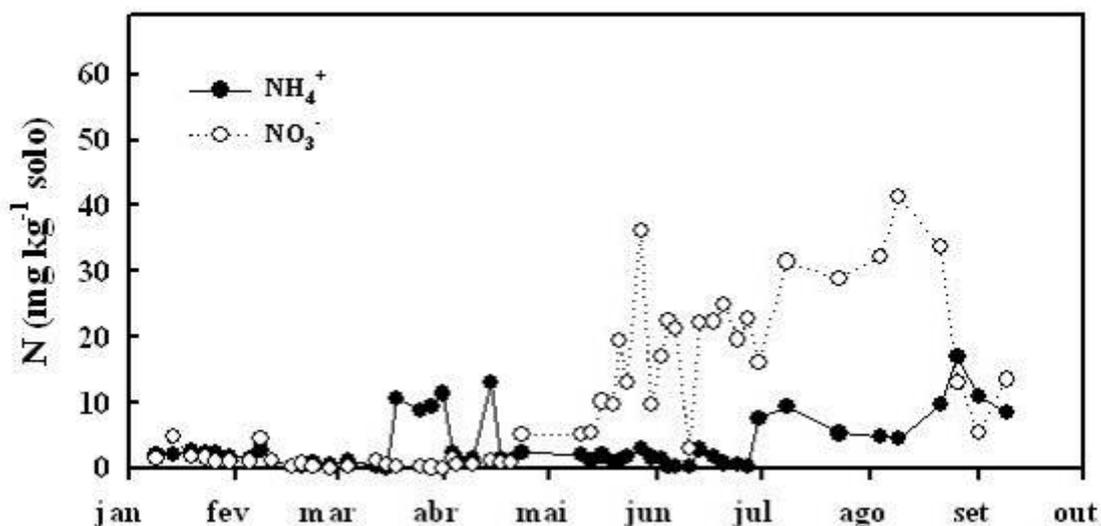


Figura 11: Variação da concentração do amônio e nitrato no solo (0-5 cm) cultivado com soja em sistema convencional.

4.3.3 Emissões acumuladas de N₂O

O tratamento cultivado com soja obteve emissões de N₂O próximas às registradas no milho sem fertilizante, sendo ligeiramente maiores durante os meses de janeiro e fevereiro, quando ocorreram as maiores precipitações, emitindo 0,129 kg N ha⁻¹ em janeiro e 0,114 kg N ha⁻¹ em fevereiro (Tabela 7). É assumido que a diferença de fluxo entre as culturas de milho e soja neste período é resultante da contribuição das emissões de N₂O derivadas da fixação biológica de N. Esses valores da contribuição da soja foram pequenos e reforçam as informações da pouca influência direta da fixação biológica de N sobre as emissões de N₂O e não difere dos resultados encontrados por Yang & Cai (2005) e Ciampitti et al. (2007). Eles encontraram baixas emissões de N₂O durante os primeiros estágios da cultura da soja, sugerindo que foram os baixos níveis de NO₃⁻ que não favoreceram as emissões, devido à grande absorção de N que ocorre nas fases iniciais de crescimento das plantas. Nesse estudo, foram encontradas baixas emissões durante todo o ciclo da cultura, demonstrando que, mesmo em condições ótimas para a emissão de N₂O, a influência da fixação biológica de N₂ foi pequena sendo as emissões comparadas a da cultura do milho, que não foi fertilizada com nitrogênio.

As folhas senescentes de soja que caíram durante a formação de vagens e amadurecimento da soja contribuíram com 1,12 Mg ha⁻¹ de massa seca, começando a senescência dois meses após o plantio. Durante este período, elas contribuíram com 20 kg N ha⁻¹, mas essa quantidade não foi suficiente para aumentar as emissões de N₂O (Figura 12). Neste período, as emissões foram semelhantes às obtidas durante as etapas iniciais da cultura, não havendo aumento mesmo no período de maior deposição de N. Estes resultados discordam de Yang & Cai (2005) e Ciampitti et al. (2007), que encontraram altas emissões de N₂O do estágio final da cultura da soja. Eles alegam que as altas emissões no período de intensa deposição de folhas senescentes são decorrentes da morte de raízes e nódulos, que aumentariam a disponibilidade de N.

Tabela 7: Emissão de N₂O acumulada durante diferentes intervalos de desenvolvimento e em todo o ciclo da cultura do milho e da soja.

Tratamento	Emissão de N ₂ O (kg N ha ⁻¹)				
	Antes da cobertura 18/12 a 02/01	Após a 1ª Cobertura 03/01 a 09/02	Após a 2ª Cobertura 10/02 a 05/03	Final do ciclo 06/03 a 23/04	Ciclo total 128 dias
Milho	0,122	0,086	0,046	0,255	0,509
Soja	0,132	0,129	0,114	0,258	0,634

Nos meses de março e abril, as emissões de N₂O provenientes da cultura da soja foram semelhantes às registradas no milho, o que resultou em pouca influência da deposição de material com menor relação C:N que ocorreu no período da senescência das plantas, com a queda de folhas. Esse resultado não concorda com o encontrado por Yang & Cai (2005), no qual a maior parte das emissões da soja ocorreu nas etapas finais do ciclo da cultura. No nosso estudo, as emissões provenientes desse período correspondem a pouco mais de 40% das emissões, valor semelhante ao encontrado na cultura do milho. A deposição de folhas não foi suficiente para aumentar as emissões de N₂O no estudo provavelmente devido à pequena quantidade de resíduos depositados sobre a superfície do solo.

