UFG
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE AGRONOMIA E ENGENHARIA DE ALIMENTOS

PRODUÇÃO DE ÓXIDO NITROSO DE SOLO CULTIVADO COM FEIJOEIRO COMUM IRRIGADO EM SISTEMA PLATIO DIRETO NO CERRADO

ADRIANA RODOLFO DA COSTA

Orientadora:
Dra. Beáta Emöke Madari

Goiânia - GO
Brasil

Fevereiro - 2011

ADRIANA RODOLFO DA COSTA

PRODUÇÃO DE ÓXIDO NITROSO DE SOLO CULTIVADO COM FEIJOEIRO COMUM IRRIGADO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO NO CERRADO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Goiás, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agronomia, área de concentração: Solo e Água.

Orientadora:
Dra. Beata Emoke Madari

Goiânia, GO - Brasil
2011

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)
GPT/BC/UFG

C837p

Costa, Adriana Rodolfo.
Produção de óxido nitroso de solo cultivado com feijoeiro comum irrigado em sistema plantio direto no cerrado [manuscrito] / Adriana Rodolfo da Costa. - 2011.
82 f.: figs, tabs.

Orientadora: Profª. Drª. Beata Emöke Madari.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, 2011.
Bibliografia.

1. Fator de emissão de N_2O 2. Biomassa microbiana 3. *Phaseolus vulgaris* L.. I. Título.

CDU: 635.652(213.54)

Permitida a reprodução total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor

Termo de Ciência e de Autorização para Disponibilizar as Teses e Dissertações Eletrônicas (TEDE) na Biblioteca Digital da UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás–UFG a disponibilizar gratuitamente através da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações – BDTD/UFG, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: [X] Dissertação [ ] Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

Autor(a):	**Adriana Rodolfo da Costa**				
CPF:	003.982.861-16	E-mail:	adriana_rodolfo@yahoo.com.br		
Seu e-mail pode ser disponibilizado na página?	[x]Sim [ ] Não				
Vínculo Empregatício do(a) Autor(a):	Não tem				
Agência de fomento:	Coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior		Sigla:	CAPES	
País:	Brasil	UF:	GO	CNPJ:	00889834/0001-08
Título:	Produção de óxido nitroso de solo cultivado com feijoeiro comum irrigado em sistema plantio direto no Cerrado				
Palavras-chave:	fator de emissão de N_2O, pH do solo, espaço poroso saturado por água, biomassa microbiana, *Brachiaria ruzizienzis*, *Phaseolus vulgaris* L.				
Título em outra língua:	Production of nitrous oxide from soil cultivated with common bean in irrigated no tillage system in savanna (Cerrado)				
Palavras-chave em outra língua:	emission factor of nitrous oxide, soil pH, watter filled pore space, microbial biomass, *Brachiaria ruzizienzis*, *Phaseolus vulgaris* L.				
Área de concentração:	Solo e Água				
Data defesa:	24 de fevereiro de 2011				
Programa de Pós-Graduação:	Programa de pós-graduação em Agronomia				
Orientador(a):	Beáta Emoke Madari				
CPF:	056.451.107-22	E-mail:	madari@cnpaf.embrapa.br		
Co-orientador(a):					
CPF:		E-mail:			
Co-orientador(a):					
CPF:		E-mail:			

3. Informações de acesso ao documento:

Liberação para disponibilização?[1] [x] total [ ] parcial

Em caso de disponibilização parcial, assinale as permissões:

[ ] Capítulos. Especifique: _____

[ ] Outras restrições: _____

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF não-criptográfico da tese ou dissertação.

O Sistema da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações garante aos autores, que os arquivos contendo eletronicamente as teses e ou dissertações, antes de sua disponibilização, receberão procedimentos de segurança, criptografia (para não permitir cópia e extração de conteúdo, permitindo apenas impressão fraca) usando o padrão do Acrobat.

_____ Data: ____/____/ 2011

Assinatura do(a) autor(a)

[1] Em caso de restrição, esta poderá ser mantida por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Todo resumo e metadados ficarão sempre disponibilizados.

ADRIANA RODOLFO DA COSTA

TÍTULO: PRODUÇÃO DE ÓXIDO NITROSO DE SOLO CULTIVADO COM FEIJOEIRO COMUM IRRIGADO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO NO CERRADO

Dissertação DEFENDIDA em 24 de fevereiro de 2011, e APROVADA pela Banca Examinadora constituída pelos membros:

Dr. Bruno José Rodrigues Alves
Embrapa Agrobiologia

Profa. Dra. Eliana Paula Fernandes
UFG/EA

Dra. Beáta Emöke Madari
Orientadora – Embrapa Arroz e Feijão

Goiânia - Goiás
Brasil

Aos meus pais,
Eurípedes Bassamurfo da Costa e,
Marlene de Fátima Rodolfo da Costa
Ao meu noivo,
André Junio Alves

Dedico

Aos meus queridos irmãos,
Eduardo Rodolfo da Costa e,
Juliana Rodolfo da Costa.
Aos amigos que me acompanharam
nesta caminhada,

Ofereço

AGRADECIMENTOS

À Deus que me iluminou e sempre me acompanhou em todos meus passos.

Aos meus pais, Eurípedes Bassamurfo da Costa e Marlene de Fátima Rodolfo da Costa, que não mediram esforços para conquistarem comigo mais esta vitória. Muito obrigada pelo apoio e por todo amor a mim dedicado.

Ao meu amado Junin que me acompanhou nos momentos difíceis sempre com paciência, amor e dedicação.

Aos meus irmãos Eduardo e Juliana, que me ajudaram em muitos momentos, sempre com muita paciência e presteza. Enfim à toda minha família, especialmente meus avós que sempre me apoiaram.

À minha orientadora Dra. Beáta Emöke Madari, pelo apoio, confiança, atenção, auxílio e dedicação durante o desenvolvimento deste trabalho de dissertação.

À pesquisadora Ms. Márcia Thaís de Melo Carvalho pela ajuda, conselhos e acompanhamento nos trabalhos que foram fundamentais na elaboração e execução deste estudo.

À professora Dra. Eliana Paula Fernandes pelos ensinamentos e oportunidades dadas a mim.

Ao pesquisador Dr. Bruno José Rodrigues Alves pelos primeiros ensinamentos referentes a este estudo, um pouco trabalhoso, porém, muito prazeroso.

Ao Dr. Pedro Marques da Silveira que nos atendia com muita paciência e dedicação em momentos de apuros, mas que no final se tornaram cômicos.

À Dra. Mellissa Ananias Soler da Silva pelo sorriso de cada dia e os valiosos conselhos.

À todos os professores que de forma direta ou indireta contribuíram para a conclusão deste estudo.

À Universidade Federal de Goiás e à Embrapa Arroz e Feijão, pela oportunidade de realizar este curso de pós-graduação com ampliação de meus conhecimentos.

À Capes pela bolsa concedida.

Às minhas amigas que sempre estavam por perto para me ouvir e apoiar: Tatiely Bernardes, Janne Louize, Glaucilene Carvalho, Jacqueline Barbosa, Roberta Freitas.

Aos meus companheiros de trabalho: Sílvio, Adilson, Wesley, Diego, Adriano, Tatiana, Roberto Carlos. Afonso, Márcio Borges, João Ananias, Érick, Sr. Ailton, Francisco Canindé, João Gonzaga, Osmar (Japão), que sempre me acompanharam nas coletas de campo ou nas análises de laboratório.

Aos estagiários e ex-estagiários da Embrapa Arroz e Feijão que me auxiliaram nos trabalhos: Ecion, Felipe, Nixon, Gustavo, Rafael, Raphael, Jéssika, Cláudia, Beatriz, Fernanda, Giseli, Heliton, Diogo, Orlair.

Obrigada também, aos colegas da pós-graduação: Marcos Mesquita, Mírian, Aline, Anielle, Gisele, Helenice, Érica, Sandra, Gláucia e tantos outros que de certa forma contribuíram.

Um obrigado especial ao Welinton Mota pela atenção e presteza de vários momentos. Obrigada também a Cristina e a dona Cleonice pelo apoio.

A TODOS MEU SINCERO RECONHECIMENTO...

MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

RESUMO GERAL 8
GENERAL ABSTRACT 9

1 INTRODUÇÃO 10

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 12

2.1 O EFEITO ESTUFA E O AQUECIMENTO GLOBAL 12
2.1.1 O Brasil no panorama das mudanças climáticas globais 14
2.2 O ÓXIDO NITROSO 15
2.2.1 Mecanismos de produção e emissão de N_2O 17
2.3 EMISSÕES DE N_2O REGISTRADAS NO BRASIL 20
2.4 REFERÊNCIAS 26

3 EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO INDUZIDA POR DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO DURANTE O CICLO DO FEIJOEIRO IRRIGADO SOB PLANTIO DIRETO 32

RESUMO 32
ABSTRACT 33
3.1 INTRODUÇÃO 34
3.2 MATERIAL E MÉTODOS 36
3.2.1 Condições experimentais e tratamentos 36
3.2.2 Medições dos fluxos de óxido nitroso 38
3.2.3 Variáveis de clima e solo 40
3.2.4 Análise estatística 42
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 42
3.3.1 Fluxo de N_2O e variáveis ambientais 42
3.3.2 Estimativa do Fator de Emissão de N_2O, do equivalente carbono e da eficiência da emissão de N_2O em termos de produtividade 50
3.4 CONCLUSÕES 53
3.5 REFERÊNCIAS 54

4 EMISSÃO DE N_2O, ATIVIDADE E BIOMASSA MICROBIANA EM LATOSSOLO ADUBADO COM DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO 58

RESUMO 58
ABSTRACT 59
4.1 INTRODUÇÃO 60
4.2 MATERIAL E MÉTODOS 61
4.2.1 Condições experimentais, tratamentos avaliados, medições e fluxos de óxido nitroso, variáveis de solo e clima 61
4.2.2 Variáveis biológicas do solo 62
4.2.3 Análise estatística 64
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 64

4.3.1 Primeiro período 64
4.3.2 Segundo período 68
4.3.3 Terceiro período 72
4.4 CONCLUSÕES 75
4.5 REFERÊNCIAS 75

5 CONCLUSÕES GERAIS 82

RESUMO GERAL

COSTA, A. R. **Produção de óxido nitroso de solo cultivado com feijoeiro comum irrigado em sistema plantio direto no cerrado**. 2011. 82f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solo e Água) – Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011[1].

A perda de nitrogênio no sistema solo-planta tem repercussões econômicas e ambientais, especialmente quando óxidos de nitrogênio são emitidos para a atmosfera. O objetivo deste estudo foi avaliar a emissão de óxido nitrosos (N_2O) em sistema de produção de feijoeiro comum irrigado em sistema plantio direto, sobre palhada de braquiária, com aplicação de diferentes fontes de nitrogênio (N), bem como as variáveis ambientais e do solo que condicionam esta emissão. O experimento foi conduzido na Embrapa Arroz e Feijão, num Latossolo Vermelho distrófico argiloso. Foram avaliadas seis áreas de cultivo de feijoeiro comum, em sistema plantio direto, sobre palhada de braquiária, irrigado por aspersão via pivô central, no outono/inverno de 2009. A área de cada tratamento foi de 150 m^2. A área total do estudo foi de 1000 m^2. Os tratamentos foram: Sem N (testemunha); Uréia; Sulfato de amônio (S.A.); Uréia tratada com inibidor de urease (Ur.+ Inib.); Uréia combinada com carvão vegetal (Ur.+Car.); Fixação biológica de nitrogênio (F.B.N.); Cerradão (Cer) como referência. Foram aplicados 100 kg ha^{-1} de N: 20% na linha de semeadura e 80% em cobertura, a lanço, 25 dias após plantio. Selecionaram-se períodos, cujos fluxos de N_2O apresentaram maior relevância, para que fosse realizado um estudo mais detalhado, incluindo variáveis biológicas do solo. A concentração de N_2O foi determinada por cromatografia gasosa. Concomitantemente, realizou-se amostragem de solo para verificação da temperatura, espaço poroso saturado por água (EPSA), pH e parâmetros referentes a biomassa microbiana. As variáveis de solo que mais influenciam os fluxos de N_2O, durante o ciclo do feijoeiro, são os teores de nitrato no solo, pH e EPSA, cujas condições favorecem o processo de desnitrificação, no sistema de produção irrigada em plantio direto. As maiores emissões totais de N_2O, ocorrem nos seguintes tratamentos: uréia com inibidor de urease, fixação biológica de nitrogênio e uréia associada ao carvão vegetal, sendo 70%, 36% e 32% maior que o observado na testemunha, respectivamente. Os fatores de emissão observados neste estudo estão abaixo dos menores níveis sugeridos pelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Após adubação no sulco, as variáveis que controlam a emissão de N_2O são respiração basal, carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), carbono orgânico total (COT) e EPSA. O carvão vegetal combinado com uréia proporciona melhores condições aos microrganismos, elevando índices como o CBM e o quociente microbiano. Após a adubação de cobertura os fluxos de N_2O são menores que na semeadura, talvez devido a maiores perdas de N por volatilização e maior demanda pela planta por N, sendo o sulfato de amônio a fonte que mais emitiu N_2O. As variáveis que controlam a emissão de N_2O neste período são o NBM, o pH do solo e o EPSA. No período de senescência do feijoeiro as fontes uréia combinada com inibidor de urease e a fixação biológica de nitrogênio são as que mais emitem N_2O, sendo as variáveis que controlam este período de emissão, a temperatura do solo e o COT.

Palavras-chave: fator de emissão de N_2O, pH do solo, espaço poroso saturado por água, biomassa microbiana, *Brachiaria ruzizienzis*, *Phaseolus vulgaris* L.

[1] Orientadora: Dra. Beáta Emoke Madari – Embrapa Arroz e Feijão.

GENERAL ABSTRACT

COSTA, A R. **Production of nitrous oxide from soil cultivated with common bean in irrigated no tillage system in savanna (Cerrado)**. 2011. 82f. Dissertation (Master in Agronomy: Soil and Water) – Escola de Agonomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, 2011[1].

The loss of nitrogen from the soil-plant system has economic and environmental repercussions, especially when nitrous oxide is emitted to the atmosphere. The aim of this study was to evaluate the emission of nitrous oxide (N_2O) in the production system of irrigated commom beans under no-tillage, with brachiaria grass as cover plant (green manure), as affected by the application of different N sources. The experiment was conducted at Embrapa Rice and Beans, in a clayey Haplic Ferralsol. Six areas planted with common beans in no-till system, with sprinkler irrigation, center pivot, were evaluated in the fall/winter period of 2009. In each area (150 m^2) a different source on N (treatments) was applied. The total area of the study was 1000 m^2. The treatments were: no N (control), urea, ammonium sulfate (A.S.), urea + urease inhibitor (Ur.+Inhi.), urea combined with charcoal (Ur.+Car.), biological fixation nitrogen (B.F.N.), Cerrado (Cer). One hundred kg of N ha^{-1} was applied in all areas: 20% at sowing together with the seed at the same depth and 80% as top dressing, 25 days after planting. Periods, whose N_2O fluxes were more important, were selected for more detailed study, including soil biological variables. The N_2O concentration was determined by gas chromatography. Concurrently, soil moisture, temperature, water filled pore space (WFPS), pH and parameters related to the microbial biomass were also measured. The variables that influence soil N_2O fluxes during the growing cycle of the bean are: the levels of nitrate in the soil, pH, moisture and WFPS, indicating conditions that favor the denitrification process. The highest emissions of N_2O, occur in the following treatments: urea with urease inhibitor, biological nitrogen fixation and urea associated with charcoal, 70%, 36% and 32% higher then that observed in the control, respectively. The emission factors observed in this study are below the lowest levels suggested by IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). After fertilization at sowing, the variables that control the emission of N_2O are basal respiration, microbial biomass carbon (MBC), microbial biomass nitrogen (MBN), total organic carbon (TOC), soil moisture and WFPS. The charcoal combined with urea provides better conditions for microorganisms, increasing MBC and microbial quocient. After topdressing N_2O fluxes are lower than at sowing, possibly due to higher N losses through volatilization or increased demand for N by the plant and consequent higher N uptake by plants. The ammonium sulfate source shows the highest N_2O fluxes in this period. The variables that control N_2O emission in this period are: MBN, pH, moisture and WFPS. During the senescence of the bean plants urea combined with urease inhibitor and biological fixation nitrogen are the treatments that most emitt N_2O. The variables that controll the fluxes are soil temperature and TOC.

Key words: emission factor of nitrous oxide, soil pH, watter filled pore space, microbial biomass, *Brachiaria ruzizienzis*, *Phaseolus vulgaris* L.

[1] Adviser: Drª: Beáta Emoke Madari – Embrapa Arroz e Feijão.

1 INTRODUÇÃO

Os solos agrícolas brasileiros são raramente auto-suficientes no suprimento de nitrogênio às plantas cultivadas, principalmente quando a alta produtividade é o principal objetivo. Em 2008, o consumo de fertilizantes minerais no Brasil superou a marca de 22 milhões de toneladas, sendo a uréia e o sulfato de amônio as fontes de N mais utilizadas (ANDA, 2009). No que tange aos aspectos ambientais, o uso destes fertilizantes nitrogenados aumenta o conteúdo de N mineral no solo, favorecendo a emissão de um importante gás de efeito estufa, o óxido nitroso (N_2O), e que consequentemente afeta o aquecimento global e a camada de ozônio do planeta.

O efeito estufa, um processo natural essencial para a vida na Terra, tem sido acentuado por atividades antropogênicas, as quais têm aumentado as concentrações dos gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera (Barreto et al., 2009). Gases nitrogenados, como o óxido nitroso (N_2O), apresentam vida longa na atmosfera, cerca de 150 anos, e grande potencial de aquecimento global (PAG) (Carmo et al., 2005). Segundo o IPCC (2007), o PAG do N_2O é 310 vezes maior que o PAG do CO_2 (dióxido de carbono) considerando valor igual a um, para um período de 100 anos. Por isso, mesmo emitido em menor quantidade, possui um elevado potencial de aquecimento. Estimativas brasileiras indicam que o uso da terra e a agricultura respondem por 81% do total nacional de emissão de GEE (Teixeira et al., 2006). Parte desta contribuição é explicada pelo N_2O, o qual é originário de processos microbiológicos que ocorrem nos solos agrícolas.

O balanço global de óxido nitroso originário da agricultura é bastante incerto (Gonçalves, 2002). As taxas de emissão deste gás podem variar dependendo do fertilizante utilizado, do tipo de cultura implantada, do preparo do solo e fatores ambientais (Clayton et al., 1994).

A guia do IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006) sugere um fator genérico para emissão direta de N_2O de 1% para elaboração de inventários nacionais de GEE. Este fator é a proporção do N do fertilizante emitida como N_2O para a atmosfera. Este fator apresenta um elevado grau de incerteza (0,3 a 3%), por isso, estudos

independentes devem ser realizados em cada país para obtenção de fatores de emissão mais apropriados.

No Brasil, pouco resultado se tem a respeito deste assunto, em especial para regiões de Cerrado, que é tido como o celeiro brasileiro devido à grande produção de grãos. As ações de pesquisa ainda se concentram na região sul e sudeste do país com trabalhos de Giacomini et al. (2006), Jantalia et al. (2008), Siqueira Neto et al. (2009), Zanatta et al. (2010), Escobar et al. (2010). Investigações de longo prazo e que abordem o efeito de diferentes fontes de nitrogênio na emissão de óxido nitroso ainda são escassas, bem como suas interações com variáveis climáticas e edáficas.

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de fontes de nitrogênio mineral – uréia, sulfato de amônio, uréia com inibidor de urease, uréia combinado ao carvão vegetal e fixação biológica de nitrogênio (FBN) sem N mineral adubação de cobertura - sobre a emissão direta de N_2O em Latossolo Vermelho distrófico de Cerrado cultivado com feijoeiro comum (*Phaseolos vulgaris*, L.) em plantio direto sob palhada de braquiária (*Brachiaria ruziziensis*), irrigado por aspersão, via pivô central. Bem como avaliar as variáveis ambientais e do solo que condicionam esta emissão.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O EFEITO ESTUFA 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 energia incidente na Terra, cerca de 50% é absorvida pela superfície do planeta, 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). (Zanatta, 2009).

Os diferentes gases de efeito estufa, presentes na troposfera terrestre, ao receber radiação solar, absorvem a radiação infravermelha emitida pela Terra, e por sua vez, emitem esta radiação para cima e para baixo. Processo que gera aumento na temperatura próxima à superfície da Terra, em média de 14°C, e que resulta num efeito estufa natural, importante para o surgimento e a manutenção da vida no planeta (Baede et al., 2001). Caso isto não existisse, a temperatura na superfície da Terra seria cerca de 30°C mais fria (Lima, 2002). O problema é que o aumento da concentração desses gases-traço está intensificando o efeito estufa natural, causando preocupações entre a comunidade científica. Dentre os gases de efeito estufa (GEE) o N_2O, o CO_2, o CH_4 (metano) e os CFCs (clorofluorcarbonetos) são produzidos pela atividade humana, sendo os três primeiros relacionados à atividade agrícola.

Sendo assim, gases traço como o CO_2, CH_4, N_2O e ozônio (O_3) absorvem e emitem essa radiação infravermelha, ocupando um relevante papel no balanço energético da Terra. Cada gás de efeito estufa (GEE) apresenta uma capacidade de aquecimento em função de suas características moleculares e de seu tempo de permanência na atmosfera (Gomes, 2006). Baseado nisto, é calculado o potencial de aquecimento global (PAG) de cada GEE considerando o CO_2 como referência. O N_2O e o CH_4 apresentam PAG, para um período de 100 anos, de 310 e 21 vezes a unidade de massa de CO_2, respectivamente (IPCC, 2007).

Após o início da revolução industrial, em meados do século XVIII, o impacto das atividades humanas tomou escalas globais. Tais atividades, principalmente aquelas que envolvem a queima de combustível fóssil para o uso industrial e residencial, e a queima da biomassa (desmatamento seguido de queimadas) produzem gases de efeito estufa que afetam a composição da atmosfera (Machado, 2005). Esse aumento contínuo de gases na atmosfera trouxe como consequência maior interação com a radiação infravermelha emitida pela Terra e, consequentemente, um aumento da temperatura do ar atmosférico (Figura 2.1). Esse aumento é o que se denomina "Aquecimento Global", que tem reflexos nas mudanças climáticas, tais como distribuição irregular das chuvas, ou diminuição de temperaturas da atmosfera, elevação do nível do mar, entre outros (Cerri & Cerri, 2007). 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 de Pinto & Assad (2008).

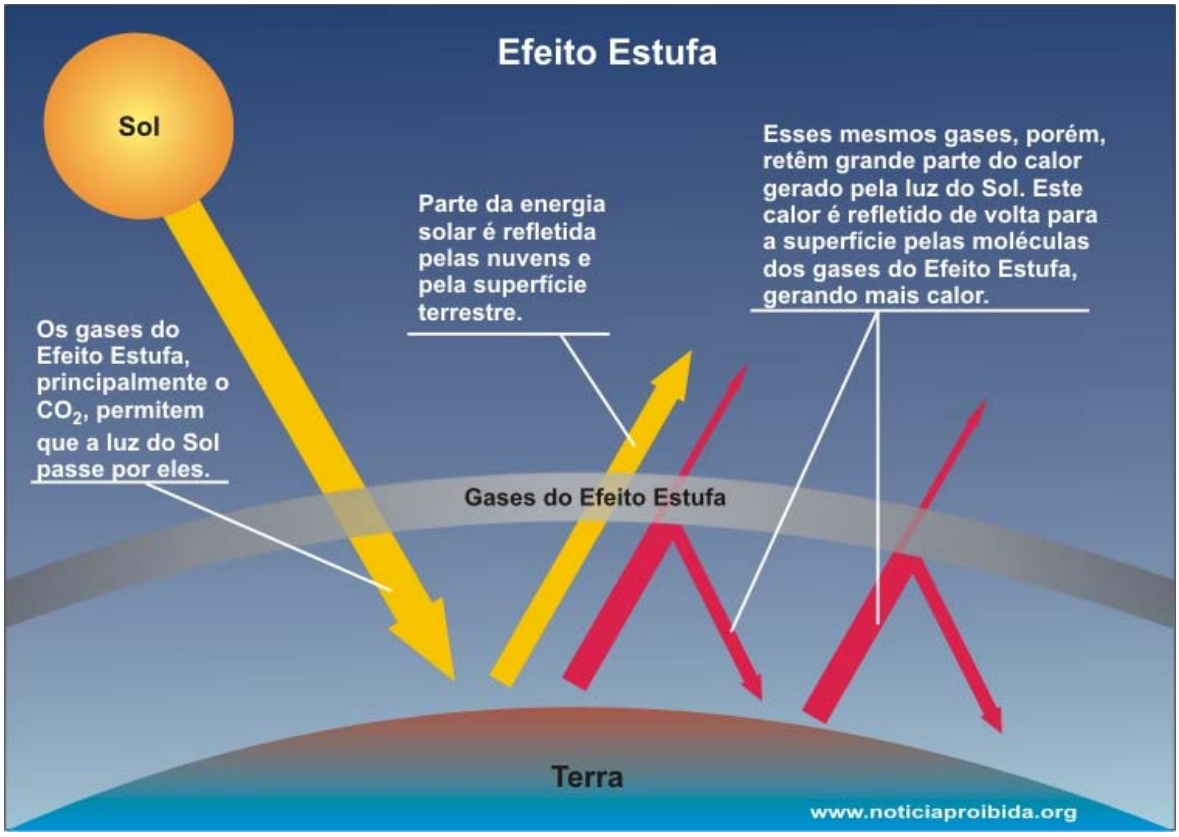

Figura 2.1. Efeito estufa ao longo do tempo.

