UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO AFETADA POR SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO E FONTES DE NITROGÊNIO

JOSILÉIA ACORDI ZANATTA
Tese de Doutorado

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO AFETADA POR SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO E FONTES DE NITROGÊNIO

JOSILÉIA ACORDI ZANATTA
Engenheira Agrônoma (UDESC)
MSc. Ciência do Solo (UFRGS)

Tese de doutorado apresentada como um dos requisitos à obtenção do Grau de Doutor em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Janeiro de 2009

CIP – CATALOGAÇÃO INTERNACIONAL NA PUBLICAÇÃO
Biblioteca Setorial da Faculdade de Agronomia da UFRGS

Z27c Zanatta, Josiléia Acordi
Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de Nitrogênio / Josiléia Acordi Zanatta – Porto Alegre : J. A. Zanatta, 2009.

xiii, 79f.; il

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

1. Manejo do solo : Fontes de Nitrogênio : Emissão de óxido nitroso. I. Título.

CDD: 631.4

JOSILÉIA ACORDI ZANATTA
Engenheira Agrônoma - UDESC
Mestre em Ciência do Solo - UFRGS

TESE

Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em: 20.01.2008
Pela Banca Examinadora

CIMÉLIO BAYER
Orientador-PPG-Ciência do Solo

JULIANA GOMES
Souza Cruz S.A. - Regional Product Center

SANDRO JOSÉ GIACOMINI
Departamento de Solos/UFSM

TELMO JORGE CARNEIRO AMADO
Departamento de Solos/UFSM

JOÃO MIELNICZUK
PPG Ciência do Solo/UFRGS

Homologado em: 10.02.2008
Por

RENATO LEVIEN
Coordenador do
Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo

PEDRO SELBACH
Diretor da Faculdade
de Agronomia

Dedico este trabalho aos meus pais,

***Ivanor e Teresinha Zanatta**,*

*a minhas irmãs, **Tatiane, Patricia e Samara Zanatta**,*

sempre penso em vocês com muito carinho.

AGRADECIMENTOS

Algum tempo se passou desde que cheguei em Porto Alegre... muitas coisas aconteceram neste tempo ... muitas lembranças agradáveis e prazerosas ficarão guardadas em minha memória e com elas meu carinho pelos amigos e colegas, professores e funcionários da UFRGS. Em especial, gostaria de agradecer:

Ao professor Cimélio Bayer, sempre mais que um orientador, um verdadeiro amigo.

Ao professor João, exemplo de vida no qual nos espelhamos.

Ao Departamento de Solos e ao PPG Ciência do solo juntamente com seus professores e funcionários.

Aos amigos que já deixaram o PPG Ciência do Solo, Paulo César, Madalena, Júlio, Nilvânia e Juliana, saibam que vocês são muito importantes na minha vida.

Ao amigo Frederico, pelas tantas experiências profissionais divididas neste tempo, minha gratidão.

Aos amigos do grupo de manejo: ao Carlos, ao Renan, ao Tiago, a Michely, a Graciele, a Natália, a Cecília, a Fabíola, a Elisandra, a Mirla, o Gustavo e a Rosane, obrigada pela confiança e pelo convívio harmonioso. A este grupo, no qual aprendi a apreciar o chimarrão, deixo meu carinho e meu desejo de sucesso a todos como forma de agradecimento aos inúmeros momentos felizes que compartilhamos, sejam estes nas madrugadas de trabalho no laboratório, debaixo de sol no campo ou nas animadas jantas.

Aos bolsistas de iniciação científica: Nilo, Fernando, Tiago e o Rafael pelos trabalhos que compartilhamos e pela amizade de vocês.

Ao funcionário da UFRGS Luís Antônio da Silveira, o Tonho, exemplo de companheirismo que contagia a todos. Sempre prestativo e disposto a ajudar.

Ao seu José, pelo seu bom humor e a sua ajuda incondicional em muitas tarefas durante o curso.

A meus pais, pela esperança que depositaram em suas filhas, não medindo esforços para que todas pudessem estudar.

A minhas irmãs, admiro muito vocês.

Ao Jeferson, pelos sonhos de vida que compartilhamos e por suas contribuições a este trabalho.

A Deus, por todas as oportunidades vivenciadas em minha vida profissional e pessoal.

A todos vocês meu sincero,
Muito Obrigada.

EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO AFETADA POR SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO E FONTES DE NITROGÊNIO[1]

Autora: Josiléia Acordi Zanatta
Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

RESUMO

Práticas de manejo do solo afetam as emissões de N_2O do solo, porém poucas são as informações disponíveis para ambientes tropicais e subtropicais. Dois estudos foram conduzidos com o objetivo de avaliar o efeito de práticas de manejo de solo nas emissões de N_2O do solo nas condições subtropicais do Sul do Brasil. No Estudo I, num Argissolo vermelho, avaliou-se o efeito de longo prazo (22 anos) de sistemas de preparo do solo [plantio direto (PD) e preparo convencional (PC)], de sistemas de cultura [aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (V/M)] e de fontes de N em PD [uréia e resíduo de ervilhaca]. No Estudo II, num Gleissolo, foi avaliado o efeito de curto prazo de sete fontes de N mineral aplicadas ao milho. Amostras de ar foram coletadas em câmaras estáticas e a concentração de N_2O determinada por cromatografia gasosa. A emissão acumulada de N_2O até 45 dias após o manejo das plantas de cobertura, no solo em PD, foi três vezes superior no sistema V/M (0,73±0,1 kg N ha^{-1}) em relação ao sistema A/M (0,19±0,1 kg N ha^{-1}). No solo em PC, entretanto, tais emissões foram equivalentes entre os sistemas: 0,51±0,1 kg N ha^{-1} no A/M e 0,55±0,1 kg N ha^{-1} no V/M. Essas emissões foram controladas principalmente pela disponibilidade de N-NO_3^- e de C orgânico dissolvido no solo, pela porosidade total do solo preenchida com água e pela atividade microbiana (fluxo de CO_2). Ambas as fontes de N (uréia ou resíduo de ervilhaca) tiveram efeito semelhante, dobrando as emissões de N_2O em comparação ao tratamento sem N. Possivelmente, a emissão de N_2O do solo com ervilhaca foi potencializada pelas chuvas abundantes após o manejo das plantas de cobertura, as quais atrasaram a semeadura do milho em 36 dias e mantiveram maiores teores de NO_3^- no solo em comparação ao tratamento com uréia em cobertura no milho no qual o fertilizante foi aplicado quando a cultura apresentava alta demanda do nutriente. Em relação as fontes de N mineral, as maiores taxas de emissão de N_2O ocorreram no 3º dia após a aplicação, sendo mais intensas nas fontes com N nítrico (nitrato de amônio: 8587,4±1062,7; nitrato de cálcio: 3485,8±942,6 e uran: 2050,7±427,7 µg N m^{-2} h^{-1}) em relação às fontes com N amoniacal (sulfato de amônio: 1435,3±172,3 µg N m^{-2} h^{-1}) ou amídico (uréia: 859,1±197,6; uréia + inibidor de urease: 346,4±32,9 µg N m^{-2} h^{-1}). A menor emissão de N_2O ocorreu no solo adubado com N de liberação lenta (187,8±61,6 µg N m^{-2} h^{-1}). A desnitrificação foi o principal processo envolvido na emissão de N_2O no solo em ambos os estudos e sob estas condições a utilização de fontes amídicas de N apresentam potencial de mitigar a emissão de N_2O. O potencial de mitigação das emissões de N_2O por leguminosas de inverno em substituição ao N mineral depende das condições climáticas e, possivelmente, é restrito à anos em que o excesso de chuvas não determine atraso na semeadura do milho.

---

[1] Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (79p.) Janeiro, 2009. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq.

NITROUS OXIDE EMISSION AFFECTED BY SOIL MANAGEMENT SYSTEMS AND NITROGEN SOURCES[2]

Author:. Josiléia Acordi Zanatta
Adviser: Prof. Dr. Cimélio Bayer

ABSTRACT

Soil management practices affect soil N_2O emissions, but little is the information available to tropical and subtropical environments. Two studies were carried out aiming at assessing the effect of soil management practices on soil N_2O emissions in the subtropical conditions of Southern Brazil. In Study I, in an Acrisol, we assessed the long-term effect (22 years) of soil tillage systems [no-tillage (NT) and conventional tillage (CT)], of cropping systems [oat/maize (O/M) and vetch/maize (V/M)] and of N sources [urea and vetch residues]. In Study II, in a Gleysol, we assessed the short-term effect of seven mineral N sources applied to maize. Air samples were collected in static chambers and N_2O concentration was determined by gas chromatography. The accumulated N_2O emission until 45 days after cover crops rolling, in NT soil, was three times greater in V/M system (0.73±0.1 kg N ha^{-1}) than in O/M system (0.19±0.1 kg N ha^{-1}). In CT soil, however, such emissions were similar in those two systems: 0.51±0.1 kg N ha^{-1} in O/M and 0.55±0.1 kg N ha^{-1} no V/M. These emissions were controlled mainly by NO_3^--N and dissolved organic C availability in soil, by water filled porosity and by microbial activity (CO_2 flux). Both N sources (urea and vetch residues) showed similar effects and doubled the N_2O emissions in comparison to the treatment without N. The N_2O emission derived from the addition of vetch residue was possibly potencialized by abundant rains after cover crops rolling. Rains delayed maize sowing by 36 days and maintained higher NO_3^- contents in soil in comparison to the treatment with sidedress urea, applied when crop had higher demand for nutrients. Regarding to mineral N sources, the highest N_2O emission rates occurred three days after application, being more intensive in nitric N sources (ammonium nitrate: 8587,4±1062,7; calcium nitrate: 3485,8±942,6 and uran: 2050,7±427,7 µg N m^{-2} h^{-1}) compared to ammoniacal N sources (ammonium sulfate: 1435,3±172,3 µg N m^{-2} h^{-1}) or amidic (urea: 859,1±197,6; urea + urease inhibitor: 346,4±32,9 µg N m^{-2} h^{-1}). The lowest N_2O emission occurred in soil fertilized with slow release N source (187,8±61,6 µg N m^{-2} h^{-1}). Denitrification was the major process in N_2O emission in both studies and under these conditions the utilization of amidic N sources represents a potential to mitigate N_2O emission. The potential of winter legumes in substitution to mineral N to mitigate N_2O emissions depends upon climatic conditions and is possibly limited to years the rains do not delay maize sowing.

---

[2] Doctoral thesis in Soil Science. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (79p.) Janeiro, 2009. Research supported by CNPq.

SUMÁRIO

Página

1. INTRODUÇÃO 1

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 4
2.1. O efeito estufa e o aquecimento global 4
2.2. O papel do óxido nitroso 6
2.3. Principais processos e fatores que podem afetar a produção de N_2O no solo 8
2.4. Impacto de práticas de manejo sobre as emissões de N_2O dos solos 12

3. HIPÓTESES GERAIS 23

4. OBJETIVOS GERAIS 24

5. ESTUDO I: EMISSÕES DE N_2O EM ARGISSOLO AFETADAS POR SISTEMAS DE MANEJO DE SOLO E DE CULTURAS NO SUL DO BRASIL 25
5.1. Introdução 25
5.2. Material e Métodos 28
5.2.1. Características da área experimental e do solo 28
5.2.2. Tratamentos avaliados 29
5.2.3. Amostragem do ar e análise de N_2O 33
5.2.4. Variáveis de solo e meteorológicas 36
5.3.5. Análise estatística 38
5.3. Resultados e Discussão 40
5.4. Conclusões 49

6. ESTUDO II: EMISSÕES DE N_2O DO SOLO AFETADAS POR FONTES DE NITROGÊNIO MINERAL 51
6.1. Introdução 51
6.2. Material e Métodos 53
6.2.1. Características da área experimental e do solo 53
6.2.2. Tratamentos avaliados 54
6.2.3. Amostragem do ar e análise de N_2O 56
6.2.4. Variáveis de solo e meteorológicas 56
6.3.5. Análise estatística 57
6.3. Resultados e Discussão 57
6.4. Conclusões 63

7. ESTUDOS FUTUROS 64

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 66

9. RESUMO BIBLIOGRÁFICO 78

RELAÇÃO DE TABELAS

		Página
1.	Levantamento das emissões de N_2O do solo em sistema plantio direto (PD) e preparo convencional (PC) nas regiões temperada, subtropical e tropical.....	16
2.	Descrição dos tratamentos avaliados quanto a emissão de N_2O do solo.....	29
3.	Fitomassa de aveia preta e ervilhaca, percentagem de N na fitomassa e quantidade de nitrogênio adicionado ao solo pelos resíduos vegetais e pela adubação nitrogenada	31
4.	Densidade do solo na camada de 0-0,1 m em plantio direto descrito por da Silva et al. (2006) e em preparo convencional do solo avaliada em 4 épocas após a lavração e gradagem do solo em preparo convencional	37
5.	Estoque de N orgânico no solo (0-0,2 m), N adicionado pela biomassa vegetal, coeficientes de decomposição do N no solo e dos resíduos vegetal (k_2) e N mineralizado do solo e dos resíduos vegetais no período pós-manejo	39
6.	Características químicas e densidade do solo em subcamadas até 0,2 m determinadas no início do experimento	54
7.	Proporção relativa das formas químicas que compõem os adubos utilizados	56

RELAÇÃO DE FIGURAS

		Página
1.	Espectros de absorção da radiação infravermelha térmica liberada da terra por gases de efeito estufa e da atmosfera	5
2.	Representação esquemática dos processos microbianos e fluxos de substratos e produtos da nitrificação (A) e da desnitrificação no solo (B). Fonte: Adaptado de Farquharson & Baldock (2008).	9
3.	Diagrama ilustrativo das relações entre as condições meteorológicas, as práticas de manejo do solo e de cultura e as emissões de N_2O em solos agrícolas	13
4.	Croqui do experimento de sistemas de manejo de solo e a localização das microparcelas avaliadas	30
5.	Temperatura média do ar, precipitação pluviométrica e apontamento das irrigações complementares realizadas na cultura do milho	32
6.	Cronograma de amostragem de ar e análise de N_2O do solo em função das práticas de manejo de solo executadas durante o ano	34
7.	Foto ilustrando uma microparcela 10 dias após o manejo das culturas de cobertura de solo, durante um evento de amostragem de ar	35
8.	Emissões de N_2O (µg N m^{-1} h^{-1}) no solo afetadas por sistemas preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional), de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica). Barras verticais indicam o erro padrão da média (*n*=3)	40

9. Precipitação, temperatura do solo a 5 cm e porosidade do solo preenchida por água (PPA) na camada de 0-0,1 m do solo afetadas por sistemas preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional), de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica) 41

10. Variações temporais nos teores de NH_4^+ (A), NO_3^- (B) e carbono orgânico dissolvido (COD; C) na camada de 0-0,1 m do solo afetadas por sistemas de preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional), de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica). Barras verticais indicam o erro padrão da média (*n*=2) 42

11. Emissão acumulada de N_2O do solo no período pós-manejo e no ano e em equivalente de C-CO_2 anual afetada por sistemas de preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional), de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica). Barras verticais indicam o erro padrão da média (*n*=3) 43

12. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) na camada de 0-0,1 m e a emissão diária de N_2O do solo afetada por sistemas de preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional), de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica) 46

13. Precipitação e porosidade preenchida com água (PPA) na camada de 0-0,1m do solo (A) e taxas de emissão de N_2O (µg N m^{-2} h^{-1}) do solo (B) cultivado com milho após a aplicação de diferentes fontes de N 58

14. Variações temporais nos teores de amônio (NH_4^+; A e B), nitrato (NO_3^-; C e D) e nos valores de pH do solo (E e F) na camada de 0-0,1 m do solo avaliado quanto a emissão de N_2O após a aplicação de diferentes fontes de N. Barras verticais indicam o erro padrão da média (*n*=2) 59

15. Emissão acumulada de N_2O do solo (g N ha^{-1}) no período de 15 dias e o equivalente em C-CO_2 para mitigar estas emissões. [1]% do N aplicado emitido como N_2O no período 62

1. INTRODUÇÃO

O aumento da concentração de óxido nitroso (N_2O) na atmosfera está relacionado à atividade industrial e ao uso agrícola dos solos, e tem sido responsável, ao menos em parte, pelo aquecimento global e seus impactos negativos na agricultura e na sociedade em geral (IPCC, 2007). Este fenômeno chamado de efeito estufa antrópico, além de alterações nas variáveis climáticas, pode promover modificações sensíveis na atividade agrícola de várias regiões, inclusive no Brasil (Assad et al., 2005; Zullo Jr. et al., 2006).

O mais recente relatório do Painel Intergovernamental sobre mudanças climáticas (International Panel Climate Change - IPCC) prevê que a produção de alimentos em todo o mundo poderá sofrer um impacto dramático nas próximas décadas, devido ao aumento médio das temperaturas globais, alterações nos padrões de chuvas e incidência de secas e geadas fora das épocas previstas. No Brasil, estudos simulando as alterações no zoneamento agroclimático das principais culturas, considerando o cenário mais otimistas de aumento médio da temperatura global (1,4 a 3,8 ^{o}C até 2100), identificaram já para a próxima década uma redução na área plantada que pode atingir 25% para a cultura de soja (Assad & Pinto, 2008). A agricultura possivelmente será um dos setores da economia que mais sofrerá com as alterações climáticas.

No entanto, a agricultura é considerada um dos setores da economia que mais contribui para as emissões de N_2O. Globalmente, estima-se que a agricultura é responsável por 80% das emissões de N_2O (IPCC, 2007). No Brasil, este percentual é ainda maior devido a forte vocação nacional à agricultura, 94% do N_2O liberado a atmosfera anualmente é

proveniente da agricultura, totalizando aproximadamente 480 Gg N_2O ano^{-1} (Cerri & Cerri, 2007). A retirada e queima de florestas, o preparo intensivo (preparo convencional) de solos agrícolas, a queima de resíduos culturais, a produção de animais extensivamente e o uso de fertilizantes nitrogenados são exemplos de atividades e práticas agrícolas que contribuem expressivamente para as emissões de N_2O no Brasil, segundo inventários coordenados pelo Ministério da Ciência e Tecnologia (Embrapa, 2006).

A expressiva contribuição do setor agrícola brasileiro às emissões de N_2O indica que esforços na identificação e desenvolvimento de estratégias e tecnologias eficientes em promover a redução das emissões de N_2O à atmosfera devem ser intensificados. Adicionalmente, este setor da economia, é bastante flexível à adoção de novas tecnologias, as quais apresentam baixo custo de implantação comparativamente ao verificado nos setores energético e industrial. Para a eficiente definição de estratégias de mitigação das emissões de N_2O é imprescindível identificar os fatores ambientais e de manejo agrícola que afetam a emissão de N_2O dos solos.

Entretanto, estudos desta natureza no Brasil concentram-se na região Sudeste e na Amazônia, enquanto na região Sul, que apresenta uma expressiva área cultivada (~12 milhões hectares na safra de verão) e contribuição significativa na produção nacional de grãos (~60 milhões de toneladas de grãos), as ações de pesquisa ainda encontram-se em fase inicial (Giacomini et al. 2006; Gomes, 2006; Jantália et al., 2008; Piccolo et al., 2007; Costa et al., 2008; Escobar et al., 2008). Os estudos realizados até o momento na região verificaram que o solo cultivado em plantio direto associado a sistemas de rotação de culturas com leguminosas de cobertura do solo apresentam maior emissão de N_2O se comparados ao preparo convencional do solo e ao uso de rotações de culturas exclusivamente com gramíneas, respectivamente. Porém, há necessidade de investigações mais específicas sobre o efeito da qualidade dos resíduos vegetais deixados na superfície do solo em plantio direto sobre as emissões de N_2O, bem como aqueles efeitos relativos ao uso de diferentes fontes de N mineral no solo e da interação entre os fatores de manejo de solo com as variáveis meteorológicas locais (Gomes, 2006).

O entendimento das interações entre os fatores que afetam a emissão de N_2O no solo, principalmente aqueles relacionados ao manejo de solo permitirá a identificação de práticas agrícolas potencialmente mitigadoras das emissões de N_2O em nível regional. O presente estudo tem o objetivo de verificar o efeito de sistemas de manejo de solo e de culturas sobre as emissões de N_2O do solo, identificar as variáveis controladoras destas emissões a fim de sugerir práticas de manejo que diminuam o impacto da atividade agrícola no ambiente, mais especificamente na emissão de N_2O na região Sul do Brasil.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. O efeito estufa natural e o aquecimento global

A atmosfera e a superfície da terra são mantidas aquecidas pela energia proveniente do sol na forma de radiação ultra-violeta, visível e infravermelho. De toda a energia recebida do sol pelas camadas superiores da atmosfera, cerca de pouco mais que a metade é infravermelha e o restante é luz visível. A radiação ultra-violeta, em grande parte, é removida na estratosfera por moléculas gasosas como o oxigênio diatômico e ozônio e apenas uma fração desta energia atinge a terra. De toda a energia incidente na Terra, cerca de 50% é absorvida pela superfície da terra, outros 20% são absorvidos por gases e pelas gotículas de água presentes no ar. O restante, cerca de 30%, é refletido de volta ao espaço por corpos refletores (neve, gelo, areia, nuvens).

Para que a temperatura da Terra se mantenha constante, a quantidade de energia que o planeta absorve e aquela liberada devem ser iguais. A energia liberada da superfície da terra situa-se nos comprimentos de onda do infravermelho térmico (4 a 50 μm), também chamado de calor. Alguns gases presentes no ar podem absorver temporariamente a luz infravermelha térmica em comprimentos de onda específicos, o que sugere que nem toda energia liberada da terra escapa para o espaço. A luz absorvida por estas moléculas gasosas é reemitida em todas as direções de modo completamente aleatório, resultando na reabsorção de energia e provocando um aquecimento adicional da superfície da terra e do ar. Este fenômeno é conhecido por efeito estufa e é responsável pela temperatura média da superfície da terra ser de aproximadamente 15 ^{o}C.

.

O problema é que nas últimas décadas, o aumento da concentração de gases traços na atmosfera está intensificando o efeito estufa natural, causando preocupação entre os cientistas. Os principais gases de efeito estufa (GEE) são o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O), o vapor d'água (H_2O), clorofluorcarbonetos (CFCs) e o ozônio (O_3). Dentre estes, o N_2O, o CO_2, o CH_4 e o CFCs são produzidos pela atividade humana, sendo que os três primeiros estão relacionados à agricultura.

A intensificação do efeito estufa foi medido pela primeira vez em 2000, quando cientistas relataram mudanças no espectro da radiação que escapa da atmosfera para o espaço (>4 µm) (Figura 1). Comparando dados coletados por dois satélites com diferenças de 27 anos, eles mostraram que menos radiação está escapando para o espaço nas freqüências que coincidem com aquelas dos principais GEE produzidos pelo homem. Isto significa que maior quantidade de calor está sendo armazenada na terra ao longo dos anos.

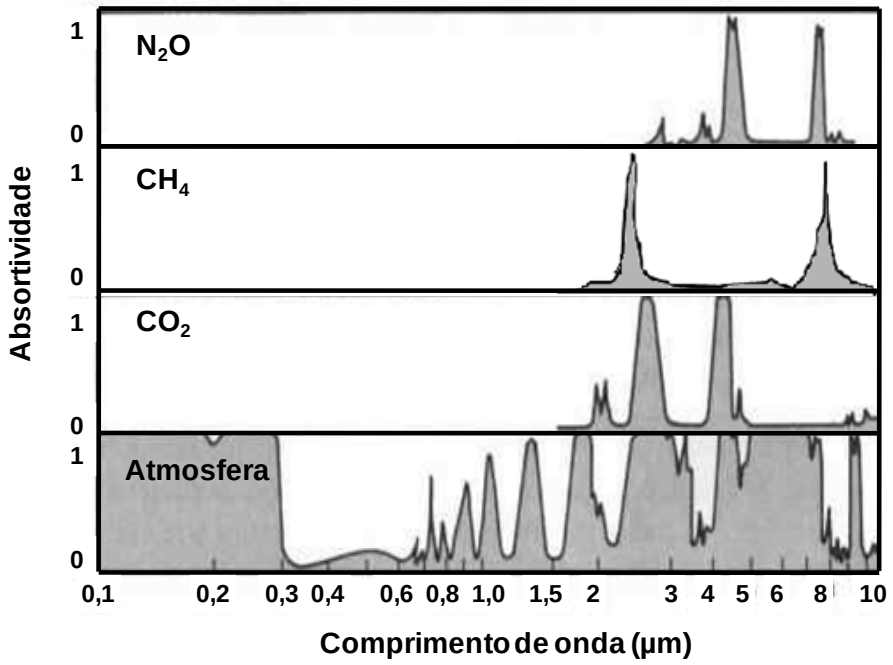

FIGURA 1. Espectros de absorção da radiação pelos principais gases de efeito estufa e da atmosfera com um todo. Fonte: Adaptado Baird (2002).