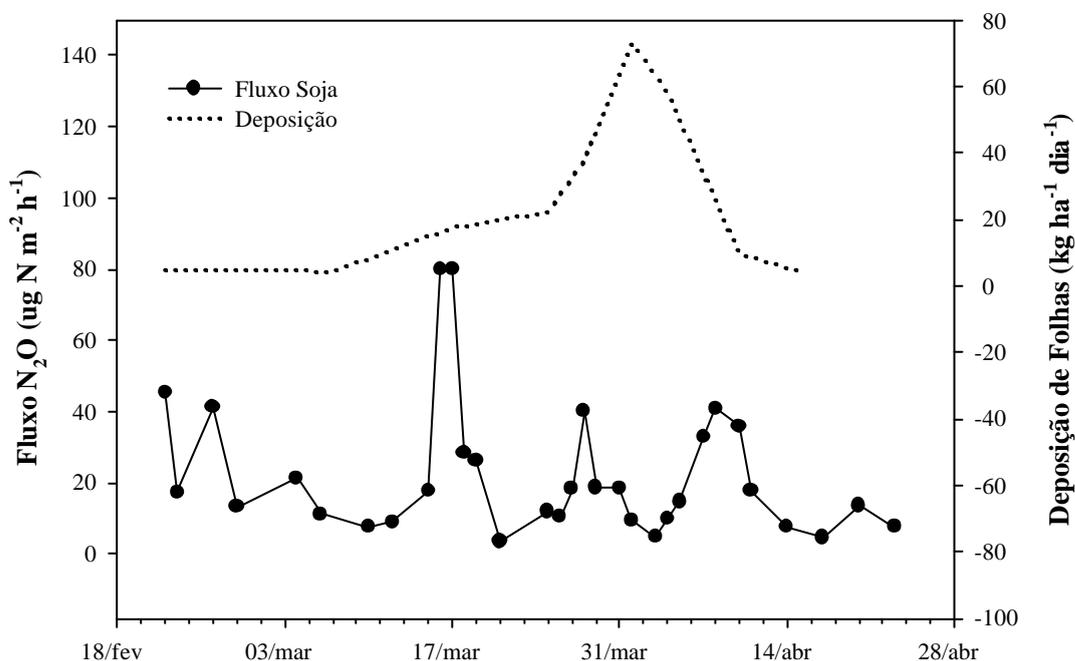


Figura 12: Fluxo médio diário de N₂O de soja e deposição de folhas senescentes no período de 22 de fevereiro a 23 de abril de 2008.

4.3.4 Fatores de emissão

Até 2001, o fator de emissão para a fixação biológica ainda estava incluído nas diretrizes do IPCC, mas a partir de 2006, o fator de emissão foi retirado das últimas diretrizes, por causa da ausência de evidências de emissões significantes provenientes da própria fixação

biológica (Rochette & Janzen, 2005). Esses autores concluíram que as emissões de N₂O induzidas pelo crescimento de culturas anuais/forageiras podem ser estimadas simplesmente como uma função da entrada de N no sistema sob e sobre a superfície do solo.

O fator de emissão da soja foi calculado utilizando a diferença entre a emissão de N₂O proveniente da cultura da soja, descontando o produzido pela cultura do milho, não fixadora de N. Considerando isso, o fator de emissão para a fixação biológica de nitrogênio na cultura da soja foi de 0,19 %, considerando que a fixação foi responsável por 53% do N presente na cultura. Esse valor é baixo, muito inferior ao utilizado anteriormente pelo IPCC, de 1%. O baixo fator de emissão reforça as evidências que resultaram na retirada do fator de emissão da FBN das diretrizes do IPCC, destacando a pouca participação da fixação biológica de nitrogênio nas emissões de N. Rochette & Janzen (2005), analisando os resultados obtidos em 33 estudos, obtiveram valores de emissão de N₂O muito mais baixos do que as emissões de N₂O estimadas usando a metodologia do IPCC. E a diferença poderia ser maior se considerassem que as medidas de campo também incluem N₂O de fontes outras que a FBN, como a ciclagem na matéria orgânica do solo e nos resíduos culturais. Esses trabalhos comprovaram que a FBN *per se* não estimula a produção de N₂O.

4.4 Experimento 3. Emissões de N₂O de Resíduos Vegetais.

4.4.1 Fluxos de N₂O

Os fluxos provenientes dos resíduos de milho e soja foram menores do que os observados durante o cultivo destas culturas. Os maiores fluxos alcançaram valores de 33 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, bem abaixo do observado nos experimentos anteriores e foram observados após eventos de precipitação, onde houve aumento da umidade relativa do solo (Figura 13). Neste período, o começo da estiagem, as chuvas se tornaram mais esparsas, com baixas lâminas acontecendo em longos períodos, características desta época do ano. Com a baixa precipitação, o EPSA se manteve em valores extremamente baixos, alcançando inclusive valores inferiores a 12% em alguns momentos.