Pinto & Assad (2008), em estudos acerca dos efeitos das mudanças climáticas sobre a agricultura brasileira, tomando como base a produção de feijão de 3,45 milhões de toneladas, com um valor de R$ 3,5 bilhões, segundo números de 2006 do IBGE, prevê que o aquecimento do clima trará um prejuízo em 2020 de cerca de R$ 155 milhões, em

decorrência de uma redução de 4,3% de área apta, e isso considerando o cenário mais otimista de aumento médio da temperatura global (1,4 a 3,8° até 2100). Em 2050 a área favorável ao plantio da cultura deve diminuir cerca de 10%, provocando um prejuízo de 360 milhões de reais. Em 2070 a perda pode chegar a R$ 473 milhões, com a redução da área de baixo risco de até 13,3%.

Vale ressaltar que estudos geológicos e astrofísicos têm demonstrado que a atividade solar cíclica gera períodos de aquecimento, os quais parecem ser acompanhados de maior concentração de CO_2, por causa da decomposição mais rápida e intensa de materiais orgânicos. Atualmente, vivencia-se um desses períodos de atividade solar mais intensa, que leva ao aquecimento global e às mudanças climáticas (Hieb & Hieb, 2006). Desde 1850, quando as temperaturas começaram a ser registradas por termômetros, 11 dos 12 anos mais quentes foram registrados entre 1995 a 2006 (Zanatta, 2009). Porém, essas mudanças são agravadas pela ação do homem, tanto na liberação dos gases fósseis ou de gases armazenados em florestas como também na degradação ambiental, que leva à maior produção de calor irradiado na forma de ondas longas (Primavesi et al., 2007).

2.1.1 O Brasil no panorama das mudanças climáticas globais

Ao mesmo tempo em que a agropecuária constitui-se em uma atividade potencialmente influenciada pela mudança do clima, contribui também para o efeito estufa. Emissões de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), óxido nitroso (N_2O) e óxidos de nitrogênio (NO_x), que causam o aquecimento global têm sido gerados por diferentes práticas agropecuárias (Lima, 2002).

O Brasil, no que tange à emissão de gases de efeito estufa, encontra-se num padrão diferente da situação geral vivenciada pelo mundo (Figura 2.2). As práticas agrícolas e as mudanças no uso da terra devido ao desmatamento são as principais fontes de emissão de gases de efeito estufa, sendo que 80% do N_2O emitido pelo Brasil para a atmosfera são derivados dessas práticas (Cerri & Cerri, 2007).

Numa escala global, quando se consideram apenas as emissões de GEE, oriundos da queima de combustível fóssil, o Brasil é o 17° colocado, sem levar em consideração o desmatamento. No entanto, quando se reúne a queima de combustível fóssil mais a atividade agrícola, juntamente com a mudança do uso da terra, a situação fica mais preocupante, pois o Brasil passa a ser o 4°colocado (Cerri & Cerri, 2007).

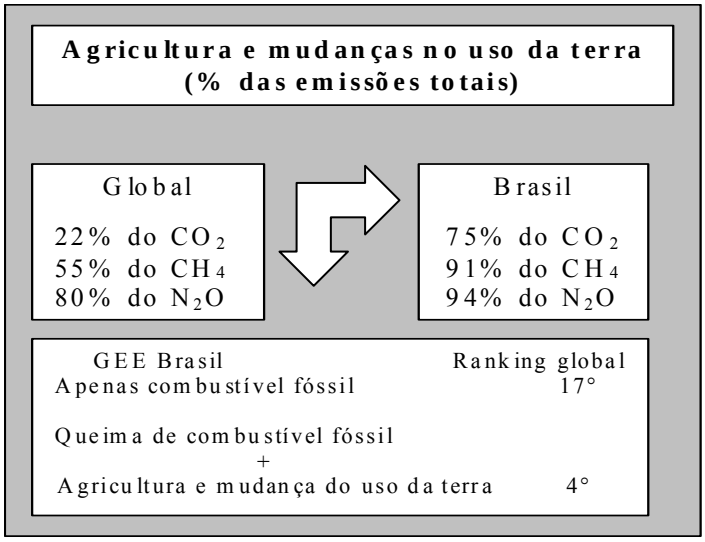

Figura 2.2. Padrões de emissão de gases de efeito estufa global e do Brasil. Adaptado de Cerri & Cerri (2007).

2.2 O ÓXIDO NITROSO

Apesar de sua baixa concentração na atmosfera, o óxido nitroso (N_2O) é considerado um dos três mais importantes gases responsáveis pelo efeito estufa do planeta. Atualmente sua concentração na atmosfera é de cerca de 300 ppb (IPCC, 2007) e vem aumentando significativamente a uma taxa de 0,2 a 0,3% ao ano, considerando a sua evolução desde o período da revolução industrial até o final do século passado (Kaiser et al., 1998). 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). O óxido nitroso é emitido em menor quantidade que os demais gases de efeito estufa, no entanto, possui um potencial de aquecimento global 310 vezes maior que a molécula de CO_2. Isto equivale dizer que em uma atividade que emita 1 kg ha^{-1} de N_2O, emite 310 kg ha^{-1} em equivalente CO_2 (IPCC, 2007). Por isso é um dos gases que mais contribui para o aquecimento global, sendo responsável por 7% do forçamento radiativo positivo causado pelo aumento dos GEE relacionado à agricultura (IPCC, 2007).

A produção de N_2O antrópica é verificada, principalmente, através de atividades agrícolas e industriais. Na agricultura, o N_2O é proveniente de processos microbiológicos que ocorrem nos solos agrícolas, enquanto que na indústria a produção do náilon e a queima de combustíveis fósseis são as principais fontes (Zanatta, 2009). Em explorações agropecuárias provém, principalmente, do uso de fertilizantes nitrogenados, da

mineralização da matéria orgânica adicionada, da adição ou depósito de dejetos animais nos solos, da lixiviação de solos e da queima de resíduos agrícolas (Lima, 2002).

Segundo Embrapa (2006) por meio de estimativas, em média, no Brasil são emitidos por ano 480 Gg de N_2O oriundos de atividades agrícolas. As emissões diretas provenientes de solos agrícolas são da ordem de 125,72 Gg ano^{-1} (26,41%), emissões diretas a partir de animais em pastagem representam 218,50 Gg ano^{-1} (45,90%) e emissões indiretas, seja por deposição atmosférica ou lixiviação, representam um total de 131,77 Gg ano^{-1} (27,69%). As fontes de emissões diretas observadas neste estudo foram: fertizantes sintéticos, nitrogênio de dejetos de animais utilizados como fertilizantes, resíduo de colheita, cultivo de solos de alto conteúdo orgânico e a fixação biológica de nitrogênio, sendo considerada apenas a originária da cultura da soja, pois é a principal fixadora de nitrogênio cultivada no país. As regiões que mais contribuem para as emissões de N_2O no Brasil foram a Centro-Oeste (25,77%), Sudeste (24,16%) e Sul (22,34%), que juntas equivalem a cerca de 70% da emissão brasileira deste gás.

Na região Centro-Oeste, dos 122,65 Gg de N_2O emitidos por ano, o Estado de Goiás é o segundo maior emissor da região e o quinto do país (42,39 Gg ano^{-1}), mas quando se estima a emissão de N_2O em kg de N_2O km^{-2} Goiás passa a ser o sétimo estado mais emissor nacionalmente. Pode-se dizer que cerca de 45% das emissões deste gás, em Goiás, seja ela direta ou indireta, está relacionada à aplicação de fertilizantes nitrogenados em áreas cultivadas. Os outros 55% estão relacionados à contribuição das áreas destinadas a pastagens com ruminantes, principalmente (Embrapa. 2006). Segundo Zanatta (2009), o uso de fertilizante mineral e adubação orgânica promovem maior disponibilidade de N na forma mineral, nitrato e amônio, que em condições propícias de umidade, acentuam os processos microbiológicos responsáveis pela produção de N_2O no solo.

Informações sobre as emissões de N_2O derivadas da agricultura mostram que os fertilizantes e resíduos são as principais fontes deste gás na atmosfera, e que as regiões tropicais seriam responsáveis pela maior parte das emissões de gases de efeito estufa (Mosier et al., 2004). Como são escassos os resultados sobre emissões de N_2O em áreas agrícolas nessas regiões, os cenários são criados baseando-se no uso de fatores de emissão de N_2O obtidos na Europa, Estados Unidos e Japão (Bowman, 1996), conforme metodologia proposta pelo IPCC de 1996, ou em uma versão mais recente, que sugere um fator de emissão para o uso de N mineral de 1%, ou seja, para cada 100 kg de N aplicado, 1 kg de N é perdido/emitido na forma de N_2O. Anteriormente, este fator era de 1,25%

(IPCC, 1996). Baseado nessa referência as estimativas do inventário brasileiro, apresentado anteriormente, foram realizadas.

Lima et al. (2001) destacam que o refinamento desse inventário dependerá de informações mais precisas fornecidas à avaliação das emissões em sistemas de produção vegetal. Embora seja a única possibilidade, em curto prazo, para traçar inventários de gases em países como o Brasil, é possível que esteja produzindo resultados longe da realidade (Jantalia et al., 2006). Por isso mais estudos a respeito do tema precisam ser obtidos, bem como uniformização das metodologias, para a geração de resultados mais confiáveis que possibilitem comparação com resultados gerados entre regiões.

2.2.1 Mecanismos de produção e emissão de N_2O

O ciclo do nitrogênio é particularmente complexo porque o N sofre, facilmente, alterações na valência e no seu estado, geralmente atenuado pela ação e transformação microbiana, e pode formar, quando solúvel em água, compostos gasosos com alto potencial de escapar do controle agrícola (Jarvis et al., 1995). O N é um nutriente de grande valor em praticamente todos os ecossistemas, mas pode-se tornar um poluente importante quando transferido de um ecossistema para o outro. Atualmente, o óxido nitroso (N_2O) tem recebido maior atenção, principalmente por contribuir para o efeito estufa e para a destruição da camada de ozônio.

O manejo agrícola altera os estoques e as taxas de ciclagem de N no solo, o que pode alterar as perdas desse elemento para a atmosfera, especialmente na forma de N_2O. Para que estas perdas possam ser reduzidas é importante o conhecimento dos processos e fatores ambientais que regulam as emissões provenientes dos diferentes sistemas de produção agrícola.

Segundo Firestone & Davidson (1989), em solos agrícolas, a desnitrificação e a nitrificação são os principais processos microbianos responsáveis pela produção de N_2O, embora esse gás não seja o principal produto final desses processos. A nitrificação, que requer condições aeróbicas e está diretamente relacionada ao suprimento de amônio, é mediada principalmente por bactérias autotróficas. A desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas que dependem da disponibilidade de carbono orgânico e nitrato. Dessa forma, os solos de textura arenosa favorecem a nitrificação e os de textura argilosa a desnitrificação (Davidson et al., 1993).

Ambos os processos podem ocorrer simultaneamente no solo, haja vista que no interior dos agregados podem desenvolver-se microssítios de aerobiose e anaerobiose (Giacomini et al., 2006), devido aos processos de umidecimento e secagem do solo. 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 (Carmo et al., 2005; Giacomini et al., 2006; Liu et al., 2007; Santos, 2009). Tendo em vista estes processos, o uso de fertilizantes nitrogenados pode contribuir de várias formas para a emissão de N_2O, dependendo da fórmula química do adubo e da quantidade aplicada (Clayton et al., 1997; Bouwman, 1996). Algumas características do solo também podem interferir na produção deste gás de efeito estufa.

A temperatura, a umidade e o pH do solo afetam diretamente estes dois processos, seja por elevar a saturação de água no solo ou por proporcionar condições adequadas ao desenvolvimento dos microrganismos desnitrificadores e/ou nitrificadores. Estes fatores são fortemente influenciados pelos sistemas de manejo do solo. As condições mais propícias para perda de N por desnitrificação bacteriana são descritas por Firestone (1982) e estão a seguir:

- Baixa drenagem - a umidade tem importante efeito sobre a aeração. A desnitrificação é praticamente insignificante em cerca de 2/3 da capacidade de campo, mas é sensível em solos alagados. Este processo pode ocorrer em microssítios de anaerobiose, como poros preenchidos por água, na rizosfera das raízes de plantas e nas imediações da decomposição final de resíduos de plantas e animais. Em condições de solo com baixos valores de espaço poroso saturado com água (EPSA), a nitrificação é o processo responsável pela emissão de N_2O. No entanto, quando se tem alta saturação do solo com água a desnitrificação passa a ser o processo mais importante para emissão deste gás (Jantalia et al., 2006);
- Temperatura maior que 25°C - processo de desnitrificação é progressivamente mais lento a temperaturas abaixo de 20°C e praticamente cessa a 2°C;
- pH do solo próximo do neutro - a desnitrificação bacteriana é sensível a altas concentrações do íon H^+ no solo. Sua atividade em solos ácidos (< pH 5,0) é muito restrita;
- Matéria orgânica facilmente decomponível – a quantidade de MOS disponível aos microrganismos desnitrificadores é geralmente sensível na camada superficial e insignificante no subsolo. Significativa quantidade de matéria orgânica solúvel

pode ser encontrada em cobertura do solo, bem como na parte inferior de horizontes alterados;

Os fluxos de N_2O são de difícil medição, quando em escala de campo, devido a alta variabilidade espacial e temporal, bem como às concentrações geralmente baixas (Metay et al., 2011). No sistema plantio direto (SPD), por exemplo, em que resíduos culturais são mantidos na superfície do solo, há uma redução na evaporação da água, o que resulta em maiores valores de umidade do solo em relação aos sistemas que utilizam o revolvimento do solo (Giacomini et al., 2006). Além disso, no SPD, valores de densidade do solo são normalmente maiores, o que poderá favorecer o aparecimento de microssítios de anaerobiose, aumentando o potencial de desnitrificação. Adicionalmente, práticas de manejo que resultem no aumento da atividade biológica no solo podem aumentar a emissão de N_2O por consumir o oxigênio (O_2) disponível (Baggs & Blum, 2004), criando nichos de anaerobiose, quando o suprimento de O_2 é menor que a demanda no solo. A adição de resíduos vegetais ao solo estimula a atividade microbiana pela entrada de carbono, e determina a decomposição dos resíduos vegetais e a liberação de N no solo, o qual poderá ser emitido à atmosfera na forma de N_2O (Zanatta, 2009).

A atividade e os processos microbiológicos são fortemente afetados pelas condições naturais e pelo manejo agrícola (Ludwing et al., 2001; Snyder et al., 2009), pois estes afetam as condições físicas (difusão de O_2, temperatura do solo, conteúdo de água), químicas (concentração de nitrato e amônio, disponibilidade de carbono facilmente metabolizável) e biológicas do solo (atividade microbiana) (Costa et al., 2008). Complexas interações entre vários fatores resultam em larga variação de emissão de N_2O tanto temporal quanto espacial (Bowman et al., 2002). As respostas de curto prazo dos processos microbianos do solo constituem um aspecto de sua qualidade do mesmo, sendo que essas respostas, frequentemente são associadas a um incremento nas emissões de gases de efeito estufa (Jackson et al., 2003).

A utilização de fertilizantes minerais nitrogenados, que constitui numa prática indispensável à obtenção de adequados rendimentos das culturas, intensifica as emissões de N_2O como reportado por alguns trabalhos (Metay et al., 2007; Jantalia et al., 2008). O principal fator afetado pela aplicação de N mineral é a disponibilidade de NH_4^+ e NO_3^- no solo para os processos de nitrificação e desnitrificação.

A fonte de nitrogênio (por exemplo uréia ou sulfato de amônio) também afeta às emissões de N_2O, assim como o modo de aplicação dos fertilizantes nitrogenados (na

superfície ou no sulco de semeadura). Zanatta et al. (2010), ao estudar diferentes fontes de nitrogênio aplicados num Gleissolo para o cultivo do milho, verificaram maiores emissões ao utilizar sulfato de amônio quando comparado ao uso da uréia, encontrando taxas de emissão ainda menores ao utilizar adubos com inibidores de urease e de deliberação lenta, sendo os maiores picos de emissão encontrados logo após a aplicação do fertilizante nitrogenado ao solo.

Condições do solo antes da aplicação de N também podem produzir um impacto sobre a atividade microbiana (Bergstermann et al., 2011). Durante um período de seca, a biomassa microbiana é destruída. Isso pode liberar C, o qual pode se tornar disponível à medida que as taxas de reação aumentam (Kalbitz et al., 2000). Quando o solo é reidratado, após um período de seca, uma reativação das comunidades microbianas do solo leva a um aumento dos fluxos de N_2O (Davidson et al., 1993).

A introdução de leguminosas na produção agrícola pode aumentar a produção de alimentos, mas a fixação biológica de nitrogênio pode contribuir para a emissão de N_2O de várias maneiras (Yang & Cai, 2005). Leguminosas fixadoras de N_2 utilizadas nos sistemas agrícolas podem aumentar os teores deste nutriente no solo e, consequentemente, as emissões de N_2O. Saminêz (1999) observou que os fluxos de N_2O medidos na cultura da soja, no Cerrado, na estação chuvosa, foram mais elevados do que os observados em pastagem e Cerrado natural. Tecnologias mais recentes, as quais utilizam inibidores de urease podem ser usadas como alternativas eficientes de mitigação das perdas de N, por atuarem no processo de hidrólise da uréia, reduzindo volatilização de amônia, e conseqüentemente as perdas indiretas de N_2O (Luo et al., 2010).

O carvão vegetal é um termo utilizado para descrever um resíduo rico em carbono, originário de queima incompleta (Durenkamp et al., 2010) e que pode ter uma eficiente adsorção de compostos orgânicos, sendo de magnitude 1 a 3 vezes superior que a matéria orgânica (Smernik, 2009). Quando este carvão é aplicado no solo, pode aumentar retenção de água e de nutrientes e contribuir para a redução das concentrações de CO_2 na atmosfera (Lehmann, 2007), podendo, ainda, influenciar a biomassa microbiana do solo, pois, funciona como habitat para os microrganismos protegendo-os de seus predadores, servindo, também, como alimento para fauna do solo (Thies & Rillig, 2009). O carvão vegetal é constantemente sugerido como provedor da qualidade do solo (Lehmann, 2007). Alguns trabalhos sugerem uma redução das emissões de N_2O ao se adicionar carvão

vegetal ao solo (Yanai et al., 2007; Zhang et al., 2010) devido, principalmente, a maior retenção de amônio e redução da disponibilidade de N (Singh et al., 2010).

2.3 EMISSÕES DE N_2O REGISTRADAS NO BRASIL

As emissões de N_2O em solos agrícolas estão fortemente associadas à fertilização nitrogenada. Embora esta seja uma prática comum nos sistemas de cultivos intensivos e mecanizados do Brasil, poucos trabalhos têm avaliado as emissões deste gás em áreas de culturas anuais (Jantalia, 2006; Carvalho et al., 2006). Os estudos têm se concentrado nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil. Na região Norte os trabalhos são voltados às áreas de floresta, e no Nordeste brasileiro nenhum trabalho foi desenvolvido sobre este tema.

Informações dessa natureza são fundamentais para subsidiar estudos visando à redução das emissões gasosas, de forma a considerar não só a questão da otimização da produção, como também a sustentabilidade do sistema agrícola brasileiro. Alguns estudos vêm sendo realizados no Brasil, (Tabela 2.1).

Giacomini et al. (2006) avaliando a emissão de N_2O em áreas com e sem incorporação de palha de aveia ao solo e aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS), verificaram que o fluxo de N_2O para a atmosfera aumentou logo após a aplicação dos dejetos, tanto em SPD quanto em preparo reduzido (sem incorporação de palhada). Este aumento é atribuído, pelos autorer, a três fatores: 1- os dejetos apresentam carbono prontamente disponível aos microrganismos; 2- durante o processo de nitrificação do NH_4^+ aplicado com os dejetos de suínos, ocorre produção de N_2O, aumentando a emissão desse gás; 3- a alta concentração de líquidos nos dejetos de suínos pode promover a ocorrência de sítios de anaerobiose, favorecendo o processo de desnitrificação do NO_3^- no solo. Os autores ainda atribuíram a elevada emissão de N_2O, logo depois da aplicação dos dejetos, principalmente, ao processo de desnitrificação, devido à anaerobiose gerada pela elevação do espaço poroso do solo ocupado por água.

Ao estudar os fluxos de N_2O para a atmosfera, Santos (2009) verificou que estes foram maiores após a aplicação dos DLS e bovinos (DLB). Observou, também, que este aumento ocorreu nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos, sendo mais pronunciado com o uso dos DLB. Na segunda avaliação, realizada cinco dias após a aplicação dos dejetos (11 dias após o manejo das plantas de cobertura), os tratamentos com

DLS e DLB superaram os tratamentos sem dejetos em 281,5 e 684,9 $\mu g.m^{-2}\ h^{-1}$ de $N\text{-}N_2O$, respectivamente.

Tabela 2.1. Picos de emissão de N_2O observados em áreas agrícolas brasileiras.

Local	Tipo de Solo/Fonte de N	Emissão			Referência
		Sistema de cultivo		Unidade	
		SPD	SPC		
Santa Maria-RS	Argissolo/Dejeto de Suíno	16	30	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Giacomini et al., 2006
Planaltina-DF	Latossolo/Uréia	-0,1	-0,5	$ng.cm^{-2}.h^{-1}$	Carvalho et al., 2006
Passo Fundo-RS	Latossolo/Uréia	150	110	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Jantalia eta al., 2006
Londrina-PR	Latossolo/Uréia	33	30	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Jantalia eta al., 2006
Porto Alegre-RS	Argissolo/Uréia	140	130	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Zanatta, 2009
Santo Antônio de Goiás-GO	Latossolo/Uréia	71	-	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Carvalho et al., 2008
Eldorado do Sul-RS	Argissolo/Uréia	70	60	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Gomes, 2006
Santa Maria-RS	Argissolo/Dejeto de Bovino	684,4	-	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Santos, 2009
	Argissolo/Dejeto de Suíno	281,5	-		
São José dos Campos-SP	Latossolo/Sulfato de amônio	78	-	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Gonçalves, 2002
Santo Antônio de Goiás-GO	Latossolo/Sulfato de amônio	83	153	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Metay et al., 2007
Capivari-SP	Argissolo/Lodo de Esgoto	1000	-	$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Chiaradia et al., 2009
Porto Alegre-RS	Gleissolo/Uréia	859,1		$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Zanatta et al., 2010
	Gleissolo/Sulfato de Amônio	1435,3			
	Gleissolo/Inibidor de Urease	346,4			
Santo Antônio de Goiás-GO	Latossolo/Uréia	42		$\mu g.m^{-2}.h^{-1}$	Madari et al., 2007

SPD: Sistema Plantio Direto; SPC: Sistema Plantio Convencional

Ainda no trabalho de Santos (2009), a aplicação dos dejetos de animais aumentou a disponibilidade de N mineral no solo, o que pode ter favorecido os fluxos de N_2O, especialmente no tratamento com DLB, pois este proporcionou maior aporte de N ao solo (120 Kg ha^{-1} de N) em detrimento do DLS (75 kg ha^{-1} de N). Aliado a isso, as chuvas ocorridas no período de avaliação, elevaram os valores de espaço poroso ocupado por água para próximo de 70%, o que deve ter contribuído para aumentar os fluxos de N_2O nessa fase inicial. Sendo assim, o C prontamente disponível, disponibilizado pelos dejetos, pôde ser utilizado pelas bactérias desnitrificadoras para reduzir o nitrato à N_2O.

Carvalho et al. (2006) realizaram estudos da emissão de óxidos de nitrogênio em Planaltina-DF e não encontraram diferenças significativas para emissões de N_2O em

SPD, com palhada de soja + mucuna preta + milheto, e em plantio convencional, com aração e gradagem. Fato que os autores justificaram como sendo devido à rápida decomposição das palhadas de leguminosas e, consequentemente, baixo acúmulo de resíduos. No entanto nota-se uma acentuada variabilidade destes dados, com altos desvios em relação à média, o que pode ter contribuído para que não houvesse diferenças entre os tratamentos. A ausência de precipitação e irrigação durante o período de realização do experimento também pode ter contribuído para redução dos fluxos de N_2O.

Ao avaliar as emissões de N_2O de um Argissolo Vermelho, em Porto Alegre-RS, Zanatta (2009) observou maiores picos (100 $\mu gN\text{-}N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$) no período pós-manejo, os quais estiveram associados aos maiores valores de porosidade preenchida por água e ao aumento dos teores de carbono orgânico dissolvido e de N mineral (nitrato e amônio) no solo. Como consequência, em média, as emissões acumuladas num curto período de 45 dias representaram 30% da emissão anual de N_2O.