Atualmente, como resultado do aumento da concentração de GEE na atmosfera é estimado um aumento médio de 0,74 ^{o}C na temperatura média do planeta no último século (IPCC, 2007; Angelo, 2008). Desde 1850 quando as temperaturas começaram a ser registradas com termômetros, 11 dos 12

anos mais quentes foram registrados entre 1995 a 2006. Este aumento na temperatura do planeta poderá trazer brevemente alterações nos sistemas produtivos como a redução da área produtiva e da produção de culturas, como indicado por estudos recentes (Assad & Pinto, 2008). Segundo o relatório do IPCC (2007), a contribuição das atividades humanas para o efeito estufa corresponde a um forçamento radioativo adicional médio de 1,6±0,8 watt m^{-2} ao ano. Por isso, o efeito estufa, um fenômeno natural e benéfico tem se tornado um vilão, responsável pelo aquecimento global antropogênico.

2.2. O papel do óxido nitroso

Um dos gases que mais contribui para o aquecimento global é o N_2O, responsável por 7 % do forçamento radiativo positivo causado pelo aumento dos GEE relacionados a agricultura (IPCC, 2007). Atualmente com 319 ppb, a concentração de N_2O na atmosfera aumentou 16% desde 1800, o que corresponde a uma taxa média de crescimento de 0,22 ppb ano^{-1}. Todavia, considerando apenas as últimas décadas, a concentração de N_2O na atmosfera tem aumentado a taxas superiores a 0,8 ppb ano^{-1} com uma emissão anual da ordem de 10 Tg de N_2O, sendo 70% disto de origem antrópica (IPCC, 2007). Apesar de emitido em menor quantidade do que os demais gases de efeito estufa, uma molécula de N_2O tem potencial de aquecimento global 296 vezes maior que a molécula do CO_2. Este maior potencial de aquecimento da molécula de N_2O em relação ao CO_2 está relacionado ao seu tempo de residência na atmosfera estimado em mais de 100 anos e a natureza das ligações químicas presentes na molécula capaz de absorver calor (Baird, 2002).

A absorção de calor pela molécula de N_2O ocorre pelos movimentos conhecidos como vibração de deformação angular e de estiramento das ligações químicas (Baird, 2002). A vibração de deformação angular absorve luz infravermelha térmica em uma banda do espectro de luz situada em 8,6 µm, enquanto a vibração de estiramento absorve luz centrada em 7,8 µm (Figura 1). A medida que a radiação de ondas longas liberada da superfície da terra vibra nestas freqüências poderá ser absorvida e reemitida em todas as direções. Para a atual concentração de N_2O na atmosfera estima-se um

aquecimento adicional de 0,16±0,2 watts m^{-2} em relação ao período pré-industrial (IPCC, 2007).

A produção de N_2O antrópica é verificada através de atividades agrícolas e industriais. Na agricultura, a produção de N_2O é proveniente de processos biológicos que ocorrem nos solos agrícolas, enquanto na indústria a produção do náilon e a queima de combustíveis fósseis são as principais fontes. No entanto, desde 1990, quando se descobriu que o procedimento tradicionalmente empregado para preparação de náilon resultava em formação e liberação de N_2O, os produtores instituíram um plano para eliminar gradualmente as emissões de N_2O da cadeia produtiva do náilon.

Anteriormente, acreditava-se que a queima de combustíveis fósseis liberasse N_2O como subproduto da combinação química de N_2 e O_2 no ar. Porém, hoje se sabe que o N_2O é formado apenas quando o próprio combustível contém nitrogênio, como no caso do carvão e da biomassa. Entretanto, parte do NO produzido a partir do N_2 atmosférico durante a queima dos combustíveis em automóveis é inevitavelmente convertida a N_2O em vez de N_2, nos conversores catalíticos de três vias atualmente em uso. Alguns dos novos conversores desenvolvidos para uso em automóveis não apresentam mais este problema.

A atividade agrícola é definida como a principal fonte de N_2O à atmosfera (IPCC, 2007). No Brasil são estimados que 480 Gg de N_2O por ano sejam emitidas à atmosfera pelos solos agrícolas (Embrapa, 2006). As regiões que mais contribuem para as emissões de N_2O no Brasil são a Sul, Centro-Oeste e Sudeste, que juntas eqüivalem a 72% da emissão brasileira deste gás. Na região Sul, dos atuais 107 Gg N_2O (22% da emissão nacional) emitidos por ano, o estado do RS é responsável por 55%, sendo o maior emissor deste gás em nível nacional. As principais fontes deste gás no RS são os solos agrícolas responsáveis por 43% da emissão estadual, o que deve, em grande parte, estar relacionado à aplicação de fertilizantes nitrogenados em áreas cultivadas, além da contribuição das áreas destinadas a pastagens com ruminantes. O uso de fertilizante mineral e adubação orgânica promovem maior disponibilidade de N na forma mineral no solo (NH_4^+ + NO_3^-), que em condições propícias de umidade no solo acentuam os processos microbiológicos, responsáveis pela produção de N_2O no solo.

2.3. Principais processos e fatores que podem afetar a produção de N_2O no solo

No solo, a produção de N_2O é oriunda dos processos microbiológicos de nitrificação e de desnitrificação que podem ou não ocorrer simultaneamente. O processo de nitrificação é a oxidação biológica de formas reduzidas do nitrogênio (Figura 2A). Neste processo, as bactérias quimioautotróficas oxidam o NH_4^+ presente no solo produzindo NO_3^-. Este processo ocorre em duas etapas. Na primeira, o amônio é oxidado principalmente por bactérias do gênero Nitrosomonas e Nitrosospira a NO_2^- , e este oxidado a NO_3^- por bactérias do gênero Nitrobacter numa segunda etapa. No entanto, a produção de N_2O por nitrificação está relacionada à redução de compostos intermediários entre o NH_4^+ e o NO_2^- como o NH_2OH e o próprio NO_2^-, geralmente pelos próprios microrganismos que oxidam o amônio (Paul & Clark, 1996; Wrage et al., 2001). Acredita-se, que o acúmulo de NO_2^- no solo seja o fator determinante da produção de N_2O por nitrificação, o que tem sido indicado como um mecanismo de defesa para minimizar o acúmulo intracelular de NO_2^- (Ritchie & Nicholas, 1972). Neste caso, as bactérias nitrificadoras usam o NO_2^- como aceptor final de elétrons para reduzir seus níveis tóxicos no solo, produzindo N_2O.

Apesar da produção de N_2O por nitrificação ser possível, os picos de emissão de N_2O nos solos geralmente são atribuídos ao processo de desnitrificação (Wrage et al., 2001; Lee et al., 2006; Liu et al., 2007). No processo de desnitrificação, os óxidos de nitrogênio, nitrito e nitrato são reduzidos a formas gasosas de nitrogênio (NO, N_2O ou N_2) (Figura 2B). No solo, uma grande variedade de bactérias é capaz de desnitrificar (p.e. *Pseudomonas*), na sua grande maioria microrganismos anaeróbios facultativos que oxidam formas orgânicas de carbono disponível no solo, a fim de gerar energia, e usam o NO_3^- como receptor final de elétrons na ausência de O_2 (Paul & Clarck, 1996).

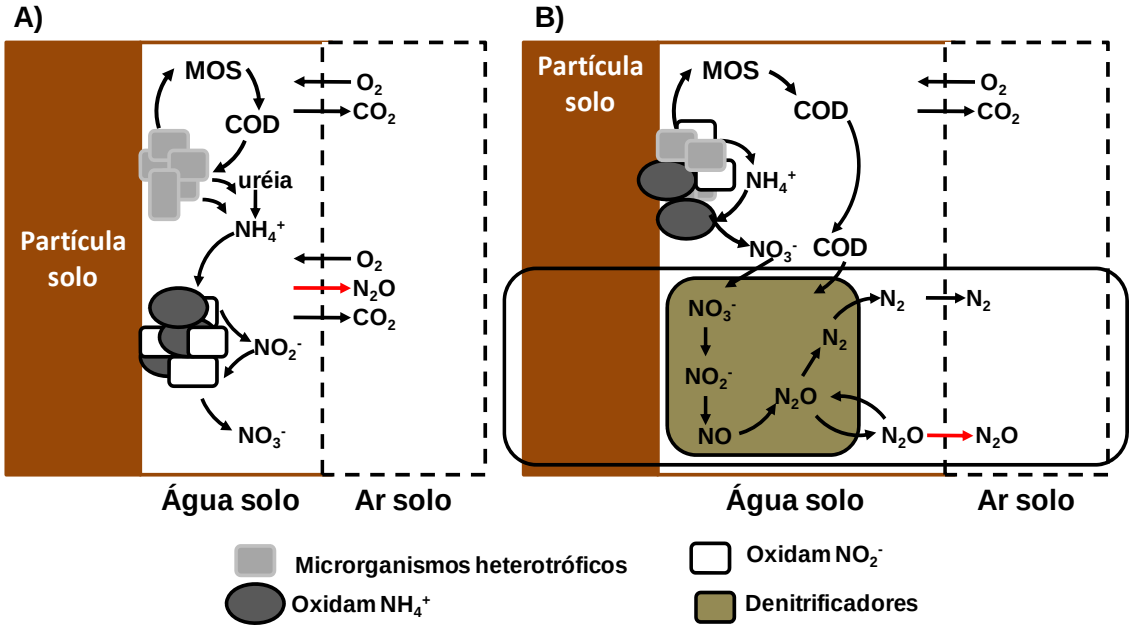

FIGURA 2. Representação esquemática dos processos microbianos e fluxos de substratos e produtos da nitrificação (A) e da desnitrificação no solo (B). Fonte: Adaptado de Farquharson & Baldock (2008).

O NO_3^- é a espécie química que mais age como aceptor final de elétrons na ausência de O_2, devido principalmente a maior disponibilidade no solo e a menor energia de ativação requerida na reação em relação ao N_2O e ao NO (Atkins, 2006). Em solos não adubados, a disponibilidade de NO_3^- deve regular o processo de desnitrificação, entretanto em solos adubados com N o fator limitante poderá ser a disponibilidade de C no solo (Firestone & Davidson, 1989).

Ambos os processos são afetados por condições físicas (difusão de O_2, temperatura do solo, conteúdo de água), químicas (concentração de nitrato e amônio, disponibilidade de C facilmente metabolizável) e biológicas do solo (atividade microbiana). A nitrificação, por ser um processo aeróbico, é favorecida em solos bem drenados, com disponibilidade de NH_4^+, NO_2^- e O_2, adequados à atividade microbiana. Em solos agrícolas, a produção de N_2O por nitrificação é maximizado por condições de umidade no solo na faixa de 35-60% do espaço poroso preenchido por água (Khalil et al., 2004; Bateman & Baggs, 2005), e a disponibilidade do NH_4^+ é essencial ao processo. A disponibilidade de NH_4^+ é influenciada pela mineralização/imobilização de N no solo. No entanto, a presença de plantas e a capacidade de troca de cátions do solo também podem afetar a magnitude do processo de nitrificação no solo (Kudeyarov, 1999). Apesar disso, em solos com boa aeração, a disponibilidade

de NO_2^- deve ser um fator limitante ao processo, pois devido ao seu efeito tóxico, normalmente a primeira etapa da nitrificação – nitritação, é mais lenta em relação a segunda – nitratação, evitando acúmulos de NO_2^- no solo (Victoria et al., 1992). Todavia, em alguns casos o acúmulo de NO_2^- no solo é verificada, principalmente quando as condições de solo são desfavoráveis a nitratação. Por exemplo, a aplicação de quantidades elevadas de fertilizantes amoniacais a solos com pH maior que 6. A amônia formada nestas condições é tóxica a Nitrobacter sem influenciar as Nitrosomonas. Como resultado, quantidades tóxicas de NO_2^- poderão acumular-se no solo (Moreira & Siqueira, 2006). Outros efeitos relacionados a substâncias alelopáticas são também citadas.

Ao processo de desnitrificação, segundo Firestone & Davidson (1989) a restrição de O_2 é o fator mais limitante em ambientes expostos a atmosfera, como os solos. Geralmente, nos solos agrícolas aerados, as condições de baixa disponibilidade de O_2 são ocasionadas por fatores externos, que afetam as taxas de consumo e a difusão do O_2 no solo. No entanto, ambientes com baixa disponibilidade de O_2 podem existir naturalmente em solos aerados, como ocorre no interior de um agregado, onde a difusão de O_2 é baixa, ou mesmo em nichos de anaerobiose na interface de zonas de umedecimento e secagem. O número ou a extensão destes ambientes no solo são afetados pelas práticas de manejo e condições meteorológicas.

A precipitação e a freqüência em que está ocorre e a temperatura do solo são os fatores meteorológicos capazes de afetar a extensão dos sítios de anaerobiose no solo, pelo aumento direto da umidade do solo e da porosidade preenchida por água e indiretamente pelo efeito da temperatura na atividade microbiana. Entre as práticas de manejo de solo, aquelas que resultem no aumento da atividade biológica no solo podem aumentar a emissão de N_2O por consumir o O_2 disponível (Ball et al., 1999; Baggs et al., 2003; Baggs & Blum, 2004), criando nichos de anaerobiose, quando o suprimento de O_2 é menor que a sua demanda no solo. Nesses locais, microrganismos que apresentam enzimas necessárias ao processo passam a desnitrificar e a produzir N_2O.

De acordo com o modelo de Neil et al. (2005), o N_2O é predominantemente derivado da nitrificação em baixos e moderados valores de umidade do solo, enquanto a desnitrificação torna-se uma importante fonte de N_2O quando mais que 60% do espaço poroso do solo está preenchido por água (PPA), devido ao decréscimo no suprimento de O_2. Batemam & Baggs (2005) também encontraram que todo o N_2O emitido do solo com PPA ao redor de 70% foi produzido durante a desnitrificação, mas a nitrificação foi o principal processo de produção de N_2O em 35-60% de PPA.

Além dos fatores já mencionados acima, outros que afetam a atividade microbiana são também importantes para os processos de desnitrificação e nitrificação, como a temperatura, umidade e pH do solo (Paul & ClarK, 1996; Dobbie & Smith, 2001; Simek & Cooper, 2002). O efeito da temperatura, normalmente é expresso como valor Q_{10}, que é o aumento da velocidade de uma reação em função do aumento de 10 ^{o}C na temperatura. Para a emissão de N_2O, os valores citados na literatura variam na ordem de 2 a 10 (Dobbie et al., 1999; Skiba & Smith, 2000). O valor de pH do solo está relacionado, principalmente, à limitações a atividade enzimática. Estudos de Stevens et al. (1998) e Simek & Cooper (2002) indicaram que a atividade enzimática e a produção de N_2O são desfavorecidas em solos ácidos. Por outro lado, valores de pH entre 6,5 a 8 otimizam os processo de produção de N_2O no solo (Moreira & Siqueira, 2006).

Entretanto, nem todo o N_2O produzido no solo, seja por nitrificação ou desnitrificação, chegará à atmosfera. A fração do total de N_2O produzido no solo que é emitido à atmosfera depende da estrutura e da umidade do solo, os quais afetam a difusividade do gás no interior do solo (Ball et al. 1999; Elder & Lal, 2008). Se uma molécula de N_2O migrar do local de produção para um poro mais oxigenado no solo, maiores são as chances de que esta molécula seja emitida à atmosfera ao invés de ser reduzida a N_2 (Firestone & Davidson, 1989). Por outro lado, se o N_2O produzido em ambiente com boa disponibilidade de O_2 e migrar para um local no solo com baixa disponibilidade de O_2, aumenta as chances de este ser reduzido a N_2. Esse mesmo caso ocorre com o N_2O produzido em camadas mais profundas de um solo cujas camadas superficiais encontram-se próximas da saturação. Nesse caso, é

provável que esta molécula seja reduzida a N_2 antes de atingir a superfície do solo.

A proporção entre N_2 e o N_2O liberado à atmosfera também deve ser grandemente afetado pelas condições de solo. Em ambientes úmidos, a proporção do N perdido como N_2O deve ser menor do que a fração perdida como N_2, pois é provável que nestas condições a desnitrificação seja conduzida até N_2, aumentando a relação N_2+N_2O/N_2O (Liu et al., 2007). Todavia, a produção de N_2O em ambientes com menor umidade deve permitir que a maior parte do N perdido do solo seja na forma de N_2O. A emissão de N_2O dos solos então é uma função do total produzido e dos fatores de solo que controlam a sua difusão à atmosfera. Entre estes, a estrutura do solo e a PPA devem ser os mais importantes, e ambos são afetados pelas práticas de manejo de solo e de culturas e pelas condições meteorológicas.

2.4. Impacto de práticas de manejo sobre as emissões de N_2O dos solos

Em solos agrícolas, além dos efeitos ocasionados pelas condições meteorológicas, as emissões de N_2O são amplificadas por práticas de manejo que aumentam a disponibilidade de N e C no solo e propiciem condições satisfatórias para a atividade microbiana. Entre estas estão o retorno do N contido nos resíduos vegetais de culturas de cobertura de solo e comerciais, a adubação orgânica, o revolvimento do solo, o cultivo de leguminosas, aplicação de fertilizantes nitrogenados e a irrigação.

Na Figura 3, um esquema ilustra as relações existentes entre sistemas e práticas de manejo e a emissão de N_2O no solo.

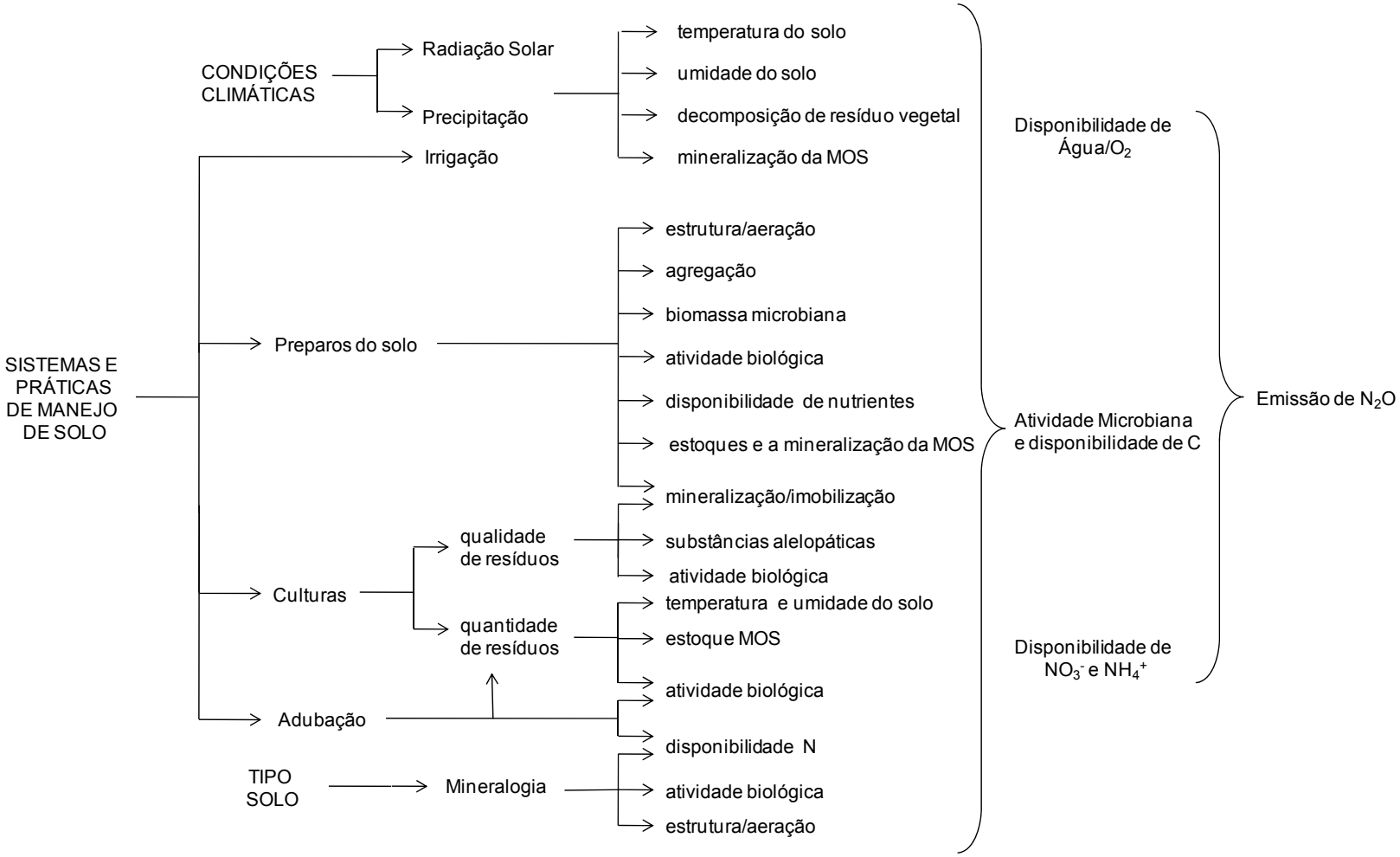

FIGURA 3. Diagrama ilustrativo das relações entre as condições climáticas, as práticas de manejo do solo e de cultura, o tipo de solo e as emissões de N_2O em solos agrícolas. Adaptado de Firestone & Davidson (1989) e Beauchamp (1997).

Os efeitos dos preparos de solo sobre as emissões de N_2O estão relacionados a sua influência na estrutura do solo, na atividade microbiana, na taxa de decomposição dos resíduos vegetais e de mineralização do N orgânico do solo, bem como na temperatura e umidade do solo. O uso do solo em plantio direto (PD) tem sido apontado como uma prática que aumenta a emissão de N_2O à atmosfera, quando comparado a solos revolvidos (PC), e isso tem sido relacionado a maior população desnitrificadora no solo em PD do que em PC (Linn & Doran, 1984), à condição de maior adensamento do solo não revolvido (Ball et al., 1999), e a maior conservação da água (Baggs et al., 2003; 2006), fatores que teriam reflexo negativo na difusão do O_2 no solo, o que favoreceria a desnitrificação (Ball et al., 1999; Ruser et al., 2006; Bhandral et al, 2007).

Entretanto, sobre o aumento da densidade do solo em PD e seus reflexos na emissão de N_2O do solo, Gomes (2006) ressalta dois aspectos importantes a serem considerados. O primeiro refere-se à estrutura do solo e é fundamental observar que quando manejado em condições adequadas de umidade e sem tráfego excessivo de máquinas, o solo em PD não apresenta grau avançado de compactação (da Silva et al., 2006). E segundo, que a melhor condição de aeração do solo em PC deve limitar-se ao período que segue o revolvimento do solo, sendo que, posteriormente, o solo sofre um adensamento expressivo (Costa et al., 2003). Como resultado, a condição de maior aeração e menor densidade do solo em PC proporcionada pelo revolvimento do solo limita-se as à ocorrência das primeiras chuvas efetivas.

No entanto, a disposição dos resíduos culturais sobre o solo em PD deve resultar em emissões de N_2O maiores do que aqueles verificados pela incorporação dos resíduos culturais na camada revolvida do solo em PC. Isto ocorre devido ao fato de que a adição de resíduos vegetais na superfície do solo, além de conservar a umidade do solo, como reportado por Baggs et al., (2006), adiciona uma grande quantidade de C e N lábil em um pequeno volume de solo. Isto aumenta sensivelmente a atividade biológica na superfície do solo, que consome o O_2 disponível e cria sítios de anaerobiose, onde na presença de NO_3^- ocorre a produção de N_2O por desnitrificação. Por outro lado, em PC, este efeito é diluído na camada revolvida do solo, possivelmente não resultando na exaustão de O_2 e apesar da maior taxa de mineralização

dos resíduos vegetais e da matéria orgânica do solo, devido ao revolvimento, as emissões de N_2O no solo são menores do que em PD (Baggs et al., 2003, 2006; Gomes, 2006).

Contudo, a magnitude deste efeito depende da qualidade do resíduo vegetal adicionado ao solo. Gomes (2006) verificou emissões de N_2O similares em PD e PC pela adição de resíduos de aveia, enquanto a adição de resíduos de leguminosa resultou em maiores emissões de N_2O em PC do que em PD, considerando apenas o período de 45 dias após o manejo das culturas. Este comportamento foi explicado pela maior quantidade de N mineralizado dos resíduos de leguminosas quando submetido a incorporação se comparado a adição destes na superfície do solo. Por outro lado, apesar do revolvimento do solo ter aumentado as taxas de decomposição dos resíduos de aveia, a maior relação C/N destes resíduos determinou menor disponibilidade de N na camada revolvida do solo, o que resultou em emissões similares entre os preparos de solo. Esta interação de efeitos entre o preparo e a qualidade dos resíduos vegetais adicionados foi verificado também por Chikowo et al. (2004) e Baggs et al. (2006) e os autores concordam que trata-se de efeito de curto prazo após a adição dos resíduos vegetais.