As emissões foram mais significativas no primeiro mês após o início das avaliações, sendo que os maiores picos acompanharam os eventos de precipitação (Figura 13). Isto pode ser devida à maior quantidade de resíduos presentes no solo, que aumentou a concentração de N disponível através de sua mineralização. Nos meses de junho e julho as emissões de N₂O foram menores que as observadas em maio. Esses valores mais baixos podem ter ocorrido devido à redução na disponibilidade dos resíduos vegetais depositados sobre a superfície do solo, promovendo a redução das formas de N disponíveis.

Os fluxos foram mais intensos no início, reduzindo a intensidade após algumas semanas. A menor intensidade dos fluxos de N₂O comparados aos experimentos anteriores foi devido ao menor regime de chuvas que ocorreu durante este período, com pequenas precipitações e maior intervalo entre elas, mantendo a umidade do solo a níveis muito baixos, reativando a atividade das bactérias, mas com intensidade menor que o efeito das altas precipitações (Lundquist et al., 1999).

As emissões mostraram diferenças significativas no primeiro mês após o início das avaliações, com um curto intervalo de tempo após a colocação dos resíduos sobre a superfície do solo. Dessa forma, os maiores fluxos ocorreram devido à maior quantidade de resíduos presentes no solo. Os resíduos depositados na superfície do solo sofrem o processo de decomposição, ocorrendo a liberação de N para o sistema na forma inorgânica (NH₃ e NH₄⁺) e, assim, aumentando a concentração deste elemento no solo (Cantarella et al., 2007). Com o aumento das formas inorgânicas de N, a microbiota do solo é estimulada, acelerando os processos bioquímicos no solo, incluindo a nitrificação, promovendo um aumento na

concentração de NO_3^- (Liu et al., 2007). Em condições anaeróbicas, pode ocorrer a desnitrificação e, com esses processos, elevar as emissões de N_2O .

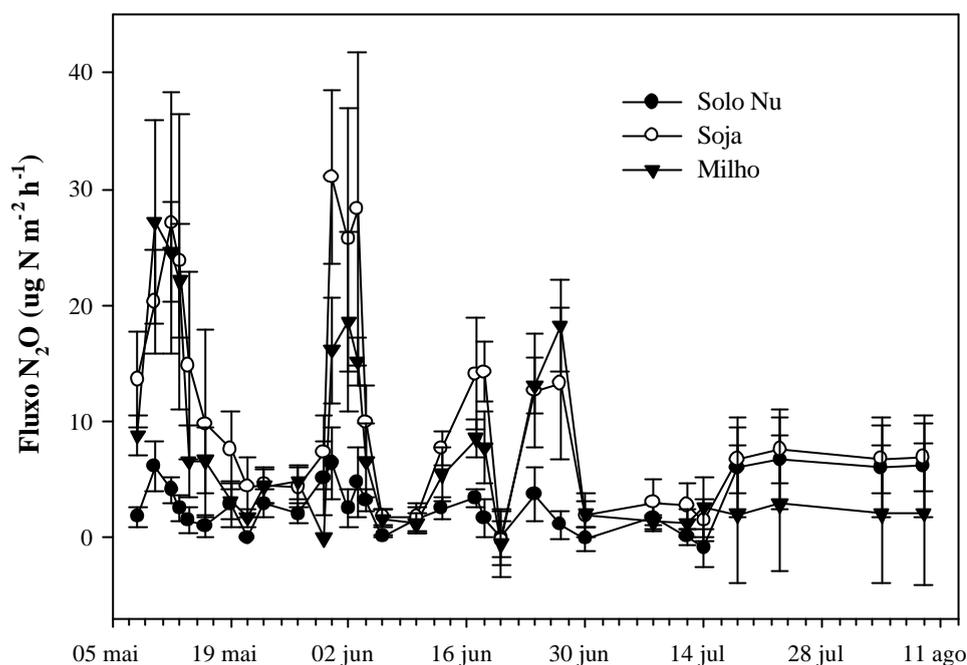


Figura 13: Fluxo médio diário de N_2O tratamentos Solo Nu, e resíduos de Milho e Soja, e precipitação durante o período de 8 de maio a 9 de agosto. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média.

Resíduos vegetais são importantes fontes de N_2O (Baggs et al., 2000; Millar & Baggs, 2004; Vinther et al., 2004; Novoa & Tejada, 2006). Vários trabalhos reportam aumento das emissões de N_2O após a adição de resíduos vegetais (Novoa & Tejada, 2006), e a magnitude dessas emissões varia dependendo da qualidade ou da composição dos resíduos, e com a temperatura, conteúdo de água no solo, aeração, tipo de solo e cultivo (Millar & Baggs, 2004).