Gomes (2006) também estudando as emissões de N_2O num Argissolo Vermelho verificou que no período logo após o manejo das culturas de inverno (ervilhaca e aveia) os fluxos foram maiores, independentemente do sistema de preparo do solo (SPD e SPC). Os maiores picos foram encontrados no sistema ervilhaca/milho. No solo em SPD e em SPC, as emissões pós-manejo da ervilhaca alcançaram fluxos até 2,7 vezes maiores do que no sistema com aveia preta, o que pode ser explicado pela rápida decomposição da palhada de ervilhaca, que possui baixa relação carbono/nitrogênio (C/N), de aproximadamente 14.

Outro estudo foi feito na região Sul do país, em que Jantalia et al. (2006) avaliaram a emissão de N_2O durante dois anos consecutivos nas cidades de Passo Fundo-RS e Londrina-PR e notaram que maiores fluxos se concentraram nos períodos de chuvas mais intensas, normalmente observada nos meses de verão, desde que coincidentes com a época de adubação nitrogenada.

Gonçalves (2002) avaliou as emissões de N_2O para a cultura do feijoeiro comum, num Latossolo Vermelho da região de São José dos Campos-SP, utilizando como fonte de nitrogênio o sulfato de amônio em três fertilizações, e lodo de esgoto. No plantio foi aplicado 1/3 da dose recomendada. Nesta ocasião, o solo se encontrava seco e por isso notou-se baixos fluxos. Após a segunda fertilização com sulfato de amônio foi identificado um valor um pouco maior de fluxo de óxido nitroso (29,7 $\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$) do que o dos dias anteriores, e um valor de fluxo relativamente alto no oitavo dia de amostragem (78 $\mu g\ m^{-2}$

h^{-1}). Essa alta emissão foi atribuída a uma maior atividade microbiológica, pois o solo apresentava-se bastante úmido devido a uma chuva forte no dia anterior a esta avaliação.

Emissões de N_2O foram avaliadas por Carvalho et al. (2008) na produção de feijoeiro comum irrigado cultivado em SPD, com e sem cobertura vegetal, em Latossolo de Cerrado. Neste estudo, os fluxos de N_2O foram mais altos nos tratamentos com cobertura vegetal, sendo observados logo após a semeadura, o que deve estar relacionado ao estímulo na dinâmica de N do solo devido à interrupção do período seco pela irrigação e à possibilidade de formação de sítios de anaerobiose.

Carmo et al. (2005) estudaram os fluxos de N_2O a partir de variações na disponibilidade de N e C dos níveis de umidade. Concluíram que a umidade do solo e a disponibilidade de nitrato foram essenciais para perdas de N na forma de N_2O, sendo, a disponibilidade de fonte lábil de C um fator importante no controle dos fluxos de N_2O dos solos de pastagem. Inferindo que o processo de desnitrificação foi predominante nas emissões de N_2O das pastagens estudadas.

Chiaradia et al. (2009) quantificaram a emissão de GEE de um Argissolo Vermelho-Amarelo tratado com lodo de esgoto (LE) e cultivado com mamona em área de reforma de canavial em São Paulo. Concluíram que a aplicação do LE, assim como da fertilização mineral alteraram as emissões de N_2O, principalmente devido a modificações das taxas de mineralização da matéria orgânica.

O efeito de duas doses de N (uréia) sobre os fluxos de N_2O em solo cultivado com milho sob plantio direto e palhada de braquiária, foi avaliado por Fernandes (2008). O autor concluiu que a adubação, no sulco de semeadura (20 kg ha^{-1} de N) não foi suficiente para incrementar os fluxos de N_2O. No entanto, na cobertura (50 e 100 kg ha^{-1} de N) a fertilização com uréia incrementou os teores de amônio e induziu os picos de emissão de N_2O, embora, as emissões não tenham sido proporcionais as doses de N adicionadas.

Siqueira Neto et al. (2009) quantificaram as emissões de N_2O e CO_2, provenientes do solo, influenciadas pelo tempo de implantação do SPD (12 e 22 anos) nas sucessões milho/trigo e soja/trigo. Concluíram que o tempo de SPD não influenciou as emissões de N_2O, mas que a adubação nitrogenada promoveu aumento nas emissões de N_2O, quando esta coincidiu com o aumento do grau de saturação de água no solo.

O impacto da aplicação de fertilizantes nitrogenados (uréia, sulfato de amônio, nitrato de cálcio, nitrato de amônio, uran (uma fórmula líquida de N), N de liberação lenta e uréia com inibidor de urease) nos fluxos de N_2O num Gleissolo no Sul do Brasil foi

avaliado por Zanatta et al. (2010), por um período de quinze dias após a aplicação dos fertilizantes. Observaram que o pico de emissão de N_2O ocorreu no terceiro dia após a aplicação dos fertilizantes nitrogenados, apresentando variações de intensidade de acordo com a fonte de N utilizada, sendo que as fontes nítricas apresentaram maiores emissões, as fontes amoniacais e amídicas desenvolveram emissões intermediárias e os fertilizantes de liberação lenta e com inibidor de urease tiveram as menores emissões. Ao avaliarem outras variáveis do solo, concluíram que o principal processo que induziu as emissões do N_2O foi a desnitrificação.

Metay et al. (2007) mensuraram os fluxos de N_2O em solo tropical (Latossolo no Cerrado) sob plantio convencional (aração a 15 cm de profundidade) e plantio direto (palhada de braquiária). A fertilização com sulfato de amônio não apresentou clara relação com os fluxos de N_2O, no entanto uma maior variabilidade pode ser observada após cada fertilização. Mas, no geral, praticamente não detectaram emissão de N_2O, pois estes estavam sempre baixos. Metay et al. (2007) também não observaram diferenças entre os tipos de preparo do solo adotados, no que tange a emissão de N_2O.

Escobar et al. (2010) avaliaram o efeito de sistemas de manejo (após soja em plantio convencional e direto, e após milho, em plantio direto) sobre as emissões de N_2O no período pós-colheita (outono) num Latossolo Vermelho de Cruz Alta, RS. Sobre os resíduos de soja, as emissões de N_2O foram aproximadamente três vezes superiores aos no solo em PD do que em PC. Já o solo em plantio direto, sob resíduos de milho, apresentou emissão inferior do que após soja. Chegaram a conclusão de que o milho pode ser incluído na rotação de culturas em substituição à monocultura de soja como uma estratégia de redução da emissão de N_2O em solos sob plantio direto do Sul do Brasil, ao menos no período outonal de pós-colheita desta cultura.

Os fluxos de N_2O foram avaliados num Argissolo Vermelho-Amarelo sob preparo convencional com doses crescentes de nitrogênio na forma de uréia por Oliveira et al. (2010) citado por Alves et al. (2010). Observaram que os fluxos de N_2O aumentaram em função das doses de N aplicadas.

A emissão de N_2O pode ser reduzida através de práticas que proporcionem o uso do N adicionado mais eficiente para as culturas. Práticas que melhorem a utilização do N de forma mais eficiente incluem o uso de fertilizantes de liberação lenta, controlada ou inibidores da nitrificação, os quais retardam os processos microbianos que conduzem a formação de N_2O (Robertson, 2004).

2.4 REFERÊNCIAS

ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O. A.; FRANCHINI, J. C.; SANTOS, H. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. **Emissões de óxido nitroso de solos pelo uso de fertilizantes nitrogenados em áreas agrícolas**. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia, 2010, 6 p. (Comunicado Técnico 126).

ANDA-Associação Nacional para Difusão do Adubo. **Estatística: principais indicadores do setor de fertilizantes.** 2009. Disponível em: <http://www.anda.org.br/estatistica>. Acesso em: 10 jul. 2009.

BAEDE,A. P. M.; AHLONSOU, E.; DING, Y.; SCHIMEL, D. In: HOUGHTON, J. T.; DING, Y.; GRIGGS, D. J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P. J.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C. A. (eds.). **Climate Change 2001: The Scientific Basis**; Cambridge: Cambridge University Press, p. 37-98, 2001.

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 and Biochemistry**, Oxford, v. 36, n. 4, p. 713-723, 2004.

BARETO, R. C.; MADARI, B. E.; MADDOCK, J. E. L.; MACHADO, P. L. O. M.; TORRES, E.; FRANCHINI, J.; COSTA, A. R. The impact of soil management on agregation, carbon stabilization and carbon loss as CO_2 in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdan, v. 132, n. 3-4, p. 243-251, 2009.

BERGSTERMANN, A.; CÁRDENAS, L.; BOL, R.; GILLIAM, L.; GOULDING, K.; MEIJIDE, A.; SCHOLEFIELD, D.; VALLEJO, A.; WELL, R. Effect of antecedent soil moisture conditions on emissions and isotopologue distribution of N_2O during denitrification. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v. 43, n. 2, p. 240-250, 2011.

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

BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Modeling global annual N_2O and NO emissions from fertilized fields. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 16, n. 4, p. 1080-1089, 2002.

CARMO, J. B.; ANDRADE, C. A.; CERRI, C. C.; PICCOLO, M. C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N_2O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 735-746, 2005.

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

CARVALHO, M. T. M.; MADARI, B. E.; ALVES, B. J. R.; LEAL, W. G. O.; LANNA, A. C.; MOREIRA, J. A. A.; MACHADO, P. L. O. DE A.; COSTA, A. R. DA; SILVA, J. H. DA; SOUZA, D. M. DE. **Emissão de N_2O e volatilização de NH_3 em sistema de produção de feijoeiro comum irrigado em Latossolo no Cerrado.** Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2008. 23 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento)

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

CHIARADIA, J. J.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; CARMO, J. B.; OLIVEIRA, C.; LAVORENTI, A. CO2, CH4 e N2O fluxes in na Ultisol treated with sewage sludge and cultivated with castor bean. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, v. 5, p. 1863-1870, 2009.

CLAYTON, H. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 99, n. 10, p. 16599-16607, 1994.

CLAYTON, H.; MACTAGGART, I. P.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from fertilized grassland: a 2-years study of the effects off N fertilizer from environmental conditions. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 25, n. 3, p. 252-260, 1997.

COSTA, F. S., ZANATTA, J. A., BAYER, C. Emissões de gases do efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (eds) **Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, p. 545-560, 2008.

DAVIDSON, E. A., MATSON, P. A., VITOUSEK, P. M., RILEY, R., DUNKIN, K., GARCÍA-MÉNDEZ, G., MAASS, J. M. Processes regulating soil emissions of NO and N_2O in a seasonally dry tropical forest. **Ecology**, Tempe, v. 74, n. 1, p. 130-139, 1993.

DURENKAMP, M.; LUO, Y.; BROOKES, P. C. Impact of black carbon addition to soil on the determination of soil microbial biomass by fumigation extraction. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 42, n. 11, p. 2026-2029, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Primeiro Inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: emissões de óxido nitroso (N_2O) provenientes de solos agrícolas. **Ministério de Ciência e Tecnologia**, 2006. 129 p.

ESCOBAR, L. F.; AMADO, T. J. C.; BAYER. C.; CHAVEZ, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J. E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 507-516, 2010.

FERNANDES, E.B. **Emissões de CO_2, NO_x e N_2O em solos sob diferentes cultivos na região do Cerrado**. 2008. 151 f. Tese (Doutorado em Ecologia)-Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

FIRESTONE, M. K. Biological Denitrification. In: STEVNSON, F. J.; BREMNER, J. M.; HAUCK, R. D.; KEENEY, D. R., (Eds.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison, American Society of Agronomy, 1982. p. 1-42. (Agronomy Series, 22)

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

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 11, p. 1653-1661. 2006.

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

GONÇALVES, C. E. A. **Estudo da produção de óxido nitroso em cultivo de feijão (*Phaseolus vulgaris*)**. 2002. 89 f. Dissertação (Mestrado em Geofísica Espacial)-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2002.

HIEB, M.; HIEB, H. **Global warming: a chilling perspective**. 2006. Disponível em: <http>//www.clearligth.com/~mhieb/wwvfossils/ice_ages.html>. Acesso em: 10 ago. 2009.

IPCC. Climate change 1995. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: scientific-technical analysis. Cambridge University Press, 1996. 878p.

IPCC-International Painel Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: agriculture, forestry and other land use. National Greenhouse Gas Inventories Programe. 2006. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/metodology-reports.htm.> Acesso em: 8 mai. 2008.

IPCC-International Painel Climate Change. **Climate Change**. 2007. The physical science bases. Disponível em: < http://www.ipcc.ch/ipccreports>. Acesso em: 22 mai. 2009.

JACKSON, L. E. CALDERON, F. J.; STEENWERTH, K. L. SCOW, K. M. ROLSTON, D. E. Responses of soil microbial process and community structure to tillage events and implications for soil quality. **Geoderma**, Amsterdan, v. 114, n. 3-4, p. 305-317, 2003.

JARVIS, S. C.; SCHOLEFIELD, D.; PAIN, B. Nitrogen cycling in grazing systems. In: BACON, P. E. (Ed.). **Nitrogen fertilization in the environment**. Sidney, Marcel Dekker, p. 381-419, 1995.

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.

JANTALIA, C. P.; ZOTARELLI, L.; SANTOS, H. P.; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: avaliação de práticas usadas na produção de grãos do sul do País. In: ALVES; B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Seqüestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006. cap. 4, p. 81-108.

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

KALBITZ, K.; SOLINGER, S.; PARK, J. H.; MICHALZIK, B.; MATZNER, E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. **Soil Science**, Baltimore, v. 165, n. 4, p. 277-304, 2000.

LEHMANN, J. A handful of carbon. **Nature**, London, v. 447, n. 7149, p. 143–144, 2007.

LIMA, M. A. de. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 19, n. 3, p. 451-472, 2002.

LIMA, M. A., BOEIRA, R, C.; LUIZ, A. J. B.; CASTRO, V. L. S. S.; LIGO, M. A. V.; CABRAL, O. M. R.; VIEIRA, R. F. Estimativa das emissões de gases de efeito estufa provenientes de atividades agrícolas no Brasil. In: LIMA, M. A.; CABRAL, O. M. R.; MIGUEZ, J. D. G. (Eds.) **Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente**, 2001. cap. 7, p. 169-189.

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

LUDWING, J.; MEIXNER, F. X.; VOGEL, B.; FORSTNER, J. Soil-air exchande of nitric oxide: an overview of processes, environmental fators, and modeling study. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 52, n. 3, p. 225-257, 2001.

LUO, J.; KLEIN, C. A. M.; LEDGARD, S. F.; SAGGAR, S. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdan, v. 136, n. 2-3, p. 282-291, 2010.

MACHADO, P. L. de O. A. Carbono do solo e mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-334. 2005.

MADARI, B. E.; COSTA, A. R. da; JANTALIA, C. P.; MACHADO, P. L. O. A.; CUNHA, M. B. da; MARTINS, D. R.; SANTOS, J. H. G. dos; ALVES, B. J. R. **Fator de**

Emissão de Óxido Nitroso (N_2O) para a Fertilização com N na Cultura do Feijoeiro Comum Irrigado no Cerrado. Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2007. 4 p. (Comunicado Técnico 144).

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

METAY, A.; CHAPUIS-LARDY, L.; FINDELING, A.; OLIVER, R.; MOREIRA, J. A. A.; FELLER, C. Simulating N_2O fluxes from a Brazilian cropped soil with contrasted tillage practices. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdan, v. 140, n. 1-2, p. 255-263, 2011.

MOSIER, A. R.; WASSMANN, E.; VERCHOT, L.; KING. J.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, New York, v. 6, n. 1-2, p. 11-49, 2004.

PINTO, H. S.; ASSAD, E. D. **Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil**. São Paulo, 2008.

PRIMAVESI, O.; ARZABE, C.; PEDREIRA, M. S. **Aquecimento global e mudanças climáticas: uma visão integrada tropical**. 2007. 213 p.

ROBERTSON, G. P. Abatement of nitrous oxide, methane and the other non-CO_2 greenhouse gases: the need for a systems approach. In: FIELD, C. B., RAUPACH, M. R. (eds.). **The Global Carbon Cycle**. Island Press, Washington, DC, USA, p. 493–506, 2004.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PRÉVOST, D.; LÉVESQUE, 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.

SAMINÊZ, T.C. de O. **Efeito do sistema de cultivo, tensão da água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH_4 e N_2O em solos de cerrados**. 1999. 99 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília, 1999.

SANTOS, G. F. **Emissão de óxido nitroso e mineralização do carbono de plantas de cobertura e de dejetos de suínos e bovinos em plantio direto de mamona**. 2009. 100p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo: Biodinâmica e Manejo do Solo). Centro de Ciências rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

SINGH, P.B.,HATTON, J.B., SINGH, B., COWIE, L.A., KATHURIA, A. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 39, n. 4 , 1224–1235, 2010.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. J.; VENZKE FILHO, S. P.; CERRI,. C. E. P.; CERRI, C. C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). II – Emissões de CO_2 e N_2O. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 1023-1029, 2009.

SMERNIK, R. J. Biochar and sorption of organic compounds. In: LEHMANN, J. L. JOSEPH, S. (eds) **Biochar for environmental and management**, London: Sterling, p. 289-300, 2009.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems and Envieronment**, Amsterdan, v. 133, n. 3-4, p.247–266, 2009.

TEIXEIRA, M. A.; MURRAY, M. L.; CARVALHO, M. G. Assessment of land use and land use change and forestry (LULUCF) as CDM projects in Brazil. **Ecological Economics**, New York, v. 60, n. 1, p.260–270, 2006.

THIES, F. E.; RILLIG, M. C. Biochar: biological properties. In: LEHMANN, J. L. JOSEPH, S. (eds) **Biochar for environmental and management**, London: Sterling, p. 85-105, 2009.

YANAI, Y., TOYOTA, K., OKAZAKI, M. Effect of charcoal addition on N_2O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. **Soil Science and Plant Nutrition**, Wiley, v. 53, n. 1, p. 181–188, 2007.

YANG, L.; CAI, Z. The effect of growing soybean (Glycine max L.) on N_2O emission from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, n. 6, p. 1205–1209, 2005.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e sistemas de manejo**. 2009. 79 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo))-Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in south brazilian gleysol as afected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 54, n. 5, p. 1653-1665, 2010.

ZHANG, A.; CUI, L.; PAN, G.; LI, L.; HUSSAIN, Q.; ZHANG, X.; ZHENG, J.; CROWLEY, D. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a Rice paddy from Tai Lake plain, China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdan, v. 139, n. 1-2, p. 469-475, 2010.

3 EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO INDUZIDA POR DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO DURANTE O CICLO DO FEIJOEIRO IRRIGADO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO NUM LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO ARGILOSO.

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a emissão de óxido nitrosos (N_2O) em sistema de produção de feijoeiro comum irrigado em sistema plantio direto (SPD), sobre palhada de braquiária, com aplicação de diferentes fontes de N, bem como identificar variáveis do edafoclimáticas que controlam as emissões de N_2O nesse sistema. O experimento foi conduzido na Embrapa Arroz e Feijão, num Latossolo Vermelho distrófico argiloso. Foram avaliadas seis áreas de cultivo de feijoeiro comum, em SPD, sobre palhada de braquiária, irrigado por aspersão via pivô central, no outono/inverno de 2009. A área de cada tratamento era de 150 m^2. A área total do estudo era de 1000 m^2. Os tratamentos foram: Sem N (testemunha); Uréia; Sulfato de amônio (S.A.); Uréia tratada com inibidor de urease (Ur.+Inib.); Uréia combinada com carvão vegetal (Ur.+Car.); Fixação biológica de nitrogênio (F.B.N.). A vegetação natural Cerradão (Cer) foi avaliada como referência. Foram aplicados 100 kg ha^{-1} de N: 20% na linha de semeadura e 80% em cobertura, a lanço, 25 dias após plantio. Foram realizadas vinte e uma avaliações durante o ciclo do feijoeiro, após a semeadura e adubação de cobertura as coletas foram realizadas por cinco dias consecutivos, as demais amostragens foram semanais. A concentração de N_2O foi determinada por cromatografia gasosa. Concomitantemente realizou-se amostragem de solo para verificação da temperatura, espaço poroso saturado por água (EPSA), pH, teores de nitrato e amônio no solo. O fator de emissão foi determinado pela quantidade de N perdido na forma de N_2O em relação à quantidade total de N aplicado. A quantidade de C necessária para mitigar a emissão acumulada de N_2O foi calculada pela conversão do N perdido na forma de N_2O para equivalente em C. Gráficos foram utilizados para demonstrar os fluxos diários de N_2O e o comportamento das variáveis estudadas. A diferenciação entre os fatores de emissão para cada fertilizante nitrogenado foi obtida pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, associada à análise de variância. A relação entre as variáveis do solo e a emissão de N_2O foi avaliada pela significância do coeficiente de correlação bivariada de Pearson. Os maiores fluxos de N_2O são observados após a adubação de semeadura. As variáveis de solo que mais influenciam os fluxos de N_2O são os teores de nitrato no solo, pH e EPSA, cujas condições favorecem o processo de desnitrificação, no sistema de produção irrigada em SPD. As maiores emissões totais de N_2O para o ciclo completo do feijoeiro ocorrem nos seguintes tratamentos: uréia com inibidor de urease, fixação biológica de nitrogênio e uréia associado ao carvão vegetal, sendo 70%, 36% e 32% maior que o observado na testemunha, respectivamente. Os fatores de emissão observados nesse estudo estão abaixo dos menores níveis sugeridos pelo IPCC.

Palavras-chave: Cerrado, *Brachiaria ruzizienzis*, fator de emissão, nitrogênio mineral, pH do solo, espaço poroso saturado por água.

ABSTRACT

NITROUS OXIDE EMISSIONS AS AFFECTED BY DIFFERENT NITROGEN SOURCES DURING THE GROWING CYCLE OF COMMON BEANS UNDER NO-TILLAGE AND IRRIGATION IN A CLAYEY HAPLIC FERRALSOL.

The aim of this study was to evaluate the emission of N_2O and environmental and soil variables, that may influence this emission, in the production system of irrigated common beans under no-tillage, with braquiaria as cover plant (green manure) and with application of different N sources. The experiment was conducted at Embrapa Rice and Beans, in a clayey Haplic Ferralsol. Six areas planted with common beans in no-till system were evaluated after applying different N sources (treatments) in the fall/winter period of 2009. Each treatment corresponds one area of 150 m^2. The total area of the study was 1000 m^2. The treatments were: no N (control), urea, ammonium sulfate (A.S.), urea + urease inhibitor (Ur.+Inhi.), urea combined with charcoal (Ur.+Car.), biological fixation nitrogen (B.F.N.) and Cerrado (Cer) was evaluated as reference. One hundred (100) kg N ha^{-1} was applied in the following manner: 20% at sowing, distributed together with the seeds, placing next to them and then covering with soil, and 80% as top dressing, 25 days after planting. Twenty-one assesments were performed weekly, starting one day after sowing. Measurements were done weekly, except after sowing and topdressing, when samples had been collected for five consecutive days. The N_2O concentration was determined by gas chromatography. Concurrently, soil samples were also taken to verify soil temperature, water filled pore space (WFPS), pH and concentration of nitrate and ammonium. The emission factor was determined by the amount of N lost as N_2O in relation to the total amount of N applied. The amount of C needed to mitigate the accumulated N_2O emission was calculated by converting the N lost as N_2O to C equivalent. Descriptive analysis was used to demonstrate the daily flow of N_2O and the behavior of variables adopted. The differentiation between the emission factors for each fertilizer was obtained by the Tukey test at 5% probability, combined with the analysis of variance. The relationship between variables adopted and the N_2O emission was measured by the significance of Pearson´s bivariate correlation. The variables that influence soil N_2O fluxes during the cycle of common beans are nitrate levels in the soil, pH, and WFPS, which conditions favored denitrification process. The highest emissions of N_2O occur in the following treatments: urea with inhibitor of urease, biological nitrogen fixation and urea associated with charcoal, 70%, 36% and 32% higher than that observed in the control, respectively. The emission factors observed in this study are below the lowest levels suggested by IPCC.

Key words: Brazilian savanna, *Brachiaria ruzizienzis*, emission factor, mineral nitrogen, soil pH, water filled pore space.

3.1 INTRODUÇÃO

A perda de nitrogênio do sistema solo-planta não tem repercussões apenas econômicas, mas também ambientais, especialmente quando óxidos de nitrogênio são emitidos para a atmosfera (Giacomini et al., 2006). A atividade industrial e o uso agrícola dos solos têm sido considerados, pelo menos em parte, alguns dos responsáveis pelo aumento da concentração de óxido nitroso (N_2O) na atmosfera e consequentemente, pelo aquecimento global (IPCC, 2007). Dentre as atividades e práticas agrícolas que mais influem nestas emissões estão o uso de fertilizantes nitrogenados, a fixação biológica de nitrogênio, mineralização da matéria orgânica, adição ou depósitos de dejetos de suínos no solo e a queima de resíduos agrícolas (Lima, 2002).