Em longo prazo, o maior acúmulo de matéria orgânica do solo em PD se comparado ao PC, resulta em maior disponibilidade de N mineral para suprir os processos de produção de N_2O (Del Grosso et al., 2000; Gomes, 2006). No entanto, Six et al. (2004) verificaram que solos em PD por longos tempos (>10 anos), apresentavam menores emissões de N_2O em relação ao PC, o que foi relacionado as melhorias nas propriedades físicas do solo, principalmente a estrutura e agregação, que favoreceram a drenagem e a aeração do solo, reduzindo assim as emissões de N_2O. Neste sentido, Jantália et al., (2006) num estudo no Sul do Brasil verificaram emissões de N_2O similares entre PD e PC e isto foi atribuído a boa condição de drenagem dos Latossolos, impedindo valores elevados de PPA.

Apesar das condições potencialmente favoráveis à emissão de N_2O do solo em PD, estudos realizados em regiões temperadas, tropicais e subtropicais não apresentam resultados conclusivos sobre os efeitos dos sistemas de preparo de solo nas emissões de N_2O (Tabela 1), desconsiderando os diferentes períodos e a metodologia de avaliação. Neste

TABELA 1. Levantamento das emissões de N_2O em sistema plantio direto (PD) e preparo convencional (PC) nas regiões temperada, subtropical e tropical

Local	Solo	Cultura[1]	Precipitação/ Temp. solo	Duração		Emissão		Referência
				Experimento	N_2O	PC	PD	
			mm/°C	Anos	Dias	mg N m^{-2}		
Região Temperada								
Ohio/USA	Organossolo	T/M	n.i.	1	365	9690	3590	Elder & Lal (2008)
	Hapludoll	M	100/n.i	n.i.	365	226	184	Jacinthe & Dick (1997)
Minessota/USA	Hapludoll	M;S	879/6,4	n.i.	365	65	100	Venterea et al. (2005)
Michigan/USA	Hapludalf	M;S	920/n.i	10	365	115	125	Grandy et al. (2006)
Colorado/USA	Haplustalf	M	382/10,6	3	365	132	103	Mosier et al. (2006)
	Haplustalf	M	382/10,6	3	365	200	138	Liu et al. (2005)
Ontário/CA	Gleissolo	T/M	n.i.	1	132	129	96	Kaharabata et al. (2003)
		Tr+T/M	n.i.	1	132	107	104	Kaharabata et al. (2003)
Quebec/CA	Humaquept	S;M	n.i.	8	265	287	546	MacKenzie et al. (1998)
	Gleissolo	M	n.i.	8	120	529	602	Elmi et al. (2003)
Montana/CA	Haplustoll	T/P	n.i.	2	365	19,3	19,2	Desunbury et al. (2008)
Saskatchewan/CA	Luvissolo	C	n.i.	4	168	4,4	5,6	Malhi et al. (2006)
Saskatchewan/CA	Luvissolo	Ce,C,T,P	410/0,3	8	365	39,8	34	Malhi & Lemke (2007)
Wye/UK	Cambissolo	T	n.i.	8	79	56	403	Baggs et al. (2003)
		F	n.i.	8	65	103,4	258	Baggs et al. (2003)
		Ct	n.i.	8	65	59	354	Baggs et al. (2003)
Devon/UK	Halstow	Pa	1050/9,5	n.i.	21	0,30	0,38	Yamulki & Jarvis (2002)
Córdoba/AR	Vertissolo	T/F	n.i.	18	22	6958	9333	Menéndez et al. (2008)
Foloum/DE	Hapludult	Ce	704/7,6	n.i.	113	89	43	Chatskick & Olesen

continua….

.....continuação Tabela 1

Massey/ NZ	Andoaqualf	A/M	n.i.	n.i.	365	920	1200	Choudhary et al. (2002)
Região Tropical e Subtropical								
Niabeda/KE	Latossolo	Tf	1800/24	1	100	56	48	Baggs et al. (2006)
Caterbury/AU	Ustochrept	Tr	n.i.	4	120	420,9	54,4	van Weerden et al.
		Gr+Lg	n.i.	4	120	29,6	9,4	van Weerden et al.
Rio G. do	Argissolo	A/M	1400/23	18	365	39	-7,0	Gomes (2006)
		V/M	1400/23	18	365	46	80	Gomes (2006)
	Latossolo	S	n.i.	16	149	65	43	Jantália et al. (2006)
		M	n.i.	16	149	63	27	Jantália et al. (2006)
	Latossolo	S	n.i.	n.i.	30	51	164	Escobar et al. (2008)
Paraná/BR	Latossolo	Tm/S	n.i.	7	260	24,2	57,6	Jantália et al. (2006)
		A/M	n.i.	7	260	20,1	20,4	Jantália et al. (2006)
Goiás/BR	Latossolo	Br	1500/22,5	4	365	3,5	3,0	Metay et al. (2007)
Rondônia/BR	Argissolo	Ar/Br	2200/25,5	18	180	223	162	Passionato et al. (2003)

[1] T – trigo; M – milho; S – soja; Tr – trevo vermelho; P – pousio; C – canola; F – feijão; Ct – centeio; Pa – pastagem; Tf – tephrosia; Gr+Le – mistura 10 gramíneas+10 leguminosas; A – aveia; V – ervilhaca; Tm – tremoço; Br – braquiária; Ar – arroz; Ce – cevada; n.i.: não informado

levantamento constituído de 32 experimentos observa-se uma grande variação nas emissões de N_2O, cujos valores variam de 0,3 a 9690 mg N m^{-2} na região temperada e de -7,0 a 420,9 mg N m^{-2} nas regiões tropical e subtropical e não há evidências de maiores emissões nos solos sob PD do em PC.

De modo geral, considerando este levantamento, as maiores emissões de N_2O do solo parecem estar relacionadas ao tipo de solo, principalmente aqueles com maior teor de matéria orgânica (Organossolo, Vertissolo) ou com problemas de drenagem (Gleissolo). Provavelmente, perdas de N_2O relatadas em alguns trabalhos, e atribuídas ao efeito do preparo de solo sob a desnitrificação, sejam mais ligadas às condições ambientais com efeitos na umidade do solo do que propriamente ao sistema de preparo de solo empregado.

Além disso, estudos considerando apenas curtos períodos de avaliações após os preparos de solo, justificando serem os de maior efeito da prática, podem conduzir a resultados equivocados quanto ao potencial de mitigação das emissões de N_2O do solo. Gomes (2006) quando avaliou as emissões de N_2O do solo cultivado com aveia/milho (A/M) em PD e PC por apenas 45 dias não verificou diferenças entre os sistemas de preparos de solo. Porém ao final de um ano de medições, as emissões de N_2O foram significativamente menores em PD (-7,0 mg N m^{-2}) do que em PC (39 mg N m^{-2}) quando associados ao sistema aveia/milho.

A adição de resíduos ao solo também é responsável por aumentar a emissão de N_2O do solo, o que em grande parte está relacionada ao aumento da disponibilidade de C e N no solo (Baggs et al., 2002, Sarkodie-addo et al., 2003; Millar et al., 2004, Rochette et al., 2004; Millar & Baggs, 2005; Gomes, 2006; Garcia-Ruiz & Baggs, 2007). A adição de resíduos vegetais ao solo estimula a atividade microbiana pela entrada de C no solo, e determina a decomposição dos resíduos vegetais e a liberação N no solo, o qual poderá ser emitido à atmosfera pelos processos de nitrificação e desnitrificação. No entanto, a quantidade de N mineralizado e por conseqüência a magnitude das emissões de N_2O no solo dependem da composição química e da quantidade do resíduo vegetal adicionado ao solo, bem como do tipo de preparo de solo adotado, como discutido anteriormente.

As maiores emissões de N_2O no solo têm sido relacionadas a adição de resíduos vegetais de baixa relação C/N (Huang et al., 2004) e lignina/N (Millar and Baggs, 2004; Baggs et al., 2003, 2006), cuja taxa de mineralização do N são mais rápidas se comparados a resíduos com alta relação C/N e lignina/N (Oglesby & Fownes, 1992; Constantinides & Fownes, 1994; Aita et al, 2003). Por esta razão, solos cultivados com leguminosas tendem a apresentar maiores emissões de N_2O se comparados a solos cultivados com gramíneas. Estudos desenvolvidos por van der Weerden et al. (1999) determinaram fluxos de N_2O no solo, em média, 7 vezes maior (30 µg N m^{-2} h^{-1}) pela adição de trevo branco (*Trifolium repens*), do que pelo consórcio incluindo 10 gramíneas e 10 leguminosas. Baggs et al. (2006) avaliaram diferentes sistemas de produção e verificaram que a adição de resíduos vegetais de leguminosas aumentou as emissões de N_2O em níveis similares aos efeitos da fertilização nitrogenada, com os maiores fluxos de N_2O ocorrendo nas primeiras 2 a 3 semanas após a adição dos resíduos vegetais.

Entretanto, resultados contrastantes aos mencionado acima foram reportados por Rochette & Janzen (2005) baseados num levantamento de dados da região temperada. Os autores verificaram que as emissões de N_2O em solos cultivados com leguminosas variavam, em média, 0,4 a 1,8 kg N ha^{-1}, e incluiam-se na ordem de emissões naturais. No Sul do Brasil, estudos conduzidos por Jantalia et al. (2006) no período da primavera/verão, também verificaram fluxos muito similares para rotações incluindo 2 leguminosas (soja e ervilhaca) e a sucessão trigo/soja e a emissão de N_2O na vegetação nativa.

Apesar de que, geralmente, os solos cultivados com leguminosas apresentam maior emissão de N_2O do que se tivessem sob cultivo com gramíneas, a inserção daquelas espécies em sistemas de rotação de culturas pode representar maior taxa de acúmulo de C no solo. O acúmulo de C no solo em muitos casos pode constituir uma alternativa viável para mitigar as emissões de gases de efeito estufa. Além disso, as leguminosas ao adicionar N via fixação simbiótica, reduzem a necessidade de aplicação de fertilizantes nitrogenados minerais, o que têm representado vantagens do ponto de vista econômico e ambiental (Mackencie et al., 1998; Desunbury et al., 2008).

A utilização de fertilizantes minerais, que se constitui numa prática indispensável à obtenção de adequados rendimentos das culturas, intensifica

as emissões de N_2O como reportado em vários trabalhos na literatura (Dobbie & Smith, 2003; Gomes, 2006; Jones et al., 2007; Desunbury et al., 2008). O principal fator afetado pela aplicação de N mineral é a disponibilidade de NO_3^- e NH_4^+ para a nitrificação e desnitrificação. Segundo estudos realizados por Bouwman (1996), com no mínimo um ano de avaliação, há uma relação linear e positiva entre a quantidade de N aplicado e as emissões de N_2O do solo. Está relação define que a cada 100 kg de N aplicado ao solo 1,25 kg de N são emitidos à atmosfera como N_2O. Este fator de emissão de 1,25±1% do N aplicado foi subsequentemente adotado pelo Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas – IPCC (IPCC, 2006), e passou a ser utilizado para calcular as emissões de N_2O com base na quantidade de N aplicado no solo, independente do tipo de cultura e forma química do adubo. Porém, vários estudos têm indicado que este fator pode ser bastante variável com o tipo de solo, do ambiente e do manejo de solo e das culturas (Snyder et al., 2007). Recentemente, este valor foi considerado superestimado em diversos estudos (Dobbie & Smith, 2003; Rochette et al., 2004), inclusive no Brasil (Jantalia et al., 2008). Todavia, os resultados citados na literatura variam de 0,17 a 6,8% de perda de N (N_2O) pelo N aplicado na forma de uréia (Clayton et al., 1997; McTarggat et al., 1997; Mackenzie et al., 1998; Jacinthe & Lal, 2003; Snyder et al., 2007; Desunbury et al., 2008). Esta grande variação nos resultados evidência a dificuldade de se estabelecer índices de emissão global. Embora estas perdas de N representem baixa importância econômica, elas são ambientalmente significativas.

O aumento das emissões de N_2O após a adubação nitrogenada indica um efeito intenso e de curta duração, variando de dias a pouco mais de uma semana após a fertilização (Gomes, 2006; Jones et al. 2007). A umidade do solo, a forma e o modo de aplicação do adubo determinam a duração das altas emissões de N_2O após a fertilização, cujos efeitos aumentam de 2 a 4 vezes a emissão anual de N_2O em relação aos solos não adubados (Moiser et al., 1998), sem no entanto, apresentar um efeito residual sobre as emissões de N_2O durante o restante do ano (Dobbie & Smith, 2003). Entretanto, observa-se um efeito gradativo da fertilização nitrogenada sobre os estoques de N no solo ao longo do tempo. O aumento da adição de resíduos vegetais ao solo pelo uso de fertilizantes nitrogenados contribui para o acúmulo de matéria orgânica

do solo (Vieira et al. 2007; Zanatta et al., 2007) e assim poderá aumentar o potencial de emissão de N_2O do solo no longo prazo (Del Grosso et al., 2000). Diversos estudos têm considerado este efeito da adubação nitrogenada sobre os estoques de N no solo, responsável pelo aumento nas emissões de N_2O do solo, como efeito residual da adubação nitrogenada (Rochette et al., 2004; Garcia-Ruiz & Baggs, 2007; Malhi & Lemke, 2007; Del grosso et al., 2000).

A fonte de N mineral (uréia, nitrato ou amônio) também afeta às emissões de N_2O, assim como o modo de aplicação dos fertilizantes nitrogenados (na superfície ou incorporado, na linha ou entre linhas de semeadura) (Sanhueza et al., 1994; Davidson et al., 1996; Skiba et al., 1997). Dobbie & Smith (2003) comparando diferentes fontes de N aplicado ao solo por um período de 2 anos, constataram maiores emissões de N_2O quando da aplicação de nitrato de amônio em relação à uréia, ambos com emissões de N_2O superiores ao controle. Este comportamento tem sido relacionado à disponibilidade de N no solo para suprir ambos os processos de produção de N_2O, nitrificação e desnitrificação e as condições de umidade do solo.

Estudos no Japão com fertilizantes de liberação controlada e presença de inibidores enzimáticos têm mostrado que as emissões podem ser significativamente reduzidas (Smith et al. 1997; Dobbie & Smith, 2003). O atraso na disponibilidade ou o aumento do tempo de baixa e continuada disponibilidade de N ocorre por uma variedade de mecanismos, o que permite a maior eficiência na absorção de fertilizante pelas plantas e a redução do N mineral disponível para os processos de nitrificação e desnitrificação. Weiske (2006) numa síntese de estudos com o uso de diferentes inibidores de nitrificação verificou que as emissões de N_2O podem ser reduzidas em até 96% (33-96%), dependendo do fertilizante e da cultura. Por outro lado, estes produtos aumentam o custo dos fertilizantes nitrogenados em 9%, sem promover custos adicionais na aplicação do adubo (Snyder et al., 2007). Nas condições ambientais do Sul do Brasil, o uso de fertilizantes nitrogenados com inibidores de nitrificação e de liberação controlada são restritos e segundo estudos da Fundação Agrária de Pesquisa Agropecuária (Fontoura et al., 2009) não representam alternativa econômica quando comparados ao uso de uréia. No entanto, quanto ao potencial de reduzir as emissões de N_2O do solo adubado com N não há estudos até o presente momento no Brasil.

Outra forma de reduzir as emissões de N_2O à atmosfera pode ser a substituição parcial da adubação nitrogenada pela utilização de plantas de cobertura de solo. Essas espécies são utilizadas na região Sul do Brasil, para o que existe um sistema de recomendação de N para milho que preconiza uma redução de adubo nitrogenado de até 20 kg N ha^{-1}, sem que haja redução do rendimento da cultura. Entretanto, são poucos estudos que têm comparado o potencial de redução das emissões de N_2O comparativamente ao uso de fertilizantes nitrogenados. No Sul do Brasil, Gomes (2006) comparando a mesma dose de N aplicado por resíduos de ervilhaca e por uréia na cultura do milho, reportaram emissões 3 vezes menores para o uso de leguminosas (33,93 mg N m^{-2}), do que via fertilizante mineral (100,42 mg N m^{-2}) num período de 52 dias. A forma de N aplicado (mineral ou orgânico) afeta a liberação de N no solo e a taxa de produção de N_2O. A liberação mais lenta do N contido no resíduo vegetal comparativamente ao N inorgânico, provavelmente, permite que o N mineral seja gradativamente absorvido pelas plantas em desenvolvimento e reduz assim o potencial de emissão de N_2O do solo. Salienta-se ainda que, comparativamente a adubação nitrogenada, o uso de leguminosas como cobertura de solo e fonte de N às culturas em sucessão, reflete em maior acúmulo de C no solo (Zanatta et al., 2007) destacando-se como alternativa para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa dos solos agrícolas (Gomes, 2006). Além disso, o processo industrial de produção e aplicação de fertilizante nitrogenado envolve a emissão de N_2O e gastos de energia, o que convertido para C equivalente, equivale a 1,3 kg C por kg de N aplicado no solo (Lal, 2004).

3. HIPÓTESES GERAIS

Nas condições de temperatura e precipitação do Sul do Brasil, as práticas de manejo de solo e de culturas que reduzam a taxa de mineralização dos resíduos vegetais e da matéria orgânica do solo resultam em menor emissão de N_2O do solo. A adição de resíduos vegetais de gramíneas (aveia/milho) em PD diminuem a emissão de N_2O do solo em relação a adição de resíduos de leguminosas (ervilhaca/milho). A emissão de N_2O do solo gerada pelo uso da adubação nitrogenada pode ser reduzida pela utilização de leguminosas como fontes de N em substituição ao adubo nitrogenado e pelo uso de fontes de N com inibidores de urease e de liberação lenta.

4. OBJETIVOS GERAIS

Caracterizar a emissão de N_2O em sistemas de manejo de solo e de culturas em ambiente Subtropical; identificar práticas de manejo de solo e de culturas com potencial de redução das emissões de N_2O do solo nas condições climáticas do Sul do Brasil; avaliar o potencial de emissão de N_2O do solo pelo uso de leguminosas como plantas de cobertura de solo e como fonte de N ao milho comparativamente ao uso de uréia; quantificar a emissão de N_2O do solo por diferentes fontes nitrogenadas, inclusive de fertilizante de liberação lenta e com inibidores de urease.

5. ESTUDO I

EMISSÕES DE N_2O EM ARGISSOLO AFETADAS POR SISTEMAS DE MANEJO DE SOLO E DE CULTURAS NO SUL DO BRASIL

5.1. Introdução

O aumento da concentração de N_2O na atmosfera tem contribuído para o aquecimento global e a destruição da camada de ozônio (Baird, 2002). Aproximadamente 80% do N_2O antropogênico emitido à atmosfera é proveniente dos solos através dos processos de nitrificação e desnitrificação (IPCC, 2007). A nitrificação requer condições aeróbicas e depende do suprimento de NH_4^+, enquanto a desnitrificação, é condicionada a ambientes com baixo suprimento de O_2 e depende da disponibilidade de C orgânico lábil e NO_3^- (Beauchamp, 1997; Kudeyarov,1999). Práticas de manejo, como preparo de solos, adição de resíduos orgânicos, irrigação, fertilização nitrogenada entre outras, alteram as condições de solo, com reflexos nas emissões de N_2O do solo (Mackenzie et al., 1998; Passionato et al., 2003; Elmi et al., 2003; Baggs et al., 2003; 2006; Garcia-Ruiz & Baggs, 2007; Metay et al., 2007; Carvalho et al., 2006; Desunbury et al., 2008). Todavia, poucos estudos investigaram os efeitos de práticas de manejo nas emissões de N_2O do solo em condições subtropicais (Gomes, 2006; Giacomini et al., 2006; Jantália et al., 2008).

A adição de resíduos vegetais têm intensificado as emissões N_2O do solo, principalmente por seu efeito na disponibilidade de N e na atividade biológica (Baggs et al., 2002; Rochette et al., 2004). Todavia, a magnitude deste efeito depende da composição química dos resíduos vegetais (Huang et al., 2004; Millar &Baggs, 2004; Garcia-Ruiz & Baggs, 2007). Vários estudos

têm indicado que a emissão de N_2O é maior com a adição de resíduos vegetais de maior degrabilidade no solo (van der Weerden et al., 1999; Baggs et al., 2006). Neste sentido, podemos esperar que a adição ao solo de resíduos vegetais de leguminosas, que apresentam altos conteúdos de N na sua composição bioquímica, determinando baixa relação C/N, lignina/N e polifenois+lignina/N, resultem em maiores emissões de N_2O do que resíduos de gramíneas, por exemplo, onde o N mineral permanece temporariamente imobilizado na biomassa microbiana (Giacomini et al., 2004; Dieckow et al., 2006).

Além da disponibilidade de N, o revolvimento do solo afeta também o suprimento de O_2, ambos, com efeitos sobre a emissão de N_2O do solo (Yamulki & Jarvis, 2002; Venterea et al., 2005; Chatskick & Olene, 2007). Estes efeitos, porém, são dependentes da qualidade dos resíduos vegetais (Chikowo et al., 2004). O revolvimento do solo por provocar um maior contato solo/resíduo, aumenta as taxas de decomposição dos resíduos vegetais. O rápido aumento na disponibilidade de N mineral no solo se reflete em aumento das emissões de N_2O no solo em PC (Baggs et al., 2006; Jantália et al., 2008). Entretanto, a disposição de resíduos vegetais em superfície no PD aumenta a conservação da umidade e a atividade biológica na superfície do solo (Linn & Doran, 1984; Mackenzie et al., 1998; Baggs et al., 2003; 2006) que, juntamente com a maior compactação (Ball et al., 1999; Yamulki & Jarvis, 2002), resultam em menor suprimento de O_2 no solo em PD do que em PC, a que tem sido atribuída a principal causa da maior emissão de N_2O em solos sob PD .

Elevadas perdas de N_2O também estão associadas a aplicação de fertilizantes nitrogenados em solos agrícolas (Clayton et al., 1997; Dobbie & Smith, 2003). Indicado para o adequado suprimento de N às culturas, a aplicação de adubos nitrogenados disponibiliza N mineral no solo, o que intensifica as emissões de N_2O (Thornton & Valente, 1996; Beauchamp, 1997; Venterea et al., 2005; Baggs et al., 2006; Desunbury et al., 2008), principalmente quando associado a solos úmidos (Clayton et al., 1997; Maggiotto et al., 2000; Akiyama & Tsuruta, 2002; 2003; Bremer, 2006). Estudos com no mínimo um ano de avaliação indicam que cada 100 kg de N

aplicado ao solo resultam na emissão média de 1,25±1 kg N_2O (Bouwman, 1996).

Apesar do grande número de trabalhos demonstrando os efeitos das fontes nitrogenadas e da adição de resíduos vegetais ao solo sobre a emissão de N_2O do solo, ainda há poucas informações sobre o uso de resíduos vegetais, sobretudo de leguminosas, como fonte de N às culturas em sucessão, comparativamente a fontes minerais de N. Espera-se que nos resíduos vegetais, devido, a liberação gradativa do N orgânico, ocorra o maior aproveitamento pela planta cultivada em sucessão, o que reduziria o potencial de emissão de N_2O do solo.

Neste contexto, foi realizado este estudo, o qual se baseou nas seguintes hipóteses:

- o revolvimento do solo aumenta a emissão de N_2O somente quando cultivado com ervilhaca/milho.
- a adição de resíduos vegetais de leguminosas em plantio direto resulta em maiores emissões de N_2O se comparado a adição de resíduos de aveia preta e
- a emissão de N_2O do solo gerada pelo uso de fertilizante nitrogenado mineral pode ser significativamente reduzida pela utilização de leguminosas como fontes de N em substituição ao adubo nitrogenado.

Os objetivos deste estudo foram:

- verificar o efeito de sistemas de culturas e de preparo nas emissões de N_2O do solo;
- verificar o efeito de leguminosas e da adubação nitrogenada com N mineral sobre as emissões de N_2O do solo e
- identificar as variáveis controladoras das emissões de N_2O do solo nas condições de solo e clima do estudo.

5.2. Material e Métodos

5.2.1. Características da área experimental e do solo

A avaliação da emissão de N_2O foi realizada num experimento de longa duração (22 anos), instalado na Estação Experimental da UFRGS no ano de 1985, situado nas coordenadas geográficas 30° 50' 52'' S e 51° 38' 08'' W ou 30° 05' 27'' S e 51° 40' 18'' W.