Nos meses de junho e julho as emissões de N_2O foram menores que as observadas em maio (Figura 13). Esses valores mais baixos podem ter ocorrido devido à redução na velocidade de decomposição dos resíduos vegetais depositados sobre a superfície do solo, uma vez que a fração lábil dos resíduos orgânicos se decompõe mais rapidamente, liberando uma maior concentração de N para o sistema nas primeiras etapas da decomposição, aumentando, assim, a disponibilidade de N no solo. A fração recalcitrante dos resíduos vegetais, por outro lado, se decompõe mais lentamente devido à maior concentração de lignina e polifenóis, reduzindo a liberação de N e, conseqüentemente, a disponibilidade de N dos mesmos. Dessa forma, as emissões de N_2O sofrem redução devido à menor disponibilidade de N no sistema (Millar & Baggs, 2004).

Cinco meses após a instalação do experimento de resíduos, as emissões de N_2O já estavam em valores muito baixos. Acredita-se que a redução das emissões de N_2O tenha ocorrido em parte devido ao fato de não ter ocorrido entrada de fontes nitrogenadas externas além do proveniente dos resíduos vegetais, sem contar as perdas de N através de lixiviação e volatilização, reduzindo a concentração de N total no sistema. Com menor estoque de N, os processos de nitrificação e desnitrificação foram menos intensos, reduzindo as emissões de N_2O . Esse fato pode demonstrar que, mantendo um solo por um período longo sem entrada de

fontes nitrogenadas, como acontecem em alguns ambientes degradados, as emissões de N₂O poderão chegar a valores muito baixos.

4.4.2 Emissões acumuladas de N₂O

Os resíduos de soja levaram a uma maior emissão, com 0,833 kg N ha⁻¹ no período de três meses, sendo mais significativa no primeiro mês do experimento, quando emitiram 0,388 kg N ha⁻¹ (Tabela 8). Geralmente, liberação de N mais rápida e maiores emissões de N₂O são medidos após incorporação de resíduos com maior conteúdo de N, representados pela menor relação C:N (Kaiser et al., 1998; Baggs et al., 2000). Os resíduos de soja, por possuírem menor relação C:N, são mais suscetíveis à decomposição. Dessa forma, os resíduos sofreriam a mineralização com maior intensidade e em maior velocidade, liberando maior quantidade de N para o sistema. Apesar da diferença visual entre as médias, não houve diferença estatística entre os resíduos, principalmente devido à grande variabilidade dos dados encontrados. Após o terceiro mês, não foi observada mais diferença entre as emissões das amostragens dos três tratamentos, demonstrando que a diferença na mineralização dos diferentes resíduos já não era relevante, provavelmente devido à acelerada decomposição dos resíduos, resultando somente na fração recalcitrante, cuja relação C:N é mais elevada.

Tabela 8: Fluxo total de N₂O em solo nu e solo com resíduos de milho e soja no período de 8 de maio a 9 de agosto.

Tratamentos	Emissão de N ₂ O (kg N ha ⁻¹)			
	Maio	Junho	Julho	Total
Solo Nu	0,086 a	0,052 a	0,186 a	0,324 a
Soja	0,388 a	0,202 a	0,223 a	0,813 a
Milho	0,274 a	0,141 a	0,134 a	0,550 a

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si estatisticamente pelo teste de Scott-Knot a 5% de probabilidade.

No solo nu foi onde se obtiveram fluxos de N₂O mais baixos durante este período, quando comparados aos fluxos dos meses anteriores. As parcelas de solo nu foram mantidas sem vegetação por um período de 10 meses, o que limitou a disponibilidade de N do solo. No fim do estudo, as emissões de N₂O já eram semelhantes entre os tratamentos, mesmo em condições de alta umidade no solo mantida por alguns dias, demonstrando que o N presente no solo já não era mais influenciado pelos resíduos anteriormente adicionados.

4.4.3 Fatores de emissão

Os fatores de emissão provenientes dos resíduos vegetais podem ser maiores do que os obtidos nos outros experimentos. Neste experimento, foram consideradas as emissões obtidas até três meses após a deposição nos resíduos no solo, quando não foi mais observado efeito dos resíduos. Utilizando a metodologia do IPCC para o cálculo dos fatores de emissão, foram obtidos os valores de 0,42 e 0,44 %, para os resíduos de milho e soja, respectivamente. Esses fatores ficaram abaixo do valor padrão estipulado pelo IPCC, de 1%. Outros autores têm encontrado fatores de emissão abaixo do fator padrão. Harrison et al. (2002) encontraram o fator de 0,62 % para de resíduos de aveia, ervilha e beterraba, justificando as emissões pela temperatura mais baixa que as observadas em outros estudos.

A ferramenta do IPCC estima as emissões de N₂O de resíduos culturais com base em só um fator, o seu conteúdo total de N. Dessa forma, as maiores emissões seriam obtidas em resíduos com maior conteúdo total de N (Kaiser et al., 1998). Neste estudo, a soja teve uma produção de resíduos significativamente menor do que o milho, mas obteve emissão acumulada de N₂O maior. Isso é justificado por que a cultura apresentou relação C:N dos resíduos maior do que a observada no milho, proporcionando conteúdo total de N semelhante ao milho.