O óxido nitroso é produzido no solo pelos processos de nitrificação e desnitrificação (Firestone & Davidson, 1989), embora esse gás não seja o principal produto final desses processos. A nitrificação, que requer condições aeróbicas e está diretamente relacionada ao suprimento de amônio, é mediada principalmente por bactérias autotróficas. A desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas que dependem da disponibilidade de carbono orgânico e nitrato. Ambos os processos podem ocorrer simultaneamente no solo, haja vista que no interior dos agregados podem desenvolver-se microssítios de aerobiose e anaerobiose (Giacomini et al., 2006), devido aos processos de umidecimento e secagem do solo. Tendo em vista estes processos, o uso de fertilizantes nitrogenados pode contribuir de várias formas para a emissão de N_2O, dependendo da fórmula química do adubo e da quantidade aplicada (Clayton et al., 1997; Bouwman, 1996).

A utilização de fertilizantes minerais, que constitui numa prática indispensável à obtenção de adequados rendimentos das culturas, intensifica as emissões de N_2O como reportado por alguns trabalhos (Madari et al., 2007; Jantalia et al., 2008; Alves et al., 2010). O principal fator afetado pela aplicação de N mineral é a disponibilidade de NH_4^+ e NO_3^- no solo para os processos de nitrificação e desnitrificação.

A fonte de nitrogênio afeta as emissões de N_2O, assim como o modo de aplicação dos fertilizantes nitrogenados, seja em superfície ou no sulco de semeadura. Fertilizantes nas formas amoniacais e amídicas, que são as formas de N mais utilizadas em cultivos no Brasil, podem contribuir para a emissão de N_2O. A utilização de fertilizantes nitrogenados com inibidores da atividade microbiana está sendo recomendada para evitar

perdas de N por volatilização de amônia ou por lixiviação do nitrato, entretanto pouco se sabe sobre sua capacidade em mitigar as emissões de N_2O (Zanatta, 2009).

Bouwman (1996) encontrou uma relação linear entre quantidade de nitrogênio aplicada e emissão de N_2O e concluiu que para cada 100 Kg de N aplicado 1,25 Kg de N eram perdidos na forma deste gás, independentemente da cultura e forma química do adubo aplicado. Isto contribuiu como base para elaboração da metodologia para realização de inventário de gases proposta pelo IPCC (1996). O fator encontrado por Bowman (1996) foi considerado superestimado em alguns estudos (Rochette et al., 2004), inclusive brasileiros (Jantalia et al., 2008; Madari et al., 2007; Alves et al., 2010) sendo, reduzido para 1% pelo IPCC em 2006. Há uma grande variação deste fator (de 0,3 a 3%), o que evidencia a dificuldade de estabelecer índices de emissão global.

A formação de uma boa palhada para cobertura da superfície do solo é a etapa mais importante para se obter a máxima eficiência do sistema plantio direto (Kluthcouski & Stone, 2003). Em condições tropicais temperaturas e precipitações pluviométricas mais elevadas resultam em taxas de decomposição mais altas do que em regiões temperadas (Bayer & Mielniczuk, 2008), interferindo tanto na obtenção quanto na longevidade da cobertura morta.

A braquiária é amplamente adaptada e disseminada nos Cerrados, sendo frequentemente utilizada como cobertura morta, em sistema plantio direto. Segundo Kluthcouski et al. (2003) para o solo estar bem protegido, são necessárias cerca de 7 t ha^{-1} de cobertura. Bernardes et al. (2010) e Kliemann et al. (2006) observaram um acúmulo de 16,6 t ha^{-1} e 12,4 t ha^{-1}, respectivamente, de massa seca fornecida pelo capim braquiária, em Latossolo de Cerrado, verificando a importância da adoção desta forrageira para sustentabilidade em SPD no Cerrado.

O uso de fertilizantes nitrogenados pode contribuir de várias formas para a emissão de N_2O, dependendo da fórmula química do adubo (Bouwman, 1996). Sendo assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a emissão de N_2O em sistema de produção de feijoeiro comum irrigado em SPD, sobre palhada de braquiária, com aplicação de diferentes fontes de N, bem como identificar as variáveis do solo e clima que controlam as emissões de N_2O nesse sistema.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Condições experimentais e tratamentos

O experimento foi desenvolvido na Embrapa Arroz e Feijão, num Latossolo Vermelho distrófico, textura argilosa com 554 g kg^{-1} de argila, 111 g kg^{-1} de silte e 335 g kg^{-1} de areia. O clima predominante na região, de acordo com IBGE (1978), é o tropical subquente, com duas estações bem definidas, uma chuvosa (outubro - abril) e outra seca (maio - setembro). Segundo classificação de Koppen (1936) esse município apresenta clima Aw, tropical de savana, megatérmico. A temperatura média anual é de 22,8^{o}C, com média mínima anual de 13,8^{o}C em julho e média máxima anual de 31,2^{o}C em setembro. Situa-se a 16^{o}28'00" (S) de latitude, 49^{o} 17'00" de longitude (W) e altitude aproximada de 823 m. A geologia da região é representada por rochas do complexo granulítico Anápolis-Itauçu, Associação de Granulitos Ortoderivados, descritos em Araújo (1994).

Foram avaliadas seis áreas adjacentes, com 150 m^2 cada (10x15 m), de cultivo de feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris*, L.), cultivar Pérola, em plantio direto, sobre palhada de braquiária (*Brachiaria ruziziensis*), irrigado por aspersão via pivô central, no outono/inverno 2009. A área total do experimento foi 900 m^2. O histórico da área experimental está apresentado na Tabela 3.1.

Em cada área foram instaladas seis câmaras estáticas para coleta de amostras de N_2O, sendo o número de repetições por tratamento equivalente ao número de câmaras para coleta de gases. Segundo Clayton e et al. (1994), para avaliação precisa das emissões em escala de campo, são necessários acima de quatro câmaras por tratamento.

A área de Cerrado foi usada como referência de equilíbrio. Os tratamentos foram diferentes fontes de N mineral utilizadas para adubação e a combinação de uréia com inibidor de urease, condicionador do solo (carvão vegetal) e fixação biológica de nitrogênio:

(0) Sem N (Testemunha);
(1) Uréia;
(2) Sulfato de amônio (S.A.);
(3) Uréia tratada com inibidor de urease (Ur.+Inib.);
(4) Uréia combinada com carvão vegetal (Ur.+Car.);
(5) Fixação biológica de nitrogênio (F.B.N.);

(6) Cerradão (Cer)

Tabela 3.1. Histórico de uso da área, irrigada no inverno por pivô central, com os respectivos sistemas de rotação de culturas empregados desde o ano 2000, Santo Antônio de Goiás, GO.

Períodos	Rotação da Área
Verão 2000/2001	Soja+Sorgo
Inverno 2001	Pousio
Verão 2001/2002	Milho+Capim
Inverno 2002	Capim
Verão 2002/2003	Capim
Inverno 2003	Capim
Verão 2003/2004	Soja
Inverno 2004	Feijão
Verão 2004/2005	Milho+Capim
Inverno 2005	Capim
Verão 2005/2006	Milho+Capim
Inverno 2006	Feijão
Verão 2006/2007	Milho+Capim
Inverno 2007	Feijão
Verão 2007/2008	Milho+Capim
Inverno 2008	Feijão
Verão 2008/2009	Capim
Inverno 2009	Feijão

A adubação foi feita segundo recomendação após análise de solo (Tabela 3.2). Foram aplicados 100 kg ha^{-1} de N: 20% na linha de semeadura e 80% em cobertura, a lanço, 25 dias após plantio. O carvão vegetal, resíduo de biomassa carbonizada de eucalipto, foi moído a 2 mm e espalhado sobre o solo na dose de 16 Mg ha^{-1}, uma semana antes da semeadura. Para o tratamento com fixador biológico de nitrogênio, as sementes de feijão foram inoculadas com uma mistura (1:2) das estirpes Semia-4077 (CIAT-899, UMR-1899) e Semia-4080 (PRF 81), pertencentes à espécie *Rhizobium tropicii*, sem a suplementação do N mineral.

Tabela 3.2. Análise de solo anterior à instalação do experimento.

pH em água	Ca	Mg	Al	H + Al	P	K	Cu	Zn	Fe	Mn	MOS
	$cmol_c/dm^3$				mg/dm^3						
5,11	1,22	0,51	0,25	6,56	29,14	121,07	1,62	3,85	45,64	8,57	23,14

3.2.2 Medições dos fluxos de óxido nitroso

A amostragem do gás foi realizada no período de junho a setembro de 2009, sempre entre 8h e 14h, para minimizar o efeito de altas temperaturas na emissão dos gases (Tenuta et al., 2010). Foram realizadas vinte e uma avaliações durante o ciclo do feijoeiro, após a semeadura e adubação de cobertura as coletas foram realizadas por cinco dias consecutivos, as demais amostragens foram semanais.

As câmaras estáticas para coleta foram compostas por uma base de metal retangular de 38 cm x 58 cm, inserida no solo até 5 cm de profundidade, perpendicular a linha de plantio, permanecendo no mesmo local durante todo período de avaliação (Figura 3.1-A). No perímetro superior da base metálica existe uma calha com cerca de 1 cm de largura, onde, no momento de amostragem, uma bandeja plástica com 9 cm de altura e com as mesmas dimensões de largura e espessura da base de metal era acoplada. A vedação nesta calha é garantida pela aplicação de água na calha.

As dimensões e o material de construção das câmaras utilizadas para a coleta das amostras de gás liberado do solo não possuem um padrão (FAO, 2001). Todavia, é de senso comum que elas devem ser fabricadas com materiais que não sofram degradação no campo, apresentem menor aumento da temperatura no interior da câmara, e que causem o mínimo possível de perturbações no local da instalação (Costa et al., 2006). Um material frequentemente utilizado na construção de câmaras é o PVC. Neste ensaio utilizou-se uma bandeja plástica recoberta por uma fita auto-aderente aluminizada (Figura 3.1-B), desenvolvida para proteção térmica (tanto para altas como para baixas temperaturas). Esta prática proporcionou maior durabilidade ao material, bem como, redução da variação da temperatura no interior da câmara durante as amostragens.

As amostras de gás foram coletadas 20 minutos após o fechamento destas câmaras com o auxílio de uma bomba de vácuo manual, que após vácuo a 80 kPa, transfere-se cerca de 10 mL do gás acumulado nas câmaras para frascos de vidro (Figura 3.1-C). Adicionalmente, para referenciar a concentração de N_2O no tempo zero (T_0) de coleta, coletou-se amostras do ar atmosférico em triplicata para cada tratamento. Os frascos, após amostragem, foram levados para o Laboratório de Instrumentação Analítica da Embrapa Arroz e Feijão, onde eram analisados por cromatografia gasosa, em no máximo, três dias após a coleta no campo. Os frascos, após realização de vácuo, foram

mantidos fechados por uma tampa de borracha e lacre metálico, (Figura 3.1-B), para evitar as perdas de amostra.

Figura 3.1. Detalhe da base metálica da câmara estática (A); da bomba à vácuo e bandeja plástica recoberta por uma fita auto-aderente aluminizada (B); da amostragem do N_2O na interface solo-atmosfera (C) e cromatógrafo gasoso utilizado na análise deste gás (D).

A câmara restringe a passagem de gás liberado do solo para a atmosfera, de modo que as mudanças de concentração do gás dentro da câmara possam ser medidas. Para isso, amostras de gás são coletadas em intervalos de tempo previamente determinados, sendo a área correspondente à concentração do óxido nitroso quantificada por cromatografia gasosa, em base dos padrões 350 e 1000 ppbv (parte por bilhão na base de volume). A partir da variação da concentração dos gases no tempo, estima-se o efluxo ou influxo do N_2O no sistema solo-atmosfera (Hutchinson & Livingston, 1993).

A cromatografia gasosa apresenta-se como uma técnica consolidada para quantificação das emissões não apenas do óxido nitroso, como também dos demais gases de efeito estufa, metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2).

O equipamento utilizado para esta análise foi um cromatógrafo Perkin Elmer Auto System XL (Figura 3.1-D), que é equipado com coluna empacotada, a 65°C, contendo "Porapak Q", e detector de captura de elétrons 63Ni (ECD), a 375°C. Os gases de arraste, argônio (95%) e metano (5%), mistura P5, fluem através do sistema sob pressão a 17,6 mL minuto^{-1}. O fluxo de N_2O (FN_2O) foi calculado com base na equação descrita por Rochette et al. (2004):

$$FN_2O : \Delta C/\Delta dt \ (V/A) \ M/Vm$$

em que:

$\Delta C/\Delta dt$: é a mudança de concentração de N_2O na câmara no intervalo de incubação;

V : volume da câmara;

A : área do solo coberto pela câmara;

M : peso molecular de N_2O;

Vm : volume molecular na temperatura de amostragem.

O total de emissão foi determinado a partir da integração dos fluxos diários de N_2O, durante o ciclo do feijoeiro. O fator de emissão foi determinado pela quantidade de N perdido na forma de N_2O (diferença entre o total de emissões nos tratamentos com adubação nitrogenada e testemunha) em relação à quantidade total de N aplicado. A emissão foi expressa por unidade de produto e avaliada através da relação entre a emissão total de N_2O e a quantidade de grão produzido para cada fonte de nitrogênio utilizada.

A quantidade de C necessária para mitigar a emissão acumulada de N_2O foi calculada pela conversão do N perdido na forma de 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, que é 310 vezes maior que o CO_2. Posteriormente, o CO_2 foi convertido em C adotando-se um fator de 0,273.

3.2.3 Variáveis de solo e clima

Todas as amostragens de gás foram acompanhadas por amostragens do solo na profundidade de 0-0,1 m para determinação da umidade gravimétrica, pH, nitrato (NO_3^-) e

amônio (NH_4^+). As amostras foram obtidas pela mistura de três sub-amostras coletadas aleatoriamente, na proporção de 1:2 (linha:entre-linha). A temperatura do solo foi determinada utilizando-se termômetro digital próximo as câmaras inserido até 5 cm no solo ao lado das câmaras.

A quantificação de NH_4^+ e NO_3^- no solo é dificultada porque essas formas de N se modificam rapidamente pela mineralização da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação. Portanto, as análises, devem ser feitas imediatamente após a coleta (Tedesco et al., 1995). Nas condições desse estudo, isso nem sempre foi possível. No entanto, o congelamento, por no máximo uma semana, possibilitou conservação das amostras até análise.

A solução extratora, além de remover quantitativamente NH_4^+ e NO_3^- deve impedir qualquer modificação de natureza química ou biológica dessas formas durante o período de extração, possibilitando guardar o extrato por um tempo suficiente para as análises. O NO_3^- é solúvel em água, mas o NH_4^+ deve ser extraído com soluções salinas (Tedesco et al., 1995). Neste estudo, utilizou-se o cloreto de potássio (KCl) como solução extratora. Para isso pesou-se 20g de solo num erlenmeyer de 125 ml, e adicionou-se 60 ml de KCl (2 mol L^{-1}). O erlenmeyer era levado para agitar por 1h a 220 rotações por minuto. A solução decanta por aproximadamente 30min, posteriormente é pipetada e filtrada. Caso a quantificação não seja imediatamente realizada, o extrato filtrado era congelado (aproximadamente - 4°C). A quantificação do NH_4^+ trocável e NO_3^- foi feita por fluxo capilar. O princípio da Análise por Injeção em Fluxo (FIA) baseia-se na inserção de uma alíquota da solução da amostra, a qual sofre dispersão ao ser conduzida através do percurso analítico por uma solução transportadora até o detector (Miranda et al., 2002). Após obter os resultados da análise, estes foram corrigidos de acordo com a umidade do solo no momento da coleta.

O pH em água foi determinado segundo Embrapa (1997), o qual se dá pela medição do potencial eletrônico por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão aquosa, numa proporção de sólido:líquido de 1:2,5.

A umidade gravimétrica foi obtida pela secagem do solo em estufa por 24h a 105°C. Baseado nestas análises foi possível calcular a porcentagem do espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) através da equação descrita por Paul & Clark (1996), citada por Giacomini et al. (2006):

$$EPSA = (UxDs)/[1-(Ds/Dp)]$$

em que,

U é a umidade gravimétrica do solo (g g^{-1});

Ds é a densidade do solo (g cm^{-3}) e

Dp é a densidade de partículas do solo (g cm^{-3}).

As amostras para densidade do solo foram coletadas durante a instalação do experimento, quando, também, foi determinada a curva de retenção de água no solo utilizando-se o método da centrífuga (Freitas Júnior & Silva, 1984). Da qual, determinou-se a capacidade de campo do solo para ser utilizada em outras determinações. A densidade do solo (Ds) foi determinda pelo método do anel volumétrico (Embrapa, 1997).

3.2.4 Análise estatística

Análises descritivas (média ± erro padrão) foram utilizadas para demonstrar os fluxos diários de N_2O e o comportamento, no mesmo período, do NH_4^+, NO_3^-, pH em água, espaço poroso saturado por água, temperatura do solo e do ar. A diferenciação entre os fatores de emissão para cada fertilizante nitrogenado foi obtida pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, associada à análise de variância. A relação entre as variáveis adotadas e a emissão de N_2O foi avaliada pela significância do coeficiente de correlação bivariada de Pearson.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Fluxo de N_2O e variáveis ambientais

No Cerrado, o período de junho a setembro é caracterizado por um período de seca (inverno), por isso raramente há ocorrência de precipitação. Sendo assim, para o cultivo do feijoeiro neste período requer a adoção da prática de irrigação. Na Figura 3.2 estão representadas as irrigações realizadas, via pivô central, na área do experimento, bem como os raros eventos de chuva que ocorreram ao final do experimento. A irrigação foi realizada de acordo com a necessidade da cultura, baseando-se na técnica do irrigâmetro. Nota-se que a maior taxa de irrigação foi na semeadura (38,34 mm), e durante o ciclo da cultura foi em média de 10 mm, em intervalos de três dias. Após a fertilização de cobertura e o florescimento, a lâmina de água aplicada foi mais elevada, 19 mm.

A temperatura do ar foi obtida pela Estação Meteorológica da fazenda Capivara, onde observou-se pequena variação entre os dias, ficando entre 18°C e 20°C. Muitos trabalhos têm salientado que a emissão de N_2O aumenta exponencialmente com o aumento da temperatura, desde que os processos de nitrificação e desnitrificação não sejam limitados pela baixa umidade ou disponibilidade de substrato (Liu et al., 2010). Ludwing et al. (2001) explicam que com o aumento da temperatura, a atividade enzimática aumenta, e por isso processos microbiológicos promovem a liberação de N_2O. Liu et al. (2010) observaram o aumento de fluxo de N_2O à medida que a temperatura aumentava, atingindo seu pico máximo de emissão na faixa de temperatura entre 17°C e 30°C. Nas condições desse estudo a temperatura do solo variou entre 22°C e 25°C. Provavelmente, por isso a temperatura não tenha sido uma variável de relevância na emissão de N_2O. A irrigação gerou maior porcentagem de EPSA, cuja variação ficou entre 80 e 90% (Figura 3.3-D). Na área de referência, de Cerrado, a %EPSA ficou abaixo de 40%.

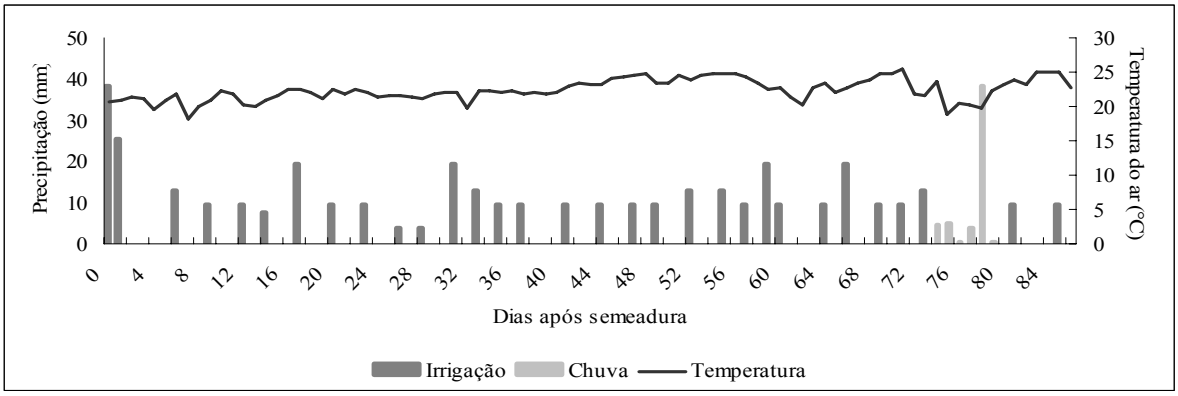

Figura 3.2. Precipitação, lâmina de irrigação e temperatura média do ar durante o cultivo do feijoeiro comum, na safra de inverno de 2009.

Segundo Smith et al. (1998) o efeito do EPSA e da temperatura sobre a emissão de N_2O ocasiona aumento exponencial dos fluxos deste gás no sistema solo-atmosfera. No entanto, neste estudo isto não foi observado, provavelmente, devido à uniformidade das condições de cultivo (palhada, irrigação), o que promoveu pouca alteração destas variáveis durante o período analisado.

Os teores de nitrato no solo foram maiores do que o amônio, apresentando valores máximos de 593,98 mg de $N\text{-}NO_3^-$ kg^{-1} e 72,96 mg de $N\text{-}NH_4^+$ kg^{-1}, respectivamente (Figura 3.3-B e 3.3-C), assim como observado por Liu et al. (2010). No solo sob vegetação nativa o amônio predominou em relação ao nitrato apresentando concentrações máximas de 12,48 $N\text{-}NH_4^+$ kg^{-1} e 2,67 mg de $N\text{-}NO_3^-$ kg^{-1}.

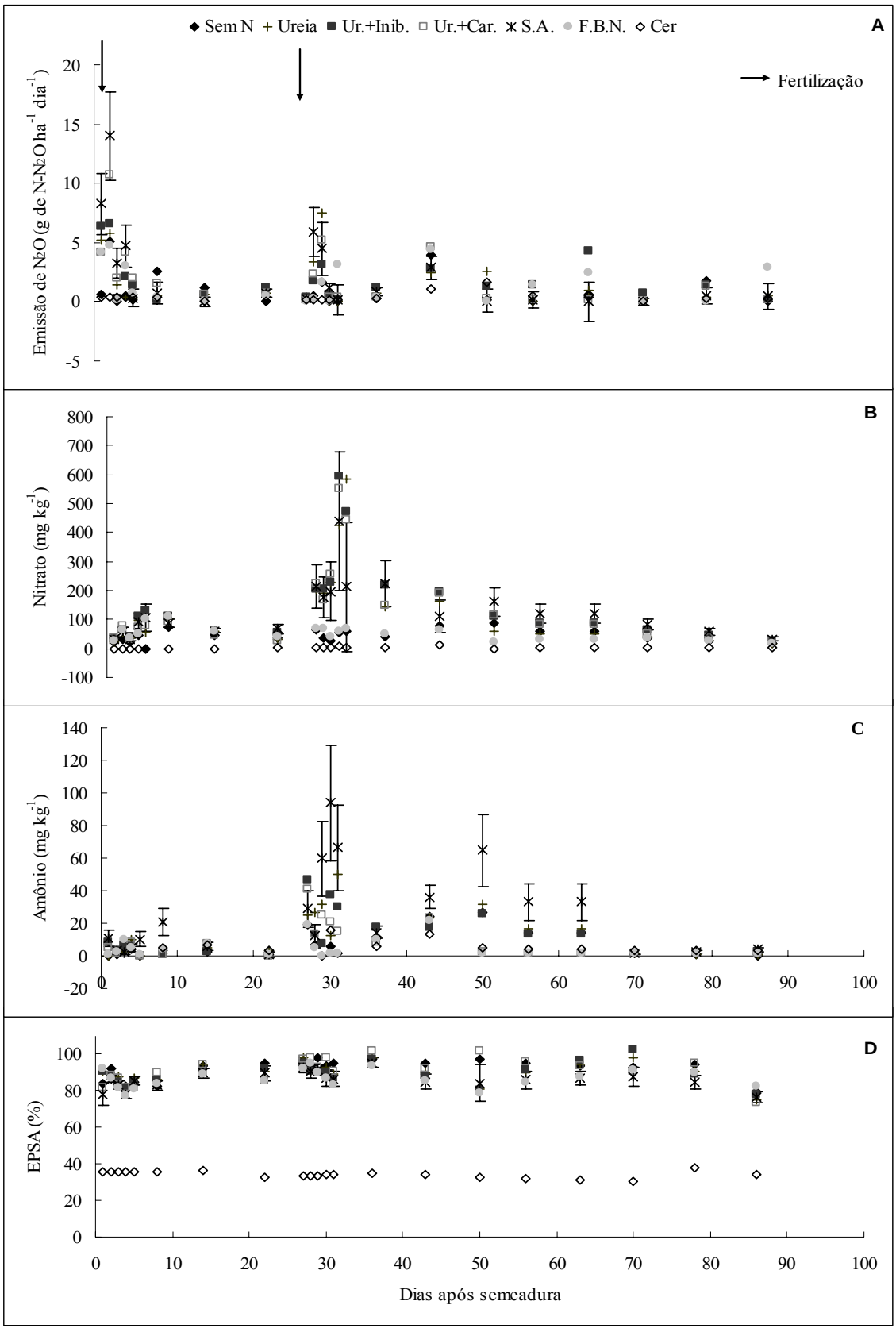

Figura 3.3. Variações temporais dos fluxos de N_2O do solo (A), teores de nitrato (B), amônio (C) e espaço poroso saturado por água (D) na profundidade de 0-0,1 m em Latossolo cultivado com feijão irrigado sob plantio direto após a aplicação de diferentes fontes de N, no período de 86 dias.