A área experimental pertence a região fisiográfica da Depressão Central e apresenta clima subtropical úmido, Cfa segundo a classificação de Köeppen. A temperatura média anual é de 19,4 ºC, variando entre 9 e 25 ºC entre o mês mais frio e o mês mais quente do ano, respectivamente (Bergamaschi et al., 2003). A precipitação média é de 1.440 mm, com curtos períodos de déficit hídrico no verão. O relevo da área é ondulado com altitude de 46 m e a vegetação nativa predominante é campo nativo, composto principalmente por gramíneas rasteiras e desmódio (*Desmodium sp*).

O solo do experimento é um Argissolo Vermelho distrófico típico (Embrapa, 1999), derivado de granito, com 220 g kg^{-1} de argila. Os principais minerais na fração argila são caulinita (720 g kg^{-1}) e óxidos de ferro (109 g kg^{-1}) (Bayer, 1996).

O experimento seguiu um delineamento de blocos casualizados com parcelas subdivididas. Nas parcelas principais foram distribuídos três sistemas de preparo de solo (PC: preparo convencional; PD: plantio direto e PR: preparo reduzido) e nas subparcelas os sistema de culturas [A/M – aveia *(Avena strigosa* (Schreb)/Milho (*Zea mays* (L.), V/M – ervilhaca (*Vigna sativa* (L.)/milho, AV/MC – aveia+ervilhaca/milho+caupi (*Vigna Unguiculata* (L.) (Walp)]. A adubação nitrogenada, na forma de uréia, na cultura do milho nas doses de 0 (zero; 0N) e 180 (180N) kg N ha^{-1} foram aplicadas em faixas nos blocos. Na instalação do experimento em 1985, o solo encontrava-se fisicamente degradado com sinais visíveis de compactação do solo, empoçamento de água, causados pelas práticas inadequadas de manejo de solo adotadas anteriormente, como o preparo intensivo do solo com revolvimento da camada arável com enxada rotativa, por aproximadamente 13 anos.

5.2.2. Tratamentos avaliados

Na safra 2007/2008 (22 anos), iniciou-se o monitoramento das emissões de N_2O do solo nos sistemas descritos na Tabela 2. Estes tratamentos estão identificados no croqui de campo (Figura 4).

TABELA 2. Descrição dos tratamentos avaliados quanto a emissão de N_2O do solo.

Sigla	Descrição tratamento
PC A/M	Preparo convencional na primavera/verão e cultivo de aveia preta antecedendo o milho (sem N mineral)
PC V/M 180N-vica	Preparo convencional na primavera/verão e cultivo de ervilhaca como cobertura de solo (inverno) antecedendo a cultura do milho, simulando-se a adição de uma quantidade de N pela biomassa de ervilhaca equivalente a 180 kg N ha^{-1}
PD A/M	Plantio direto e cultivo de aveia preta antecedendo o milho (sem N mineral)
PD A/M 180N-uréia	Plantio direto e cultivo de aveia preta antecedendo o milho, no qual foi realizada a aplicação de uma dose equivalente a 180 kg N ha^{-1} na forma de uréia
PD V/M	Plantio direto e cultivo de ervilhaca antecedendo o milho (sem N mineral)
PD V/M 180N-vica	Plantio direto na primavera/verão e cultivo de ervilhaca como cobertura de solo (inverno) antecedendo o milho, simulando-se a adição de uma quantidade de N pela biomassa de ervilhaca equivalente a 180 kg N ha^{-1}

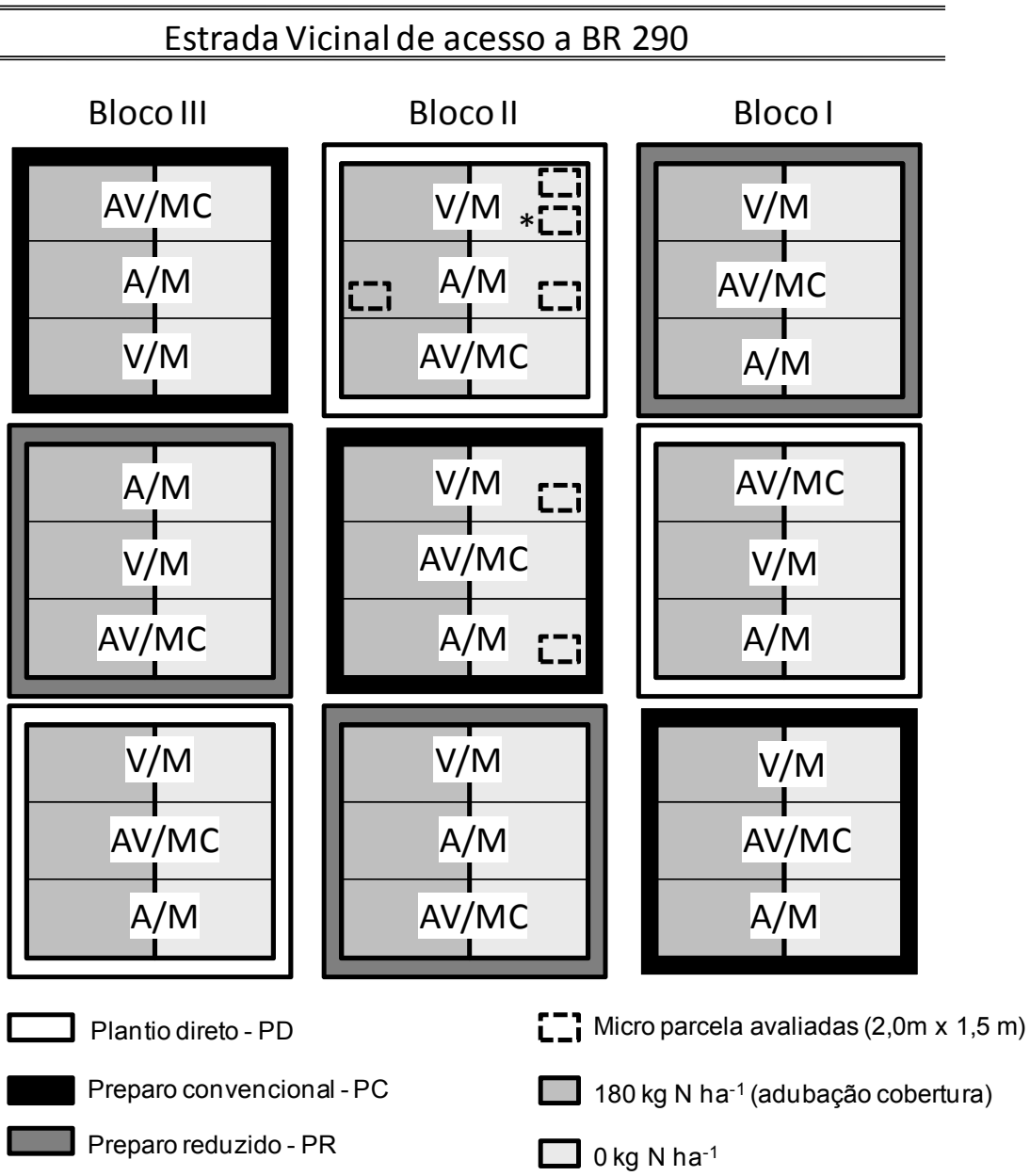

FIGURA 4. Croqui do experimento de sistemas de manejo de solo e a localização das microparcelas avaliadas. A= aveia; V = ervilhaca; M = milho; C = caupi. * Microparcela com adição de N por resíduos de ervilhaca equivalente a 180 kg N ha^{-1}.

Na safra 2007/08, as culturas de cobertura de solo foram implantadas em abril na densidade de 80 kg sementes ha^{-1} com semeadora para plantio direto. As coberturas de solo foram dessecadas em setembro para a implantação da cultura de verão, o milho. Antes do manejo das coberturas de solo uma área medindo 2,0m x 1,5m foi demarcada no bloco II do experimento para as medidas de N_2O, as quais foram denominadas de **microparcelas**. Nesta área (microparcelas), os resíduos vegetais das coberturas de solo foram

retirados para a passagem do rolo faca na área experimental. Após a rolagem, os resíduos vegetais foram quantificados e distribuídos uniformemente na superfície do solo em PD. No solo em PC, os resíduos vegetais foram incorporados com enxada, na camada de 0-0,17 m. No restante da área experimental, o preparo de solo foi mecanizado e constituí-se de uma aração e duas gradagens. Os resíduos vegetais de aveia preta e ervilhaca foram utilizados nas doses de 5,0 e 3,5 Mg ha^{-1} de matéria seca (Tabela 3), respectivamente. Nos tratamentos com ervilhaca (V/M) no solo em PD e em PC foram aplicadas também doses de resíduos vegetais para equivaler a quantidade de N aplicada no tratamento PD A/M 180N-uréia (uréia+ aveia = aproximadamente 230 kg N ha^{-1}; Tabela 3).

Em cada microparcela foram instaladas bases de alumínio para a coleta de amostras de ar para análise de N_2O. As bases de alumínio constituem-se de uma circunferência de centro aberto, formando uma calha externa em forma de "U", a qual recebe água no momento da avaliação. As bases foram inseridas no solo aproximadamente 0,05 m. Na área interna das bases de alumínio, estimada em 346,4 cm^2, foram aplicadas doses proporcionais de resíduos vegetais de aveia preta e ervilhaca. As bases de alumínio permaneceram no campo durante todo o período de avaliação.

TABELA 3. Fitomassa de aveia preta e ervilhaca, percentagem de N na fitomassa e quantidade de nitrogênio adicionado ao solo pelos resíduos vegetais e pela adubação nitrogenada

Sigla	Fitomassa	N na fitomassa[1]	N da fitomassa	N mineral	N total
	Mg MS ha^{-1}	%	---------- kg ha^{-1}	----------	
PC A/M	5,0	1,04	52	-	52
PC V/M 180N-vica	7,2	3,20	232	-	232
PD A/M	5,0	1,04	52	-	52
PD A/M 180N-uréia	5,0	1,04	52	180	232
PD V/M	3,5	3,20	115	-	115
PD V/M 180N-vica	7,2	3,20	232	-	232

[1] Média de três repetições de laboratório.

O milho foi semeado manualmente (matraca) nas microparcelas, no espaçamento de 90 cm entre linhas e 20 cm entre plantas, similar ao espaçamento utilizado no restante do experimento, no qual a semeadura foi mecanizada. A semeadura manual da microparcela foi realizada para evitar a retirada das bases de alumínio instaladas após o preparo de solo para a amostragem do ar e análise da emissão de N_2O do solo. Devido às constantes chuvas que seguiram após o manejo das culturas de cobertura do solo (Figura 5), a semeadura do milho foi realizada apenas 36 dias depois após o manejo das culturas e preparo de solo. O milho recebeu como adubação de base 20 kg N ha^{-1}, 50 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 50 kg ha^{-1} de K_2O em todos os tratamentos. Como adubação de cobertura, o milho cultivado no tratamento PD A/M 180N-uréia recebeu dose de N equivalente a 180 kg N ha^{-1} na forma de uréia (Tabela 3).

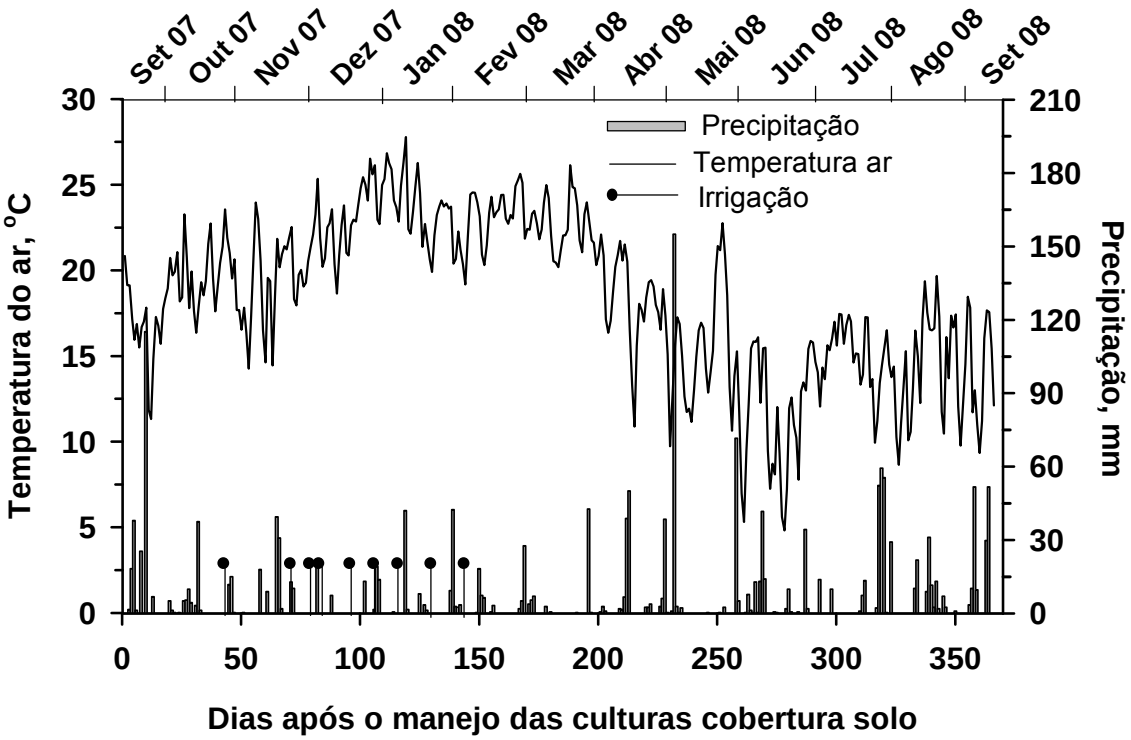

FIGURA 5. Temperatura média do ar, precipitação pluviométrica e apontamento das irrigações complementares realizadas na cultura do milho.

Durante o ciclo da cultura do milho foram executadas irrigações complementares a precipitação natural conforme a necessidade hídrica das plantas, as quais são apontadas na Figura 5. Ao final do mês de fevereiro de

2008, quando as plantas de milho já apresentavam as folhas inferiores senescentes, foi realizada a dobra das plantas para preservar as a campo. A manutenção das plantas na lavoura sem a dobra favoreceria a entrada de umidade nas espigas, e consequentemente a brotação dos grãos, o que implicaria em subestimativa do rendimento. A dobra das plantas de milho foi executada em 20 de fevereiro de 2008 em toda a área experimental e a colheita foi realizada em 04 de abril de 2008. O rendimento de grãos de milho foi avaliado em uma área de 5,4 m^2 em cada parcela experimental e, posteriormente, realizou-se a retirada das espigas em toda a área experimental.

Nas microparcelas, a adição de resíduos vegetais da cultura do milho foi uniformizada para 6,0 Mg ha^{-1} de matéria seca (MS) para os tratamentos PD A/M 180N-uréia, PD V/M, PD V/M 180N-vica e PC V/M 180N-vica e 3,0 Mg MS ha^{-1} para PC A/M e PD A/M, após a passagem do rolo-faca. Para isso, os resíduos vegetais foram retirados da área das microparcelas, quantificados e distribuídos uniformemente na área da microparcela e na área das bases de alumínio. Para a passagem do rolo-faca e semeadura das coberturas de inverno no ano de 2008, o que ocorreu 15 dias após a colheita do milho, as bases de alumínio foram retiradas e novamente reinstaladas ao final das operações no mesmo local.

5.2.3. Amostragem do ar e análise de N_2O

A amostragem do ar e análise de N_2O do solo foi realizada no período de setembro de 2007 a setembro de 2008, iniciando um dia após o manejo das plantas de cobertura e das operações de preparo de solo na primavera 2007 (Figura 6). Foram realizadas 31 avaliações que ocorreram aos 1, 2, 4, 6, 8, 11, 14, 18, 21, 27, 42, 56, 74, 106, 132, 160, 179, 201, 217, 230, 250, 291, 321, 348, 365 dias após o manejo das culturas de coberturas de solo. Nos primeiros 45 dias após o manejo das plantas de cobertura de solo as avaliações foram realizadas com maior freqüência, sendo denominado de período **pós-manejo** (Figura 6). Adicionalmente, nos tratamentos PD A/M, PD V/M 180N-vica, PD A/M 180N-uréia, as coletas foram intensificadas na época da adubação nitrogenada de cobertura, que foi realizada aos 74 dias após o

manejo das culturas de cobertura de solo (38 dias após semeadura do milho), sendo realizadas coletas aos 0, 1, 3, 5, 7, 9 e 14 dias após a aplicação de N.

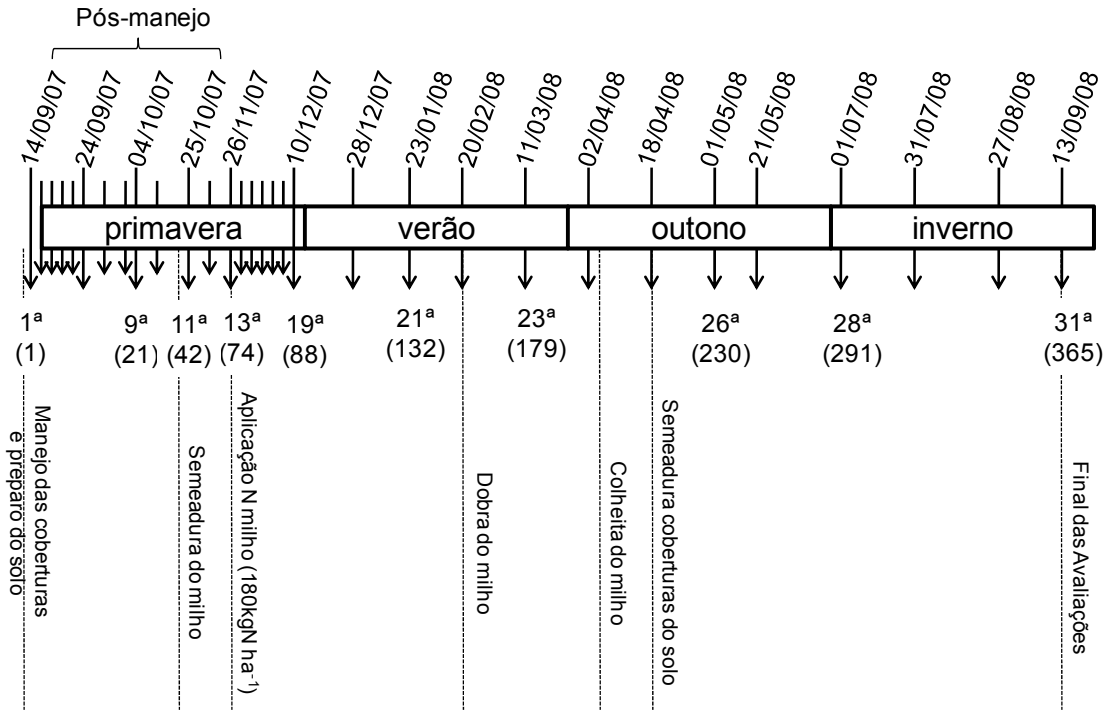

FIGURA 6. Cronograma de amostragem de ar e análise de N_2O e das práticas de manejo durante o ano agrícola de 2007/08.

A amostragem de ar foi realizada utilizando-se câmaras estáticas de cloreto de polivinil (PVC) com dimensões de 0,20 m de altura e 0,25 m de diâmetro (Figura 7). Imediatamente antes das coletas, o ar no interior da câmara foi homogeneizado pelo acionamento de um ventilador interno de 12 V durante 30 segundos, e a temperatura interna foi monitorada com termômetro digital. Foram utilizadas três câmaras por tratamento, sendo que a temperatura foi monitorada em apenas uma delas.

Na parte superior, as câmaras foram equipadas com válvula manual para acoplar as seringas de polipropileno usadas na amostragem do ar. As câmaras foram dispostas a campo sobre a base de alumínio, as quais permaneceram na parcela durante todo o período de avaliação. No momento da coleta, realizou-se o isolamento entre a atmosfera interna e externa da câmara pela presença de água no canal localizado na parte superior da base e sobre a qual é apoiada a câmara de PVC.

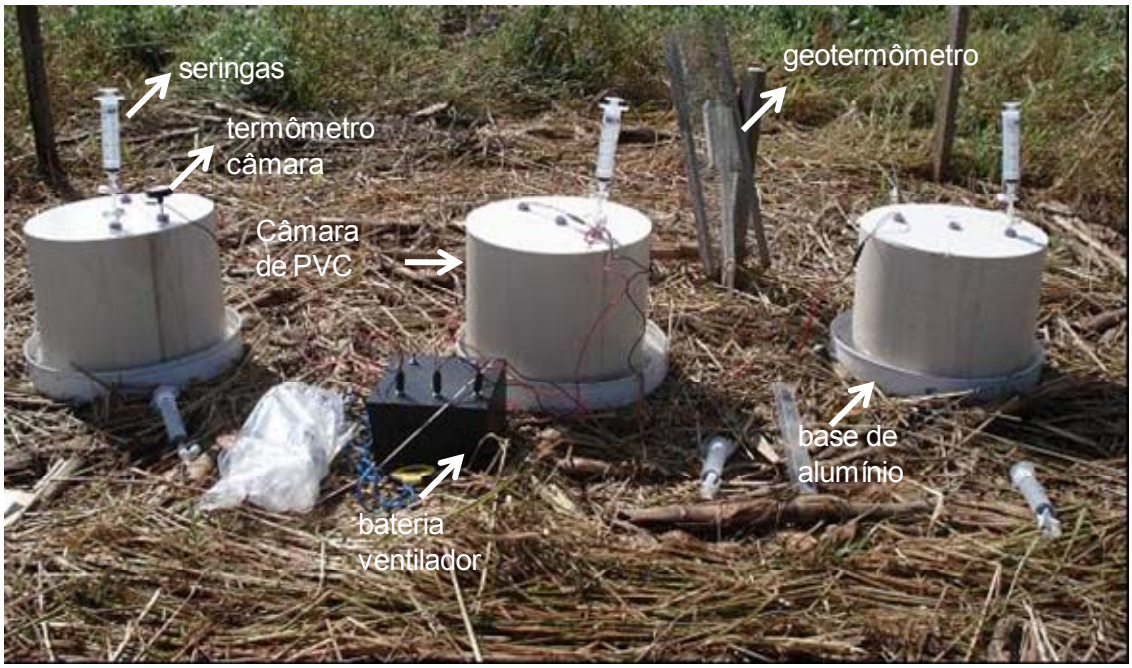

FIGURA 7. Foto ilustrando uma microparcela 10 dias após o manejo das culturas de cobertura de solo, durante um evento de amostragem de ar.

As coletas de ar foram iniciadas sempre às 9:00 h, sendo que este horário representou a média diária da emissão de N_2O do solo (Jantália et al., 2008). Amostras do ar do interior da câmara foram coletadas aos 15, 30 e 45 minutos após o fechamento das câmaras, com seringas de polipropileno de 20 mL equipadas com válvulas (Figura 7). Adicionalmente, para referenciar a concentração de N_2O no tempo zero (t_0) de coleta, foram coletadas amostras de ar da atmosfera. As seringas coletadas a campo foram acondicionadas em caixa de isopor com gel térmico e transportadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFRGS (Porto Alegre, RS), onde as amostras de ar foram analisadas por cromatografia gasosa no prazo máximo de 36 horas após a coleta. As seringas foram reutilizadas e para tanto foi realizado um procedimento de limpeza com N_2 (4.0) a cada coleta.

As análises de N_2O foram realizadas em equipamento Shimadzu GC 2014 modelo “Greenhouse”, equipado com colunas empacotadas a 70°C, N_2 como gás de arraste a um fluxo de 26 mL min^{-1}, injetor com alça de amostragem direta de 1mL e temperatura de 250°C e detector de captura de elétrons (ECD) a 325°C. Os fluxos de N_2O foram calculados pela equação $F(N\text{-}N_2O) = d[N_2O]/dt \times 28 \times P \times V / R \times T$, onde $d[N_2O]/dt$ é a mudança na

quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo; V e T são o volume (L) e temperatura interna (°K) da câmara; P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm e R é a constante universal dos gases (0,0821 L.atm K^{-1} mol^{-1}). A variação da concentração do gás no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. As emissões médias diárias de N_2O foram obtidas pelo valor médio das três câmaras instaladas em cada tratamento a campo. A emissão anual e do período pós-manejo de N_2O foi obtida pela integração da área sob a curva, a qual foi estabelecida pela interpolação dos valores diários de emissão de N_2O do solo.

A quantidade de C necessária para mitigar a emissão acumulada de N_2O foi calculada pela conversão dos valores de N perdido na forma de N_2O para o gás N_2O. A transformação do N_2O para o equivalente em CO_2 foi obtida pelo uso do potencial de aquecimento global do N_2O de 296 vezes maior do que o CO_2. Então o CO2 foi convertido para C pelo fator 3,67.