As emissões de N₂O são mais significativas quando são aplicados resíduos com menor relação C:N, mostrando um aumento na desnitrificação com o aumento do conteúdo de N e redução da relação C:N do resíduo (Novoa & Tejeda, 2006). Mas outros fatores podem influenciar as emissões. A umidade do solo influencia as emissões de N₂O de resíduos desde que a atividade de microrganismos do solo e as raízes das plantas são afetadas por esse fator. Neste experimento, ocorreu um período em que a umidade do solo foi extremamente baixa, pela ausência de precipitações frequentes. Isso resultou em fluxos baixos de N₂O, que são estimulados quando a umidade do solo é elevada, alcançando altos fluxos sempre que o EPSA supera o valor de 60%. Calculando os fatores de emissão, a baixa umidade e conseqüente baixa emissão de N₂O foram os principais fatores que resultaram nos baixos fatores de emissão.

4.5 Emissões de N₂O Provenientes do Solo Nu

O tratamento envolvendo o solo nu apresentou os maiores picos nos fluxos de N₂O no período de verão (Figura 14). O solo coberto por vegetação apresenta maior porosidade pela ação de raízes e outros organismos do solo e, conseqüentemente, menor presença de sítios anaeróbicos, condição em que a nitrificação torna-se o processo mais atuante, resultando em fluxos de N₂O reduzidos (Davidson, 2000). Além disso, a presença de plantas vivas tem mostrado competir efetivamente com os microrganismos do solo por NO₃⁻ disponível, reduzindo a emissão de N₂O (Parkin & Kaspar, 2006). Pela ausência de vegetação e resíduos em sua superfície, o solo nu não possui impedimento para a água da chuva, provocando o encharcamento mais acelerado do solo, gerando condições anaeróbicas em intervalos de tempo menores. Com isso, o processo de desnitrificação torna-se mais intenso, promovendo maiores fluxos de N₂O (Firestone & Davidson, 1989). Além disso, o solo descoberto recebe diretamente o impacto das chuvas, provocando a desestruturação dos agregados superficiais do solo, conhecido por erosão por salpicamento. Esses agregados soltos vão preenchendo os poros da superfície do solo, causando a selagem e a conseqüente diminuição da porosidade (Guerra, 2005). Esse processo promove o surgimento de mais sítios anaeróbicos, que favorece a emissão de N₂O (Figura 14).

A parcela com solo nu teve as maiores emissões durante o período de verão, com emissão acumulada de 1,883 kg N ha⁻¹. No período de janeiro, o solo nu obteve emissão de N₂O de 0,833 kg N ha⁻¹, valor maior do as maiores emissões registradas em qualquer outro tratamento dos experimentos de verão. No mês de fevereiro, as emissões foram de 0,261 kg N ha⁻¹, com um fluxo menor do que no mês anterior. Nos meses de março e abril, antes da colheita dos experimentos de verão, o solo nu obteve emissões de 0,687 kg N ha⁻¹, novamente as maiores durante este período, respondendo melhor às chuvas.

O revolvimento do solo com o preparo convencional tem como principal finalidade descompactar o solo para um melhor desenvolvimento das raízes. Esse procedimento foi feito na área das parcelas de solo nu, juntamente com o preparo da área dos experimentos 1 e 2. O processo expõe o subsolo à ação do sol, ajudando a aumentar a temperatura, enterra restos de culturas agrícolas anteriores ou ervas daninhas porventura existentes e melhora ainda a infiltração de água no solo. Mas esse processo acelera a mineralização da matéria orgânica,

aumentando a liberação de nutrientes, tornando-os disponíveis para as plantas em um menor intervalo de tempo. A maior concentração de N na forma inorgânica no solo favorece a microbiota do solo que o utiliza como substrato, como as que participam dos processos de nitrificação e desnitrificação. Dessa forma, esses processos são estimulados, aumentando as emissões de N_2O no solo. A ausência de vegetação e resíduos no solo reduz a concentração da matéria orgânica, uma vez que não há entrada de N no sistema, além de reduzir a microflora e fauna. Dessa forma, a imobilização de N torna-se menos intensa que a mineralização no solo, mantendo as concentrações de N inorgânico maiores do que aquelas obtidas na presença de vegetação, promovendo o aumento de substrato no solo e, conseqüentemente, as emissões de N_2O .