Segundo Giacomini et al. (2006), a quantidade de amônio na profundidade de 0-0,01 m reduz rapidamente no solo, em especial em sistemas de plantio direto. Redução, esta, que não foi acompanhada pela elevação na concentração de nitrato em mesma profundidade em seus estudos. Entretanto, neste estudo observou-se maior concentração de nitrato após redução na quantidade de amônio, especialmente após adubação de cobertura, para os tratamentos que receberam como fonte de N uréia, uréia combinada com carvão vegetal e uréia protegida.

Muitos estudos têm mostrado que o conteúdo de N mineral está possivelmente correlacionado com a emissão de N_2O (Liu et al., 2010). Ludwing et al. (2001) relatam que o conteúdo de N mineral é um possível indicador de nitrificação e desnitrificação, este fato é frequentemente observado em estudos realizados em solos tropicais (Fernandes et al., 2010; Madari et al., 2007; Jantalia et al., 2008).

Neste estudo, os fluxos foram predominantemente menores que 1 g $N\text{-}N_2O$ ha^{-1} dia^{-1} (Figura 3.3-A). Durante todo o ciclo da cultura, os picos de emissão, independentemente da fonte de nitrogênio aplicada, variaram entre 3,23 e 14,00 g $N\text{-}N_2O$ ha^{-1} dia^{-1}. Em ambiente de vegetação nativa os fluxos variaram entre 0 e 1,63 g $N\text{-}N_2O$ ha^{-1} dia^{-1}. Metay et al. (2007) avaliaram emissões de N_2O em ambiente de Cerrado e observaram modestos aumentos nos fluxos deste gás, concluindo que a conversão de ecossistemas nativos em sistemas agrícolas tem aumentado as emissões de N_2O.

A aplicação de N aumentou os fluxos de N_2O do solo quando comparado ao controle (sem N), cujo pico de emissão ocorreu no segundo dias após semeadura (5,3 g $N\text{-}N_2O$ ha^{-1} dia^{-1}). As maiores emissões ocorreram no segundo e terceiro dias após a fertilização nitrogenada, e esta coincidiu com a irrigação da área cultivada. Nestes períodos o EPSA apresentou valores maiores que 80%. Os picos após a adubação de cobertura coincidiram, ainda, com o maior conteúdo de N mineral no solo. Bremer (2006) avaliou os efeitos das doses de N e tipos de adubação sobre a emissão de N_2O em solo tipicamente de clima temperado, com argila expansível e com alta capacidade de retenção de água, e verificou que os maiores fluxos ocorreram cerca de dois e três dias após a fertilização.

Nos tratamentos que receberam uréia como fonte de N, a presença de maior conteúdo de nitrato combinada com o solo úmido, criaram um ambiente favorável ao processo de desnitrificação, e consequentemente à maior emissão de N_2O. O teor de nitrato mais acentuado após a cobertura, em detrimento à semeadura, deve-se à maior dosagem de

N aplicada (80 kg de N ha^{-1}). Vários estudos de campo têm observado maiores fluxos de N_2O nestas situações (Jantalia et al., 2008, Madari, et al., 2007; Alves et al., 2010).

Quinze dias após a adubação de cobertura os fluxos ainda eram significativos, especialmente, para os tratamentos com FBN e uréia com inibidor de urease, tendo-se em vista que estes disponibilizam o N mais lentamente para a absorção pelas plantas. Após esse período a presença de nitrato no solo tende a reduzir, assim como os fluxos de N_2O, apesar do EPSA permanecer constante em 80%, sugerindo que a emissão de N_2O não apresenta relação direta com a %EPSA, pois nenhum ajuste significativo foi consequido, conforme observado na figura 3.4 e confirmado por Jantalia et al. (2008). O rápido declínio das emissões de N_2O do solo após a aplicação de N mineral em cobertura é justificado por Zanatta (2009), que sugere que essa relação se deve ao fato de as fertilizações nitrogenadas ocorrerem em momentos de maior demanda de N pela planta, reduzindo rapidamente o teor de N mineral disponível aos processos de perda de N. Além disso, perdas de N por volatilização de amônia devem ter ocorrido, já que a adubação de cobertura foi feita sem incorporação.

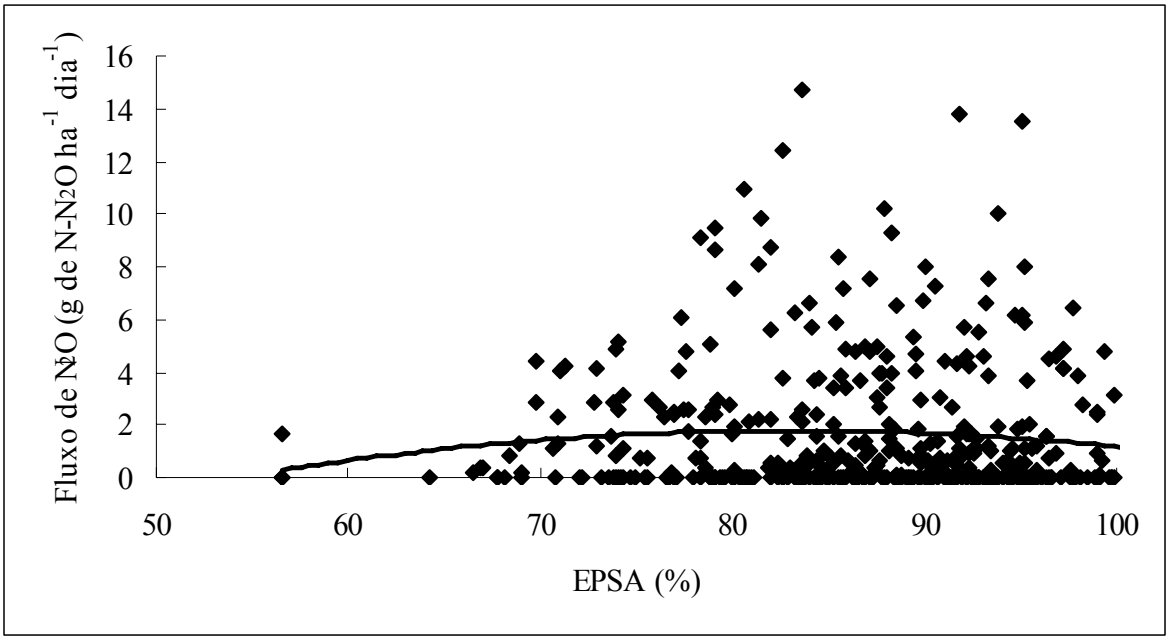

Figura 3.4. Relação entre %EPSA e fluxo de N_2O observado ao longo do ciclo do feijoeiro comum irrigado em SPD adubado com diferentes fontes de nitrogênio.

São notórias maiores emissões logo após a semeadura (entre 4,73 e 14,00 g N-N_2O ha^{-1} dia^{-1}), decorrentes da aplicação na linha de semeadura, diretamente no solo, onde os processos de nitrificação e desnitrificação ocorrem mais intensivamente pela fonte de N

derivado do fertilizante. Além disso, a não absorção de N pelas plantas possibilita processos de perda de N. Outra justificativa é a ocorrência de estímulo à mineralização da palhada em sistema plantio direto, devido ao aumento da umidade no solo.

Nas condições de clima e solo avaliadas, na época da fertilização de cobertura, na qual se teve distinção de fontes de N, a aplicação de uréia, sulfato de amônio e uréia combinada com carvão vegetal resultou em maiores picos de emissão de N_2O 7,49 5,87 e 5,24 g N-N_2O ha^{-1} dia^{-1}, respectivamente. Bremer (2006) concluiu que as emissões de N_2O foram similares em gramados adubados tanto com uréia quanto com sulfato de amônio, desde que nas mesmas doses de N. Em contrapartida, neste estudo, os tratamentos onde foram aplicadas uréia com inibidor de urease (4,32 g N-N_2O ha^{-1} dia^{-1}) e FBN (4,44 g N-N_2O ha^{-1} dia^{-1}) os picos de emissão foram observados apenas 36 e 16 dias após a adubação de cobertura, respectivamente.

O efeito do carvão vegetal sobre os processos de transformação do N no solo não está totalmente esclarecido. Singh et al. (2010) avaliaram a influência de quatro tipos de biomassa carbonizada sobre os fluxos de N_2O originário de dois tipos de solos. Verificaram que logo após a aplicação do "biochar" ao solo as emissões foram maiores que o controle, porém, com o tempo, as reduções dos fluxos foram significativas. Baseados nestas observações concluíram que a efetividade da redução da emissão de N_2O ao longo do tempo foi devido ao aumento da capacidade de sorção do N pelo "biochar" através de reações oxidativas em sua superfície à medida que este material transforma-se no solo.

Pode-se inferir que após a adubação de cobertura, as fontes de N que proporcionaram maiores emissões de N_2O (uréia, uréia associada ao carvão vegetal e sulfato de amônio), foram decorrentes do processo de desnitrificação, o qual é favorecido pela alta umidade do solo e disponibilidade de nitrato. O nitrato, na presença de carbono orgânico, é transformado em óxidos de nitrogênio rapidamente. Neste estudo esse processo foi favorecido, tendo em vista a camada de resíduo vegetal formada pela palhada de braquiária no sistema plantio direto. Sistemas conservacionistas, que preservam palha ou restos culturais na superfície do solo, geralmente têm maiores perdas de N por desnitrificação, na forma de N_2O, por manter o solo úmido por mais tempo e por fornecer C, como é o caso do sistema plantio direto (Dobbie et al., 1999). Além disso, a presença da palhada sobre o solo, provavelmente favorece a atividade microbiana através do aumento do contato com o C dos resíduos. Este estímulo da atividade microbiana gera maior

demanda por oxigênio, o que pode induzir ao aparecimento de microssítios de anaerobiose, os quais favorecem a desnitrificação.

Por outro lado, a nitrificação, por ser um processo aeróbico, é reduzida quando o EPSA é maior que 65% e pH abaixo de 5,5 (Zanatta, 2009). Schmidt (1982) enumera várias situações que podem restringir a disponibilidade de O_2, e conseqüentemente reduzir a nitrificação: a alta umidade do solo reduz o espaço poroso ocupado pelo ar; alta temperatura diminui a solubilidade do O_2 na solução do solo e provoca aumento da demanda deste gás por outros microrganismos; a disponibilidade de carbono oxidável promove a atividade microbiana gerando maior consumo de O_2. Cantarella (2007) enfatiza que essas restrições podem estar presentes em algumas épocas em solos tropicais manejados com altas quantidades de resíduos, tais como no sistema plantio direto.

O pH também afeta a nitrificação. Dancer et al. (1973) verificaram que a taxa de nitrificação aumentou com o aumento do pH de 4,7 para 6,5. Schmidt (1982) estipulou um limite arbitrário de pH 4, abaixo do qual a nitrificação é inibida. Neste estudo o pH do solo variou entre 4,0 e 5,5 (Figura 3.5). A nitrificação também pode diminuir em solos cultivados com gramíneas forrageiras.

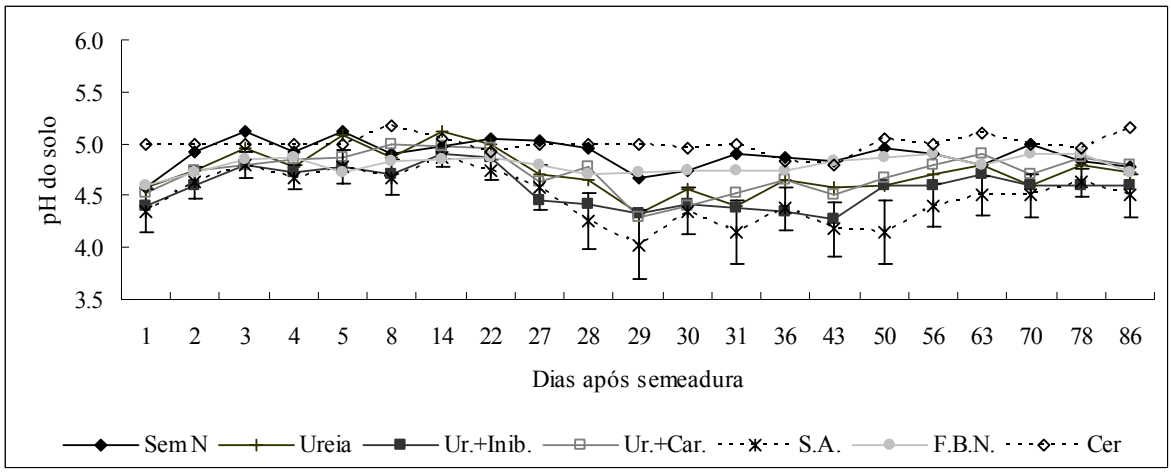

Figura 3.5. Variações temporais no pH do solo cultivado com feijoeiro irrigado sob plantio direto após a aplicação de diferentes fontes de N, período de 86 dias após semeadura.

Verificou-se na Tabela 3.3 que os teores de nitrato, EPSA, pH e umidade do solo, apresentaram alta correlação, maior que 0,65, com as emissões de N_2O. Apenas o pH apresentou uma correlação negativa, ou seja, quanto menor o pH maiores são as emissões. As demais variáveis que se correlacionaram com a emissão positivamente, ou seja, quanto maiores os teores de nitrato e EPSA maiores são as emissões de N_2O.

Tabela 3.3. Correlação bivariada de Pearson entre as médias das variáveis selecionadas.

	Emissão	NH_4^+	NO_3^-	pH	EPSA	Temp
Emissão	1.000	0,145^{ns}	0,731*	-0,664*	0,801**	-0,557^{ns}
NH_4^+	-	1.000	0,614^{ns}	-0,826**	0,245^{ns}	0,199^{ns}
NO_3^-	-	-	1.000	-0,850**	0,663*	0,544^{ns}
pH	-	-	-	1.000	-0,585^{ns}	0,362^{ns}
Um	-	-	-	-	0,981***	0,790**
EPSA	-	-	-	-	1.000	0,747*
Temp	-	-	-	-	-	1.000

Um: umidade do solo; EPSA: espaço poroso saturado por água; Temp: temperatura do solo.
* $P \leq 0,10$; ** $P \leq 0,05$; *** $P \leq 0,001$.

A temperatura, a umidade e o pH do solo afetam diretamente os processos de formação do N_2O no solo (nitrificação e desnitrificação), seja por elevar a saturação de água no solo ou por proporcionar condições adequadas ao desenvolvimento dos microrganismos desnitrificadores e/ou nitrificadores. Em condições de solo com baixos valores de EPSA a nitrificação é o processo responsável pela emissão de N_2O. No entanto, quando se tem alta saturação do solo com água a desnitrificação, associada à disponibilidade de nitrato no solo, passa a ser o processo mais importante para emissão deste gás (Jantalia et al., 2006). Sendo assim percebe-se que estes fatores associados contribuíram para o processo de desnitrificação no solo, que consequentemente favoreceu a maiores emissões de N_2O.

Tenuta et al. (2010), estudando os fluxos de N_2O em solos de pradaria de textura grossa, no Canadá, encontraram correlações significativas entre os fluxos deste gás e alguns parâmetros do solo. O óxido nitroso correlacionou-se com a concentração de nitrato no solo e com a umidade do solo. Positiva correlação entre EPSA e a emissão de N_2O indicou que o processo de desnitrificação, como fonte deste gás, foi mais importante. Sherlock et al. (2002), trabalhando com dejetos de suínos em solo da Nova Zelândia, observou que a emissão de óxido nitroso correlacionou-se com os teores de nitrato no solo ($P<0,15$) e com a precipitação acumulada ($P < 0,01$). E isto, segundo os autores, é consistente com o estímulo da desnitrificação devido às condições anaeróbicas proporcionadas pela saturação do solo.

Escobar et al. (2010) avaliaram a emissão de N_2O do solo no período pós-colheita alterada por resíduos culturais da cultura de verão em Latossolo do sul do Brasil. Perceberam, através de uma análise de componentes principais, que os maiores fluxos de N_2O estavam associados à temperatura do solo, ao espaço poroso saturado por água e ao

teor de nitrato no solo, indicando, que as emissões deste gás estão associadas ao processo de desnitrificação.

3.3.2 Estimativa do Fator de Emissão de N_2O, do equivalente carbono e da emissão de N_2O por unidade de produto

De acordo com a metodologia proposta pelo IPCC (2006) o fator de emissão direta é calculado utilizando-se uma equação utilizada por Liu et al. (2010), a qual, neste estudo, considera a emissão proveniente apenas da fertilização mineral nitrogenada. A emissão acumulada durante o ciclo do feijoeiro para as diferentes fontes (Figura 3.5), bem como os respectivos fatores de emissão de N_2O estão apresentados na Tabela 3.4.

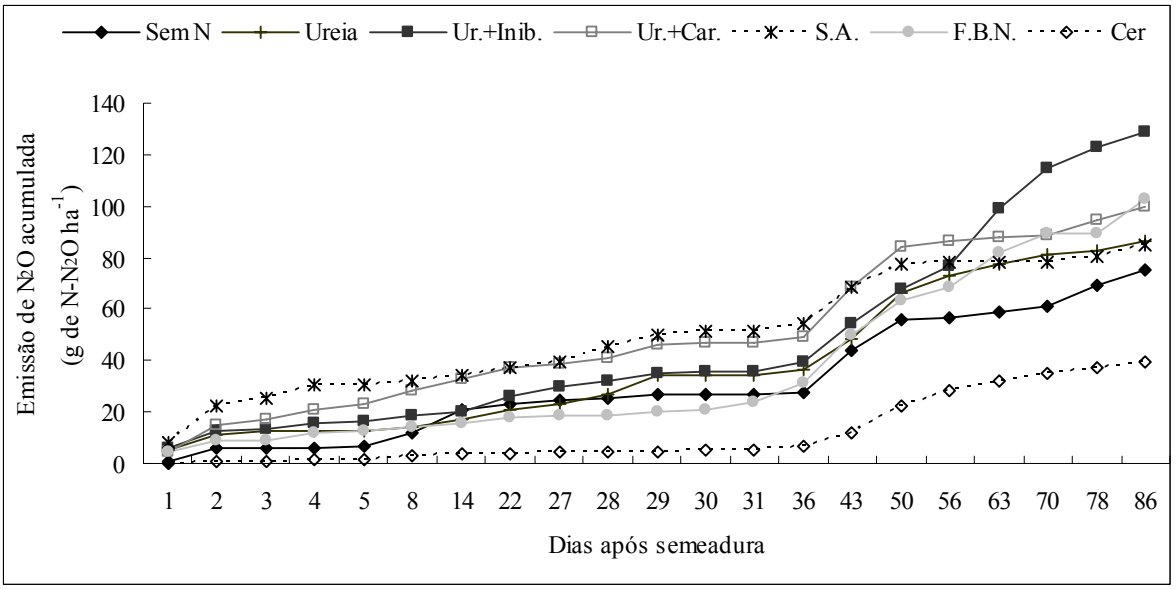

Figura 3.5. Emissão de N_2O acumulado durante o ciclo do feijoeiro comum irrigado, adubado com diferentes fontes de N.

A emissão acumulada de N_2O de todos os tratamentos, durante o ciclo da cultura do feijoeiro, foi superior ao observado na floresta nativa de Cerrado adjacente à área experimental e no tratamento controle. No entanto, apenas os tratamentos que receberam como fonte de nitrogênio uréia com inibidor de urease, uréia combinada com carvão vegetal e fixação biológica de nitrogênio foram significativamente superiores à emissão originária da floresta nativa. Isso deve estar relacionado à lenta liberação de nitrogênio para os processos de nitrificação e desnitrificação, os quais promoveram os fluxos de N_2O tardios durante o ciclo da cultura.

Tabela 3.4. Emissão total, fator de emissão de N_2O e eficiência da emissão em termos de produtividade para diferentes fontes de N.

Tratamentos	Emissão Total*	Fator de Emissão	Eficiência da Emissão
	g $N\text{-}N_2O$ ha^{-1}	%	g $N\text{-}N_2O$ kg de grão^{-1}
Sem N	75,31 AB	-	0,23
Uréia	86,60 AB	0,01	0,08
Ur.+ Inib.	128,71 A	0,05	0,08
Ur.+ Car.	99,96 A	0,02	0,06
S.A.	84,84 AB	0,01	0,03
F.B.N.	102,46 A	0,02	0,27
Cer	35,60 B	-	-

*Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Embora as diferenças nas quantidades acumuladas de $N\text{-}N_2O$ emitidas para a atmosfera entre os tratamentos com diferentes fontes de N e a testemunha não tenham sido significativas, a quantidade líquida de $N\text{-}N_2O$ emitido nos tratamentos uréia mais inibidor de urease, fixação biológica de nitrogênio, uréia combinada com carvão vegetal, uréia e sulfato de amônio aumentaram 70%, 36%, 32%, 15% e 12%, respectivamente, em relação à testemunha (sem N).

Os fatores de emissão encontrados estão muito abaixo do recomendado pelo Painel Intergovernamental da ONU sobre Mudança do Clima (2006) que é de 1%, variando entre 0,3 e 3%. No presente estudo os fatores para as diferentes fontes de N foram ainda menores, variando de 0 a 0,05%. Madari et al. (2007) quantificaram a emissão de N_2O, derivada de 80 kg N ha^{-1} na forma de uréia aplicada na cultura do feijoeiro comum irrigado sob plantio direto em Latossolo Vermelho distrófico, com aplicação direta do adubo nitrogenado na superfície do solo e encontraram fator de emissão do fertilizante equivalente a 0,12 %, valor também abaixo do recomendado pelo IPCC.

A eficiência da emissão de N_2O foi calculada em termos da produtividade do feijoeiro, e os resultados estão apresentados na Tabela 3.4. O tratamento que não recebeu N e aquele com FBN apresentaram baixa eficiência, pois apresentaram altos valores 0,23 e 0,27, respectivamente. Tanto a área que recebeu uréia, quanto a que recebeu uréia mais inibidor de urease obteve a mesma eficência. Ao se combinar uréia ao resíduo de carvão vegetal, nota-se um aumento da eficiência (0,06) devido ao incremento na produtividade provocada pelo acréscimo deste condicionador do solo. Onde foi aplicado sulfato de amônio, os resultados foram ainda melhores, pois, a eficiência em termos de produtividade foi mais elevada devido às altas produtividades alcançadas na área.

Zanatta (2009) ao avaliar diferentes fontes de N que contribuíram para a emissão de N_2O encontrou um fator de emissão para a uréia de 0,32%, para uréia com inibidor de urease de 0,22%, e para o sulfato de amônio de 0,45%. Valores estes, considerados pela autora como elevados tendo-se em vista os resultados observados em outros estudos. As razões para tal observação seria o curto período de avaliação, apenas 15 dias, caso contrário acredita-se que os resultados teriam sido diferentes.

O carbono equivalente seguiu a mesma lógica apresentada pela emissão acumulada, tendo como maiores promotores de carbono equivalente os tratamentos com uréia protegida, uréia combinada com carvão vegetal e fixação biológica de nitrogênio (Figura 3.6). Apesar de apresentar emissão acumulada de N_2O relativamente baixa, quando estes valores são transformados para equivalente C, nota-se a relevância deste gás como potencial aquecedor.

Steinbach & Alvarez (2006) compilaram os resultados de 17 trabalhos realizados em 14 áreas dos pampas argentinos e estimaram o potencial de mitigação do sistema plantio direto através do efeito sobre a matéria orgânica e emissões de N_2O. Verificaram que o aumento das emissões de N_2O pode superar a remoção devida ao seqüestro de carbono pelo SPD, em cerca de 35 anos. Isso, talvez, devido a um menor aumento do carbono orgânico do solo (média de 7%, após adoção do sistema) observado nas regiões úmidas dos pampas argentinos, fato que pode favorecer o aquecimento global, tendo se em vista que a acumulação de carbono no solo é temporária.

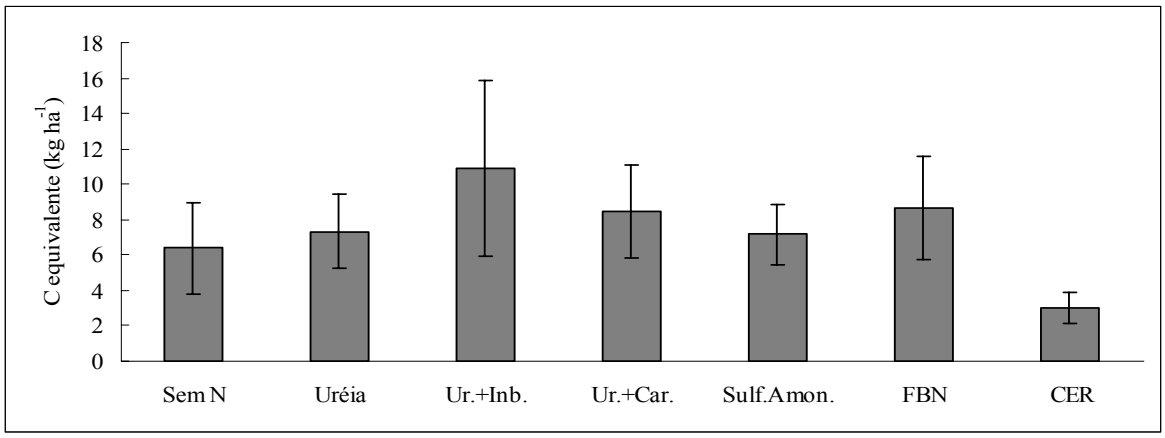

Figura 3.6. Equivalente de C necessário para neutralizar as emissões de N_2O afetadas por diferentes fontes de N.