5.2.4. Variáveis de solo e meteorológicas

Todas as amostragens de ar e análise de N_2O foram acompanhadas por amostragem de solo nas camadas de 0-0,05 e 0,05-0,1 m para determinação da umidade gravimétrica, carbono orgânico dissolvido (COD), nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) do solo em amostras compostas. Amostras de solo compostas foram obtidas pela mistura de 3 sub-amostras coletadas aleatoriamente dentro da área da microparcela (2,0 x 1,5 m) utilizando-se trado calador com diâmetro interno de 3 cm. Para a determinação da temperatura do solo a 5 cm de profundidade foram instalados geotermômetros próximos as bases de alumínio nas microparcelas (Figura 7). A umidade gravimétrica foi obtida pela secagem de uma sub-amostra de solo a 105 ^oC por 48 horas. O COD foi extraído por agitação horizontal da suspensão de 5g de solo seco (pesado em base úmida) e 50 mL de água destilada (1:10) por 10 h. O sobrenadante foi centrifugado e filtrado em filtro de membrana de celulose regenerada de 0,45 µm de diâmetro de poros (Chantigny, 2003). A concentração do COD foi determinada por combustão seca usando analisador Shimadzu equipado com detector de infravermelho. O NO_3^- e NH_4^+ foram extraídos por solução de KCl 1M e determinados por destilação de arraste de

vapor em destilador semi-micro Kjeldhal (Bremner, 1960). O COD e N mineral foram extraídos e analisados em duplicatas da amostra composta. A percentagem de porosidade do solo preenchido por água (PPA) foi calculada baseada nos resultados de umidade gravimétrica e densidade do solo, conforme a equação 1. Os valores de densidade do solo para ambos sistemas de preparo de solo estão apresentadas na Tabela 4. No solo em PC, a densidade foi determinada aos 6, 11, 42 e 73 dias após o preparo de solo pelo método da escavação (Kiehl, 1979), enquanto em PD, a densidade do solo foi determinada por da Silva et al. (2006). A determinação da densidade do solo em várias épocas após o preparo convencional do solo foi realizado visando identificar variação no adensamento do solo posterior às operações de preparo de solo, ocasionados principalmente pela precipitação.

$$\% \text{ PPA} = (u_g \times d_s)/(1 - ds/Dp) \qquad \textbf{Equação 1}$$

onde :

- u_g: umidade gravimétrica (g g^{-1});

- d_s: densidade do solo (Mg cm^{-3}) e

- Dp: densidade de partícula, 2,65 (Mg cm^{-3}).

TABELA 4. Densidade do solo na camada de 0-0,1 m em plantio direto descrito por da Silva et al. (2006) e em preparo convencional do solo avaliada em 4 épocas após a lavração e gradagem no solo em preparo convencional

Sistemas cultura	Plantio direto	Dias após preparo convencional do solo			
		6	11	42	74
Ervilhaca/milho	1,55	1,36	1,36	1,40	1,61
Aveia/milho	1,61	1,45	1,42	1,46	1,48

A atividade biológica aeróbica do solo foi avaliada pelos fluxos de CO_2 do solo (Baggs et al., 2003), determinados pela emissão de CO_2 e N_2O concomitantemente na mesma amostra de ar coletada a campo. No cromatográfo modelo 2014, o CO_2 é reduzido a CH_4 com auxílio de um

metanador acoplado ao equipamento e quantificado em detector de ionização de chama (FID) a 250 °C. Os fluxos de CO_2 do solo foram calculados pelo mesmo procedimento descrito para o fluxo de N_2O do solo.

Para o período pós-manejo foi estimado o N mineralizado através dos resíduos vegetais das plantas de cobertura e do solo. A estimativa foi baseada em coeficiente de decomposição citados na literatura e determinados em estudos prévios no experimento em questão. Para a estimativa da mineralização do N orgânico do solo utilizou-se os valores de k_2 do solo em PD e PC de 1,1 e 2,1%, respectivamente, os quais foram determinados para 120 dias na primavera/verão por Amado & Mielniczuk (2000) (Tabela 5) neste mesmo experimento. O conteúdo de N no solo foi obtido em Zanatta (2006) e refere-se ao estoque de N na camada de 0-0,2 m determinado em 2003. Na estimativa do N liberado dos resíduos vegetais utilizou-se a média dos coeficientes de decomposição descritos por Amado et al. (2000), Aita et al. (2001); Aita & Giacomini (2003) e Bayer et al. (2009) para aveia e ervilhaca em PD e PC (Tabela 5).

A temperatura média do ar e precipitação local durante o período avaliado (Figura 5) foram obtidas na Estação Meteorológica Automática do Departamento de Plantas Forrageiras e Meteorologia (UFRGS), localizada aproximadamente um quilometro da área experimental.

5.2.4. Análise estatística

Análises descritivas (média±erro padrão da média) foram empregadas nos fluxos diários e totais de N_2O, nos teores de NH_4^+, NO_3^- e COD. Para os resultados de N_2O foram consideradas três repetições, enquanto para COD e N mineral foram duas repetições. A relação entre as variáveis foi avaliada pela significância do coeficiente de determinação (R^2) dos modelos de regressão polinomial e de regressões múltiplas.

TABELA 5. Estoque de N orgânico no solo (0-0,2 m), N adicionado pela biomassa vegetal, coeficientes de decomposição dos resíduos vegetais e de mineralização do N do solo (k_2) e N mineralizado do solo e dos resíduos vegetais no período pós-manejo

Tratamentos[1]	Estoque no solo de		N Resíduos vegetais	k_2		N mineralizado em 45 dias		
	C[2]	N[2]		Solo[3]	Resíduos vegetais[4]	Solo	Resíduos vegetais	Total
	------- Mg ha^{-1} ------		kg ha^{-1}	% 120 dias[1]	% dia^{-1}	------- kg N ha^{-1} -------		
PC A/M	27,8	2411	52	2,1	0,91	19	21	40
PC V/M 180N-vica	31,6	3088	232	2,1	1,64	24	172	196
PD A/M	31,2	2759	52	1,1	0,74	11	17	28
PD V/M 180N-vica	36,1	3414	232	1,1	1,35	14	141	155
PD V/M	36,1	3414	116	1,1	1,35	14	70	84
PD A/M 180N-uréia	33,6	3078	52	1,1	0,74	13	17	30

[1]PC = preparo convencional; PD = plantio direto; A = aveia; V = ervilhaca; M = milho; [2]Amostragem outubro de 2003, Zanatta (2006); [3]Amado & Mielniczuk, (2000); [4]Valores médios obtidos de Amado et al. (2000); Aita et al. (2001); Aita & Giacomini (2003) e Bayer et al. (2009).

5.3. Resultados e Discussão

As emissões de N_2O do solo variaram de -52,9±2,9 a 514,6±32,8 µg N-N_2O m^{-2} h^{-1}, onde os valores negativos e positivos indicam absorção e fluxo líquido de N_2O do solo para atmosfera, respectivamente (Figura 8). A magnitude das emissões de N_2O do solo neste estudo foi similar às verificadas em solos temperados dos EUA e Canadá (~0 a 600 µg N-N_2O m^{-2} h^{-1}; Jacinthe & Dick, 1997; Venterea et al., 2005). Entretanto, estes resultados são superiores àqueles reportados para sistemas de manejo no Brasil (~ 3,5 a 357 µg N m^{-2} h^{-1}; Passionato et al., 2003; Gomes, 2006; Giacomini et al., 2006; Piccolo et al., 2007; Metay et al., 2007; Jantália et al., 2008).

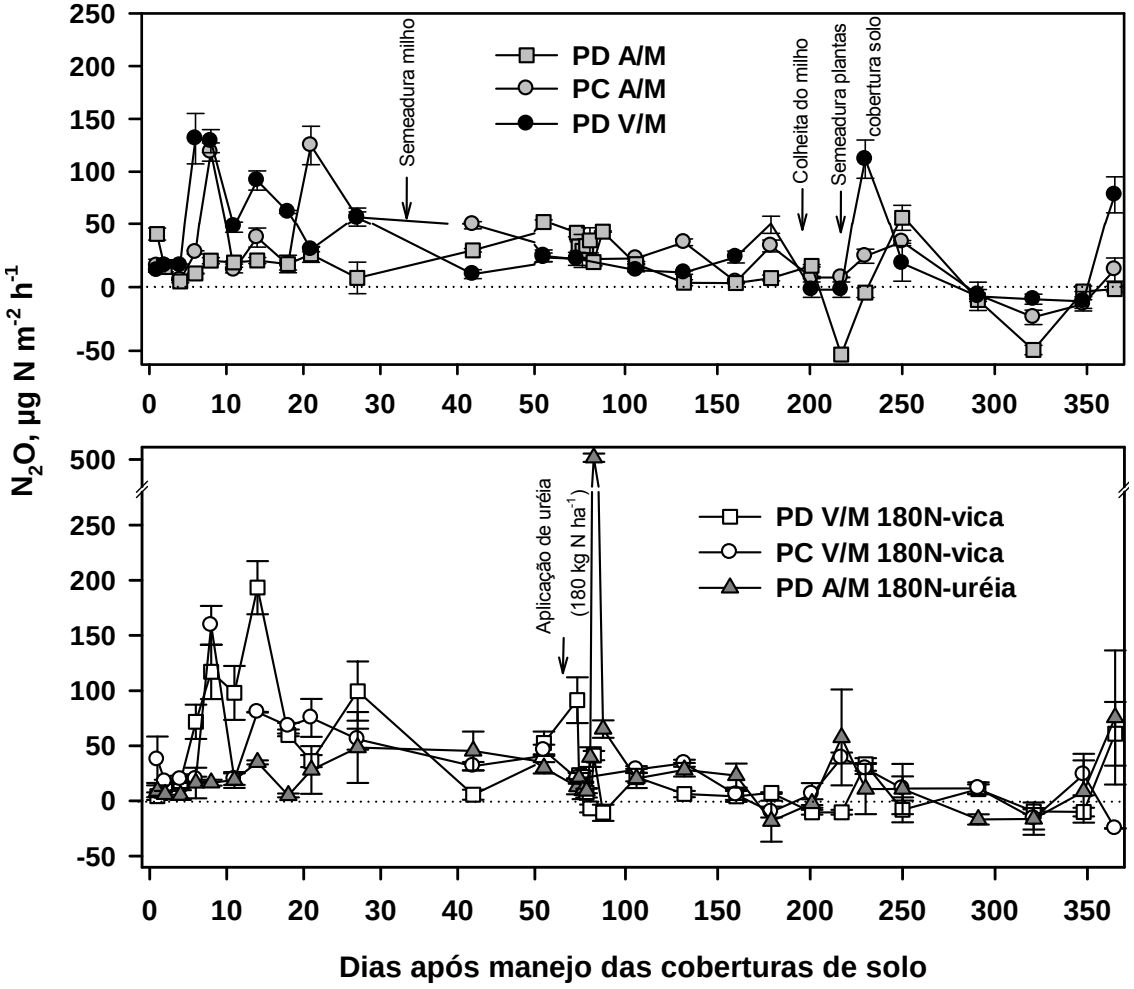

FIGURA 8. Emissões de N_2O (µg N m^{-1} h^{-1}) no solo afetadas por sistemas preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica). Barras verticais indicam o erro padrão da média (*n*=3).

As maiores emissões de N_2O foram verificadas no período pós-manejo (média: 42,87±8,34 µg N-N_2O m^{-2} h^{-1}). Neste período, verificaram-se picos de emissão de N_2O maiores que 100 µg N-N_2O m^{-2} h^{-1} em vários eventos de amostragem entre o 8º e o 21º dia (Figura 8), os quais estiveram associados aos maiores valores de PPA (Figura 9) e ao aumento dos teores de COD e de N mineral no solo (Figura 10). Como conseqüência, em média, as emissões acumuladas neste curto período (45 dias) representaram 30% da emissão anual de N_2O (Figura 11). Todavia, após o período pós-manejo, as emissões foram, em média, menores que 12 µg N-N_2O m^{-2} h^{-1}, exceto no tratamento com adubação nitrogenada (PD A/M 180N-uréia: 18,1±9,2 µg N-N_2O m^{-2} h^{-1}).

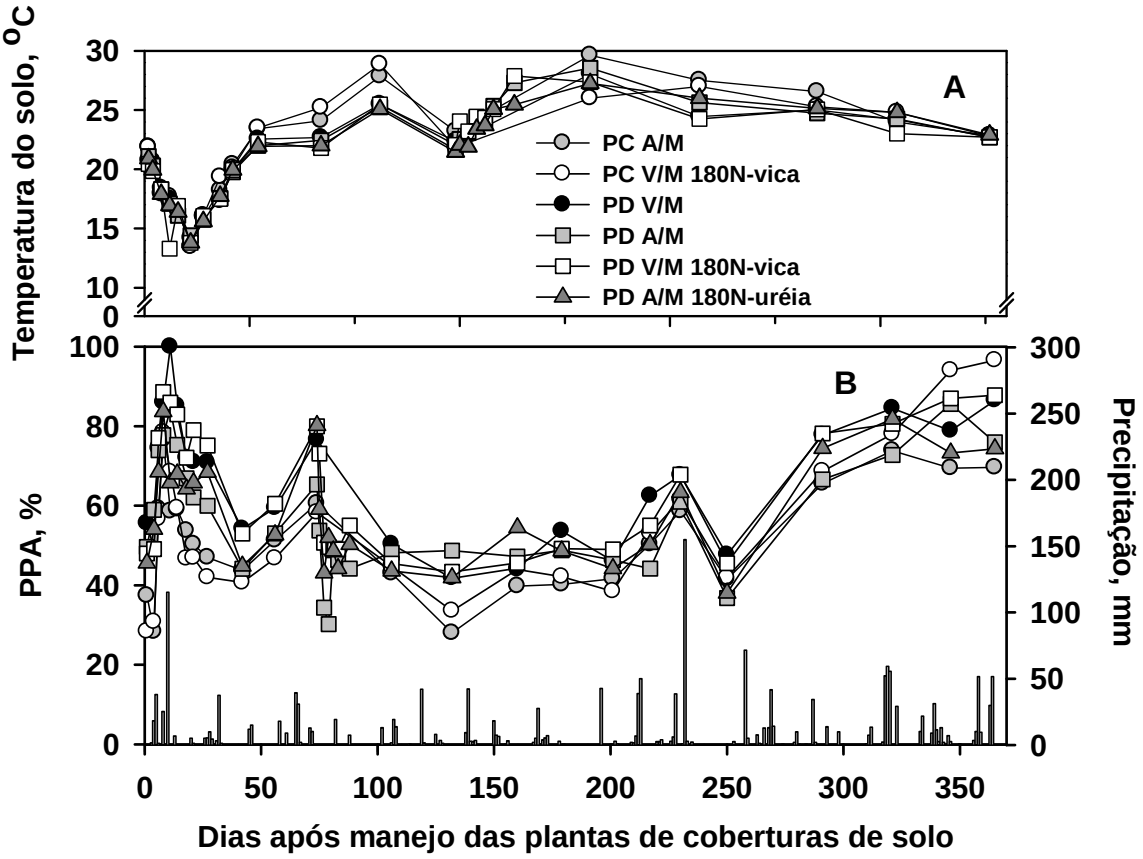

FIGURA 9. Precipitação, temperatura do solo a 5 cm de profundidade do solo e porosidade preenchida por água (PPA) afetadas por sistemas preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional), de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica).

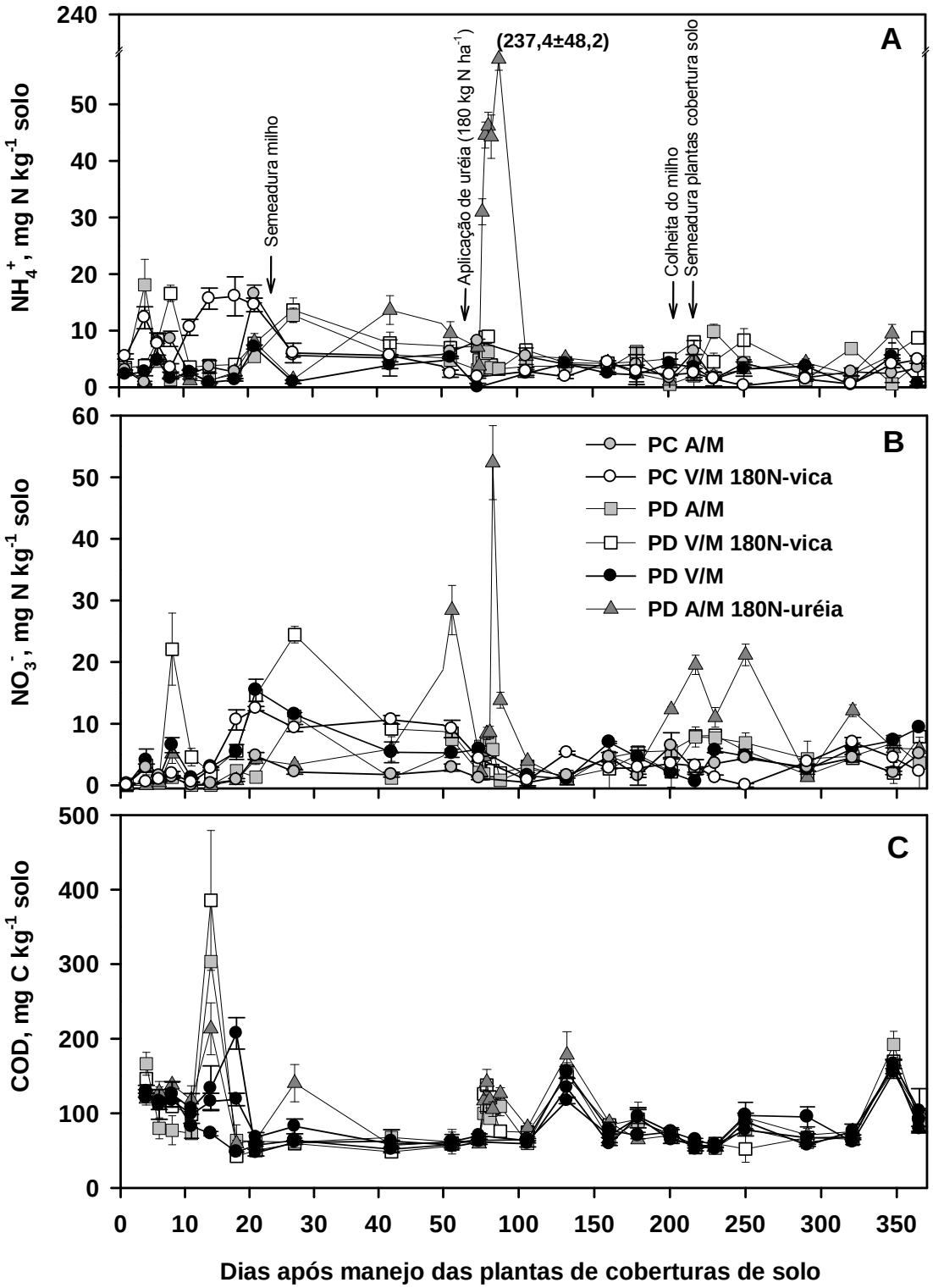

FIGURA 10. Variações temporais nos teores de NH_4^+ (A), NO_3^- (B) e carbono orgânico dissolvido (COD; C) na camada de 0-0,1 m do solo afetadas por sistemas de preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional), de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica). Barras verticais indicam o erro padrão da média (*n*=2).

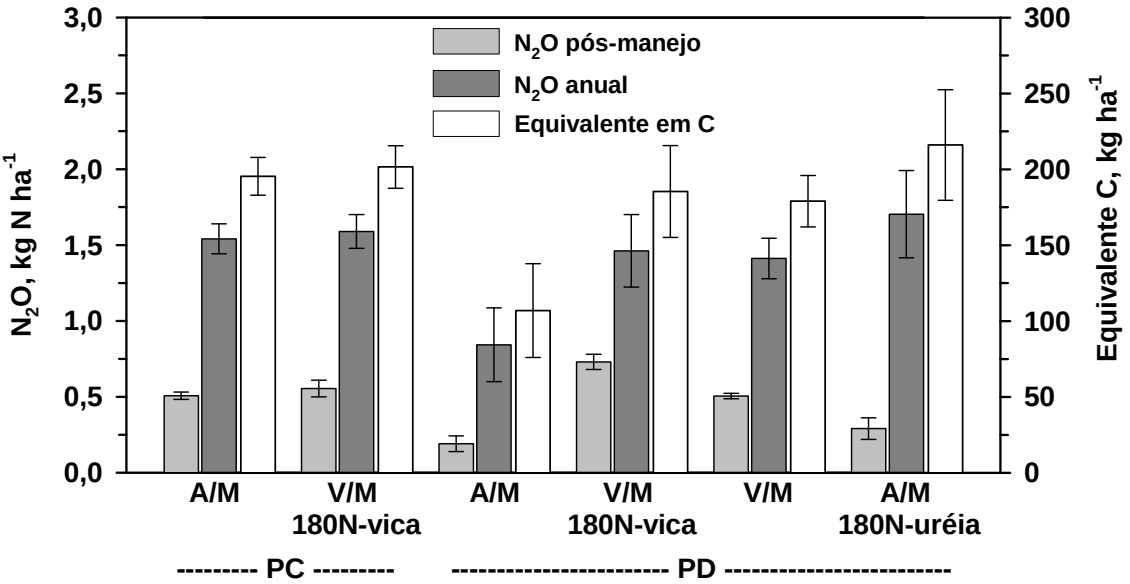

FIGURA 11. Emissão acumulada de N_2O no período pós-manejo e no ano e em equivalente de C necessário para neutralizar as emissões anuais de N_2O afetadas por sistemas de preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional), de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica). Barras verticais indicam o erro padrão da média (*n*=3).

As emissões acumuladas de N_2O no período pós-manejo variaram de 0,19±0,1 kg N ha^{-1} no sistema PD A/M a 0,73±0,1 kg N ha^{-1} no sistema PD V/M 180N-vica (Figura 11) e foram indiretamente influenciados pela quantidade de N mineralizado no solo (Eq. 2, 3, 4 e 5). Nos sistemas com leguminosas (ervilhaca) foram verificadas as maiores quantidade de N mineralizado no solo, independente do sistema de preparo de solo (Tabela 5). No sistema A/M, o preparo convencional do solo aumentou a mineralização do N em relação ao PD (Tabela 5). O aumento do N mineralizado pelos sistemas de manejo de solo refletiu na concentração de NH_4^+ e NO_3^- no solo (Eq. 2 e 3), os quais são substratos para a produção de N_2O no solo (Bateman & Baggs, 2005; Lee et al., 2006). Entretanto, apesar de os teores de NH_4^+ no solo terem sido afetados pelo N mineralizado, estes não influenciaram as emissões de N_2O, possivelmente pelo predomínio do processo de desnitrificação na produção de N_2O através do solo. As variações nos teores de NO_3^- no solo entre os sistemas de manejo explicaram 56% da emissão acumulada de N_2O no período pós-manejo.

NO_3^- (mg N kg^{-1}) = 1,93 + 0,041$_{N\ mineralizado}$ **Equação 2**
(R^2 = 0,57; n=6; P< 0,08)

NH_4^+ (mg N kg^{-1}) = 3,53 + 0,027$_{N\ mineralizado}$ **Equação 3**
(R^2 = 0,64; n=6; P<0,06)

N_2O acumulado pós-manejo (mg N m^{-2}) = 24,26 + 4,19 NO_3^- **Equação 4**
(R^2 = 0,56, n=6; P<0,08)

N_2O acumulado pós-manejo (mg N m^{-2}) = 29,36 + 2,94 NH_4^+ **Equação 5**
(R^2 = 0,11 n=6; P< 0,51)

A adição de resíduos vegetais ricos em N, como os de ervilhaca, mineralizam quantidades significativas de N num curto espaço de tempo (Aita et al., 2004), mesmo quando mantidos na superfície dos solos em PD, resultando em aumento do teor de N mineral no solo e da emissão de N_2O (Baggs et al., 2002; Rochette et al., 2004). Todavia, a adição de resíduos de aveia (A/M), além de apresentar reduzida taxa de mineralização devido a qualidade química dos resíduos (Millar & Baggs, 2004; Garcia-Ruiz & Baggs, 2007), a baixa concentração de N nestes resíduos condiciona a imobilização temporária do N na biomassa microbiana (Da Ros et al., 2004; Dieckow et al., 2005), fazendo com que a emissão de N_2O seja limitada pela disponibilidade de N mineral no solo (Gomes, 2006).