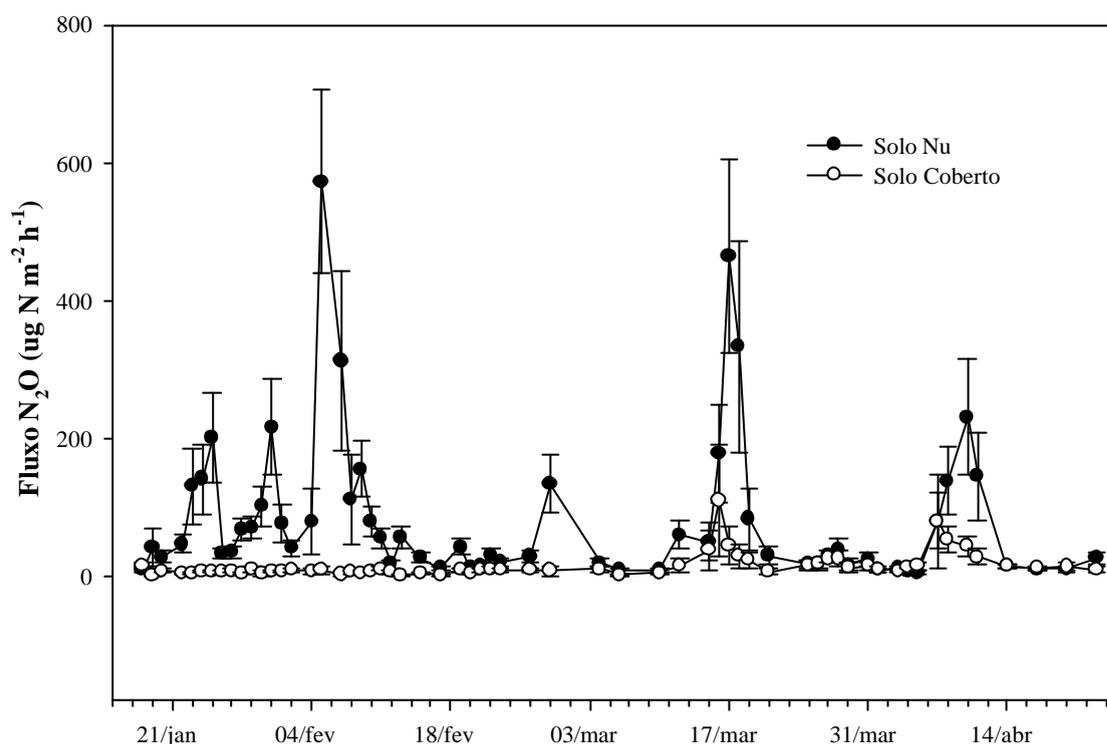


Figura 14: Fluxo médio diário de N_2O de Solo Nu e solo coberto com Milho Controle durante o período de 14 de janeiro a 23 de abril de 2008. As barras em cada ponto representam o erro padrão da média.

5. CONCLUSÕES

Os fatores de emissão provenientes da aplicação de N ficaram abaixo do valor estipulado pela metodologia do IPCC, mesmo considerando a grande variabilidade do fator, reforçando a necessidade de estimativa desses fatores para o ambiente tropical. Nas condições de estudo, o fator de emissão de N_2O do solo devida ao uso de fertilizante nitrogenado é de 0,5 %.

O fator de emissão associado a FBN da soja é muito inferior a 1%, sugerindo que o processo é irrelevante para as emissões de N_2O , tal como considerado pelo IPCC.

Os fatores de emissão para os resíduos de soja e milho foram semelhantes entre si, e assim podem ser considerados como 0,43 %.

As maiores emissões foram observadas após eventos de precipitação, independente do tratamento, destacando a necessidade da presença de água no ambiente para que ocorram as emissões de N_2O .

Todas essas evidências demonstram que a participação nas emissões de N_2O das regiões tropicais são bem menores do que as estimativas realizadas até então. As condições de clima, que mantém a temperatura média mais alta, reduzindo o tempo de alto umedecimento do solo, fazem com que o comportamento das emissões nessas regiões seja diferente das observadas em clima temperado.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKIYAMA, H., TSURUTA, H. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soils after manure and urea application. **Journal of Environmental Quality**. v. 32, p. 423–431, 2003.
- 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.
- BAGGS, E.M., REES R.M., SMITH K.A., VINTEN J.A. Nitrous legume oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use Manage**. vol. 16, p. 82–87, 2000.
- BAGGS, E.M., STEVENSON, M., PIHLATIE, M., REGAR, A., COOK H. AND CADISCH G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil** v. 254, nº 2, p. 361-370, 2003.
- BALL, B. C., SCOTT, A., PARKER, J. P. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**. v. 53, p. 29-39, 1999.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVARES V.; V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Org.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG. v. 1, p. 375-470, 2007.
- CIAMPITTI, I. A., CIARLO, E. A. CONTI, M. E. Nitrous oxide emissions from soil during soybean [*Glycine max* (L.) Merrill] crop phenological stages and stubbles decomposition period. **Biologic Fertility of Soils**. v. 44, p. 581-588, 2008.
- CLAYTON, H., ARAH, J. R. M., SMITH K. A. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. **Journal of Geophysical Research**, v. 99, p.16599-16607, 1994.
- CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento). **Avaliação da Safra Agrícola 2006/2007**. Acesso: 17 agosto 2008, de <http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/4levsafra.pdf>.
- CONEN, F.; SMITH, K. A.. An explanation of linear increases in gas concentration under closed chambers used to measure gas exchange between soil and the atmosphere. **European Journal of Soil Science**, v. 51, p. 111-117, 2000.
- CORRÊA-FERREIRA, B. S. Suscetibilidade da soja a percevejos na fase anterior ao desenvolvimento das vagens. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, nº 11, p. 1067-1072, 2005.
- 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. **Atmospheric Chemistry and Physics Discussions**, v. 7, p. 11191–11205, 2007.