Os estudos de Grandy et al. (2006) mostraram que o N_2O é o principal componente do potencial de aquecimento global de sistemas agrícolas, sendo este gás

responsável pelo deslocamento de 56% a 61% da redução de CO_2 associadas ao seqüestro de C do plantio direto. Mas que, num balanço geral, a adoção do SPD pode aumentar o armazenamento de C no solo sem aumentar as emissões de N_2O.

Ao se calcular quanto de C é necessário para contrabalancear as emissões de N_2O dos adubos nitrogenados, em muitos casos, este valor passa a ser superior aos ganhos no acúmulo de C no solo obtido pela adubação nitrogenada e pelo plantio direto (Zanatta, 2009). Sendo assim, é importante identificar estratégias para mitigar as emissões de N_2O do solo por fontes nitrogenadas.

3.4 CONCLUSÕES

1. Os maiores fluxos de N_2O são observados após a adubação de semeadura.

2. As variáveis de solo que mais influenciam os fluxos de N_2O são os teores de nitrato no solo, pH, umidade e espaço poroso saturado por água, cujas condições favorecem o processo de desnitrificação, no sistema de produção irrigada em sistema plantio direto.

3. As maiores emissões totais de N_2O, ocorrem nos seguintes tratamentos: uréia com inibidor de urease; fixação biológica de nitrogênio e uréia associado ao carvão vegetal, sendo 70%, 36% e 32% maior que o observado na testemunha, respectivamente.

4. Os fatores de emissão observados nesse estudo estão abaixo dos menores níveis sugeridos pelo Painel Intergovernamental da ONU sobre Mudança do Clima.

3.5 REFERÊNCIAS

ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O. A.; FRANCHINI, J. C; SANTOS, H. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. **Emissões de óxido nitroso de solos pelo uso de fertilizantes nitrogenados em áreas agrícolas**. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia, 2010. 6 p.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (eds) **Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, p. 7-18, 2008.

BERNARDES, T. G.; SILVEIRA, P. M.; MESQUITA, M. A. M.; AGUIAR, R. A.; MESQUITA, G. M. Decomposição da biomassa e liberação de nutrientes dos capins

braquiária e mombaça, em condições de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 40, n. 3, p. 370-377, 2010.

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

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.

CANTARELLA, H., Uso de inibidor da urease para aumentar a eficiência da uréia. Piracicaba, SP: **Informações Agronômicas**, IPNI, n. 117, 2007.

CLAYTON, H.; MACTAGGART, I. P.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from fertilized grassland: a 2-years study of the effects off N fertilizer from environmental conditions. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 25, n. 3, p. 252-260, 1997.

CLAYTON, H. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 99, n. 10, p. 16599-16607. 1994.

COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 2, p. 693-700, 2006.

DANCER, W. S.; PETERSON, L. A.; CHESTERS, G. Ammonification and nitrification of N as influenced by soil pH and previous N treatments. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 37, n. 1, p. 67-69, 1973.

DOBBIE, K. E.; McTAGGART, I. P.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variabilites, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research**, Wasington, v. 104, p. 26891-26899, 1999.

EMBRAPA - Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária: Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documento 1).

ESCOBAR, L. F.; AMADO, T. J. C.; BAYER. C.; CHAVEZ, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J. E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 507-516. 2010

FAO. **Global estimates of gaseous emisions of NH_3, NO and N_2O from agricultural land**. Rome, 2001. 106p.

FERNANDES, S. O.; BHARANTHI, P. A. L.; BONIN, P. C.; MICHOTEY, V. D. Denitrification: An Important Pathway for Nitrous Oxide Production in Tropical Mangrove

Sediments (Goa, India). **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 39, n. 4, p. 1507-1516. 2010.

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

FREITAS JÚNIOR, E.; SILVA, E. M. Uso da centrífuga para a determinação da curva de retenção de água do solo, em uma única operação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 19, p. 1423-1428, 1984.

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P; AITA, C.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 11, p. 1653-1661. 2006.

GRANDY, A. S.; LOECKE, T. D.; PARR, S.; ROBERTSON, G. P. Long-term trends in nitrous oxide emissions, soil nitrogen, and crops yields of till and no-till cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 25, n. 4, p. 1487-1495, 2006.

HUTCHINSON, G. L.; LIVIGSTON, G. P. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: HARPER, et al. (ed.) **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Madison: ASA, CSSA e SSSA, p. 63-78. 1993. (ASA Special Publish 55).

IPCC-International Painel Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: agriculture, forestry and other land use. National Greenhouse Gas Inventories Programe. 2006. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/metodology-reports.htm.> Acesso em: 8 mai. 2008.

IPCC-International Painel Climate Change. **Climate Change**. 2007. The physical science bases. Disponível em: < http://www.ipcc.ch/ipccreports>. Acesso em: 22 mai. 2009.

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.

JANTALIA, C. P.; ZOTARELLI, L.; SANTOS, H. P.; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: avaliação de práticas usadas na produção de grãos do sul do País. **In**: ALVES; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (eds.). Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Seqüestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa. Porto Alegre: Genesis, 2006. Cap. 4, p. 81-108.

KLIEMANN, H. J.; BRAZ, A. J. P. B.; SILVEIRA, P. M. Taxas de decomposição de resíduos de espécies de cobertura em Latossolo Vermelho distroférrico. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 36, n. 1, p. 21-28, 2006.

KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F. Desempenho de culturas anuais sobre palhada de braquiária. **In**: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. (eds.) Integração lavoura-pecuária. Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. Parte 4, p. 499-522.

LIMA, M. A. de. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios**. Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 19, n. 3, p. 451-472. 2002.

LIU, C.; ZHENG, X.; ZHOU, Z.; HAN, S.; WANG, Y.; WANG, K.; LIANG, W.; LI, M.; CHEN, D.; YANG, Z. Nitrous oxide and nitric oxide emissions from na irrigated cotton Field in Northern China. **Plant and Soil**, The Hague, v. 332, n. 1-2, p. 123-134. 2010.

LUDWING, J.; MEIXNER, F. X.; VOGEL, B.; FORSTNER, J. Soil-air exchande of nitric oxide: an overview of processes, environmental fators, and modeling study. **Biogeochemistry**, Dordrechet, v. 52, n. 3, p. 225-257. 2001.

MADARI, B. E.; COSTA, A. R.; JANTALIA, C. P.; MACHADO, P. L. O. A.; CUNHA, M. B.; MARTINS, D. R.; SANTOS, J. H. G.; ALVES, B. J. R. **Fator de Emissão de Óxido Nitroso (N_2O) para a Fertilização com N na Cultura do Feijoeiro Comum Irrigado no Cerrado**. Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2007. 4 p.

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

MIRANDA, C. E. S.; CARRILHO, E.; GERVASIO, A. P.; GINÉ, M. F. Sistemas interfaceados de na´lise por injeção em fluxo e eletroforese capilar (FIA-CE): desafios, aplicações e perspectivas. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 412-419, 2002.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2ed. Califórnia: Academic Press, 340 p., 1996.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PRÉVOST, D.; LÉVESQUE, G. Emissions of N_2O from alfalfa and soybean crops in Eastern Canada. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 68, n. 2, p. 493-506, 2004.

SCHIMIDT, E. Nitrification in soil. **In**: STEVENSON, F. J.; BREMMER, J. M.; HAUCK, R. D.; KEENEY, D. R., (eds). Nitrogen in agricultural soils. Madison, American Society of Agronomy, 1982. 940 p. (Agronomy Series, 22)

SHERLOCK, R. R.; SOMMER, S. G.; KHAN, R. Z.; WOOD, W. C.; GUERTAL, F. E.; FRENEY, J. R.; DAWSON, C. O.;CAMERON, C. K. Amonia, methane and ntrous oxide from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, n. 5, p. 1491-1501. 2002

SINGH, B. P.; HATTON, B. J.; SINGH, B.; COWIE, A. L. KATHURIA, A. Influence of Biochars on Nitrous Oxide Emission and Nitrogen Leaching from Two Contrasting Soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 39, n. 4, p. 1224-1235. 2010.

SILVA, E. M.; AZEVEDO, J. A. Influência do período de centrifugação na curva de retenção de água em solos de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 10, p. 1487-1494, 2002.

SMITH, K. A.; THOMSON, P. E.; CLAYTON, H.; MCTAGGART, I. P.; CONEN, F. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilization on emissions of nitrous oxide by soils. **Atmosphere and Environment**, Oxford, v. 32, n. 19, p. 3301-3309. 1998.

STEINBACH, H. S.; ALVAREZ, R. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in pampean agroecosystems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 1, p. 3-13, 2006.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais,** Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 174. 1995.

TENUTA, M.; MKHABELA, M.; TREMORIN, D.; COPPI, L; PHIPPS, G.; FLATEN, D.; OMINSKI, K. Nitrous oxide and methane emission from a coarse-textured grassland soil receiving hog slurry. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, Amsterdan, v. 138, n. 1-2, p. 35-43. 2010.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e sistemas de manejo**. 2009. 79 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

4 EMISSÃO DE N_2O, ATIVIDADE E BIOMASSA MICROBIANA NUM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO ADUBADO COM DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO

RESUMO

O objetivo deste estudo foi verificar o comportamento de alguns atributos biológicos do solo e da emissão do N_2O nos períodos de maior emissão deste gás durante o ciclo do feijoeiro cultivado sob diferentes fontes de nitrogênio, bem como suas inter-relações. O experimento foi conduzido na Embrapa Arroz e Feijão, num Latossolo Vermelho distrófico argiloso. Foram avaliadas seis áreas de cultivo de feijoeiro comum, em sistema plantio direto, sobre palhada de braquiária, irrigado por aspersão via pivô central, no outono/inverno de 2009. A área de cada tratamento era de 150 m^2. A área total do estudo era 1000 m^2. Os tratamentos foram: Sem N (testemunha); Uréia; Sulfato de amônio (S.A.); Uréia tratada com inibidor de urease (Ur.+Inib.); Uréia combinada com carvão vegetal (Ur.+Car.); Fixação biológica de nitrogênio (F.B.N.); Cerradão (Cer) como referência. Foram aplicados 100 kg ha^{-1} de N: 20% na linha de semeadura e 80% em cobertura, a lanço, 25 dias após plantio. Selecionaram-se períodos, cujos fluxos de N_2O apresentaram maior relevância, para que fosse realizado um estudo mais detalhado, incluindo variáveis biológicas do solo. O primeiro período abrangeu a primeira semana após a semeadura, o segundo período compreendeu a primeira semana após a adubação de cobertura, já na última fase de avaliação os estudos se concentraram no período de senescência do feijoeiro, abrangendo o último mês de amostragem, as quais já eram realizadas semanalmente. A concentração de N_2O foi determinada por cromatografia gasosa. Concomitantemente realizou-se amostragem de solo para verificação da umidade, temperatura, espaço poroso saturado por água (EPSA), pH, carbono orgânico total (COT), carbono (CBM) e nitrogênio (NBM) da biomassa microbiana e respiração basal. Na primeira semana após a semeadura, com adubação no sulco, as variáveis que controlam a emissão de N_2O são a respiração basal, CBM, NBM, COT e EPSA. O carvão vegetal combinado com uréia proporciona melhores condições ao crescimento e atividade dos microrganismos, elevando índices como o CBM e o quociente microbiano. Após a adubação de cobertura (80 kg de N ha^{-1}) os fluxos de N_2O são menores que na semeadura, talvez devido a maiores perdas de N por volatilização e maior demanda pela planta por N, sendo o sulfato de amônio a fonte que mais emite N_2O. As variáveis que controlam a emissão de N_2O, neste período são o NBM, o pH do solo e o EPSA. No período de senescência do feijoeiro as fontes uréia combinada com inibidor de urease e a fixação biológica de nitrogênio são as que mais emitem N_2O, sendo que os fatores que controlam esta emissão são a temperatura do solo e o COT.

Palavras-chave: respiração basal, carbono da biomassa microbiana, nitrogênio da biomassa microbiana, carbono orgânico total, plantio direto, *Brachiaria ruzizienzis*.

ABSTRACT

N_2O EMISSIONS, MICROBIAL BIOMASS AND ACTIVITY IN A CLAYEY HAPLIC FERRALSOL FERTILIZED WITH DIFFERENT NITROGEN SOURCES

The aim of this study was to investigate the behavior of some biological attributes of soil and emission of N_2O as well as their inter-relationships in periods of higher emissions of this gas, during the growing cycle of common beans, applying different nitrogen sources. The experiment was conducted at Embrapa Rice and Beans, in a clayey Haplic Ferralsol. Six areas planted with common beans in no-till system were evaluated after applying different N sources (treatments) in the fall/winter period of 2009. Each treatment corresponded one area of 150 m^2. The total area of the study was 1000 m^2. The treatments were: no N (control), urea (Ur), ammonium sulfate (AS), urea + urease inhibitor (Ur+NBPT), urea combined with charcoal (Ur+Car), biological fixation nitrogen (BFN) and Cerrado (Cer) was evaluated as reference.One hundred (100) kg N ha^{-1} was applied in the following manner: 20% at sowing, distributed together with the seeds, placing next to them and then covering with soil, and 80% as top dressing, 25 days after planting. For the detailed study those periods of the plant cycle were selected where N_2O fluxes were more important. The first period covered the first week after sowing, the second period included the first week after topdressing, as a third period the senescence of the common beans that included the last month of sampling that was done weekly. The N_2O concentration was determined by gas chromatography. Concurrently, soil sampling was carried out to verify soil moisture, temperature, water filled pore space (WFPS), pH, total organic carbon (TOC), microbial biomass C (MBC) and N (MBN) and respiration. After fertilization at sowing, the variables that control N_2O emission are respiration, MBC, MBN, TOC and WFPS. The charcoal combined with urea provid better conditions for microorganisms, increasing MBC and microbial quocient. After topdressing N_2O fluxes are lower than at sowing, possibly due to higher N losses through volatilization or increased demand for N by plants. The ammonium sulfate source shows the highest N_2O fluxes in this period. The variables that control N_2O emissions in this period are: NBM, pH, and WFPS. During the senescence of beans both, urea combined with inhibitor of urease and biological nitrogen fixation emitt the most N_2O. The variables that control the fluxes are soil temperature and TOC.

Key words: basal respiration, microbial biomass carbon, microbial biomass nitrogen, total organic carbon, zero-tillage, *Brachiaria ruzizienzis*

4.1 INTRODUÇÃO

O efeito estufa, um processo natural essencial na Terra, tem sido acentuado por atividades antropogênicas, as quais têm aumentado as concentrações dos gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera (Barreto et al., 2009). Gases nitrogenados, como o óxido nitroso (N_2O), apresentam vida longa na atmosfera, cerca de 150 anos, e grande potencial de aquecimento global (PAG) (Carmo et al., 2005). Segundo IPCC (2007), o PAG do N_2O é 310 vezes maior que o PAG do CO_2, para um período de 100 anos.

Estimativas brasileiras indicam que o uso da terra e a agricultura respondem por 81% do total nacional de emissão de GEE (Teixeira et al., 2006). Parte desta contribuição é explicada pelo N_2O, o qual é originário de processos microbiológicos que ocorrem nos solos agrícolas. E estes são estimulados, principalmente pelo uso de fertilizantes nitrogenados, mineralização da matéria orgânica adicionada, adição ou depósito de dejetos animais nos solos, lixiviação de solos e da queima de resíduos agrícolas (Lima, 2002).

Em solos agrícolas, a desnitrificação e a nitrificação são os principais processos microbiológicos que controlam a produção de N_2O (Firestone & Davidson, 1989), embora este gás não seja o principal produto desses processos (Giacomini et al., 2006). A nitrificação requer condições aeróbicas, sendo mediada por bactérias autotróficas e dependentes do suprimento de amônio pelo solo. Já a desnitrificação é realizada por bactérias anaeróbicas heterotróficas, as quais dependem do suprimento da disponibilidade do carbono orgânico lábil e do nitrato no solo (Rice et al., 1988).

A atividade desses processos microbiológicos é fortemente afetada pelas condições naturais e pelo manejo agrícola (Ludwing et al., 2001; Snyder et al., 2009), pois estes afetam as condições físicas (difusão de O_2, temperatura do solo, conteúdo de água), químicas (concentração de nitrato e amônio, disponibilidade de carbono facilmente metabolizável) e biológicas do solo (atividade microbiana) (Costa et al., 2008). Complexas interações entre vários fatores resultam em larga variação de emissão de N_2O tanto temporal quanto espacial (Bowman et al., 2002).

O emprego de sistemas de cultivo e práticas de manejo do solo como o monocultivo, aração e gradagem, aplicações de agrotóxicos, adubos e corretivos, entre outras, podem desequilibrar a microbiota. A biomassa microbiana, que representa a parte viva da matéria orgânica do solo, contém, em média, de 2 a 5 % do carbono orgânico e de 1 a 5 % do nitrogênio orgânico nos solos tropicais (Smith & Paul, 1990). Ela é composta

por bactérias, fungos e representantes da microfauna, que participam de importantes funções do solo, como a ciclagem de nutrientes e energia, regulando as transformações da matéria orgânica (Turco et al., 1994). O carbono contido na biomassa microbiana é o destino inicial do carbono em transformação no solo, e funciona como energia armazenada para processos microbianos. Por apresentar respostas rápidas a alterações no solo, a biomassa microbiana pode ser utilizada como identificador precoce de alterações no manejo do solo (Rice et al., 1996).

O quociente metabólico (qCO_2) é considerado como a taxa de respiração específica da biomassa microbiana (Anderson & Domsch, 1993) e maiores valores são encontrados em condições adversas à população microbiana (estresse), onde os microrganismos gastam mais energia (C) para a sua manutenção (Assis et al., 2003; Moreira & Siqueira, 2006). Já o qMic fornece uma medida da qualidade da matéria orgânica, não sofrendo redução com a adubação nitrogenada no período estudado.

A atividade heterotrófica da biomassa pode ser avaliada pela liberação do CO_2 ($C\text{-}CO_2$ liberado), via respiração de micro-organismos, em amostras de solo, sendo a quantidade de carbono liberado indicativa do carbono lábil ou prontamente metabolizável do solo (Doran & Parkin, 1996). As respostas de curto prazo dos processos microbianos do solo constituem um aspecto de sua qualidade, sendo que essas respostas, frequentemente são associadas a um incremento das emissões de gases de efeito estufa (Jackson et al., 2003).

Atualmente, considerando a importância dos atributos biológicos para os processos que ocorrem no solo, verifica-se, que estudos a respeito da quantidade e atividade da biomassa microbiana podem fornecer subsídios para melhor compreensão das emissões de gases de efeito estufa como o N_2O, o qual é originário de processos biológicos que ocorrem nos solos. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi verificar o comportamento de alguns atributos bioquícos do solo e da emissão do N_2O nos períodos de maior emissão deste gás durante o ciclo do feijoeiro cultivado em ssitema olantio direto sob diferentes fontes de nitrogênio, bem como suas interrelações.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Condições experimentais, tratamentos avaliados, medições de fluxos de óxido nitroso, variáveis de solo e clima

As condições experimentais, os tratamentos avaliados, as medições e fluxos de óxido nitroso, bem como algumas variáveis do solo (exceto nitrato e amônio) e clima foram idênticas às contidas no primeiro capítulo. Nesta parte do trabalho foram selecionados períodos, cujos fluxos de N_2O apresentaram maior relevância, para que fosse realizado um estudo mais detalhado, incluindo variáveis biolóquícas do solo, a respeito dos principais fatores que controlam estas emissões.

O primeiro período abrangeu a primeira semana após a semeadura (11 a 18 de junho de 2009) e aplicação de 20 kg de N ha^{-1}. O segundo período compreendeu a primeira semana após a adubação de cobertura (7 a 13 de julho de 2009) e aplicação de 80 kg de N ha^{-1}). Nos cinco primeiros dias após a adubação nitrogenada, as coletas foram feitas diariamente. Na última fase de avaliação os estudos se concentraram no período de senescência do feijoeiro, abrangendo o último mês de amostragem, as quais já eram realizadas semanalmente. As amostragens de solo para análise dos atributos bioloquíicos foram realizadas nos dias 18/06, 11/07 e 04/10 de 2009.

4.2.2 Variáveis biológicas do solo

As amostragens de solo para fins de análise dos atributos biológicos foram feitas na profundidade de 0-0,01 m com auxílio de trado calador, sempre mantendo a proporção de 1:4 (linha:entre-linha) a fim de se formar uma amostra composta. Para cada tratamento, nos dias de amostragem, foram coletadas quatro amostras compostas, perfazendo um volume aproximado de 300 g de solo. O solo, após coletado, era acondicionado em sacos plásticos e imediatamente armazenado em câmara fria a 4°C, para posterior análise em laboratório. Antes das análises as amostras foram tamizadas em peneiras de 2 mm, em que as raízes e resíduos vegetais foram retirados para não interferirem nos resultados.

O carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo método Walkley-Black modificado (Embrapa, 1997), que consiste na oxidação do carbono orgânico do solo pelo Cr^{+6} na presença de ácido sulfúrico (H_2SO_4), no qual o excesso de Cr^{+6} é titulado com Fe^{+2}.

Para a análise do carbono da biomassa microbiana (CBM) as amostras após passarem por tamizamento tinham sua umidade ajustada para 80% da capacidade de campo. Pesavam-se 20 g de solo para serem incubados por sete dias, sendo utilizadas seis

repetições por amostra de campo. Após esse período, três repetições foram fumigadas, em um ambiente com clorofórmio, em dessecador, por 24 h, e eoutras três não foram fumigadas. As amostras fumigadas e não fumigadas foram, então, agitadas em um agitador horizontal com rotação de 150 rpm, em solução de sulfato de potássio 0,5M (K_2SO_4) por 40 min, para posterior análise após decantação e filtragem. Este método é denominado fumigação-extração segundo Vance et al. (1987) e Brookes et al. (1985).

A metodologia para análise do CBM foi descrita por Vance et al. (1987) cujo procedimento foi descrito da seguinte forma: uma alíquota de 8 mL da solução recém filtrada foi digerida com 2 mL de dicromato de potássio 0,4M ($K_2Cr_2O_7$) em meio ácido numa proporção de 1:2 de ácido ortofosfórico: ácido sulfúrico (H_3PO_4:H_2SO_4), sendo a titulação feita com sulfato ferroso amoniacal ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2.6H_2O$). O CBM foi calculado pela diferença entre o C da amostra fumigada e o C da amostra não fumigada, o resultado foi multiplicado por um fator de correção (kc) de 0,35. O resultado final foi expresso em mg de C kg^{-1} de solo seco.

O nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) foi determinado segundo metodologia descrita por Brookes et al. (1985), em que uma alíquota de 20mL da solução filtrada foi digerida, a 300°C, com 3 mL de H_2SO_4 mediante a presença de uma mistura catalisadora de sulfato de cobre e sulfato de potássio ($CuSO_4$:K_2SO_4), na proporção de 1:10. Após digestão esta solução foi destilada em meio básico (adicionou-se 20 mL de hidróxido de sódio - NaOH - a 40%), recolhendo-se o destilado em erlenmeyers contendo solução indicadora. O NBM foi calculado pela diferença entre o N da amostra fumigada e o N da amostra não fumigada, adotandou-se um fator de correção de 0,54, com resultado sendo expresso em mg de N kg^{-1} seco.

A respiração basal (RB) foi estimada pelo CO_2 liberado e capturado em solução de hidróxido de potássio (KOH) a partir de 20g de solo incubado por sete dias. Esta metodologia segue o descrito por Alef & Nannipieri (1995). O resultado final foi expresso em mg de C-CO_2 $kg^{-1}_{solo\ seco}$ h^{-1}. Já o coeficiente metabólico (qCO_2) foi determinado segundo Anderson & Domosch (1993), e consiste na relação entre a taxa de respiração basal e o CBM, sendo expresso em C-CO_2 g^{-1} $C_{microbiano}$ h^{-1}.

O quociente microbiano (qMic) foi determinado segundo Sparling (1992), em que se calcula a relação entre o CBM e o COT, sendo expresso em mg CBM mg^{-1}COT, e a relação C:N microbiano é calculado a partir da razão entre o CBM e o NBM.

Na Tabela 4.1 verifica-se os valores das variáveis bioquímicas do solo da área experimental, apresentados um mês antes da semeadura e quinze dias antes da aplicação do carvão vegetal, no referido tratamento. Nesta época a umidade do solo estava em torno de 16%, a umidade relativa média era de 56% e a temperatura média do ar, de 22,4°C, característicos do inverno seco da região do Cerrado.

Tabela 4.1. Respiração basal (RB.), quociente metabólico (qCO_2), carbono (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), relação C:N microbiana, carbono orgânico total (COT), quociente microbiano (qMic), pH, umidade (Um) e espaço poroso saturado por água (EPSA) para área experimental um mês antes da semeadura do feijão, em maio de 2009.