Entretanto, a adição de resíduos de aveia (A/M) em PC resultou em emissões de N_2O similares àquelas medidas com V/M (Figura 11). O revolvimento do solo por promover a ruptura dos agregados do solo e maior contato dos resíduos com o solo intensifica a mineralização do N se comparado ao PD (Amado et al., 2000). No entanto, em condições normais de precipitação, este efeito não resultaria em aumento da emissão de N_2O do solo, devido a maior aeração deste sistema de preparo e a distribuição do N liberado na camada revolvida, limitando a produção de N_2O a microsítios de anaerobiose criados pelo consumo de O_2 (Chikowo et al., 2004; Gomes, 2006, Baggs et al., 2006). Porém, a elevada PPA verificada após o manejo das

plantas de cobertura de solo (Figura 9), possivelmente reduziu o suprimento de O_2 no solo em PC, favorecendo a produção de N_2O por desnitrificação (Elmi et al., 2003). Em ambientes úmidos, as diferenças relacionadas a conservação da umidade do solo, que favorece a emissão de N_2O em PD se comparado ao PC, não se evidencia, o que permite que o solo em PC apresente emissões de N_2O iguais (Yamulki & Jarvis, 2002; Choudhary et al., 2002; Desunbury et al., 2008) ou até mesmo maiores do que àquelas em PD (Mummey et al., 1998; Chatskick & Olene, 2007).

Aumentos das taxas de emissão de N_2O do solo após a adição de resíduos vegetais e preparos de solo têm sido atribuídos, principalmente ao aporte de C e N no solo, intensificando a disponibilidade de substrato para os processos de produção de N_2O e o consumo de O_2 pela atividade aeróbica (Del Grosso et al., 2000; Baggs et al., 2003; Pinto et al., 2004; Mosier et al., 2006; Carmo et al., 2007). Contudo, neste estudo, o elevado volume de chuvas registrado nos primeiros 20 dias após o manejo das plantas de cobertura de solo (~200 mm), possivelmente, foi determinante para aumentar o potencial de emissão de N_2O por desnitrificação nos diferentes sistemas de manejo de solo (Jacinthe & Dick, 1997; Ball et al., 1999; Bhandral et al., 2007; Elder & Lal, 2008).

As emissões de N_2O no período pós-manejo aumentaram exponencialmente e atingiram valores máximos entre 70 e 90% em função da PPA (Figura 12). Os eventos de chuva no período pós-manejo elevaram os valores de PPA acima de 70% em 8 das 11 avaliações realizadas no período pós-manejo (Figura 9). Elevados valores de PPA indicam que a porosidade de aeração do solo foi reduzida e o volume de poros do solo com baixo suprimento de O_2 aumentou. Na ausência de O_2, a população microbiana capaz de decompor a matéria orgânica do solo nestas condições, utiliza o NO_3^- como aceptor final de elétrons, podendo reduzi-lo a N_2O pelo processo de desnitrificação. No solo em PD, onde a população desnitrificante ocorre em maior proporção (Linn & Doran, 1984) alguns estudos sugerem que valores de PPA maiores que 60% já indicam algum nível de restrição a difusão do O_2 no solo, e podem favorecer a produção de N_2O (Ball et al., 1999).

Os elevados valores de PPA do solo no período pós-manejo, provavelmente, foram ampliados no tempo pelas baixas temperaturas

verificadas neste período (Figura 9). Aos 11 dias após o manejo das culturas de cobertura de solo as temperaturas do solo atingiram mínimas ao redor de 13 ^{o}C, o que reduz a evaporação da água do solo (Salton & Mielniczuk, 1995). Isto, possivelmente explica os maiores fluxos de N_2O medidos neste estudo em relação a outros trabalhos realizados na região Sul, nos quais as condições de clima foram menos chuvosas (Gomes, 2006; Giacomini et al., 2006; Piccolo et al., 2007; Jantália et al., 2008).

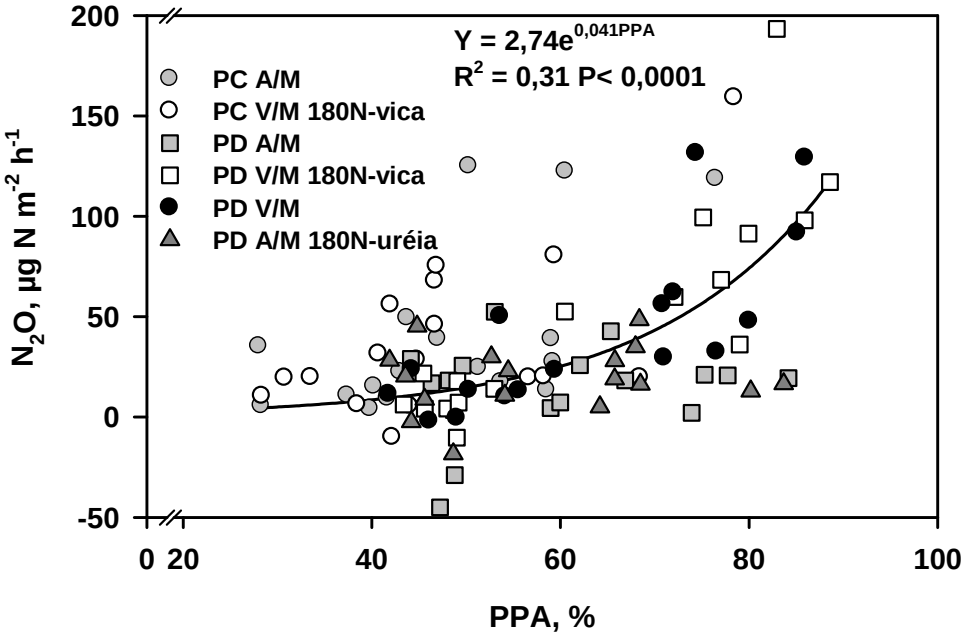

FIGURA 12. Relação entre a porosidade do solo preenchida por água (PPA) na camada de 0-0,1 m e a emissão diária de N_2O do solo afetada por sistemas de preparo de solo (PD: plantio direto e PC: preparo convencional), de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) e pelo N aplicado (180 kg ha^{-1}) na forma de uréia (N-uréia) e resíduos de ervilhaca (N-vica).

A relação das variáveis de solo PPA, COD e NO_3^- com as emissões diárias de N_2O do período pós-manejo confirmam que a desnitrificação foi o principal processo envolvido na emissão de N_2O do solo em PD e PC (Eq. 6 e 7). A decomposição microbiana da matéria orgânica do solo na ausência de O_2, e na presença de NO_3^- favoreceu a produção de N_2O por desnitrificação (Elder & Lal, 2008). Adicionalmente, no solo em PC, a atividade microbiana aeróbica, representada aqui pela emissão de CO_2, também foi importante para explicar a emissão diária de N_2O. O revolvimento do solo, provavelmente aumentou a disponibilidade de C e N facilmente decomponível no solo

estimulando a atividade microbiana aeróbica, que consome O_2 e libera CO_2. O aumento do consumo de O_2 no solo cria sítios temporários de anaerobiose onde o NO_3^- pode ser desnitrificado a N_2O.

N_2O_{PC} (µg N m^{-2} h^{-1}) = -93,9 + 4,78NO_3^- + 2,56PPA + 0,26COD + 0,26 CO_2
(R^2 = 0,57, n= 20, p<0,001) **Equação 6**

N_2O_{PD} (µg N m^{-2} h^{-1}) = -79,9 + 2,05NO_3^- + 1,33PPA + 0,22COD
(R^2 = 0,45, n= 40, p<0,001) **Equação 7**

A redução dos teores de COD e N mineral no solo e dos valores de PPA, provavelmente contribuíram para as menores emissões diárias de N_2O do solo após o período pós-manejo (< 12 µg N-N_2O m^{-2} h^{-1}; Figura 8, 9 e 10). O sistema com adubação nitrogenada, no entanto, apresentou emissões de N_2O na ordem de 18,1±9,2 µg N-N_2O m^{-2} h^{-1} com pico de emissão de N_2O superior a 500 µg N-N_2O m^{-2} h^{-1} (Figura 8) 9 dias após a fertilização nitrogenada. Provavelmente, a ausência de chuvas no período posterior a adubação (Figura 9) dificultou a dissolução da uréia, sendo observado grânulos do adubo sobre os resíduos vegetais de aveia 3 dias após a aplicação. Os resíduos vegetais, neste caso, agiram como uma barreira física impedindo o adubo de atingir o solo e ser dissolvido rapidamente, já que o solo no dia da aplicação de N encontrava-se com umidade adequada (PPA= 80%; Figura 9).

Apesar de intenso, o pico de emissão de N_2O no solo com aplicação de N mineral foi de curta duração, assim como os observados por outros autores (Clayton et al., 1997; Dobbie & Smith, 2003; Maggiotto et al., 2000; Jones et al. 2007) e esteve relacionado ao aumento dos teores de NO_3^- no solo a partir do 9º dia da aplicação de uréia. A disponibilidade NH_4^+ no solo aumentou a partir do 3º dia, mas não resultou em aumentos nas emissões de N_2O do solo. Este comportamento, evidência que a desnitrificação foi também o processo responsável pela emissão de N_2O do solo neste tratamento. Todavia, este processo deve ter ocorrido em sítios de anaerobiose criados pelo consumo do O_2 pela atividade microbiana aeróbica. Isto é comprovado pela relação positiva entre a emissão de N_2O do solo e a concentração de

NO_3^- no solo e a liberação de CO_2 à atmosfera, ambas variáveis explicando 77% das variações nas emissões diárias de N_2O do solo no tratamento PD V/M 180N-uréia (Eq. 8).

N_2O PD A/M 180N-uréia (µg N m^{-2} h^{-1}) = -100,9 + 0,73CO2 + 7,36NO_3^-
(R^2 = 0,77, n= 20, P<0,0001) **Equação 8**

Comparativamente ao sistema PD A/M sem adubação, a adubação nitrogenada (180 kg N ha^{-1}) aumentou as emissões de N_2O em aproximadamente 100%, acumulando no ano 1,7±0,3 kg N ha^{-1} (Figura 11). Este valor foi comparável aos valores emitidos pelos sistemas V/M, quando se adicionou resíduos vegetais para equivaler a dose de N mineral. Descontando-se o N_2O emitido no sistema sem adubação mineral, 0,66% do N aplicado foi perdido na forma de N_2O, o que está dentro da faixa de valores recomendada pelo IPCC (2006; 1,25±1,0%), apesar de que vários trabalhos na literatura tenham apontado a superestimação deste índice (Clayton et al., 1997; Dobbie & Smith, 2003; Rochette et al., 2004).

A similaridade das emissões de N_2O entre o N-uréia e N-vica diferiu de resultados prévios reportados por Gomes (2006) nestas mesmas condições. Possivelmente, neste ano, o atraso na implantação da cultura do milho, devido as chuvas, reduziu a eficiência do uso do N-vica, o que pode ter aumentado o potencial de emissão deste sistema pela ausência de plantas (Giacomini et al., 2006; Elder & Lal, 2008) e pelas condições propícias a desnitrificação logo após o manejo dos resíduos. Em contrapartida, a aplicação do N mineral, prontamente disponível a cultura, num período de intenso desenvolvimento da cultura, no qual as exigências nutricionais são maiores, reduziu os picos de emissão em comparação ao verificado para o N-vica, pois rapidamente ocorreu a redução das concentrações de NO_3^- e NH_4^+ no solo a níveis similares aqueles observados antes da adubação nitrogenada (Figura 10). A mitigação das emissões de N_2O do solo por sistemas com leguminosas quando comparado a adubação mineral é um fenômeno restrito a anos sem excesso de chuvas após o manejo das plantas de coberturas de solo.

As emissões anuais de N_2O do solo também foram influenciadas pelos efeitos integrados do preparo, da qualidade dos resíduos e do N

aplicado, associados ao clima. A menor emissão anual de N_2O ocorreu no sistema PD A/M (0,84±0,2 kg N-N_2O ha^{-1}). Esta emissão equivale a uma perda de 1,62% do N adicionado, na forma de N_2O, que além de reduzir a eficiência do uso do N, tem conseqüências ambientais. No solo em PC A/M, a emissão anual de N_2O foi equivalente a 3% do N aplicado ao solo (1,54±0,1 kg N-N_2O ha^{-1}). Nos sistemas com leguminosas, as emissões anuais de N_2O foram similares entre os sistemas de preparo de solo e equivalentes àquelas verificadas no solo em PC A/M, embora a percentagem de N perdido na forma de N_2O foi menor no sistema com aveia devido ao maior aporte de N pelas leguminosas. Para neutralizar as emissões anuais de N_2O destes sistemas, seria necessária uma taxa de seqüestro de C na ordem de ± 200 kg C ha^{-1} ano^{-1} (Figura 11). Nas condições de clima do Sul do Brasil, estudos indicam que para atingir estes valores de seqüestro de C no solo em PD, há necessidade de se utilizar sistemas de manejo que aportem aproximadamente 7,5 Mg C ha^{-1} ano^{-1} (Zanatta et al., 2007).

Muitos trabalhos têm sugerido que a emissão de N_2O do solo em PD é maior do àquelas em PC, atribuindo estas diferenças a população microbiana (Linn & Doran, 1984), a umidade (Baggs et al., 2006), a estrutura (Ball et al., 1999) e ao conteúdo de N no solo (Del grosso et al., 2000). Todavia, os resultados deste estudo e outros (Jantália et al., 2008; Desunbury et al., 2008; Elder & Lal, 2008) têm indicado que a magnitude dos efeitos dos preparos sobre as emissões de N_2O, dependem da qualidade dos resíduos vegetais adicionados e principalmente das variáveis meteorológicas. Isto evidencia a necessidade de se considerar vários anos de estudo, buscando representar as variações nas condições climáticas locais e regionais, na pesquisa com gases de efeito estufa.

5.4. Conclusões

- A emissão de N_2O do solo em PD foi menor do que do solo em PC quando cultivado com aveia/milho. Não houve diferenças na emissão de N_2O entre os preparos de solo quando cultivado sob ervilhaca/milho.
- A emissão de N_2O do solo no sistema A/M foi menor que no sistema V/M apenas quando cultivado em PD.

- A aplicação de N mineral na forma de uréia aumentou a emissão anual de N_2O do solo.
- O uso de resíduos vegetais de ervilhaca como fonte de N a cultura do milho resultou em emissão anual de N_2O equivalente aquela verificada no sistema com aplicação de N mineral na forma de uréia.
- A relação entre a concentração de NO_3^-, COD e valores de PPA e as emissões de N_2O do solo no período pós-manejo indicam que o principal processo envolvido na produção de N_2O no solo neste período foi a desnitrificação.

6. ESTUDO II
EMISSÕES DE N_2O DO SOLO AFETADAS POR FONTES DE NITROGÊNIO MINERAL

6.1. Introdução

Os solos agrícolas, raramente são auto-suficientes no suprimento de N às plantas cultivadas, principalmente quando se deseja atingir altos níveis de produtividade. Na última década, o consumo de fertilizantes minerais no Brasil ultrapassou um milhão de toneladas, sendo a uréia, juntamente com nitrato de amônio e sulfato de amônio as fontes mais empregadas (ANDA, 2008). Do ponto de vista ambiental, o uso de fertilizantes nitrogenados aumenta o conteúdo de N mineral do solo, podendo resultar em incrementos nas emissões de N_2O do solo (Clayton et al., 1997; Dobbie & Smith, 2003), o que tem sérias implicações no aquecimento global (Mosier et al., 2006) e na destruição da camada de ozônio estratosférico (Baird, 2002). Embora, a fertilização nitrogenada seja uma prática largamente empregada nos sistemas produtivos no Brasil, poucos são os trabalhos que avaliaram os efeitos desta prática sobre as emissões de N_2O do solo (Giacomini et a., 2006; Carvalho et al., 2006).

O N_2O é produzido no solo pelos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação, mediada por bactérias autotróficas, requer condições aeróbicas e disponibilidade de NH_4^+ no solo. Já a desnitrificação, ocorre em condições anaeróbicas e é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas que oxidam formas orgânicas de C utilizando o NO_3^- como aceptor final de elétrons na ausência de O_2 (Paul & Clark, 1996; Moreira & Siqueira, 2006). Ambos os processos ocorrem

simultaneamente no solo, ocupando zonas com maior ou menor conteúdo de água dependendo do processo (Bateman & Baggs, 2005; Khalil & Baggs, 2005; Farquharson & Baldock, 2008).

Baseados nos processos descritos acima, a aplicação de fertilizante nitrogenado pode contribuir para a emissão de N_2O em diferentes magnitudes dependendo da forma química do adubo, NH_4^+ ou NO_3^- (Clayton et al. 1997; Abbasi & Adams, 2000; Jones et al. 2005; Russow et al., 2008). Fertilizantes nítricos somente podem contribuir para a emissão de N_2O do solo através do processo de desnitrificação, enquanto formas amoniacais e amídicas podem participar pela nitrificação e desnitrificação. Assim, esperaria-se que a adubação nitrogenada com fontes amoniacais e amídicas resultassem em maior emissão de N_2O do solo. Todavia, diversos estudos têm verificado maiores emissões de N_2O a partir de fontes nítricas (Clayton et al., 1997; Dobbie & Smith, 2003; Maggiotto et al., 2000; Bhandral et al., 2007; Jones et al., 2005; Russow et al., 2008) e este comportamento tem sido relacionado às condições de clima e solo, principalmente umidade do solo, favorecendo o processo de desnitrificação. Contrariamente, a atividade nitrificadora, nestas condições é reduzida, o que determina que as formas amoniacais e amídicas de N resultem em menores emissões de N_2O se comparadas às formas nítricas.

Outro aspecto que parece ser relevante na magnitude das emissões de N_2O do solo pela adubação nitrogenada é a adição de inibidores da atividade microbiana e fertilizantes de liberação lenta. Utilizadas para evitar perdas de N por volatilização de NH_3, os fertilizantes de liberação lenta e os inibidores da urease, por retardarem temporariamente a transformação do N fertilizante à NO_3^-, reduzem o potencial de emissão de N_2O destas fontes (Snyder et al., 2007). No Brasil, apesar de vários estudos evidenciarem a eficiência do uso destas fontes na redução da volatilização NH_3 (Cantarela et al., 2002; Fontoura et al., 2009), não há pesquisas sobre sua capacidade em mitigar as emissões de N_2O do solo.

Estudos com experimentos com no mínimo um ano de duração têm sugerido que 1,25±1% do N aplicado é perdido na forma de N_2O através do solo (Bouwman, 1996; IPCC, 2006) independente da fonte de N. Este valor, que atualmente tem sido utilizado nos inventários nacionais de emissão de

N_2O com base na quantidade de N aplicado ao solo, tem sido considerado superestimado por vários autores (Mackenzie et al., 1998; Dobbie & Smith, 2003; Rochette et al., 2004; Gomes, 2006; Jantalia et al. 2008; Desunbury et al., 2008) e podem estar gerando resultados longe da realidade.

Considerando a escassez de resultados sobre a emissão de N_2O do solo afetada por fontes nitrogenadas e o crescente aumento no consumo destes fertilizantes no Brasil é necessário intensificar as pesquisas nesse tema.

Neste contexto, foi realizado o presente estudo, o qual se baseou nas seguintes hipóteses:

- a aplicação de adubo nitrogenado aumenta os conteúdos de N mineral e intensifica as emissões de N_2O do solo;
- o uso de fontes nítricas de N resulta em maiores emissões de N_2O do solo do que o uso de fontes amoniacais e amídicas e
- fontes de N com aditivos para a liberação lenta e inibidores da atividade da enzima urease reduzem as emissões de N_2O do solo em relação as fontes tradicionais.

Os objetivos do estudo foram:

- avaliar os efeitos do uso de fontes de nítricas, amoniacais, amídicas e por fontes de com inibidores da enzima urease e de liberação lenta nas emissões de N_2O do solo e
- identificar as variáveis que controlam a emissão de N_2O em solos adubados com nitrogênio mineral.

6.3. Material e Métodos

6.3.1. Características da área experimental e do solo

O estudo foi conduzido na Faculdade de Agronomia, numa área cedida pelo departamento de Fitotecnia, nas imediações das casas de vegetação do Departamento de Solos, sob as coordenadas geográficas 30° 04' S e 51° 08'' W. O clima local é subtropical úmido, com verões quentes e

invernos frios e chuvosos (tipo *Cfa*, segundo Koöpen). A temperatura média anual é de 19,4 ^{o}C, sendo o mês de janeiro o mais quente com média de 25°C. A precipitação média é de 1299 mm distribuídos regularmente durante o ano (INMET, 2008). O solo é um Gleissolo (Embrapa, 1999) imperfeitamente drenado, classe textural franca e distribuição granulométrica de 260, 430, 310 g kg^{-1} de argila, silte e areia, respectivamente na camada de 0-0,2 m. Demais propriedades químicas do solo estão descritas na Tabela 6.

TABELA 6. Características químicas e densidade do solo em subcamadas até 0,2 m determinadas do início do experimento

Camada	M.O.	P	K	Ca	Mg	Al	Densidade
--- m ---	g kg^{-1}	-- mg kg^{-1} --		--- cmol$_c$ kg^{-1} --			--- Mg m^{-3} ---
0-0,05	25,5	16,0	105	3,4	1,5	0,5	1,35
0,05-0,1	16,2	7,0	66	3,1	1,3	0,5	1,47
0,1-0,2	12,1	3,8	40	3,2	1,2	0,5	-

A área foi utilizada por vários anos com culturas anuais no verão e pastagem anual de azévem no inverno (*Lolium multiflorum* L.), estabelecida por resseadura natural. Na época da implantação do experimento, a área apresentava significativa quantidade de biomassa vegetal (~3 Mg MS ha^{-1}) com predomínio de azevém e outras gramíneas espontâneas em menor proporção, as quais foram dessecadas com herbicida a base de glifosate (3,5 L ha^{-1}), aproximadamente 15 dias antes da semeadura do milho.

6.2.2. Tratamentos avaliados

Após a dessecação da área, o milho foi semeado manualmente em linhas espaçadas de 70 cm e 25 cm entre plantas na linha. Como havia quantidade considerável de matéria seca de alta relação C/N no solo optou-se por realizar uma adubação de base de 30 kg N ha^{-1} com uréia em todos os tratamentos. Além disso, foram aplicados 60 kg P_2O_5 e 60 kg K_2O ha^{-1} a lanço imediatamente após a semeadura. O milho foi semeado no dia 10 de dezembro de 2007 e a adubação nitrogenada em cobertura foi realizada

quando o milho encontrava-se em estádio fenológico V5, 30 dias após semeadura.

As fontes nitrogenadas foram aplicadas em cobertura no milho, numa área de 4,0 x 4,0 m, numa dose equivalente a 150 kg N ha^{-1}, sob as formas de:

- nitrato de amônio (NH_4NO_3) - **NA**;
- nitrato de cálcio ($Ca(NO_3)_2$) - **NC**;
- sulfato de amônio ($(NH_4)_2SO_4$) - **SA**;
- uréia ($CO(NH_2)_2$) - **U**;
- uréia com inibidor de urease - **UI**;
- N de liberação lenta - **NLL** e
- uran - **UR**, uma fórmula líquida de N que contém N amoniacal, amídico e nítrico, proveniente da mistura de nitrato de amônio e uréia.

Nas bases de alumínio, aplicou-se a quantidade equivalente a área base (346,5 cm^2). Todos os fertilizantes foram aplicados em superfície na forma granular, com exceção do uran que é uma fonte líquida de N. Adicionalmente, uma área foi avaliada sem aplicação de N mineral – testemunha.

As fontes com inibidor de urease e de liberação lenta foram baseadas em produtos comerciais. O fertilizante de liberação lenta é obtido pelo revestimento do grânulo por uma dupla membrana do tipo organo-mineral que retarda a dissolução da molécula por impedir a entrada de água (produto comercial Sulfammo) (Vitti & Heirinchis, 2007). A uréia com inibidor de urease é obtida pela adição de NBPT (N-(n-butil) tiofosfórico triamina), o qual ocupa o local de atuação da urease e inativa a ação da enzima por 3 a 7 dias (produto comercial Super N) (Vitti & Heirinchis, 2007). O atraso na hidrólise reduz a concentração de N-NH_3 presente na superfície do solo, diminuindo o potencial de volatilização de N-NH_3 e permitindo o deslocamento da uréia para horizontes mais profundos do solo.

A percentagem relativa das formas químicas que compõem os adubos utilizados encontra-se descrita na Tabela 7.

TABELA 7. Proporção relativa das formas químicas que compõem os adubos utilizados

Fontes N	% N total no adubo	% de N em cada forma química		
		Nítrica	Amoniacal	Amídica
N de liberação lenta[1] (NLL)	23	-	4	19
Uréia + inibidor da urease[2]	45	-	-	45
Uréia (U)	45	-	-	45
Sulfato Amônio (SA)	26	-	26	-
Uran (UR)	32	9	9	14
Nitrato Cálcio (NC)	15,5	14,4	1,1	-
Nitrato Amônio (NA)	34	17	17	-

[1]Produto Comercial = Sulfammo; [2]Produto Comercial = Super N.