DAVIDSON, E. A., JANSSENS, I. A., LUO Y. On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: moving beyond Q_{10} . **Global Change Biology**, v. 12, p 154–164, 2006.

DAVIDSON, E. A., KELLES, M., ERICKSON, H. E., VERCHOT, L. V., VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **Bioscience**, v. 50, nº 8, p. 667-680, 2000.

DEL PRADO, A., MERINO, P., ESTAVILLO, J. M., PINTO, M., GONZÁLEZ-MURUA, C. N_2O and NO emissions from different N sources and under a range of soil water contents **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 74, p 229 –243, 2006.

DESJARDINS, R. L., RIZNEK, R. Agricultural Greenhouse Gas Budget, In: MCRAE, T., SMITH, C. A. S., GREGORICH, L. J. (eds.), **Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Report of the Agri-Environmental Indicator Project**, Catalogue No. A22–201/2000E, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario, p. 133–142., 2000.

DICK, J., SKIBA, U., WILSON, J. The effect of rainfall on NO and N_2O emissions from Ugandan agroforest soils. **Phyton Annales - Rei Botanicae**, v 41, p 73–80, 2001.

DOBBIE, K. E., MCTAGGART, I. P., SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research**, v. 104, nº D21, p. 26.891–26.899, 1999.

DRURY, C. F., REYNOLDS, W. D., TAN, C. S., WELACKY, T. W., CALDER, W., MCLAUGHLIN, N. B. Emissions of nitrous oxide and carbon dioxide: influence of tillage type and nitrogen placement depth. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, 570-581, 2006.

DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.M. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (eds.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. University of Hawaii, Honolulu, p. 33-67, 1994.

ELMI, A.A.; MADRAMOOTOO, C.; HAMEL, C.; LIU, A. Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, nº 6, p. 340 –348, 2003.

FERNANDES, E. B. **Emissões de CO_2 , NO e N_2O em solos sob diferentes cultivos na região do Cerrado**. 2008. 136 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, DF.

FIRESTONE, M. K; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N_2O 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.

FLORES, R. A.; CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, W. R. D.; ZUCHELLO, F.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; SOARES, L. H. B.; ALVES, B. J. R. Variação diurna nos fluxos de N_2O do solo. In: **FertBio 2008**: 15 a 19 de Setembro, Londrina, Paraná. Anais do Encontro, CD-ROM. 4 pp. 2008.

GALLOWAY, J. N.; DENTENER, F.J.; CAPONE, D.G.; BOYER, E.W.; HOWARTH, R. W.; SEITZINGER, S.P.; ASNER, G.P.; CLEVELAND, C.C.; GREEN, P.A.; HOLLAND, E.A.; KARL, D.M.; MICHAELS, A.F.; PORTER, J.H.; TOWNSEND, A.R.; VÖRÖSMARTY, C.J. Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry**, vol 70, p 153–226, 2004.

GARCIA-PLAZAOLA, J. I.; BECERRIL, J. M.; ARRESE-IGOR, C.; HERNANDEZ, A.; GONZALEZ-MURUA, C.; APARICIO-TEJO, P.M. The contribution of *Rhizobium meliloti* to soil denitrification. **Plant Soil**, v. 157, p. 207–213, 1993.

GHOSH, S., MAJUMDAR, D., JAIN, M. C. Nitrous oxide emissions from kharif and rabi legumes grown on an alluvial soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 473–478, 2002.

GRANT, B., SMITH, W. N., DESJARDINS, R., LEMKE, R., LI, C. Estimated N₂O and CO₂ emissions as influenced by agricultural practices in Canada. **Climatic Change**, v. 65, p. 315–332, 2004.

GUERRA, A. J. T., SILVA, A. S., BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro. 2ª Edição. 2005. 340 p.

HARRISON, R., ELLIS, S., CROSS, R., HODGSON, J. H. Emissions of nitrous oxide and nitric oxide associated with the decomposition of arable crop residues on a sandy loam soil in Eastern England. **Agronomie**, v. 22, n° 7–8, p. 731–738, 2002.

HOLTGRIEVE, G. W., JEWETT, P. K., MATSON, P. A. Variations in soil N cycling and trace gas emissions in wet tropical forests. **Oecologia**, v. 146, p. 584–594, 2006.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro, Brasil, 2008. 472 p.

IPCC (International Panel on Climate Change) **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. P. 546-554, 2006.

JAMES, E. K., CRAWFORD, R. M. M. Effect of oxygen availability on nitrogen fixation by two Lotus species under flooded conditions. **Journal of Experimental Botany**, v. 49, N° 320, p. 599–609, 1998.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P., URQUIAGA, S., BODDEY, R. M., ALVES, B. J. R. Emissões de N₂O derivadas do solo sob sistema plantio direto, preparo convencional e diferentes rotações culturas durante a safra de verão. In: **FERTBIO 2004**, 19 a 23 de Julho, Lages, Santa Catarina. Anais do Encontro, CD-ROM. 4 pp. 2004.

JANTALIA, C. P., ZOTARELLI, L., SANTOS, H. P. dos, TORRES, E., URQUIAGA, S., BODDEY, R. M. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: avaliação de práticas usadas na produção de grãos no Sul do país. In: ALVES, B. J. R., URQUIAGA, S., AITA, C., BODDEY, R. M., JANTALIA, C. P., CAMARGO, F. A. O. **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Seqüestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Editora Genesis, Porto Alegre, 2006. 216 p.

JANTALIA, C. P.; 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**. (no prelo), 2008 (DOI 10.1007/s10705-008-9178-y).

KAISER, E. A., KOHRS, K., KUCKE, M., SCHNUG, E., HEINEMEYER, O., MUNCH, J. C. Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n° 12, p. 1553–1563, 1998.

KHALIL, M. I., ROSENANI, A. B., VAN CLEEMPUT, O., FAUZIAH, C. I. SHAMSHUDDIN, J. Nitrous oxide emissions from an Ultisol of the humid tropics under maize –groundnut rotation. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1071 –1078, 2002.

LINN, D. M., DORAN J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society American Journal**, v. 48, p 1267-1272, 1984.

LIU, X. 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 and Biochemistry**, v. 39, p. 2362–2370, 2007.

LUCINSKI, R., POLCYN, W., RATAJCZAK, L. Nitrate reduction and nitrogen fixation in symbiotic association Rhizobium — legumes. **Acta Biochimica Polonica**, v. 49, n° 2, p. 537-546. 2002.

LUNDQUIST, E. J., JACKSON, L. E., SCOW, K. M. Wet-dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 1031–1038, 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 Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, v. 141, p. 78–88, 2007.

MILLAR, N., BAGGS, E. M. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N₂O emissions after their addition to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 935–943, 2004.

MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT, L., KING, J.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, v 6, p. 11–49, 2004.

NOVOA, R. S. A., TEJEDA, H. R. Evaluation of the N₂O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 75, p. 29 –46, 2006.

PALM, C., TOMICH, T., VAN NOORDWIJK, M., VOSTI, S., GOCKOWSKI, J., ALEGRE, J., VERCHOT, L. Mitigating GHG emissions in the humid tropics: case studies from the alternatives to slash-and-burn program (ASB). **Environment, Development and Sustainability**, v 6, p. 145-162, 2004.

PARKIN, T.B.; KASPAR, T.C. Nitrous oxide emissions from corn–soybean systems in the midwest. **Journal of Environmental Quality**, v 35, 1496 -1506, 2006.

ROBERTSON, G.P.; GRACE, P.R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**, v.6, p.51–63, 2004.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PRÉVOST, D.; LÉVESQUE G. Emissions of N₂O from alfalfa and soybean crops in Eastern Canada. **Soil Science Society American Journal**, v. 68, p. 493–506, 2004.

ROCHETTE, P.; JANZEN, H.H. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 73, p. 171–179, 2005.

ROCHETTE P. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. **Soil & Tillage Research**, v. 101, p. 97–100, 2008.

RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J.C. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p. 263–274, 2006.

SHEARER, G.; KOHL, D. H. N₂ fixation in field settings: estimations based on natural ¹⁵N abundance. **Australian Journal of Plant Physiology**, v.13, p. 699-756, 1986.

SKIBA, U.; SMITH, K. A. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. **Chemosphere - Global Change Science**, v.2, p. 379-386, 2000.

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**, v.54, p.779-791. 2003.

SMITH, J. L.; MYUNG, H. Rapid procedures for preparing soil and KCl extracts for ¹⁵N analysis. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v. 21, n. 17 and 18: 2173-2180, 1990.

STEHFEST, E.; BOUWMAN, L. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 74, p. 207–228, 2006.

TRINSOUTROT, I., RECOUS, S., BENTZ, B., LINÈRES, M., CHÈNEBY, D. NICOLARDOT, B. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society American Journal**, v. 64, p. 918 – 926, 2000.

VELDKAMP, E.; KELLER, M.; NUÑEZ, M. Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. **Global Biogeochemic Cycles**, v. 12, p. 71–79, 1998.

VELTHOF, G. L.; OENEMA, O. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, v.45, p. 347–360, 1997.

VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; OENEMA, O. Mitigation of nitrous oxide emissions from dairy farming systems. **Environmental Pollution**, v. 102, p. 173–178, 1998.

VINTHER, F. P.; HANSEN, E. M.; OLESEN, J. E. Effects of plant residues on crop performance, N mineralization and microbial activity including field CO₂ and N₂O fluxes in unfertilized crop rotations. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 70, p 189–199, 2004.

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 and Biochemistry**, v. 33, p 1077-1093, 2001.

YANG L. CAI Z. The effect of growing soybean (*Glycine max* L.) on N₂O emission from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, p. 1205-1209, 2005.

ZAMAN, M.; NGUYEN, M. L.; BLENNERHASSETT, J. D.; QUIN, B. F. Reducing NH₃, N₂O and NO₃⁻ N losses from a pasture soil with urease or nitrification inhibitors and elemental S-amended nitrogenous fertilizers. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, p 693–705, 2008.