Resp.	qCO_2	CBM	NBM	C:N	COT	qMic	pH	Um	EPSA
mg C-CO_2 kg^{-1} h^{-1}	mg C-CO_2 g^{-1} CBM h^{-1}	mg C kg^{-1}	mg N kg^{-1}		g kg^{-1}	%		%	
0,37	1,81	193,58	41,72	4,66	22,9	0,8	5,2	16,37	50,08

4.2.3 Análise estatística

A diferenciação entre emissão de N_2O, variáveis bioquímicas do solo para cada período estudado em função do fertilizante nitrogenado utilizado, foi obtida pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, associada à análise de variância, onde a área de Cerrado foi utilizada apenas como referência de equilíbrio. A relação entre as variáveis adotadas e a emissão de N_2O foi obtida pela significância do coeficiente de correlação bivariada de Pearson.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Primeiro período

Na Tabela 4.2 são apresentados os valores dos atributos bioquímicos em áreas que tiveram a braquiária como planta de cobertura, em sistema plantio direto, na primeira semana após a semeadura do feijoeiro comum irrigado. Solos cultivados com braquiária, seja ela solteira ou consorciada, apresentam valores médios mais elevados de carbono da biomassa microbiana (CBM) e quociente microbiano (qMic) em pré-plantio da planta de cobertura (novembro) e em pré-plantio da cultura de inverno (junho) em ambiente de Cerrado (Silva et al., 2007). Santos (2009) também encontrou maiores resultados para estes atributos em solos de Cerrado, sob pastagem de braquiária, tanto na época seca quanto na época úmida. Sendo assim, observa-se que a braquiária, como planta de cobertura,

apresenta uma tendência a incrementar alguns atributos do solo, especialmente os microbiológicos.

Alguns dos atributos biológicos do solo se comportam diferentemente durante este período, variando de acordo com as fontes de nitrogênio utilizadas. A adubação nitrogenada, aplicada no sulco de plantio, pode alterar as propriedades bioquímicas do solo, como o CBM, o NBM, além da RB, qCO_2 e qMic (Coser et al., 2007). Todos os tratamentos que receberam nitrogênio (20 kg ha^{-1}) em sulco, apresentaram CBM e qMic superiores aos encontrados na área que não recebeu a aplicação de nitrogênio, contrastando com os resultados obtidos por Assis et al. (2003), que encontraram uma redução de 20% no CBM devido a aplicação de 30 kg ha^{-1} nitrogênio. Segundo Graham et al. (2002), o crescimento microbiano é limitado, em muitos casos, pela escassez de nutrientes encontrados no solo, no entanto, a adição de fontes de carbono ou nitrogênio ao solo pode aumentar a biomassa e com isso imobilizá-los na sua constituição celular, que posteriormente poderá ser disponibilizada para as plantas. Lupwayi et al. (2010) também encontraram efeitos positivos sobre a biomassa microbiana ao adicionar fertilizantes ao solo.

Tabela 4.2. Emissão de N_2O, respiração basal (Resp.), quociente metabólico (qCO_2), carbono (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), relação C:N microbiana, carbono orgânico total (COT), quociente microbiano (qMic), pH, umidade (Um) e EPSA para feijão irrigado e adubado com diferentes fontes de nitrogênio durante sete dias após semeadura[1].

Trat.	Emissão	Resp.	qCO_2	CBM^{ns}	NBM^{ns}	CN^{ns}	COT	qMic^{ns}	pH^{ns}	EPSA^{ns}
	g N-N_2O $ha^{-1}d^{-1}$	mg C-CO_2 kg^{-1} h^{-1}	mg C-CO_2 g^{-1} CBM h^{-1}	mg C kg^{-1}	mg N kg^{-1}		g kg^{-1}	%		
Sem N	1,36 C	0.42	2.63	184,46 B	41,84 AB	4,47 B	21,84 A	0,85 B	4.90	85.24
Ureia	2,69 ABC	0.29	1.35	231,23 AB	52,49 A	4,36 B	20,08 AB	1,15 AB	4.87	86.90
Ur.+Inib.	3,13 ABC	0.40	1.72	232,52 AB	38,94 AB	6,26 AB	21,64 A	1,07 B	4.70	85.70
Ur.+Car.	4,47 AB	0.31	1.05	299,72 A	41,84 AB	7,23 A	18,13 B	1,66 A	5.00	84.20
S.A.	4,73 A	0.32	1.74	210,97 AB	34,23 AB	6,34 AB	21,25 A	1,00 B	4.67	82.31
F.B.N.	2,56 BC	0.26	1.14	226,81 AB	30,84 B	7,46 A	22,03 A	1,03 B	4.82	83.89
Cer	0.33	0.86	1.96	443.82	72.46	6.25	31.20	1.42	5.17	33.88
F	6.93	1.04	1.32	2.81	2.96	6.13	5.3	5.48	1.41	0.16
Pr > F	0.0009	0.43	0.302	0.048	0.0405	< 0,0017	0.0036	0.0031	0.207	0.973

[1]Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; semeadura em junho de 2009. O Cerrado foi adotado como área de referência. ^{ns}: Não significativo.

A aplicação de diferentes fontes de nitrogênio não apresentou efeito para a respiração basal dos microrganismos e para o quociente metabólico do solo, neste primeiro período, assim como os resultados observados por Assis et al. (2003). Ramos et al. (2010) também não observaram diferenças na respiração basal entre as diferentes doses de nitrogênio nos cinco primeiros dias após a adubação. Os mesmos autores observaram menor quociente metabólico para o tratamento sem nitrogênio, cinco dias após a adubação

nitrogenada. No entanto, neste estudo, o tratamento sem nitrogênio apresentou quociente metabólico superior aos demais tratamentos, sugerindo a presença de algum estresse aos microrganismos neste ambiente.

A área que recebeu como fonte de nitrogênio uréia combinada ao carvão vegetal apresentou maiores teores de CBM, e consequentemente obteve maior qMic. Os teores de NBM para este tratamento também foram relativamente elevados. A adição de carvão vegetal afeta fortemente a atividade microbiológica do solo, devido às propriedades físicas e químicas inerentes ao próprio carvão (Thies & Rillig, 2009). Além disso, o carvão vegetal é fonte de alimento para os micro-organismos, e dependendo da porosidade pode, também, fornecer habitats favoráveis à microflora e microfauna do solo (Warnock et al., 2007).

Já a RB não apresentou alterações após a aplicação do carvão vegetal no solo, assim como observado por Knoublauch et al. (2010) ao adicionar casca de arroz carbonizada em solos de várzea das Filipinas. Ao contrário, Smith et al. (2010) comprovaram em seu experimento que o uso de biochar jovem fornece quantidades significativas de carbono lábil, o qual fica prontamente disponível para os microrganismos do solo para o uso como fonte de energia dentro de um prazo relativamente curto, o que foi confirmado com incrementos na evolução de CO_2 após a aplicação do biochar.

Após a aplicação de nitrogênio a relação C:N da biomassa microbiana aumentou, contrariando o observado por Vargas et al. (2004) em que, a relação C:N decresceu após a primeira aplicação de N (uréia), permanecendo inalterada até 88 dias após a semeadura. Isso se deve, principalmente, ao incremento do CBM, especialmente onde se aplicou carvão vegetal associada à uréia. Os tratamentos Ur.+Inb., Ur.+Car., S.A. e FBN possibilitaram incrementos nesta relação C:N, sendo que para a FBN e Ur.+Car. observou-se um aumento na C:N de 60% e 55%, respectivamente, em relação a avaliação realizada um mês antes da instalação do tratamento.

A mata nativa adjacente, utilizada como referência neste estudo, apresentou baixos fluxos de N_2O (0,33 g $N\text{-}N_2O$ ha^{-1} dia^{-1}). Atributos bioquímiucos elevados neste período foram observados, CBM (443,82 mg C kg^{-1}), NBM (72,46 mg C kg^{-1}), COT (31,20 g kg^{-1}) e qMic (1,42 %). Resultados semelhantes são reportados por Fonseca et al. (2007) e Silva et al. (2007). A deposição de resíduos orgânicos e a grande quantidade de raízes, em ambiente de mata nativa, estimulam a manutenção da microbiota do solo, enquanto solos

submetidos à atividade agrícola tendem a apresentar condições adversas que, normalmente, fazem a população microbiana decrescer (Perez et al., 2004).

As médias das emissões de N_2O, durante a primeira semana de avaliação após a adubação de semeadura, variaram de acordo com a fonte de nitrogênio aplicada, sendo a maior média observada no tratamento que recebeu como fonte de N o sulfato de amônio (4,73 g N-N_2O ha^{-1} dia^{-1}) e a menor emissão observada foi onde não se aplicou nitrogênio. Isso reforça a idéia de que a adubação nitrogenada potencializa as emissões deste gás, corroborando com Carvalho et al. (2006), Metay et al. (2007), Madari et al. (2007) em trabalhos realizados na região de Cerrado.

Além disso, condições do solo antes da aplicação de N também podem produzir um impacto sobre a atividade microbiana (Bergstermann et al., 2011). Durante um período de seca, a biomassa microbiana é inativada. Isso pode liberar C que pode se tornar disponível à medida que as taxas de reação aumentam (Kalbitz et al., 2000). Quando o solo é reidratado, após um período de seca, uma reativação das comunidades microbianas do solo leva a um aumento dos fluxos de CO_2 e N_2O (Cabrera, 1993; Davidson et al., 1993). Neste primeiro período de estudo, foi observada uma elevação no CBM e no NBM após a implantação da cultura, a qual foi feita mediante irrigação, tendo-se em vista o período de seca no qual o feijão foi semeado, e como consequência disso, observou-se relativo aumento das emissões de N_2O para todos os tratamentos avaliados.

Segundo Frazão et al. (2010) o conteúdo de água no solo é um fator importante a se considerar, pois está diretamente relacionada à atividade microbiana do solo. Estudos realizados na região do Cerrado apresentaram maior CBM à medida que aumenta o teor de água no solo (Nardoto & Bustamente, 2003; Gama-Rodrigues et al., 2005). Isto também pode ser observado em alguns tratamentos deste estudo, onde o CBM e o NBM aumentaram quando a área experimental passou a ser irrigada.

Na Tabela 4.3 são apresentadas as correlações entre as médias de todas as variáveis (fluxo de N_2O, RB, qCO_2, CBM, NBM, relação C/N microbiano, qMic, pH do solo, EPSA e temperatura do solo) para todos os tratamentos avaliados, na primeira semana após semeadura. Verifica-se que a RB, o CBM, o NBM, o COT e o EPSA apresentaram correlação significativa com as emissões de N_2O.

A disponibilidade de N mineral no solo via fertilização, e C facilmente metabolizável, oriundo da cobertura vegetal do solo, além de funcionarem como substrato para a atividade desnitrificadora, também estimulam a atividade anaeróbica microbiana, a

qual consome o oxigênio disponível no solo. Em condições onde o suprimento de O_2 é menor que a sua demanda, os nichos de anaerobiose no solo são aumentados, o que favorece o processo de desnitrificação (Costa et al., 2008), e consequentemente, a emissão de N_2O.

As emissões de N_2O apresentam correlação negativa com o NBM (r = - 0,443, p<0,05) e com o CBM (r = - 0,367, p<0,10). Segundo Jenkinson & Ladd (1981), a biomassa microbiana é uma das principais fontes de disponibilização de nutrientes, sendo uma das maneiras de conservar o fertilizante nitrogenado no sistema solo-planta e imobilizá-lo por um determinado período, evitando, desta forma, perdas por lixiviação e desnitrificação na forma de N_2O. O uso de fertilizantes nitrogenados, por exemplo, a uréia, afeta a degradação da matéria orgânica do solo (Sen & Chalk, 1994), promovendo atividade microbiana, incluindo nitrificação e desnitrificação (Khalil et al., 2002).

Tabela 4.3. Correlação bivariada de Pearson entre as médias das variáveis selecionadas, uma semana após semeadura.

	Fluxo	Resp	qCO_2	CBM	NBM	CN	COT	qMic	pH	T	EPSA
Fluxo	1.000	-0,425**	-0,097^{ns}	-0,367*	-0,443**	0,166ns	-0,665***	0,087^{ns}	-0,312^{ns}	-0,086^{ns}	0,559***
Resp	-	1.000	0,514***	0,633***	0,614***	-0,047ns	0,809***	0,142^{ns}	0,599***	0,202^{ns}	-0,737***
qCO_2	-	-	1.000	0,281^{ns}	-0,121^{ns}	-0,299^{ns}	0,209^{ns}	-0,557***	0,214^{ns}	-0,170^{ns}	0,018^{ns}
CBM	-	-	-	1.000	0,768***	0,281^{ns}	0,659***	0,756***	0,526***	0,266^{ns}	-0,779***
NBM	-	-	-	-	1.000	-0,371*	0,554***	0,499***	0,439**	0,097^{ns}	-0,674***
CN	-	-	-	-	-	1.000	0,073^{ns}	0,359*	0,009^{ns}	0,270^{ns}	-0,075^{ns}
COT	-	-	-	-	-	-	1.000	0,014^{ns}	0,409**	0,260^{ns}	-0,836***
qMic	-	-	-	-	-	-	-	1.000	0,322*	0,125^{ns}	-0,306^{ns}
pH	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000	0,042^{ns}	-0,409**
T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000	-0,442**
EPSA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000

Resp: respiração basal; qCO_2: coeficiente metabólico; CBM: carbono da biomassa microbiana; NBM: nitrogênio da biomassa microbiana; CN: relação carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; COT: carbono orgânico total; qMic: coeficiente microbiano; T: temperatura do solo; Um: umidade do solo; EPSA: espaço poroso saturado por água. * $P \leq 0,10$; ** $P \leq 0,05$; *** $P \leq 0,01$.

3.3.2 Segundo período

Ao estudar o efeito de diferentes doses de nitrogênio no NBM, Coser et al. (2007) verificaram que doses de nitrogênio acima de 90 kg ha^{-1} não aumentam o NBM. No presente estudo, ao se avaliar o NBM sete dias após a aplicação de 80 kg ha^{-1} de N em diferentes fontes, observa-se que este atributo não sofreu diferenciação entre as fontes utilizadas, assim como o CBM, o qMic, o pH e a C:N microbiano (Tabela 4.4). Ramos et

al. (2010) observaram que 50 kg N ha^{-1} já é suficiente para afetar os microrganismos do solo e que uma dose três vezes maior não altera significativamente o CBM do solo.

A RB e o qCO_2 foram diferentes para as fontes de nitrogênio avaliadas. O tratamento que recebeu como fonte de N uréia com inibidor de urease apresentou maior taxa de respiração (1,08 mg C-CO_2 kg^{-1} h^{-1}), sendo três vezes superior ao observado no tratamento de menor taxa de respiração, o sulfato de amônio (S.A.) (0,31 C-CO_2 kg^{-1} h^{-1}). No tratamento S.A. verificou-se menor gasto de energia (liberação de C pela respiração) para manter uma maior biomassa microbiana. O contrário aconteceu ao tratamento Ur.+Inb., em que ocorreu maior gasto de energia para manter a mesma biomassa microbiana, o que é confirmado pelo aumento do qCO_2. Segundo Paul & Clark (1996) o amônio, quando aplicado ao solo, pode inibir a produção de enzimas lignolíticas de fungos, tornando-os impossibilitados de degradar lignina, o que diminuiria a sua atividade através da liberação de CO_2 podendo, ainda, causar inibição da biomassa microbiana devido a estresses osmóticos.

Tabela 4.4. Emissão de N_2O, respiração basal (Resp.), quociente metabólico (qCO_2), carbono (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), relação C:N microbiana, carbono orgânico total (COT), quociente microbiano (qMic), pH, umidade (Um) e EPSA para feijão irrigado e adubado com diferentes fontes de nitrogênio durante sete dias após adubação de cobertura[1].

Trat.	Emissão	Resp.	qCO_2	CBM^{ns}	NBM^{ns}	CN^{ns}	COT	qMic^{ns}	pH^{ns}	EPSA^{ns}
	g N-N_2O $ha^{-1}d^{-1}$	mg C-CO_2 kg^{-1} h^{-1}	mg C-CO_2 g^{-1} CBM h^{-1}	mg C kg^{-1}	mg N kg^{-1}		g kg^{-1}	%		
Sem N	0,44 C	0,52 BC	2,11 B	269.95	51.32	5.26	27,50 AB	0.97	4.73	95.50
Ureia	2,05 AB	0,64 B	2,52 B	255.81	29.04	7.72	24,00 BC	1.07	4.57	91.95
Ur.+Inib.	1,15 ABC	1,08 A	4,48 A	247.88	22.95	19.4	22,02 C	1.15	4.43	90.95
Ur.+Car.	1,34 ABC	0,38 BC	1,76 B	215.96	44.75	5.40	27,67 AB	0.75	4.40	93.77
S.A.	2,26 A	0,31 C	1,04 B	288.91	40.20	9.82	30,02 A	0.95	4.35	89.57
F.B.N.	0,70 BC	0,44 BC	1,43 B	309.09	52.98	5.84	27,70 AB	1.12	4.73	89.74
Cer	0.09	0.52	1.19	437.17	70.93	6.17	36.45	1.25	4.95	33.41
F	4.78	15.11	11.17	1.89	1.87	1.86	6.53	2.49	1.41	0.45
Pr > F	0.0059	< 0,0001	< 0,0001	0.1468	0.156	0.1615	0.013	0.0701	0.285	0.809

[1]Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; semeadura em julho de 2009. O Cerrado foi adotado como área de referência. ^{ns}: Não significativo.

O COT foi maior nesta fase de avaliação, apresentando valores mais elevados para o tratamento que recebeu sulfato de amônio como fonte de N. Isso se deve, possivelmente, à maior produção de matéria seca aérea e de raiz além da maior liberação de compostos orgânicos via exsudados radiculares, que ocorre em plantas bem supridas nutricionalmente (Ramos et al., 2010). A decomposição de resíduos culturais e o uso de adubos nitrogenados depositados na superfície do solo provocam uma intensa acidificação da camada superficial (Amaral & Anghinoni, 2001). Neste estudo, observou-se uma sensível redução do pH após aplicação do fertilizante nitrogenado, quando comparado ao

período anterior, no entanto, não houve diferenciação significativa entre as fontes utilizadas.

As taxas de emissão de N_2O foram menores que no primeiro período avaliado, mesmo sendo adicionada uma dose de N quatro vezes superior no segundo período. Segundo Lara Cabezas et al. (1997), a uréia quando é aplicada em superfície pode perder grandes quantidade de N por volatilização, atingindo valores extremos de até 78% do N aplicado. Zanatta (2009) relaciona essas perdas ao fato das fertilizações nitrogenadas ocorrerem em momentos de maior demanda de N pela planta, o que reduz rapidamente o teor de N mineral disponível aos processos de perda de N, especialmente por desnitrificação. Estes podem ser os motivos que justificam a menor emissão de N_2O neste segundo período. Ainda assim o sulfato de amônio continua sendo o tratamento que mais emitiu N_2O na primeira semana após a adubação de cobertura (2,26 g N-N_2O ha^{-1} dia^{-1}). Verifica-se na tabela 4.5 que o carbono e o nitrogênio da biomassa, o pH do solo, o EPSA apresentaram correlação significativa com as emissões de N_2O.

Tabela 4.5. Correlação bivariada de Pearson entre as médias das variáveis selecionadas, durante uma semana, após adubação de cobertura.

	Fluxo	Resp	qCO_2	CBM	NBM	CN	COT	qMic	pH	T	EPSA
Fluxo	1.000	-0,031^{ns}	0,033^{ns}	-0,337*	-0,343*	0,056^{ns}	-0,263^{ns}	-0,175^{ns}	-0,458**	0,061^{ns}	0,455**
Resp	-	1.000	0,894***	-0,079^{ns}	-0,339*	0,410**	-0,403**	0,298^{ns}	-0,208^{ns}	-0,402**	0,087^{ns}
qCO_2	-	-	1.000	-0,466**	-0,552***	0,466**	-0,542***	-0,068^{ns}	-0,401*	-0,511***	0,302^{ns}
CBM	-	-	-	1.000	0,655***	-0,193^{ns}	0,633***	0,670***	0,539***	0,360*	-0,764***
NBM	-	-	-	-	1.000	-0,699***	0,487**	0,285^{ns}	0,639***	0,248^{ns}	-0,516***
CN	-	-	-	-	-	1.000	-0,244^{ns}	0,049^{ns}	-0,477**	-0,083^{ns}	-0,038^{ns}
COT	-	-	-	-	-	-	1.000	-0,133^{ns}	0,162^{ns}	0,289^{ns}	-0,644***
qMic	-	-	-	-	-	-	-	1.000	0,558***	0,191^{ns}	-0,363*
pH	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000	0,187^{ns}	-0,501**
T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000	-0,187^{ns}
EPSA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000

Resp: respiração basal; qCO_2: coeficiente metabólico; CBM: carbono da biomassa microbiana; NBM: nitrogênio da biomassa microbiana; CN: relação carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; COT: carbono orgânico total; qMic: coeficiente microbiano; T: temperatura do solo; Um: umidade do solo; EPSA: espaço poroso saturado por água. * $P \leq 0,10$; ** $P \leq 0,05$; *** $P \leq 0,01$.

Segundo Moreira & Siqueira (2006), a fertilização pesada, a chuva ácida e até a fixação biológica de nitrogênio podem contribuir para baixar o pH, sendo que em solos mantidos úmidos a redução do pH ocorre, principalmente, devido à lixiviação de bases e a decomposição da palhada presente na cobertura do solo. Talvez por isso, o pH passa a influenciar a emissão do N_2O, a qual foi potencializada com a redução do pH do solo, influenciada pela aplicação de 80 kg de N ha^{-1}, na adubação de cobertura. Weslien et al. (2009) verificaram elevada correlação negativa ($r = - 0,93$, $p<0,01$) entre as emissões de

N_2O e o pH do solo, pois segundo Firestone & Davidson (1989) a redutase do dióxido de nitrogênio é inibida pelo pH ácido, aumentando assim as emissões de N_2O.

A nitrificação é estimulada pela calagem, já que é muito influenciada pela acidez do solo. Os microrganismos responsáveis pela nitrificação são sensíveis a baixos valores de pH, sendo a população muito reduzida a pH menor que 6,0 e nula em menos que 4,5 (Siqueira & Moreira, 2006). Fato que reforça a idéia de que o principal processo que resultou na emissão de N_2O foi a desnitrificação, processo este, que é potencializado em ambiente de anaerobiose, justificando a correlação positiva do fluxo de N_2O e o EPSA ($r = 0,455$, $p<0,05$).

De acordo com Davidson (1991), o N_2O é essencialmente derivado da nitrificação em baixa ou moderado teor de umidade, enquanto a desnitrificação torna-se mais importante em ambiente com EPSA superiores a 60%, devido a redução da fonte de O_2. Bateman & Baggs (2005) também concluíram que todas as emissões de N_2O, quando em situação de EPSA igual ou superior a 70%, foram produzidas durante a desnitrificação, sendo a nitrificação um importante processo de emissão deste gás quando solo se encontrava com EPSA entre 35-60%. (Liu et al., 2007).

Neste estudo, foi verificada elevada correlação positiva (Tabela 4.5) entre o pH e o CBM ($r = 0,539$, $p<0,001$), o NBM ($r = 0,639$, $p<0,001$), o qMic ($r = 0,558$, $p<0,001$). Isto significa que à medida que o pH aumenta, tais atributos microbiológicos também se elevam. Estes resultados contrariam os observados por Coser (2006), em que as mesmas variáveis microbiológicas se correlacionaram negativamente com o pH, ao se aplicar dose de 120 kg ha^{-1} de sulfato de amônio, no entanto o pH manteve-se sempre superior a 5,5, e no presente estudo dificilmente ultrapassou 5,0. Segundo Siqueira e Franco (1988) os fungos são organismos que têm seu crescimento estimulado em solos ácidos, enquanto bactérias preferem solos de pH mais neutro. Tal fato indica que houve predominância de fungos nos solos avaliados neste estudo, os quais, segundo Siqueira e Franco (1988), representam entre 70 e 80% da biomassa microbiana.

A umidade correlacionou-se negativamente com a maioria das variáveis estudadas, CBM ($r = - 0,827$, $p<0,001$), NBM ($r = - 0,507$, $p<0,001$), COT ($r = - 0,558$, $p<0,001$), pH ($r = - 0,549$, $p<0,001$). Segundo Moreira e Siqueira (2006) vários são os fatores que podem influenciar a microbiota do solo, e a umidade é um deles. O EPSA também apresentou correlação negativa com estas mesmas variáveis, mas isto é obervado

pela área de mata nativa, que mesmo apresentando baixos teores de umidade ainda proporcionou maiores índices para estas variáveis.

3.3.3 Terceiro período

Na pós-colheita do feijão não foram observadas diferenças no CBM, NBM, COT, qMic, qCO_2 entre os tratamentos avaliados (Tabela 4.6). No entanto, verificou-se redução dos índices das quatro primeiras variáveis citadas, quando comparada às épocas anteriores de avaliação. Apenas os valores do qCO_2 aumentaram, o que indica redução da eficiência metabólica microbiana após a retirada da cultura. Segundo Ramos et al. (2010), há redução no CBM quando os micro-organismos do solo estão sob condições de estresse, sendo que posteriormente esta redução é acompanhada de maior atividade individual dos microrganismos que sobreviveram à condição adversa, já que a competição por recursos como fontes de energia, nutrientes e elétrons é atenuada com a retirada da cultura.

Tabela 4.6. Emissão de N_2O, respiração basal (Resp.), quociente metabólico (qCO_2), carbono (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), relação C:N microbiana, carbono orgânico total (COT), quociente microbiano (qMic), pH, umidade (Um) e EPSA para feijão irrigado e adubado com diferentes fontes durante a senescência do feijoeiro[1].

Trat.	Emissão	Resp.	qCO_2	CBM^{ns}	NBM^{ns}	CN^{ns}	COT	qMic^{ns}	pH^{ns}	EPSA^{ns}
	g N-N_2O $ha^{-1}d^{-1}$	mg C-CO_2 kg^{-1} h^{-1}	mg C-CO_2 g^{-1} CBM h^{-1}	mg C kg^{-1}	mg N kg^{-1}		g kg^{-1}	%		
Sem N	0,44 AB	0,43 AB	2.13	217.78	21.73	10.15	23.77	0.90	5,05 A	90.91
Ureia	0,46 AB	0,64 A	2.65	279.00	26.36	11.08	24.75	1.10	5,07 A	86.36
Ur.+Inib.	1,27 A	0,44 AB	3.74	142.71	17.53	8.92	25.35	0.57	4,75 AB	87.27
Ur.+Car.	0,44 AB	0,33 B	1.75	198.66	20.91	9.51	25.92	0.77	5,05 A	90.24
S.A.	0,19 B	0,26 B	1.11	220.12	19.39	11.72	24.02	0.92	4,50 B	83.28
F.B.N.	1,39 A	0,44 AB	1.97	228.21	20.76	11.91	25.55	0.90	5,00 A	85.60
Cer	0.30	1.03	2.57	402.00	66.99	6.09	24.97	1.62	5.15	34.00
F	5.42	3.74	1.79	1.44	0.86	0.42	2.45	1.53	5.10	0.24
Pr > F	0.0032	0.017	0.166	0.258	0.524	0.8304	0.073	0.2296	0.0044	0.9404

[1]Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; semeadura em julho de 2009. O Cerrado foi adotado como área de referência. ^{ns}: Não significativo.

Nesta fase o pH do solo foi maior em relação a fase anterior, todavia, o tratamento que recebeu sulfato de amônio apresentou os menores valores de pH, reduzindo 0,5 unidades de pH em relação ao tratamento sem N, concordando com resultados encontrados por Strong et al. (1997).

A emissão de N_2O continuou apresentando diferenças entre os tratamentos neste período de avaliação. No entanto, os tratamentos que tiveram maiores emissões são os que receberam como fonte de N uréia mais o inibidor de urease (1,27 g N-N_2O ha^{-1} dia^{-1}) e fixação biológica de nitrogênio (1,39 g N-N_2O ha^{-1} dia^{-1}). Zanatta et al. (2010)

avaliaram diferentes fontes de N na emissão de N_2O até 14 dias após aplicação do N, a uréia com inibidor de urease apresentou menores emissões. No entanto, neste estudo, os maiores fluxos de N_2O oriundos desta fonte de N foram observados no final da cultura do feijão, cerca de 30 dias após a aplicação do N em cobertura.

Inibidores de urease têm sido propostos como alternativas de gestão para reduzir a hidrólise da uréia, e assegurar uma maior disponibilidade de N para a cultura, ao reduzir as perdas por volatilização. O potencial do uso de inibidores na mitigação das emissões de N_2O, também depende da sua taxa de degradação e persistência no solo, no entanto, os fatores ambientais que influenciam seu funcionamento no solo são pouco compreendidos (Saggar et al., 2008).

A FBN é uma importante fonte de N_2O, no entanto, devido a incertezas na quantificação de N_2 nestes sistemas (Mosier et al., 1998) a emissão de N_2O pela agricultura pode ser subestimada (Carter & Ambus, 2006). Rochette & Janzen (2006) resumiram dados recentes acerca de fluxos de N_2O a partir de culturas agrícolas de leguminosas para avaliar o fator de emissão associado com a fixação biológica de nitrogênio de rizóbios. Verificaram que grande parte do aumento nas emissões de N_2O, nestas condições, pode ser atribuída à liberação de nutrientes dos exsudatos radiculares durante a época de cultivo e da decomposição de resíduos vegetais após a colheita, ao invés do próprio processo de fixação biológica do nitrogênio.

Yang & Cai (2005) estudaram o efeito do crescimento da soja na emissão de N_2O. Encontraram que a emissão derivada da soja aumenta com a redução da atividade do sistema radicular e com o aumento da decomposição dos nódulos. Sendo assim, apenas na fase de senescência e de decomposição das raízes haveria maior emissão de N_2O do solo derivado da soja, sendo observadas 94% das emissões totais neste período. No presente estudo os maiores picos de emissão de N_2O também foram observados na fase de senescência do feijoeiro, o que pode estar associado a estes mesmos fatores. Nos trabalhos de Ciampitti et al. (2005), as emissões de N_2O também apresentaram uma tendência crescente, desde o plantio até o final do ciclo da cultura, sendo que o maior acúmulo ocorreu durante o estádio fenológico de enchimento de grãos até a maturidade fisiológica, constituindo aproximadamente 68% do total das emissões de N_2O.

Snyder et al. (2009) explicam que uma vez colhida as leguminosas ou estas entrarem em senescência, a proteína presente nos resíduos do solo são suscetíveis à decomposição e mineralização de amônio, que pode ser nitrificado e desnitrificado,

elevando a emissões de N_2O. Portanto, pode se inferir que para o cultivo do feijão, quando utilizado FBN, assim como para a soja, este intervalo de tempo é tido como período crítico para as emissões de N_2O.

Cardoso et al. (2008) avaliaram se a FBN é fonte direta de N_2O, em solo plantado com a cultura da soja. O estudo foi realizado em vasos, onde foram plantadas cultivares de soja nodulantes e não nodulantes, além de um tratamento sem planta. Os fluxos de N_2O variaram ao longo dos 64 dias de avaliação, mas as emissões calculadas não foram diferentes entre os tratamentos, ficando em média, próxima de 0,6 mg N-N_2O $vaso^{-1}$, e por isso, a FBN não estava relacionada diretamente com a emissão de N_2O. No presente estudo, como os maiores fluxos de N_2O foram observados na fase de senescência do feijoeiro, e não ocorreu nodulação de forma satisfatória, entendendo-se que o processo de fixação biológica de nitrogênio, em si, não foi o principal promotor de emisões de N_2O neste tratamento.

Verifica-se (Tabela 4.7) que apenas o carbono orgânico total apresentou correlação significativa com as emissões de N_2O. Neste período de avaliação as emissões foram mínimas, para a maioria dos tratamentos.

Tabela 4.7. Correlação bivariada de Pearson entre as médias das variáveis selecionadas, durante a senescência do feijoeiro.

	Fluxo	Resp	qCO_2	CBM	NBM	CN	COT	qMic	pH	T	EPSA
Fluxo	1.000	-0,150^{ns}	0,140^{ns}	-0,219^{ns}	-0,268^{ns}	0,053^{ns}	0,427**	-0,273^{ns}	0,042^{ns}	0,335*	0,131^{ns}
Resp	-	1.000	0,414**	0,658***	0,834***	-0,398**	-0,007^{ns}	0,662***	0,392**	-0,317*	-0,646***
qCO_2	-	-	1.000	-0,285^{ns}	-0,086^{ns}	-0,475**	0,004^{ns}	-0,283^{ns}	-0,021^{ns}	-0,280^{ns}	-0,069^{ns}
CBM	-	-	-	1.000	0,754***	0,039^{ns}	0,001^{ns}	0,989***	0,296^{ns}	-0,111^{ns}	-0,552***
NBM	-	-	-	-	1.000	-0,538***	0,068^{ns}	0,749***	0,338*	-0,381**	-0,843***
CN	-	-	-	-	-	1.000	-0,222^{ns}	0,053^{ns}	-0,129^{ns}	0,331*	0,577***
COT	-	-	-	-	-	-	1.000	-0,123^{ns}	0,059^{ns}	0,229^{ns}	-0,057^{ns}
qMic	-	-	-	-	-	-	-	1.000	0,298^{ns}	-0,156^{ns}	-0,554***
pH	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000	0,165^{ns}	-0,121^{ns}
T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000	0,447**
EPSA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000

Resp: respiração basal; qCO_2: coeficiente metabólico; CBM: carbono da biomassa microbiana; NBM: nitrogênio da biomassa microbiana; CN: relação carbono e nitrogênio da biomassa microbiana; COT: carbono orgânico total; qMic: coeficiente microbiano; T: temperatura do solo; Um: umidade do solo; EPSA: espaço poroso saturado por água. * $P \leq 0,10$; ** $P \leq 0,05$; *** $P \leq 0,01$.

Nesta fase de avaliação, o COT foi o principal fator de controle das emissões de N_2O. A oferta de carbono orgânico no sistema, freqüentemente afetada pelo manejo, também controla parcialmente a produção de N_2O no solo, pela ação de microrganismos desnitrificadores que usam formas prontamente disponíveis de carbono como fonte de energia para a produção de N_2O (Carmo et al., 2005).

Outro fator que influenciou a emissão de N_2O neste período foi a temperatura. Escobar et al. (2010), avaliando o efeito de sistemas de manejo nas emissões de N_2O no período de pós-colheita (outono) em Latossolo Vermelho no Rio Grande do Sul verificaram que as maiores emissões de N_2O estavam associadas a temperatura do solo, EPSA, atividade da biomassa microbiana e conteúdo de nitrato no solo, existentes nos diferentes sistemas avaliados.

4.4 CONCLUSÕES

1. Na primeira semana após semeadura, com adubação no sulco, observa-se que as variáveis que controlam a emissão de N_2O são a respiração basal, o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, o carbono orgânico total e o espaço poroso saturado por água.

2. Uma semana após a semeadura, quando completou duas semanas após a aplicação do carvão vegetal, é possível perceber condições mais favoráveis aos microrganismos, com elevação do carbono da biomassa microbiana e do quociente microbiano.

3. Após a adubação de cobertura (80 kg de N ha^{-1}) os fluxos de N_2O são menores que na semeadura, talvez devido a maiores perdas de N por volatilização e maior demanda pela planta por nitrogênio, sendo o sulfato de amônio a fonte que mais emite N_2O. As variáveis que controlam a emissão de N_2O, neste período são o nitrogênio da biomassa microbiana, o pH do solo e o espaço poroso saturado por água.

4. No período de senescência do feijoeiro, as fontes uréia combinada com inibidor de urease e a fixação biológica de nitrogênio são as que mais emitem N_2O, sendo que as variáveis que controlam a emissão de N_2O são a temperatura do solo e o carbono orgânico total.

4.5 REFERÊNCIAS

ALEF, K.; NANNIPIERE, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. 576 p.

AMARAL, A. S.; ARGHINON, I. Alteração de parâmetros químicos do solo pela replicação superficial de calcário no sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 4, p. 695-702, 2001.

ANDERSON, T. H.; SOMOSH, K. H. The metabolic quocient for CO_2 (qCO_2) as a specific ativity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of Forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, n. 3, p. 393-395, 1993.

ASSIS, E. P. M.; CORDEIRO, M. A. S.; PAULINO, H. B.; CARNEIRO, M. A. C. Efeito da aplicação de nitrogênio na atividade microbiana e na decomposição de sorgo em solo de cerrado sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 33, n. 2, p. 107-112, 2003.

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**, Berlim, v. 41, n. 6, 379–388, 2005.

BARETO, R. C.; MADARI, B. E.; MADDOCK, J. E. L.; MACHADO, P. L. O. M.; TORRES, E.; FRANCHINI, J.; COSTA, A. R. The impact of soil management on agregation, carbon stabilization and carbon loss as CO_2 in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Envieronment**, Amsterdan, v. 132, n. 3-4, p. 243-251, 2009.

BERGSTERMANN, A.; CÁRDENAS, L.; BOL, R.; GILLIAM, L.; GOULDING, K.; MEIJIDE, A.; SCHOLEFIELD, D.; VALLEJO, A.; WELL, R. Effect of antecedent soil moisture conditions on emissions and isotopologue distribution of N2O during denitrification. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 43, n. 2, p. 240-250, 2011.

BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Modeling global annual N_2O and NO emissions from fertilized fields. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 16, n. 4, 1080-1089, 2002.

BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure soil microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 17, n. 6, p. 837-842, 1985.

CABRERA, M. L. Modelling the flush of nitrogen mineralisation caused by drying and rewetting soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 57, n. 1, p. 63-66, 1993.

CARDOSO, A. S.; ALVES, B, J, R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; SOARES, L. H. B. Uma evidência de que a FBN não é uma fonte direta de N_2O na cultura da soja. In: Fertbio 2008, 2008, Londrina. **Anais**... Londrina: SBCS, 2008.

CARMO, J. B.; ANDRADE, C. A.; CERRI, C. C.; PICCOLO, M. C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N_2O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 735-746, 2005.

CARTER, M. S.; AMBUS, P. Biologically fixed N_2 as a source for N_2O production in a Grass-clover mixture, measured by $^{15}N_2$. **Nutirent Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 74, n. 1, p. 13-26, 2009.

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

CIAMPITTI, I. A.; CIARLO, E. A.; CONTI, M. E. Emisiones de óxido nitroso em um cultivo de soja: efecto de la inoculatión y de la fertilización nitrogenada. **Revista Ciencia Del Suelo**, La Plata, v. 23, n. 2, p. 123-131, 2005.

COSER, Thais Rodrigues. **Doses de nitrogênio e seu efeito nos indicadores microbiológicos de qualidade de solo na cultura da cevada.** 2006. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) - Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

COSER, T. R.; RAMOS, M. L. G., AMÁBILE, R. F. RIBEIRO JÚNIOR, W. Q. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de cerrado, com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 3, p. 399-406, 2007.

COSTA, F. S., ZANATTA, J. A., BAYER, C. Emissões de gases do efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (eds) **Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, p. 545-560, 2008.

DAVIDSON, E. A. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: ROGERS, J. E.; WHITMAN, W. B. (eds) **Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes**. American Society for Microbiology, Washington, p. 219–235, 1991.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (eds.) **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, p. 25-37, 1996. (SSSA Special Publication, 49)

EMBRAPA - Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária: Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documento 1).

ESCOBAR, L. F.; AMADO, T. J. C.; BAYER. C.; CHAVEZ, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J. E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 507-516, 2010.

FRAZÃO, L. A.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Inorganic nitrogen, microbial biomass and microbial activity of a Sandy Brazilian Cerrado soil under different land uses. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdan, v. 135, n. 1-2, p. 161-167, 2010.

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

FONSECA, G. C.; CARNEIRO, M. A. C.; COSTA, A. R.; OLIVEIRA, G. C.; BALBINO, L. C. Atributos físicos, auímicos e biológicos de Latossolo Vermelho distrófico de Cerrado sob duas rotações de cultura. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 37, n. 1, p. 22-30, 2007.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; BARROS, N. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; SANTOS, G. A. Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 893–901, 2005.

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P; AITA, C.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 11, p. 1653-1661, 2006.

GRAHAM, M. H. HAYNES, R. J. MEYER, J. H. Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South África. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 34, n.1, p. 93-102, 2002.

JACKSON, L. E. CALDERON, F. J.; STEENWERTH, K. L. SCOW, K. M. ROLSTON, D. E. Responses of soil microbial process and community structure to tillage events and implications for soil quality. **Geoderma**, Amsterdan, v. 114, n. 3-4, p. 305-317, 2003.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: Paul, E. A.; LADD, J. N. (Eds.), **Soil Biochemistry**, v. 5, New York: Marcel Dekker p. 415–471, 1981.

KALBITZ, K.; SOLINGER, S.; PARK, J. H.; MICHALZIK, B.; MATZNER, E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. **Soil Science**, Baltimore, v. 165, n. 4, p. 277-304, 2000.

KHALIL, M. I.; ROSENANI, A. B.; Van CLEEMPUT, O.; SHAMSHUDDIN, J.; FAUZIAH, C. I. Nitrous oxide production from an ultisol treated with different nitrogen sources and moisture regimes. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 36, n. 1, p. 59–65, 2002.

KNOBLAUCH, C.; MAARIFAT, A. A.; PFEIFFER, E. M.; HAEFELE, S. M. Degradability of Black carbon and its impacto n trace gas fluxes and carbon turnover in paddy soils, **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 43, n. 9, p. 1768-1778, 2010.

LARA CABEZAS, W. A. R.; KORNDÖRFER, G. H.; MOTTA, S. A. Volatilização de N-NH_3 na cultura de milho: II. Avaliação de fontes sólidas e fluidas em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 3, p.489-496, 1997.

LIMA, M. A. de. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios**. Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 19, n. 3, p.451-472, 2002.

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

LUDWING, J.; MEIXNER, F. X.; VOGEL, B.; FORSTNER, J. Soil-air exchande of nitric oxide: an overview of processes, environmental fators, and modeling study. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 52, n. 3, p. 225-257, 2001.

LUPWAYI, N. Z.; BRANDT, S. A.; HARKER, K. N.; O'DONOVAN, J. T.; CLAYTON, G. W.; TURKINGTON, T. K. Contrasting soil microbial responses to fertilizers and herbicides in a canola-barley rotation. **Soil Biology ans Biochemistry**, Oxford, v. 42, n. 11, p. 1997-2004, 2010.

MADARI, B. E.; COSTA, A. R.; JANTALIA, C. P.; MACHADO, P. L. O. A.; CUNHA, M. B.; MARTINS, D. R.; SANTOS, J. H. G.; ALVES, B. J. R. **Fator de Emissão de Óxido Nitroso (N_2O) para a Fertilização com N na Cultura do Feijoeiro Comum Irrigado no Cerrado**. Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2007. 4 p.

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

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo** (2 ed.). Lavras: UFLA, 2006.

MOSIER, A., KROEZE, C., NERISON, C., OENEMA, O., SEITZINGER, S. Van CLEEMPUT, O. Closing the global N2O budget: nitrous oxide emission through the agriculture nitrogen cycle: OED/IPCC guidelines for national grenhouse gás inventory methodology. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 52, n. 2-3, p. 225-248, 1998.

NARDOTO, G. B.; BUSTAMENTE, M. M. C. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas on Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 8, 955–962.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2ed. Califórnia: Academic Press, 1996. 340 p.

PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; McMANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 6, p. 567-573, 2004.

RAMOS, M. L. G.; CARVALHO, J. G. RIBEIRO JUNIOR, W. Q.; FERRAZ, D. M. M.; CARVALHO, A. M.; AMÁBILE, R, F. Efeito das doses de nitrogênio via fertirrigação na dinâmica microbiana, em solo cultivado com trigo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 26, n. 3, p. 376-383, 2010.

RICE, C. W.; MOORMAN, T. B.; BEARE, M. Role of microbial biomass carlon and nitrogen in soil quality. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, p. 203-216, 1996.

RICE, C. W.; SIERZEGA, P. E.; TIEDJE, J. M.; JACOBS, L. W. Stimulated denitrification in the microenvironment of a biodegradable organic waste injected into soil. **Soil Scienc Society of American Journal**, Madison, v. 52, n. 1, p. 102-108, 1988.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PRÉVOST, D.; LÉVESQUE, G. Emissions of N_2O from alfalfa and soybean crops in Eastern Canada. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 68, n. 2, p. 493-506, 2004.

ROCHETTE, P.; JANZEN, H.H. Towards a revised coefficient for estimating N2O emissions from legumes. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdan, v. 73, n. 2-3, p. 171-179, 2005.

SAGGAR, S.; TATE, K. R.; GILTRAP, D. L.; SINGH, J. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and theis mitigation options: a review. **Plant and Soil**, The Hague, v. 309, n. 1, p. 25-42, 2008.

SANTOS, J. L. S. **Qualidade do solo após a implantação do sistema integração lavoura-pecuária em pastagem degradada no Cerrado**. 2009. 151 f. Mestrado. (Mestrado em Agronomia) Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

SEN, S.; CHALK, P. M. Solubilization of soil organic N by alkaline-hydrolyzing N fertilizers. **Fertilizer Research**, Hague, v. 38, n. 1, p. 131–139, 1994.

SILVA, M. B.; KLIEMANN, H. J. SILVEIRA, P. M.; LANNA, C. L. Atributos biológicos do solo sob influência da cobertura vegetal e do manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 12, p. 1755-1761, 2007.

SIQUEIRA, J. O.; FRANCO, A. A. **Biotecnologia do solo: fundamentos e perspectiva. Brasília**, MEC, ABEAS; Lavras: ESAL, FAEPE, 1988.

SMITH, J. L.; COLLINS, H. P. BAILEY, V. L. The effect of Young biochar on soil respiration. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 42, n. 12, p. 2345-2347, 2010.

SMITH, J. L.; PAUL, E. A. The significance of soil microbial biomass estimations. p. 357-396. In: BOLLAG, J. M.; STOTZKY, G. (eds.). **Soil Biochemistry**, 6 ed. Nova York: Marcel Dekker, p. 357-396, 1990.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems and Envieronment**, Amsterdan, v. 133, n. 3-4, p. 247–266, 2009.

SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 30, n. 2, p. 195-207, 1992.

STRONG, D. T.; SALE, P. W. G.; HELYAR, K. R. Initial soil pH affects the pH at which nitrification ceases due to self-induced acidification of microbial microsites. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 35, n. 3, p. 565-570, 1997.

TEIXEIRA, M. A.; MURRAY, M. L.; CARVALHO, M. G. Assessment of land use and land use change and forestry (LULUCF) as CDM projects in Brazil. **Ecolgical Economics**, New York, v. 60, n. 1, p.260–270, 2006.

THIES, F. E.; RILLIG, M. C. Biochar: biological properties. In: LEHMANN, J. L. JOSEPH, S. (eds) **Biochar for environmental and management**, London: Sterling, p. 85-105, 2009.

TURCO, R. F.; KENNEDY, A. C.; JAWSON, M. D. Microbial indicators of soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (eds.) **Defining soil quality for sustentable environment**. Madison: Soil Science Society of America, p. 73-90, 1994 (Special Publication Number 35).

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass Carbon. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.19, n. 6, p. 703-707, 1987.

VARGAS, L. K.; SELBACHI, P. A.; SÁ, E. L. S. Alterações microbianas no solo durante o ciclo do milho nos sistemas plantio direto e convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 8, p. 749-755, 2004.

WARNOCK, D.D.; LEHMANN, J.; KUYPER, W.; RILLIG, M. C. Mycorrhizal responses to biochar in soil: Concepts and mechanisms. **Plant and Soil**, The Hague, v. 300, n. 1-2, p. 9–20, 2007.

WESLIEN, P.; KLEMEDSTSSON, K.; BORJESSON, G.; KLEMEDTSSON, L. K. Strong pH influence on N2O and NH4 fluxes from forested organic soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, n. 3, p. 311-320, 2009.

YANG, L.; CAI, Z. The effect of growing soybean (Glycine max L.) on N_2O emission from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, n. 6, p. 1205–1209, 2005.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e sistemas de manejo**. 2009. 79 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in south brazilian gleysol as afected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçova, v. 54, n. 5, p. 1653-1665, 2010.

5. CONCLUSÕES GERAIS

Os maiores fluxos de N_2O foram observados após a semeadura, com adubação no sulco e as variáveis que controlaram a emissão de N_2O, nesse período, foram a respiração basal, o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, o carbono orgânico total, a umidade e o espaço poroso saturado por água. Indicando uma maior atividade microbiana, e consequentemente, maior emissão de óxido nitroso. No entanto, durante o ciclo do feijoeiro comum as variáveis de solo que mais influenciaram os fluxos de N_2O foram os teores de nitrato no solo, pH, umidade e espaço poroso saturado por água, cujas condições favoreceram o processo de desnitrificação, no sistema de produção irrigada em plantio direto.

As maiores emissões totais de N_2O, ocorreram nos seguintes tratamentos: uréia com inibidor de urease; fixação biológica de nitrogênio e uréia associado ao carvão vegetal, sendo 70%, 36% e 32% maior que o observado na testemunha, respectivamente. Consequentemente os maiores fatores de emissão e carbono equivalente também foram maiores para estes tratamentos. No entanto, os fatores de emissão observados nesse estudo estão abaixo dos menores níveis sugeridos pelo Painel Intergovernamental da ONU sobre Mudança do Clima.

Estudos relacionados à emissão de gases de efeito estufa, especialmente de óxido nitroso, na região de Cerrado, são recentes, e por isso precisam de maiores atenções e esclarecimentos. Os sistemas de manejo do solo adotados também precisam ser avaliados, tendo-se em vista que os poucos trabalhos existentes abordam apenas os sistemas de preparo convencional e o plantio direto, outros como a integração lavoura-pecuária-florestas também precisam ser estudados. A adubação nitrogenada promove maiores emissões, no entanto, mais fontes precisam ser estudadas, pois o uso de inibidores de urease, por exemplo, não se apresentou como uma alternativa para mitigação das emissões de óxido nitroso.