6.2.3. Amostragem de ar e Análise de N_2O

A amostragem do ar e análise de N_2O foi realizada aos dias 1, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 12 e 15 dias após a aplicação de N mineral no milho. No segundo dia a coleta não foi realizada devido a ocorrência de chuva no momento da avaliação (28 mm; Figura 13).

A metodologia de amostragens de ar, de determinação do N_2O e dos cálculos dos fluxos de N_2O do solo utilizado neste estudo foram idênticas àquelas descritas no estudo I (ver item 5.2.3).

6.2.4. Variáveis de Solo e meteorológicas

Todas as amostragens de ar e análise de N_2O foram acompanhadas por amostragens de solo nas camadas de 0-0,05 e 0,05-0,10 m para determinação da umidade gravimétrica, pH, nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) das amostras compostas. As amostras de solo compostas foram obtidas pela mistura de 5 sub-amostras, coletadas aleatoriamente dentro da área da parcela, com trado calador de 3 cm de diâmetro. A temperatura do solo a 5 cm de profundidade foi monitorada em 4 pontos na área do experimento por geotermômetros instalados próximos as bases de alumínio. A densidade do

solo foi determinada pelo método de anéis volumétricos ao final dos 14 dias de avaliação (Tabela 6). Os procedimentos de análise para a determinação da umidade gravimétrica, do N mineral e o cálculo da PPA foram idênticos aqueles empregados no estudo I (ver item 5.2.4). O pH do solo foi medido numa suspensão de 10 g de solo seco em 10 mL de água (solo:água=1:1) após 30 minutos de repouso.

A temperatura média do ar e a precipitação durante o período avaliado foram obtidas na Estação Meteorológica Automática de Superfície unidade de Porto Alegre, localizada no bairro Jardim Botânico, distante aproximadamente 5 km do local do experimento.

6.2.5. Análise estatística

Análises descritivas, média e erro padrão da média foram empregados nos fluxos diários e acumulados de N_2O considerando-se três repetições. Para as variáveis de solo, NO_3^-, NH_4^+, a média dos resultados é composta por duas repetições de laboratório, obtidas da amostra composta, enquanto o pH e a PPA resultam de 5 sub-amostras de campo compondo 1 amostra composta de laboratório. As regressões múltiplas entre a emissão diária de N_2O e as variáveis de solo foram avaliadas pela significância dos coeficientes de determinação (R^2) dos modelos de regressão polinomial e de regressão múltipla.

6.3. Resultados e Discussão

A aplicação de N aumentou as emissões de N_2O do solo em no mínimo 20 vezes em relação ao tratamento testemunha, o qual foi sempre inferior a 26,1±2,2 µg N m^{-2} h^{-1} (Figura 13). Um pico de emissão de N_2O ocorreu 3 dias após a fertilização nitrogenada, e foi precedido de uma chuva de 28 mm, que determinou o aumento da PPA para valores maiores que 70% (Figura 13). No restante do período avaliado, foi observado o aumento das emissões de N_2O aos 9 dias somente para o solo fertilizado com uréia (67,48±17,8 µg N m^{-2} h^{-1}). O pico máximo de emissão de N_2O dos adubos nitrogenados coincidiu com o período de maior conteúdo de N mineral (Figura

14), combinado com solo úmido (Figura 13), o que criou um ambiente favorável ao processo de desnitrificação, para o qual, vários estudos de campo e laboratório têm observado altas taxas de emissão de N_2O (Abbasi & Adams, 2000; Dobbie & Smith, 2003; Jones et al., 2005; 2007; Bremer, 2006; Maggiotto et al., 2000; Russow et al., 2008) como as medidas neste estudo.

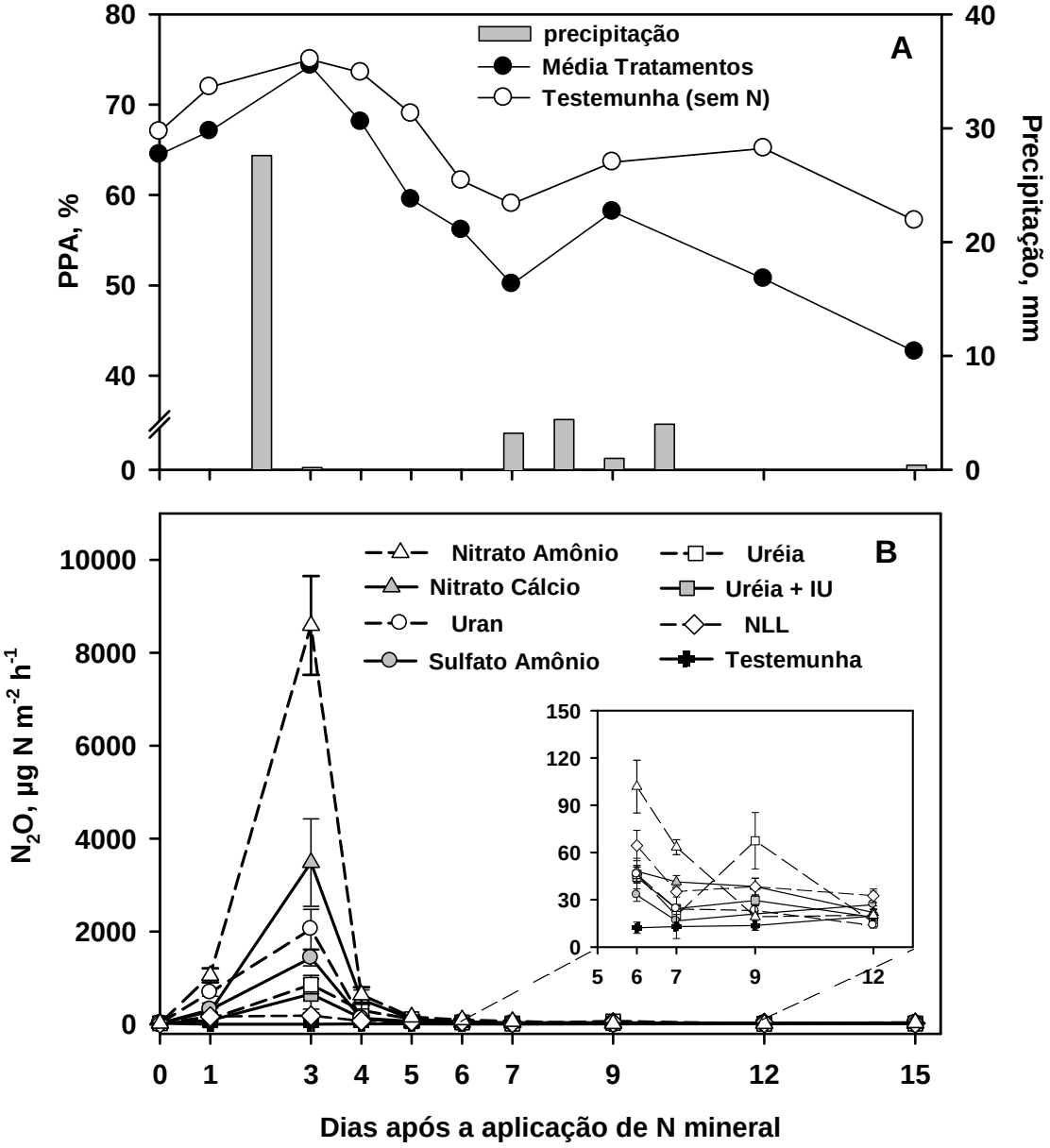

FIGURA 13. Precipitação, porosidade preenchida com água (PPA) na camada de 0-0,1m do solo (A) e taxas de emissão de N_2O (µg N m^{-2} h^{-1}) do solo (B) cultivado com milho após a aplicação de diferentes fontes de N. Barras verticais indicam erro padrão da média (*n*=3).

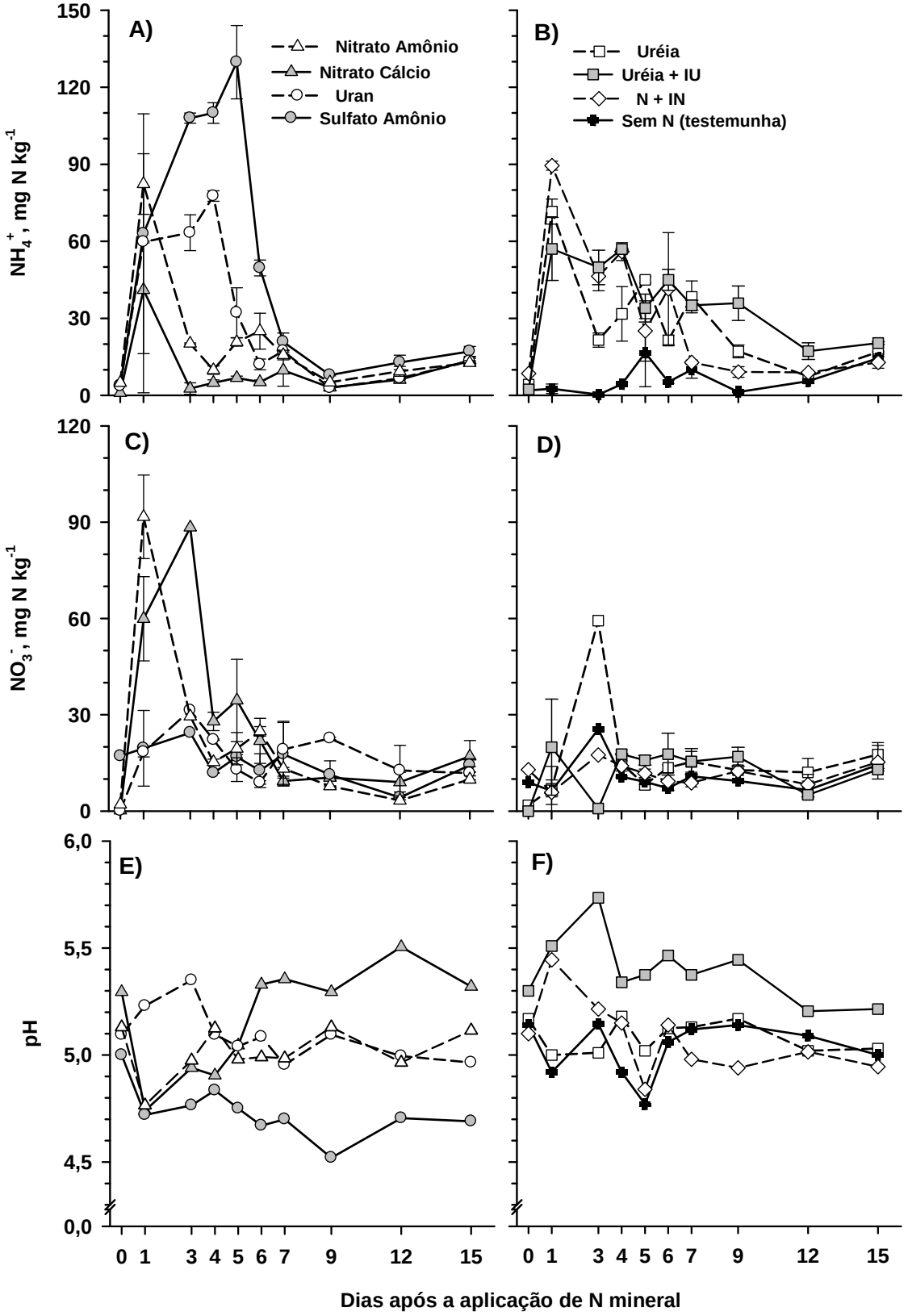

FIGURA 14. Variações temporais dos teores de amônio (NH_4^+; A e B), nitrato (NO_3^-; C e D) e dos valores de pH do solo (E e F) na camada de 0-0,1 m do solo avaliado quanto a emissão de N_2O após a adubação nitrogenada na cultura do milho. Barras verticais indicam o erro padrão da média (*n*=2).

Apesar de intenso, o pico de emissão de N_2O dos adubos nitrogenados 3 dias após fertilização, foi de curta duração, observando-se emissões de N_2O significativamente menores em todos os tratamentos um dia após o pico máximo (média: 71,1±12,2 µg N m^{-2} h^{-1}), mas mantendo-se acima dos valores médios observados para a testemunha (15,0±0,8 µg N m^{-2} h^{-1}) até os 12º dia (Figura 13). Este comportamento acompanhou a redução dos valores de NO_3^- no solo (Figura 14), apesar de a PPA ter se mantido acima de 60% (Figura 13). O rápido declínio das emissões de N_2O do solo após aplicação de N mineral é uma característica peculiar observada por vários estudos a campo (Akiyama & Tsuruta, 2002; Baggs & Blum, 2004; Jones et al. 2005; 2007 Gomes, 2006; Bhandral et al. 2007). Isto, provavelmente, está relacionado ao fato de que às aplicações de fertilizantes nitrogenados ocorrem em momentos em que a demanda por N pela planta adubada é alta, o que rapidamente reduz o teor de N mineral disponível aos processos de perda de N.

Nas condições de clima e solo avaliadas, a aplicação de nitrato de amônio (8587,4±1062,7 µg N m^{-2} h^{-1}) e nitrato de cálcio (3485,8±942,6 µg N m^{-2} h^{-1}) resultou nos maiores picos de emissão de N_2O (Figura 13). Sulfato de amônio e uréia produziram picos de emissão de N_2O de 1435,3±172,3 e de 859,1±197,6 µg N m^{-2} h^{-1}, respectivamente (Figura 13). As menores emissões de N_2O foram observadas nos fertilizantes de liberação lenta (187,8±61,6 µg N m^{-2} h^{-1}) e na uréia com inibidor de urease (346,4±32,9 µg N m^{-2} h^{-1}). O fertilizante uran, que é composto por uma mistura de nitrato de amônio e uréia, apresentou emissões de N_2O intermediárias entre as fontes originais (2050,7±427,7 µg N m^{-2} h^{-1}). De modo geral, as emissões observadas em nosso estudo foram ligeiramente maiores do que àquelas verificadas na literatura (Thornton & Valente, 1996; Clayton et al., 1997; Akiyama & Tsuruta, 2003; Venterea et al., 2005; Bremer, 2006; Liu et al., 2007). Para o nitrato de amônio, emissões de N_2O tão intensas, também foram reportadas por Maggiotto et al. (2000) para áreas cultivadas com pastagens perenes (7528 µg N m^{-2} h^{-1}).

As maiores emissões de N_2O através das fontes com N nítrico (nitrato de amônio e nitrato de cálcio) em comparação as demais indicam que, as emissões observadas em nosso estudo foram decorrentes do processo de

desnitrificação, o qual foi favorecido pela umidade do solo e disponibilidade de NO_3^- no solo. A relação positiva entre estas propriedades do solo e a emissão de N_2O corrobora a importância do processo da desnitrificação para as emissões de N_2O observadas neste estudo (Eq. 9). Na desnitrificação, o NO_3^- é rapidamente transformado em óxidos de nitrogênio mais reduzidos (NO, N_2O, N_2), na presença de carbono orgânico. Em contrapartida, a nitrificação, por ser um processo aeróbico, possivelmente foi prejudicado pela PPA maior que 65% e valores de pH abaixo de 5,5 (Figura 13 e 14). Este ambiente desfavorável a nitrificação, possivelmente, determinou que os fertilizantes baseados em formas exclusivamente amoniacais ou amídicas (sulfato de amônio, uréia) e mesmo aquelas com inibidores da urease e de liberação lenta apresentassem taxas de emissão de N_2O menores do que nitrato de amônio, nitrato de cálcio e uran.

N_2O (ug N m^{-2} h^{-1}) = -2026,9 + 19,5NO_3^- + 34,4PPA **Equação 9**
(R^2 = 0,25, n = 80, P<0,01)

A desnitrificação tem sido apontada por muitos autores como o principal processo responsável pela emissão de N_2O dos solos a partir de adubos nitrogenados (Velthof et al., 1996; McTaggart et al., 1997; Jones et al., 2005; Bremer, 2006; Russow et al., 2008). Alguns autores argumentam que a emissões de N_2O após a aplicação de N, pode ser limitada pela disponibilidade de C para o processo de desnitrificação (Kudeyarov,1999). No entanto, acredita-se que devido a massa vegetal que cobria o solo no momento da fertilização, e pela magnitude das emissões que foram verificadas neste estudo, quantidades satisfatórias de C foram liberadas no solo.

A aplicação de fontes com N nítrico resultou na emissão acumulada de N_2O através do solo de 3,7 kg N ha^{-1} para nitrato de amônio e 1,5 kg N ha^{-1} para nitrato de cálcio (Figura 15). Estas perdas correspondem a 2,5 e 1,1% do N aplicado no solo, respectivamente. Por outro lado, a aplicação de sulfato de amônio e uréia, em solos que propiciem condições favoráveis a desnitrificação, resultou na emissão de 0,45 e 0,32% do N aplicado, respectivamente. Nestas condições, as emissões de N_2O pelo uso de fontes amoniacais e amídicas foram, em média, 50% menores do que àquelas verificadas no solo adubado

com fontes de N nítrico. Taxas de mitigação de N_2O ainda mais significativas foram obtidas pelo uso de fontes com inibidores da atividade microbiana, onde as emissões de N_2O foram da ordem de 0,22 (0,38±0,1kg N ha^{-1}) e 0,13% (0,25±0,1 kg N ha^{-1}) do N aplicado, respectivamente. Resultados similares foram sumarizados por Snyder et al. (2007).

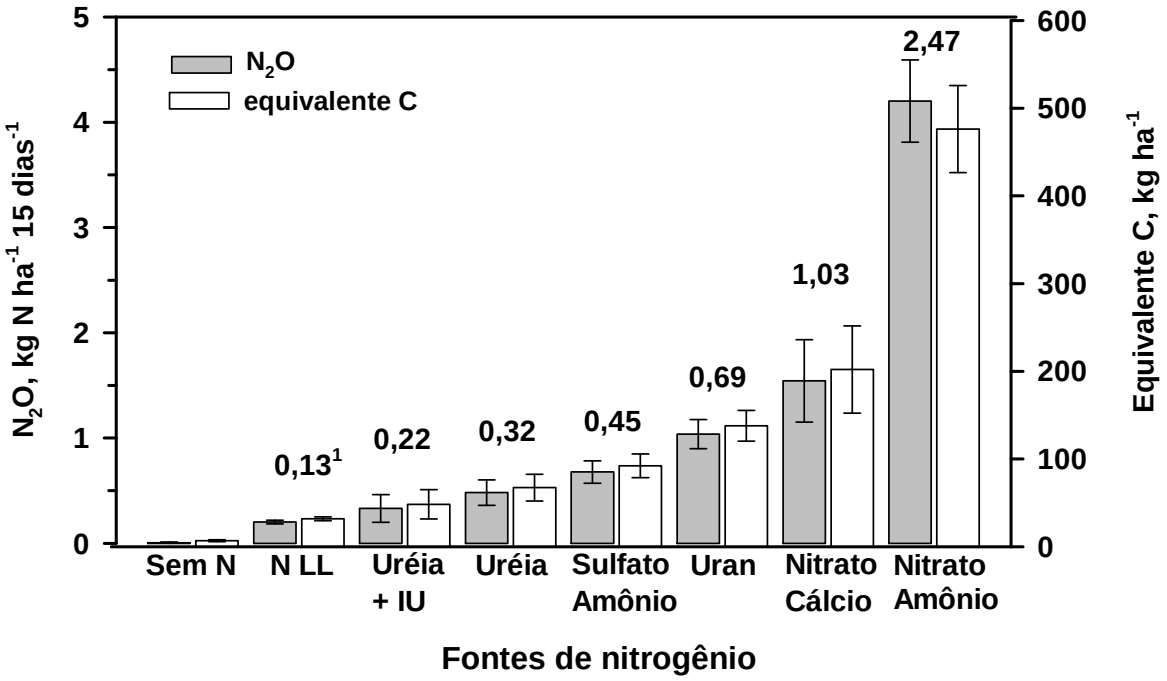

FIGURA 15. Emissão acumulada de N_2O (g N ha^{-1}) no período de 15 dias e o equivalente em C para neutralizar as emissões de N_2O por cada fonte nitrogenada. [1]% do N aplicado emitido como N_2O.

A faixa de valores, dos fatores de emissão de N_2O do solo, citada na literatura varia grandemente com o tipo e dose de fertilizante adotado e com as condições de solo e clima observadas, sobretudo na primeira semana após a fertilização (Clayton et al.,1997; Gregorich et al., 2006). Contudo, os valores obtidos neste estudo podem ser considerados elevados se comparados aqueles observados para fontes nítricas (0,4 a 3,1%), amoniacais (0,2-0,4%), amídicas (0,24 a 0,8%) e aquelas com aditivos para inibir a atividade microbiana (0,1-0,52%) (Eincher, 1990; Bouwman, 1996; Maggiotto et al., 2000; Akiyama & Tsuruta, 2003; Jones et al., 2005; Bremer, 2006), uma vez que foram medidas num curto espaço de tempo. Em média, estes estudos consideram experimentos com no mínimo um ano de avaliação.

Se calcularmos quanto de C é necessário para contrabalancear as emissões de N_2O dos adubos nitrogenados, em muitos casos, este valor é superior aos ganhos no acúmulo de C no solo obtido pela adubação nitrogenada. Zanatta et al. (2007), num experimento de longa duração, em um solo com teor de argila similar ao deste estudo, obtiveram taxas de acúmulo de C no solo para o uso de 180 kg N-uréia ha^{-1} de 0,05 Mg ha^{-1} ano^{-1}, na média de 18 anos. Do ponto de vista ambiental, o benefício gerado pela adubação nitrogenada no acúmulo de C no solo foi inferior a perda de N_2O que este fertilizante produziu em 15 dias (0,067 Mg C ha^{-1}) após sua aplicação.

Marcadamente, é necessário identificar estratégias para mitigar as emissões de N_2O do solo por fontes nitrogenadas. Porém, este objetivo esbarra num obstáculo. Para reduzir as perdas de N por volatilização de NH_3, preconiza-se a fertilização nitrogenada em solos úmidos, seja por ocorrência de chuvas ou irrigação quando disponível. Este aspecto prático tem profunda importância na emissão de N_2O dos solos agrícolas, pois favorece o processo de desnitrificação. Entretanto, vários estudos têm indicado que é possível reduzir as emissões de N_2O do solo por fertilizantes nitrogenados associando-se as condições de clima e solo à forma química do fertilizante empregado. Ou seja, quando o solo tem alta umidade deve-se preconizar o uso de fertilizantes amoniacais e amídicos. Por outro lado, fertilizantes baseados em formas nítricas devem ser utilizados quando as condições de solo e clima favorecem a nitrificação (Beauchamp, 1997). Além disso, o uso eficiente de reguladores da atividade biológica no solo reduz o potencial de emissões de N_2O dos adubos nitrogenados.

6.4 Conclusões

Nas condições deste estudo, os fertilizantes aumentaram a emissão de N_2O através do solo, e a desnitrificação foi o principal processo envolvido na produção de N_2O no solo. As formas nítricas apresentaram as maiores emissões de N_2O, o que se deve ao fato das condições de solo e clima favorecerem a desnitrificação. Por outro lado, fertilizantes amoniacais e amídicos representaram boas alternativas para reduzir as emissões nestas

condições, bem como a utilização de fontes de N com inibidores da atividade da enzima urease e de liberação lenta.

7. PERSPECTIVAS PARA ESTUDOS FUTUROS

A pesquisa sobre a emissão de N_2O e em geral com gases de efeito estufa no Sul do Brasil é recente, e carece de estudos futuros para o seu entendimento, especialmente no que diz respeito a definição de estratégias de mitigação das emissões de N_2O dos solos agrícolas.

Os resultados deste trabalho evidenciam a importância do entendimento das influências dos sistemas de manejo do solo em curto e longo prazo sobre a dinâmica dos fluxos de N_2O no sistema solo-atmosfera. A utilização de experimentos de longa duração é uma ferramenta fundamental para esta tarefa.

Neste trabalho verificou-se que as emissões de N_2O são grandemente afetadas pelo efeito das condições climáticas e suas interações com os sistemas de manejo, o que torna imprescindível monitorar as emissões de N_2O por vários anos consecutivos para obter resultados representativos da região. Dentre os aspectos a serem avaliados do papel do manejo nas emissões de gases de efeito estufa na região podemos destacar:

- monitoramento das emissões de N_2O do solo em sistemas naturais ao longo do ano;

- avaliações dos efeitos de diferentes classes de solo e de suas propriedades, em diferentes ambientes, nas emissões de N_2O;

- isolamento dos efeitos das variáveis controladores das emissões de N_2O no solo (de clima e de manejo) e identificar valores mínimos necessários para ocorrência da emissão de N_2O;

- avaliação dos efeitos dos sistemas de manejo na comunidade microbiana do solo e este sobre a emissão de N_2O;

- avaliação dos efeitos de diferentes doses de fertilizantes nitrogenados minerais e orgânicos nas emissões de N_2O a curto e em longo prazo;

- avaliar os efeitos da qualidade de resíduos vegetais adicionados ao solo em PD e em PC;

- avaliar as variações diárias da emissão de N_2O em cada estação do ano, com coletas de 24 horas e monitoramento das variáveis de solo e clima em diferentes classes de solo e de ambientes;

- determinar as concentrações de N_2O em diferentes camadas do solo e os efeitos relativos ao manejo e

- avaliar a emissão de N_2O do solo em diferentes sistemas produtivos no RS, como por exemplo, solos sob cultivo do arroz irrigado e em integração lavoura-pecuária.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, M. K.; ADAMS, W. A. Gaseous N emission during simultaneous nitrification-denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.32, n.8-9, p.1251-1259, 2000.

AITA, C.; BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; GONCALVES, C. N.; DA ROS, C. O. Plantas de cobertura de solo como fontes de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, n.1, p.157-165, 2001.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Crop residue decomposition and nitrogen release in single and mixed cover crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.4, p.601-612, 2003.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HUBNER, A. P.; CHIAPINOTTO, I. C.; FRIES, M. R. Cover crop mixtures preceding no-till corn. I-soil nitrogen dynamics. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, n.4, p.739-749, 2004.

AKIYAMA, H.; TSURUTA, H. Effect of chemical fertilizer form on N_2O, NO and NO_2 fluxes from Andisol field. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.63, n.2-3, p.219-230, 2002.

AKIYAMA, H.; TSURUTA, H. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soils after manure and urea application. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.32, n.2, p.423-431, 2003.

AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J. Estimativa da adubação nitrogenada para o milho em sistemas de manejo e culturas de coberturas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.3, p.553-560, 2000.

AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S. V. Leguminosa e adubação mineral como fontes de nitrogênio em sistemas de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.1, p.179-189, 2000.

ANDA – Associação Nacional para Difusão de Adubo. **Estatística – principais indicadores do setor de fertilizantes**, 2008. Disponível em: http://www.anda.org.br/boletins/fertilizantes_meio_ambiente.pdf.. Acesso em: 06 jun. 2008.

ANGELO, C. **O aquecimento global**. São Paulo: Publifolha, 2008. 104p.

ASSAD, D.; PINTO, H. S.; ZULLO JR., J.; FONSECA, M. Impacto das mudanças climáticas no zoneamento de riscos climáticos para a cultura do milho no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 5., São Paulo, 2005. **Livro de resumos**. São Paulo, 2005. 1 CD- ROM.

ASSAD, D.; PINTO, H. S. **Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil**. Brasília: Embrapa, 2008.

ATKINS, P. **Princípios de química:** questionando a vida moderna e o meio ambiente. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2006. 968p.

BAGGS, E. M.; REES, R. M.; CASTLE, K.; SCOTT, A.; SMITH, K. A.; VINTEN, A. J. A. Nitrous oxide release from soils receiving N-rich crop residues and paper mill sludge in eastern Scotland. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdan, v.90, n.2, p.109-123, 2002.

BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, Amsterdan, v.254, n.2, p.361-370, 2003.

BAGGS, E. M.; BLUM, H. CH_4 oxidation and emissions of CH_4 and N_2O from Lolium perenne swards under elevated atmospheric CO_2. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.36, n.4, p.713-723, 2004.

BAGGS, E. M.; CHEBII, J.; NDUFA, J. K. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.90, n.1-2, p.69-76, 2006.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622p.

BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N_2O, CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.53, n.1, p.29-39, 1999.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Nova Iorque, v.41, n.6, p.379-388, 2005.

BAYER, C. **Dinâmica e qualidade da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos**. 1996. 241 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

BAYER, C.; GOMES, J.; PICCOLO, M.C.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B.; SIX, J. **Soil nitrous oxide emission as affected by long term tillage, crop rotations and N fertilization in a subtropical environment**. Porto Alegre : [200?]. Texto fornecido pelo autor.

BEAUCHAMP, E. G. Nitrous oxide emission from agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.77, n.2, p.113-123, 1997.

BERGAMASCHI, H.; GUADAGNIN, M.R.; CARDOSO, L.S.; SILVA, M.I.G. **Clima da estação experimental da UFRGS (e região de abrangência)**. Porto Alegre: UFRGS, 2003.

BHANDRAL, R.; SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; HEDLEY, M. J. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.94, n.2, p.482-492, 2007.

BREMER, D. J. Nitrous oxide fluxes in turfgrass: effects of nitrogen fertilization rates and types. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, n.5, p.1678-1685, 2006.

BREMNER, J. M. Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v.55, n.1, p.11-33, 1960.

BOUWMAN, A. F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.46, n.1, p.53-70, 1996.

CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; GALLO, P. B.; BOLONHEZI, D; ROSSETO, R., BORTOLETTO, N.; PEREIRA, J. C.; VILA, N. A. **Evaluation of the effect of the urease inhibitor NBPT (N-(n-butil) tiophosphoric acid triamide) on the efficiency of urea fertilizer under Brazilian soil conditions**. Campinas : Instituto Agronômico : Fundag, 2002. Technical report

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; MIRANDA, L. N.; VIVALDI, L. J.; SOUSA, D. M. Emissões de óxidos de nitrogênio associada à aplicação de uréia sob plantio direto e convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.4, p.679-685, 2006.

CARMO, J.B.; PICCOLO, M.C.; ANDRADE, C.A.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J., NETO; E.S., CERRI, C.C. Short-term changes in nitrogen availability, gas fluxes (CO_2, NO, N_2O) and microbial biomass after tillage during pasture re-establishment in Rondônia, Brazil. **Soil & Tillage Research,** Amsterdan, v.96, n.2, 250-259, 2007. Corrigir entrada do autor em vermelho...

CERRI, C.; CERRI, C. E. Agricultura e aquecimento global. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n.1, p.40-44, 2007.

CHANTIGNY, M. H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. **Geoderma**, Amsterdan, v.113, n.3-4, p.357-380, 2003.

CHATSKIKH, D.; OLESEN, J. E. Soil tillage enhanced CO_2 and N_2O emissions from loamy sand soil under spring barley. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.97, n.1, p.5-18, 2007.

CHIKOWO, R.; MAPFUMO, P.; NYAMUGAFATA, P.; GILLER, K. E. Mineral N dynamics, leaching and nitrous oxide losses under maize following two-year

improved fallows on a sandy loam soil in Zimbabwe. **Plant and Soil**, Amsterdan, v.259, n.1-2, p.315-330, 2004.

CHOUDHARY, M. A.; AKRAMKHANOV, A.; SAGGAR, S. Nitrous oxide emissions from a New Zealand cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdan, v.93, n.1-3, p.33-43, 2002.

CLAYTON, H.; MCTAGGART, I. P.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. **Biology and Fertility of Soils**, Nova Iorque, v.25, n.3, p.252-260, 1997.

CONSTANTINIDES, M.; FOWNES, J. H. Tissue-to-Solvent Ratio and Other Factors Affecting Determination of Soluble Polyphenols in Tropical Leaves. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v.25, n.19-20, p.3221-3227, 1994.

COSTA, F. D.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. Carbon stock and carbon dioxide emissions as affected by soil management systems in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n.1, p.323-332, 2008.

COSTA, F. S.; ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C. Physical properties of a south Brazilian Oxisol as affected by no-tillage and conventional tillage systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.3, p.527-535, 2003.

DA SILVA, M. A. S.; MAFRA, A. L.; ALBUQUERQUE, J. A.; DALLA ROSA, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Soil physical proprieties and organic carbon concentration of a red a Acrisol under different uses and management systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.2, p.329-337, 2006.

DAVIDSON, E. A.; MATSON, P. A.; BROOKS, P. D. Nitrous oxide emission controls and inorganic nitrogen dynamics in fertilized tropical agricultural soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.60, n.4, p.1145-1152, 1996.

DEL GROSSO, S. J.; PARTON, W. J.; MOSIER, A. R.; OJIMA, D. S.; KULMALA, A. E.; PHONGPAN, S. General model for N_2O and N_2 gas emissions from soils due to denitrification. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.14, n.4, p.1045-1060, 2000.

DIECKOW, J.; MEURER, E. Nitrogen application timing and soil inorganic dynamics under no-till oat/maize sequential cropping. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.4, p.707-714, 2006.

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-Atmospheres**, Washington, v.104, n.D21, p.26891-26899, 1999.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N_2O emissions from an imperfectly drained Gleysol. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.52, n.4, p.667-673, 2001.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Impact of different forms of N fertilizer on N_2O emissions from intensive grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.67, n.1, p.37-46, 2003.

DUSENBURY, M. P.; ENGEL, R. E.; MILLER, P. R.; LEMKE, R. L.; WALLANDER, R. Nitrous oxide emissions from a northern great plains soil as influenced by nitrogen management and cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.37, n.2, p.542-550, 2008.

EICHNER, M. J. Nitrous-Oxide Emissions from Fertilized Soils - Summary of Available Data. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.19, n.2, p.272-280, 1990.

ELDER, J. W.; LAL, R. Tillage effects on gaseous emissions from an intensively farmed organic soil in North Central Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.98, n.1, p.45-55, 2008.

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**, Nova Iorque, v.38, n.6, p.340-348, 2003.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa Agropecuária Solos **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Meio Ambiente. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**: emissões de óxido nitroso proveniente de solos agrícolas. Disponível em: http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/57270.html. Acesso em: 03 maio 2006.

ESCOBAR, L.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CHAVES, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J. Emissões de curto prazo de N_2O em sistemas de manejo no Rio Grande do Sul. In: REUNIÃO DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 15., 2008, Rio de Janeiro. **Livro de Resumos.** Rio de Janeiro, 2008. 1 CD-ROM.

FARQUHARSON, R.; BALDOCK, J. A. Concepts in modelling N_2O emissions from land use. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.309, n.1-2, p.147-167, 2008.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbial basis of NO and N_2O production and consumption in soils. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMEL, D. S., (Eds.) **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 1989. v.1, p.7-21.

FONTOURA, S.M.V.; BAYER, C.; MORAES, R.P. **Volatilização de amônia pela aplicação de diferentes fontes de nitrogênio utilizadas na adubação**

de cobertura da cultura do milho no sistema plantio direto. Porto Alegre, [200?]. Texto fornecido pelo autor.

GARCIA-RUIZ, R.; BAGGS, E. M. N_2O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. **Plant and Soil**, Amsterdan, v.299, p.263-274, 2007.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; CHIAPINOTTO, I. C.; HUBNER, A. P.; MARQUES, M. G.; CADORE, F. Cover crop mixtures preceding no-till corn. II - Nitrogen accumulation by corn and grain yield. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, n.4, p.751-762, 2004.

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P.; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Nitrous oxide emissions following pig slurry application in soil under no-tillage system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.11, p.1653-1661, 2006.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 126 f. (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

GRANDY, A. S.; LOECKE, T. D.; PARR, S.; ROBERTSON, G. P. Long-term trends in nitrous oxide emissions, soil nitrogen, and crop yields of till and no-till cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, n.4, p.1487-1495, 2006.

GREGORICH, E. G.; ROCHETTE, P.; HOPKINS, D. W.; MCKIM, U. F.; ST-GEORGES, P. Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.38, n.9, p.2614-2628, 2006.

HUANG, Y.; ZOU, J. W.; ZHENG, X. H.; WANG, Y. S.; XU, X. K. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C : N ratios. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.36, n.6, p.973-981, 2004.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados de Unidades Automáticas para download**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.php>. Acesso em: 14 julho. 2008.

IPCC. International Panel Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: Agriculture, Forestry and Other Land Use. National Greenhouse Gas Inventories Programme. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/methodology-reports.htm. Acesso em: 21 mar. 2006.

IPCC. International Panel Climate Change. **Climate change 2007**: The Physical Science Bases. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar-4-wg1.htm. Acesso em: 12 maio 2007.

JACINTHE, P. A.; DICK, W. A. Soil management and nitrous oxide emissions from cultivated fields in southern Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.41, n.3-4, p.221-235, 1997.

JACINTHE, P. A.; LAL, R. Nitrogen fertilization of wheat residue affecting nitrous oxide and methane emission from a central Ohio Luvisol. **Biology and Fertility of Soils**, Nova Iorque, v.37, n.6, p.338-347, 2003.

JANTALIA, C. P.; ZOTARELLI, L.; DOS SANTOS, H. P.; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: Avaliação de práticas usadas na produção de grãos no Sul do Brasil. In: ALVES, B. et al. (Ed.) **Manejo de sistemas Agrícolas**. Genesis : Porto Alegre, 2006. p.81-107.

JANTALIA, C. P.; DOS SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.82, n.2, p.161-173, 2008.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Greenhouse gas emissions from a managed grassland. **Global and Planetary Change**, Amsterdan, v.47, n.2-4, p.201-211, 2005.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Influence of organic and mineral N fertiliser on N_2O fluxes from a temperate grassland. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdan, v.121, n.1-2, p.74-83, 2007.

KAHARABATA, S. K.; DRURY, C. F.; PRIESACK, E.; DESJARDINS, R. L.; MCKENNEY, D. J.; TAN, C. S.; REYNOLDS, D. Comparing measured and Expert-N predicted N_2O emissions from conventional till and no till corn treatments. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.66, n.2, p.107-118, 2003.

KIEHL, J. **Manual de edafologia**: relações solo-planta. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. p. 262.

KHALIL, K.; MARY, B.; RENAULT, P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O_2 concentration. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.36, n.4, p.687-699, 2004.

KUDEYAROV, V. N. Nitrogen cycle and nitrous oxide production. **Eurasian Soil Science**, Nova Iorque v.32, n.8, p.892-901, 1999.

LAL, R. Carbon emission from farm operations. **Environment International**, Oxford, v.30, n.7, p.981-990, 2004.

LEE, J.; SIX, J.; KING, A. P.; VAN KESSEL, C.; ROLSTON, D. E. Tillage and field scale controls on greenhouse gas emissions. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, n.3, p.714-725, 2006.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Aerobic and Anaerobic Microbial-Populations in No-Till and Plowed Soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.48, n.4, p.794-799, 1984.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; ZHANG, F. S. Tillage and nitrogen application effects on nitrous and nitric oxide emissions from irrigated corn fields. **Plant and Soil**, Amsterdan, v.276, n.1-2, p.235-249, 2005.

LIU, X. J. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N_2O emissions in arable soils: effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.39, n.9, p.2362-2370, 2007.

MACKENZIE, A. F.; FAN, M. X.; CADRIN, F. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, n.3, p.698-703, 1998.

MAGGIOTTO, S. R.; WEBB, J. A.; WAGNER-RIDDLE, C.; THURTELL, G. W. Nitrous and nitrogen oxide emissions from turfgrass receiving different forms of nitrogen fertilizer. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, n.2, p.621-630, 2000.

MALHI, S. S.; LEMKE, R. Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.96269-283, 2007.

MALHI, S. S.; LEMKE, R.; WANG, Z. H.; CHHABRA, B. S. Tillage, nitrogen and crop residue effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality, and greenhouse gas emissions. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.90, n.1-2, p.171-183, 2006.

MCTAGGART, I. P.; CLAYTON, H.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from grassland and spring barley, following N fertiliser application with and without nitrification inhibitors. **Biology and Fertility of Soils**, Nova Iorque, v.25, n.3, p.261-268, 1997.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J.-M.; ALOISIO ALVES MOREIRA, J.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N_2O and CH_4 emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdan, v.141, n.1-2, p.78-88, 2007.

MENENDEZ, S.; LOPEZ-BELLIDO, R. J.; BENITEZ-VEGA, J.; GONZALEZ-MURUA, C.; LOPEZ-BELLIDO, L.; ESTAVILLO, J. M. Long-term effect of tillage, crop rotation and N fertilization to wheat on gaseous emissions under rainfed Mediterranean conditions. **European Journal of Agronomy**, Amsterdan, v.28, n.4, p.559-569, 2008.

MILLAR, N.; BAGGS, E. M. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N_2O emissions after their addition to soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.36, n.6, p.935-943, 2004.

MILLAR, N.; BAGGS, E. M. Relationships between N_2O emissions and water-soluble C and N contents of agroforestry residues after their addition to soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.37, n.3, p.605-608, 2005.

MILLAR, N.; NDUFA, J. K.; CADISCH, G.; BAGGS, E. M. Nitrous oxide emissions following incorporation of improved-fallow residues in the humid tropics. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.18, n.1, p.1032-1040, 2004.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.

MOSIER, A. R.; DELGADO, J. A.; KELLER, M. Methane and nitrous oxide fluxes in an acid Oxisol in western Puerto Rico: Effects of tillage, liming and fertilization. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.30, n.14, p.2087-2098, 1998.

MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; LIU, X. J. J. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, n.4, p.1584-1598, 2006.

MUMMEY, D. L.; SMITH, J. L.; BLUHM, G. Assessment of alternative soil management practices on N_2O emissions from US agriculture. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdan, v.70, n.1, p.79-87, 1998.

NEILL, C.; STEUDLER, P. A.; GARCIA-MONTIEL, D. C.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C. Rates and controls of nitrous oxide and nitric oxide emissions following conversion of forest to pasture in Rondonia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.71, n.1, p.1-15, 2005.

OGLESBY, K. A.; FOWNES, J. H. Effects of Chemical-Composition on Nitrogen Mineralization from Green Manures of 7 Tropical Leguminous Trees. **Plant and Soil**, Amsterdan, v.143, n.1, p.127-132, 1992.

PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; DO CARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO_2, N_2O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondonia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Nova Iorque, v.38, n.4, p.200-208, 2003.

PAUL, F.; CLARK, H. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1996. 300 p.

PICCOLO, M. C.; PAVEI, M. A.; BERNOUX, M.; SA, J. C. M.; PAULETTI, V. Fluxos de óxido nitroso e decomposição de resíduos culturais no solo sob diferentes manejos agrícolas em Ponta Grossa (PR). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. **Livro de Resumos.** Gramado, 2007. 1 CD-ROM.

PINTO, M.; MERINO, P.; DEL PRADO, A.; ESTAVILLO, J. M.; YAMULKI, S.; GEBAUER, G.; PIERTZAK, S.; LAUF, J.; OENEMA, O. Increased emissions of

nitric oxide and nitrous oxide following tillage of a perennial pasture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.70, n.1, p.13-22, 2004.

RITCHIE, G. A.; NICHOLAS, D. J. D. Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in Nitrossomonas europea. **Biochemistry**, Dordrecht, v.126, p.1181-1191, 1972.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BELANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PREVOST, D.; LEVESQUE, G. Emissions of N_2O from alfalfa and soybean crops in eastern Canada. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, n.2, p.493-506, 2004.

ROCHETTE, P.; JANZEN, H. H. Towards a revised coefficient for estimating N_2O emissions from legumes. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.73, n.2-3, p.171-179, 2005.

RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J. C. Emission of N2O, N-2 and CO2 from soil fertilized with nitrate: Effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.38, n.2, p.263-274, 2006.

RUSSOW, R.; SPOTT, O.; STANGE, C. F. Evaluation of nitrate and ammonium as sources of NO and N_2O emissions from black earth soils (Haplic Chernozem) based on N-15 field experiments. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.40, p.380-391, 2008.

SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J. Relações entre sistemas de preparo, temperatura e umidade de um Podzólico Vermelho escuro de Eldorado do Sul (RS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.19, n.3, p.313-319, 1995.

SARKODIE-ADDO, J.; LEE, H. C.; BAGGS, E. M. Nitrous oxide emissions after application of inorganic fertilizer and incorporation of green manure residues. **Soil Use and Management**, Oxford, v.19, n.4, p.331-339, 2003.

SANHUEZA, E.; CÁRDENAS, L.; DONOSO, L.; SANTANA, M. Effect of plowing on CO_2, CO, CH_4, N_2O, and NO fluxes from tropical savanna soils. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, Washington, v.99, n.10, p.16429-16434, 1994.

SIMEK, M.; COOPER, J. E. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.53, n.3, p.345-354, 2002.

SIX, J.; OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. **Global Change Biology**, Oxford, v.10, n.2, p.155-160, 2004.

SKIBA, U.; FOWLER, D.; SMITH, K. A. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation

options. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.48, n.1-2, p.139-153, 1997.

SKIBA, U.; SMITH, K. A. The control of nitrous oxide emission from agricultural and natural soils. **Chemosphere**, Oxford, v.2, n. 3, p.379-386, 2000.

SMITH, K. A.; MCTAGGART, I. P.; TSURUTA, H. Emissions of N_2O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. **Soil Use and Management**, Oxford, v.13, n.4, p.296-304, 1997.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L. **Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management- a literature review**. Georgia, Norcross : IPNI, 2007.

STEVENS, R. J.; LAUGHLIN, R. J. Measurement of nitrous oxide and di-nitrogen emissions from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.52, n.2-3, p.131-139, 1998.

THORNTON, F. C.; VALENTE, R. J. Soil emissions of nitric oxide and nitrous oxide from no-till corn. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.60, n.4, p.1127-1133, 1996.

VAN DER WEERDEN, T. J.; SHERLOCK, R. R.; WILLIAMS, P. H.; CAMERON, K. C. Nitrous oxide emissions and methane oxidation by soil following cultivation of two different leguminous pastures. **Biology and Fertility of Soils**, Nova Iorque, v.30, n.1-2, p.52-60, 1999.

VENTEREA, R. T.; BURGER, M.; SPOKAS, K. A. Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.34, n.5, p.1467-1477, 2005.

VELTHOF, G. L.; OENEMA, O.; POSTMA, R.; VANBEUSICHEM, M. L. Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.46, n.3, p.257-267, 1996.

VICTORIA, R.; PICCOLO, M.; VARGAS, A. O ciclo do Nitrogênio. In: CARDOSO, E. et al. (Eds.). **Microbiologia do Solo**. Campinas: SBCS, 1992. p.105-199.

VIEIRA, F. C. B.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; HE, Z. L. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.96, p.195-204, 2007.

VITTI, G. C.; HEIRINCHIS, R. Formas tradicionais e alternativas de obtenção do nitrogênio e do enxofre: uma visão holística In: YAMADA, T. et al. (Eds.) **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba: IPNI Brasil, 2007. p.109-164.

WEISKE, A. **Selection and specification of technical and management-based greenhouse gas mitigation measures in agricultural production for**

modeling. 2006. Disponível em: <http:// www.ieepeu/publications.pdfs/meacap/D10a_GHG_mitigation_mesuares_for_ modeling.pdf>. Acesso em: 24 maio 2008.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.33, n.12-13, p.1723-1732, 2001.

YAMULKI, S.; JARVIS, S. C. Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. **Biology and Fertility of Soils**, Nova Iorque, v.36, n.3, p.224-231, 2002.

ZANATTA, J.A. **Estoques e labilidade da matéria orgânica do solo afetadas por sistemas de manejo do solo.** 2006. 113 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; VIEIRA, F. C. B.; MIELNICZUK, J. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v.94, n.2, p.510-519, 2007.

ZULLO JR., J.; PINTO, H. S.; ASSAD, D. Impact assessment study of climate change on agricultural zoning. **Meteorological Applications**, Hoboken, v.13, n.1, p.69-80, 2006.

9. RESUMO BIBLIOGRÁFICO

Josiléia Acordi Zanatta, filha de Ivanor Zanatta e Valdecir Acordi Zanatta, nasceu em 14 de abril de 1980, em Turvo (SC). Viveu até os 17 anos de idade na comunidade de Último Rio, município de Jacinto Machado (SC). Cursou as séries iniciais (1ª a 4ª) na Escola Isolada Último Rio II, e completou os estudos do primeiro grau no Colégio Estadual de Jacinto Machado em 1994. Em 1995 ingressou na Escola Agrotécnica Federal de Sombrio – EAFS, no município de Santa Rosa do Sul (SC), onde formou-se em Técnica Agrícola com Habilitação em Agropecuária em 1998. No ano seguinte ingressou no curso de Agronomia da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Campos de Ciências Agroveterinárias, Lages, graduando-se no ano de 2003. De março 2004 a janeiro de 2006 realizou o curso de Mestrado em Ciência do Solo, com ênfase em Manejo de Solo, sob a orientação do professor Dr. Cimélio Bayer, junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Em março de 2006 iniciou o curso de Doutorado neste mesmo programa de Pós-Graduação, sob orientação do professor Dr. Cimélio Bayer. É membro da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo desde 2004.

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo