

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE AGRONOMIA**

FILIPPE DUTRA NUNES

**EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA POR SOLOS AGRÍCOLAS EM
FUNÇÃO DE DIFERENTES ADUBAÇÕES NITROGENADAS E TEORES DE
UMIDADE**

Uberlândia
Novembro – 2010

FILIPPE DUTRA NUNES

**EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA POR SOLOS AGRÍCOLAS EM
FUNÇÃO DE DIFERENTES ADUBAÇÕES NITROGENADAS E TEORES DE
UMIDADE**

Trabalho de conclusão de curso apresentado
ao curso de Agronomia, da Universidade
Federal de Uberlândia, para obtenção do
grau de Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Beno Wendling

Uberlândia
Novembro – 2010

FILIFE DUTRA NUNES

**QUANTIFICAÇÃO DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA POR SOLOS
AGRÍCOLAS EM LABORATORIO EM FUNÇÃO DE DIFERENTES ADUBAÇÕES
NITROGENADAS E TEORES DE UMIDADE DO SOLO**

Trabalho de conclusão de curso apresentado
ao curso de Agronomia, da Universidade
Federal de Uberlândia, para obtenção do
grau de Engenheiro Agrônomo.

Aprovado pela Banca Examinadora em 18 de novembro de 2010.

Eng. Agro. Polianna Alves Silva
Membro da Banca

Eng. Agro. Juliana Cristina da Silva
Membro da Banca

Prof. Dr. Beno Wendling
Orientador

RESUMO

O aumento da concentração dos gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera causa um forçamento radioativo positivo que tende a aquecer a baixa atmosfera e a superfície terrestre. Do ponto de vista científico e global, mudanças climáticas são causadas por forças naturais e antropogênicas (IPCC, 2001). No Brasil, a proporção entre as contribuições de gases de efeito estufa da queima de combustíveis fósseis versus agricultura e uso da terra é diferente em comparação ao padrão mundial. A magnitude e tipo de emissões de GEE a partir de processos de degradação do solo dependem do uso, sistemas de cultivo e manejo do solo. Tendo em vista este cenário, o respectivo trabalho teve como objetivo quantificar as emissões de gases de efeito estufa (N_2O e CO_2) por solos agrícolas em laboratório, em função da aplicação de diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados e da variação da umidade do solo. Este trabalho foi realizado na área experimental do INRA Versailles Grignon (uma cidade localizada a 40 km do centro de Paris, França - 48,9°N, 1,95°L). O solo coletado foi colocado em condições controladas, com o objetivo de caracterizar as emissões de gases de efeito estufa em função da estrutura e da taxa de aeração do solo, para diferentes índices WPFS e fertilizantes. O princípio de medição se baseou na acumulação do gás emitido pelo solo em circuito fechado, e a variação da concentração sendo proporcional à emissão ao longo do tempo. A visualização da dinâmica das emissões foi feita através de curvas, que representam a concentração de gás em função do tempo. Com a execução do mesmo, demonstrou-se que a taxa de aeração (WFPS) é um parâmetro importante quanto à emissão de gases de efeito estufa pelos solos agrícolas. Para o N_2O as respostas variam em relação ao tipo de fertilizante utilizado (NH_4 ou NO_3) e, portanto, em relação ao tipo de processo responsável pela formação de N_2O .

Palavras chaves: Gases de efeito estufa, fertilizantes nitrogenados, umidade do solo.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	6
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	7
2.1	Os principais gases de efeito estufa.....	7
2.2	Nitrificação e denitrificação: as reações que conduzem à produção de N ₂ O por solos agrícolas.....	9
2.3	Fatores que interferem nas emissões.....	10
2.4	Manejo do solo e as emissões de N ₂ O.....	12
2.5	Adubação orgânica e adubação verde.....	12
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	14
3.1	Materiais.....	14
3.2	Métodos.....	15
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	17
4.1	Emissão de CO ₂ em função das características do solo.....	17
4.2	Emissão de N ₂ O em função dos fertilizantes e da umidade do solo.....	19
4.2.1	KNO ₃	19
4.2.2	NH ₄ SO ₄ ⁻	20
5	CONCLUSÕES.....	25
	REFERÊNCIAS.....	26

1 INTRODUÇÃO

A necessidade de alimentos para uma população que cresce aceleradamente está cada vez mais ameaçando os recursos naturais e forçando a abertura de novas áreas agrícolas. A sustentabilidade de sistemas de produção agrícola depende, entre outros fatores, da manutenção e da qualidade do ambiente.

A situação é sensível e deve ser ainda mais agravada pelos potenciais impactos do aquecimento global e das alterações climáticas sobre as condições de crescimento das culturas. Uma preocupação ambiental recente é o aumento da concentração dos gases dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) na atmosfera, os quais são responsáveis pelo aquecimento global (IPCC, 2001).

Os gases de efeito estufa (GEE) existem naturalmente na atmosfera, porém este aumento de concentração causa um forçamento radioativo positivo que tende a aquecer a baixa atmosfera e a superfície terrestre. Do ponto de vista científico e global, mudanças climáticas são causadas por forças naturais e antropogênicas (IPCC, 2001). No Brasil, a proporção entre as contribuições de gases de efeito estufa da queima de combustíveis fósseis versus agricultura e uso da terra é diferente em comparação ao padrão mundial.

Dentre as diferentes atividades antrópicas o complexo agropecuário é o responsável por grande parte da emissão de gases de efeito estufa no Brasil e no mundo.

O inadequado manejo do solo origina vários processos degradativos. A degradação do solo por processos físicos, químicos e biológicos faz com que o solo seja uma fonte de GEE. Especialmente a degradação biológica pode influenciar drasticamente o fluxo de CO_2 , N_2O , e NO_x e diminuir o influxo de CH_4 . A magnitude e tipo de emissões de GEE a partir de processos de degradação do solo dependem do uso, sistemas de cultivo e manejo do solo. O manejo do solo afeta a dinâmica do C e emissões gasosas através de sua influência nas propriedades e processos do solo (LIMA, 2002).

O trabalho teve como objetivo quantificar as emissões de gases de efeito estufa (N_2O e CO_2) por solos agrícolas em laboratório, em função da aplicação de diferentes quantidades e tipos de fertilizantes nitrogenados assim como a variação da umidade do solo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Os principais gases de efeito estufa

Antes de qualquer coisa, é interessante comparar a posição de cada gás de efeito estufa de um ponto de vista do aquecimento global, para se compreender o interesse de se estudar o CO₂ e o N₂O (LAROUICHE, 2006).

O potencial de aquecimento global é um indicador que integra a eficácia dos gases em absorver no infravermelho e sua duração na atmosfera. Esse potencial corresponde à relação entre o gás em questão com a mesma quantidade de dióxido de carbono (cujo potencial é definido como 1). Ele é calculado sobre um intervalo de tempo específico (LAROUICHE, 2006).

O N₂O possui um potencial de aquecimento global quase 300 vezes maior que o CO₂, então mesmo se suas emissões são menores, não se deve negligenciar sua atuação quando quantificamos as emissões gasosas pelos solos agrícolas (LAROUICHE, 2006).

O dióxido de carbono

O dióxido de carbono é encontrado naturalmente em diversos reservatórios, principalmente nos oceanos, mas também na vegetação, atmosfera e nos solos. O carbono atmosférico ficou em equilíbrio durante um longo período de tempo (bilhões de anos) antes da revolução industrial que transtornou seu fluxo. Para se ter um exemplo, entre 1951 e 1995 esse fluxo se multiplicou por 4 devido às emissões antrópicas (LAROUICHE, 2006).

De acordo com Larouche (2006), o dióxido de carbono é a forma oxidada sob a qual o carbono se encontra na atmosfera, sendo um composto integrante do ciclo do carbono, tendo um papel importante em diferentes processos geoquímicos e biológicos. Ele é transferido à atmosfera pela respiração dos vegetais e trocas com os oceanos e com os solos.

As concentrações de carbono atmosférico ficaram estáveis à um valor de aproximadamente 270 ppm durante mais de 10000 anos. Mas desde 1750 as emissões de origem humana são largamente responsáveis pela elevação da concentração atmosférica do CO₂ em 31%, com um aumento significativo a partir da revolução industrial (DAMBREVILLE, 2004).

É interessante saber que o crescimento do estoque de carbono sob a forma de matéria orgânica nos solos pode ter um papel importante na luta contra o aumento dos gases de

efeito estufa na atmosfera e, portanto na prevenção de mudanças climáticas (ARROUYAS, 2002).

De acordo com Arrouays (2002), o carbono se mineraliza e volta à atmosfera com tempo de vida (ou de estoque) muito variável, que depende de inúmeros fatores, dos quais podemos citar a ocupação do solo e as práticas agrícolas. Um aumento no estoque de carbono orgânico nos solos, mesmo limitado em valor relativo, pode ser muito importante em comparação ao fluxo anual de trocas com a atmosfera.

A atividade agrícola não diminui efetivamente o dióxido de carbono atmosférico, mas o estoca sobre um período limitado. É o efeito de “poço de carbono”, que pode ser colocado em prática pela modificação da utilização dos solos. Para completar, o aumento do carbono orgânico dos solos pode influenciar sobre as emissões de dióxido de nitrogênio, como explicitado mais adiante (LAROUCHE, 2006).

O dióxido de nitrogênio

As fontes de dióxido de nitrogênio são numerosas, tendo a fonte biológica como principal. Uma parte importante provém dos solos e armazenagem de esterco. Por exemplo, os solos agrícolas nos quais são cultivadas leguminosas, assim como solos adubados quimicamente ou organicamente, podem emitir quantidades substanciais de N_2O (LAROUCHE, 2006).

De acordo com Dambreville (2004), na agronomia o nitrogênio é conhecido como o principal elemento limitante ao crescimento de plantas. De maneira geral, as concentrações de nitrogênio, só ou ligado a outros componentes, influi no meio ambiente (atmosfera ou meio aquático). As numerosas transformações do nitrogênio permitem a esse elemento circular entre a atmosfera e os meios terrestres e aquáticos, e determinar em parte a produtividade ecológica desses habitats.

Atualmente o homem modifica largamente o ciclo de nitrogênio através, principalmente das atividades agrícolas, levando em conta a mudança de utilização dos solos. Desde 1950 um aumento de 16% nas emissões de N_2O foi constatado (GERMON, 2004).

O N_2O é um poderoso gás de efeito estufa, provocando uma poluição global ao nível climático e é também implicado na destruição da camada de ozônio pelas reações fotoquímicas. De fato, ele possui uma influência direta sobre a produção de óxidos de nitrogênio que também contribuem para a destruição do ozônio atmosférico. Foi mostrado

através de modelos que quando dobra-se a concentração de N_2O há uma diminuição da camada de ozônio na ordem de 10% (DENEUX, 2002).

2.2 Nitrificação e denitrificação: as reações que conduzem à produção de N_2O por solos agrícolas

As reações de nitrificação e denitrificação produzem cerca de 99% das emissões de N_2O , de acordo com Larouche (2006). Percebe-se na equação abaixo que quando parte-se de uma forma NH_4^+ , o amônio se transforma em nitrato e o nitrato se transforma em nitrogênio atmosférico, com possíveis emissões de N_2O em cada etapa. Por isso não é facilmente detectável se emissões de N_2O são provenientes da nitrificação ou da denitrificação.

2.2.1 A nitrificação

No ciclo do nitrogênio, a nitrificação corresponde à oxidação biológica do amônio ou amônia em nitritos (NO^{2-}) e em nitratos (NO^{3-}). Nos solos, essas reações são realizadas por bactérias autotróficas, das quais os gêneros mais frequentes são: Nitrosomas (oxidação do amônio em nitritos) e Nitrobacter (oxidação dos nitritos em nitratos) (GIRARD, 2005).

As reações podem ser resumidas:



Onde, (1)= amônio oxigenase; (2)=Hidroxilamina Oxidoreductase; (3)= Nitrito oxidoreductase

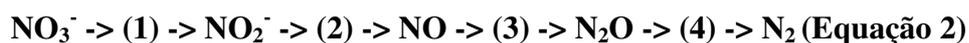
O teor em amônio pode, portanto, influenciar sobre a atividade nitrificante dos solos. Nos solos ácidos, um esterco pode estimular mais a nitrificação que um fertilizante mineral em razão do aumento temporário do pH logo após sua aplicação. Por exemplo, a adição de 250 $\mu gN/g$ de solo sob a forma de sulfato de amônio inibe a atividade nitrificante, enquanto sob forma de esterco suíno, observamos um aumento dessa atividade (DAMBREVILLE, 2004).

2.2.2 A denitrificação

A denitrificação, de acordo com Dambreville et al. (2004), é um processo de redução das formas oxidadas de nitrogênio (NO^{2-} ou NO^{3-}) em compostos gasosos (N_2O e N_2), feito

por microorganismos heterotróficos que utilizam diferentes compostos nitrogenados da cadeia de desnitrificação como aceptores finais de elétrons na respiração anaeróbica. É portanto um mecanismo produtor e regulador das emissões de N_2O . A respiração anaeróbica é realizada pela utilização do carbono orgânico dos solos.

As reações de desnitrificação são as seguintes:



Onde, (1)= nitrato redutase; (2)= nitrito redutase; (3)= óxido nitrito redutase; (4)= óxido nitroso redutase

O processo de desnitrificação tem um impacto importante de um ponto de vista ambiental: de um lado, ele aparece como um meio natural de eliminação dos nitratos em excesso nos solos e água, e por outro lado, seu funcionamento é acompanhado geralmente de desprendimento de N_2O na atmosfera (DAMBREVILLE, 2004).

2.3 Fatores que interferem nas emissões

Nos solos, as reações de nitrificação e desnitrificação assim como a produção de N_2O dependem de diversos parâmetros como temperatura, pH, umidade, adubação nitrogenada, taxa de carbono, geografia da parcela, tipo de fertilizante, umidade do solo, etc (LAROCHE, 2006; DAMBREVILLE, 2007). Seguem as razões pelas quais tais parâmetros podem influenciar as emissões gasosas e as reações de nitrificação e desnitrificação.

Adubação nitrogenada

Estudos têm mostrado que existem correlações positivas entre as quantidades de nitrogênio aplicadas e as emissões de N_2O . São observadas relações do tipo Michaelis-Menten entre a produção de N_2O e as concentrações de substratos nitrogenados, qualquer que seja o processo envolvido (nitrificação ou desnitrificação) (DENEUX, 2002).

De acordo com Dambreville (2004), em relação ao tipo de fertilizante aplicado é difícil estimar uma evolução do fator de emissão. Pesquisas diversas têm mostrado resultados diferenciados.

Taxa de carbono

Nos solos agrícolas, a disponibilidade de carbono controla a denitrificação no mesmo nível que o teor em nitratos. O carbono orgânico permite aos organismos heterotróficos realizar sua respiração anaeróbica pela redução de nitratos em nitritos (DAMBREVILLE, 2004).

Geografia de parcela

As emissões de N_2O dependem igualmente da topografia da parcela de estudo. O fluxo aumenta em zonas mais baixas, pois a topografia influencia os processos hidrográficos e pedológicos, permitindo uma acumulação de matéria orgânica e de umidades maiores, propícias à produção de N_2O (DAMBREVILLE, 2004).

Umidade do solo

A taxa de saturação em água da porosidade do solo (WFPS) é um dos principais parâmetros que permitem fazer uma relação entre o estado de anoxia do solo e as emissões de N_2O provenientes das reações de nitrificação e denitrificação, integrando simultaneamente em um valor tanto a umidade do solo quanto sua estrutura. A água do solo possui um efeito importante sobre a dinâmica das reações de nitrificação, pois ela controla a adição por difusão de oxigênio e de NH_4^+ nos solos (ARROUAIS, 2002).

De acordo com Larouche (2006), ao nível de campo, fortes taxas de nitrificação são habitualmente associadas às condições aeróbicas do solo (quando o índice WFPS varia entre 10% e 85%), mas as taxas variam de acordo com a porosidade do solo:

- a 60%, as taxas são máximas pois a esse nível há um equilíbrio ótimo entre as difusões de oxigênio e substratos;
- abaixo de 60%, uma inibição das atividades nitrificantes é observada em razão de uma diminuição da difusão dos substratos e de uma diminuição na disponibilidade de água para os microorganismos;
- acima de 60%, há uma formação importante de mini-espacos anóxicos limitando a nitrificação e favorecendo a denitrificação.

Temperatura

A temperatura é um parâmetro importante por influenciar na solubilidade dos substratos, na difusão dos gases, e igualmente na atividade microbiana. As atividades

microbianas são negligenciáveis abaixo de certa temperatura e aumentam rapidamente de uma forma exponencial até um valor ótimo (aproximadamente 40°C para a denitrificação) (ARROUAI, 2002).

Práticas Agrícolas

No domínio agrícola, os poços de CO₂ atmosférico podem ser reforçados por práticas de gestão durável que favorecem o aumento do teor de matéria orgânica dos solos, aumentando os restos culturais ou diminuindo a atividade dos microorganismos decompositores. Por isso é interessante se fazer preparo do solo reduzido como a semeadura direta, reduzir os períodos de pousio, aumentar a utilização de culturas perenes na rotação, etc (LAROUCHE, 2006).

Os solos podem ser, portanto, poços de CO₂ sendo necessário prestar atenção aos efeitos negativos, como possível aumento na emissão de outros gases de efeito estufa como o CH₄ e o N₂O. O potencial de aquecimento global do metano e principalmente do N₂O são largamente superiores ao do dióxido de carbono. É necessário saber até que ponto a semeadura direta e o manejo do solo devem ser utilizados partindo da perspectiva das emissões desses gases (DAMBREVILLE, 2004).

2.4 Manejo do solo e as emissões de N₂O

Um método para reduzir as emissões de gases de efeito estufa é fazer semeadura direta, representando um efeito “poço” significativo para o CO₂, sequestrando carbono na matéria orgânica. Mas, a semeadura direta modifica as características do solo e pode, portanto, tornar mais propícia a emissão de maiores quantidades de N₂O quando comparado ao manejo convencional do solo. As enzimas que catalisam a denitrificação são mais sensíveis ao oxigênio nos solos com preparo convencional que nos solos com semeadura direta (LAROUCHE, 2006).

2.5 Adubação Orgânica e Adubação Verde

O termo adubação orgânica cobre uma grande gama de produtos com propriedades bem variadas. Tais produtos são geralmente compostos de resíduos de vegetais, fermentados ou fermentáveis. Existe também adubação orgânica a base de dejetos animais, tais como

esterco (fermentado ou não), urina ou compostos feitos a partir dessas fontes. Ela é feita há muito tempo na agricultura, sobretudo para adição de matéria orgânica (JANVIER, 2007).

De acordo com Dambreville (2004) a matéria orgânica possui “microsites” favoráveis ao funcionamento da denitrificação. Assim, pode-se prever que a utilização de estrume no solo é favorável à denitrificação pela adição de matéria orgânica e estimulação da demanda biológica em oxigênio, estimulando as emissões em maior grau que a fertilização mineral.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado com solo proveniente de Thiverval-Grignon (uma cidade localizada a 40 km do centro de Paris, França) colocado em condições controladas, com o objetivo de caracterizar as emissões de gases de efeito estufa em função da estrutura e da taxa de aeração do solo, para diferentes índices WPFS e fertilizantes.

Tal estudo foi realizado na área experimental do INRA Versailles Grignon, localizado em Thiverval-Grignon (48,9°N, 1,95°L). As principais características do solo são: 15,9 g de carbono.kg⁻¹ de solo; C/N de 11,3; 19% de argila, 71% de silte e 7% de areia.

Uma quantidade de solo foi amostrada manualmente com pás e baldes em uma parcela contendo trigo. O solo foi secado e sua umidade ponderada (gravimétrica) inicial foi determinada colocando as amostras na estufa, à 105°C durante 48 horas, ficando por volta de 6 a 8%. Isso permitiu ajustar a quantidade de água presente no solo para conseguir os teores de umidade ponderada desejados. A quantidade de água foi ajustada diariamente mantendo a WPFS desejada.

Ao longo do trabalho as amostras ficaram a 15°C para reduzir ao máximo eventuais variações no fluxo de emissões devido à temperatura. O solo foi misturado para que ficasse homogêneo e sua heterogeneidade não mascarasse os resultados. No trabalho foram utilizados dois tipos de fertilizantes: sulfato de amônio e nitrato de potássio.

O estudo se configurou da seguinte forma: oito cilindros com oito teores de umidade diferentes foram utilizados para a medição de CO₂ e N₂O após a adição de sulfato de amônio (a uma concentração de 200 mg de N.Kg⁻¹ de solo). As medições de fluxo foram feitas nos dias 1, 2, 3 e 7 após a adição do fertilizante. O mesmo procedimento foi feito para o nitrato de potássio.

3.1 Materiais

O estudo se baseou na quantificação do fluxo gasoso, pela acumulação de gás em circuito fechado. O material utilizado para realizar a medição do fluxo se compõe de:

- Um incubador fechado hermeticamente, evitando as variações no fluxo devido entrada de ar não desejado, medindo somente as emissões provenientes das amostras de solo. Suas dimensões foram: 37,3 cm de altura, 21,8 cm de diâmetro e volume de 10,45 dm³;

- Cilindros de solo, que são colocados no interior do incubador, de 10 cm de altura, 15 cm de diâmetro e volume de 1,77 dm³;
- Dois analisadores de gás, marca Licor (modelo Li-820) para o CO₂ e ThermoEnvironment (modelo 46C) para o N₂O, funcionando por espectrometria de absorção de infra-vermelho;
- Câmara fria regulada em 15°C, permitindo reduzir ao máximo as variações de fluxo devido à temperatura;
- Uma central de aquisição Campbell ligado a um computador, permitindo o recolhimento, arquivamento e análise dos dados de concentrações de CO₂ e N₂O. Ele permite transformar os dados analógicos em dados numéricos. A comunicação entre o computador e a central se faz através do programa LoggerNet, que possibilitou a visualização dos dados em tempo real, editar o programa de aquisição, etc.

3.2 Métodos

O princípio de medição se baseou na acumulação do gás emitido pelo solo em circuito fechado, a variação da concentração sendo proporcional à emissão ao longo do tempo. A visualização da dinâmica das emissões foi feita através de curvas, que representam a concentração de gás em função do tempo.

Essa curva permite de obter o valor do fluxo F_0 com a ajuda da inclinação da curva de regressão, estando em ppx/s (ppm para o CO₂ e ppb para o N₂O). A partir desse fluxo em ppx/s, o fluxo em xgX/m²/s (sendo que xgX correspondendo ngN ou µgC) pode ser deduzido pela equação seguinte:

$$\mathbf{J = F_0 \cdot M_x \cdot P_{atm} \cdot V_{air} / R T_s \cdot S_{sol}} \text{ (Equação 3)}$$

onde:

J= fluxo exprimido em xgX.m⁻².s⁻¹

F₀= fluxo em ppx.s⁻¹

M_x= massa molar de X em g.mol⁻¹

P_{atm}= pressão atmosférica em Pascal

R= constante dos gases perfeitos em m³.Pa.K⁻¹.mol⁻¹

T_s= temperatura do solo em k

V_{air}= volume de ar efetivo em m³

S_{sol}= superfície do solo em m²

Tal equação levou em consideração a geometria do sistema, as performances dos analisadores de gás e testes preliminares efetuados. As quantidades mínimas de detecção são de $0,1 \mu\text{g C m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para o CO_2 e de $1,5 \text{ ng N m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para o N_2O , detectáveis pelo erro no cálculo da curva.

Uma importante limitação desse estudo é o número de repetições. Não foram feitas repetições já que isso levaria a um aumento significativo de custos e de tempo. Como trabalhamos com processos biológicos, é necessário utilizar um número satisfatório de repetições para poder identificar tendências e padrões, e saber se os valores estão dentro da “realidade”.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Emissão de CO₂ em função das características do solo

O tipo de fertilizante nitrogenado não interferiu sobre as emissões de CO₂, por isso os resultados das duas séries de medições podem ser mostrados juntos. Os resultados das medições podem ser observados na Tabela 1, que apresenta o fluxo de emissão de CO₂ em função dos dias após a introdução do sulfato de amônio e o índice WFPS. Percebe-se que as emissões máximas tendem a se situar na faixa de WFPS 39-50%, como mostra a Figura 1.

Tabela 1: Fluxo de CO₂ para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de SO₄(NH₄)₃. Os fluxos máximos diários estão em negrito. Um= umidade gravimétrica

Dias		1	2	3	7	
Um (%)	WFPS (%)	Fluxo CO ₂ (ugC/m ² /s)				
10	15.64	13.13	11.07	12.67	4.62	
15	22.85	10.75	15.21	8.76	6.93	
20	30.46	15.32	11.77	8.66	9.61	
22	34.41	22.77	18.63	13.12	7.49	
25	38.08	27.3	24.51	12.69	10.07	
30	49.6	22.73	19.79	15.23	7.11	
32	65.72	0.96	1.72	-1.06	1.69	
35	77.81	0.32	0.79	0.93	0.81	

Percebe-se também que a partir de uma quantidade de água considerável (WFPS= 66%), a liberação de CO₂ pelo solo se torna ínfima (valores inferiores a 3 ug cm⁻² s⁻¹).

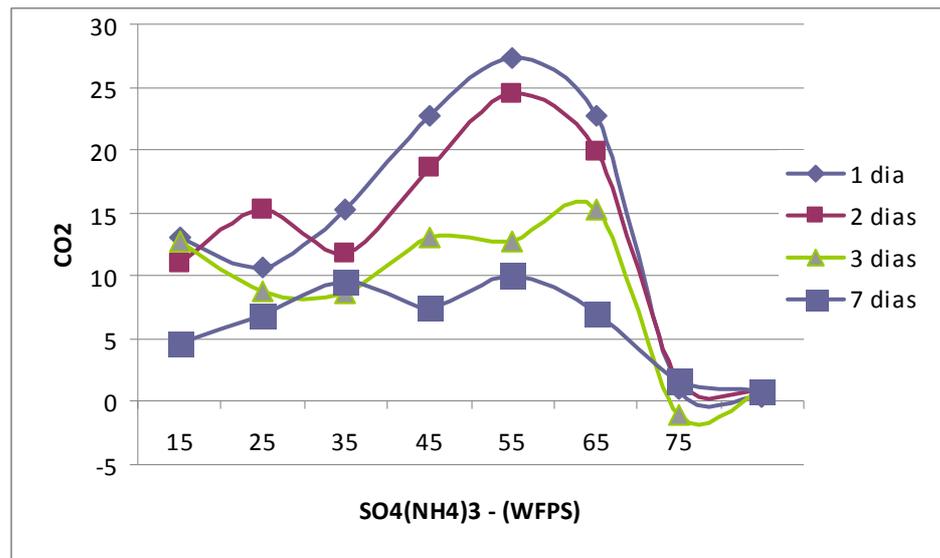


Figura 1: Fluxo de CO₂ para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de SO₄(NH₄)₃ em função do índice WFPS.

Os resultados obtidos em relação ao fluxo de CO₂ em função da adição de nitrato de potássio (Tabela 2) permitem afinar a zona de emissões de CO₂ em torno de um WFPS de 40-45%. Do primeiro ao sétimo dia o desprendimento gasoso tende a diminuir sensivelmente. Essa diminuição pode ser atribuída a uma atenuação da atividade de mineralização do carbono, em seguida, com adição de água, provoca uma reativação da mineralização.

Tabela 2: Fluxo de CO₂ para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de KNO₃. Os fluxos máximos diários estão em negrito. Um= umidade gravimétrica

Dias		1	2	3	7
Um (%)	WFPS (%)	Fluxo CO ₂ (µgC/m ² /s)			
10	15.71	19.59	7.33	9.48	9.34
20	31.42	16.62	12.51	9.69	7.88
25	40.57	26.53	19.51	11.38	9.99
27	42.42	16.59	18.93	13.36	14.05
28	56.84	21.16	19.84	5.12	5.33
30	61.93	13.83	12.44	11.32	10.91
30.5	69.1	2.66	3.15	3.54	3.66
32	73.77	1.17	1.15	1.31	1.23
34	74.88	0.58	1.01	0.05	0.05

4.2 Emissão de N₂O em função dos fertilizantes e da umidade do solo

4.2.1 KNO₃

A Tabela 3 mostra a evolução do fluxo de N₂O em até 7 dias após a adição do nitrato de potássio. O fluxo de N₂O é proveniente da denitrificação já que a forma nitrogenada de partida é o NO₃⁻. Os picos de emissão são facilmente observáveis, se situando por volta de 62% da WFPS no primeiro dia e por volta de 69% nos dias seguintes. No terceiro dia o fluxo obtido com 70% de WFPS é bem superior ao fluxo a 62%, indicando provavelmente uma adaptação da biomassa microbiana denitrificante às condições de forte anoxia, favorecendo seu crescimento e sua atividade. Para uma WFPS inferior a 62% observa-se uma diminuição ao longo do tempo ligada a um consumo do substrato nitrogenado pelos organismos do solo.

Tabela 3: Fluxo de N₂O para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de KNO₃. Os fluxos máximos diários estão em negrito. Um= umidade gravimétrica

Dias		1	2	3	7
Um (%)	WFPS (%)	Fluxo N ₂ O (ngN/m ² /s)			
10	15.71	9.98	6.02	-0.18	0
20	31.42	3.14	6.6	9.08	7.89
25	40.57	94.05	52.35	24.18	26.9
27	42.42	339.24	261.53	180.7	122
28	56.84	2022.18	1429.26	305.52	199.44
30	61.93	2902.77	2246.23	1530.59	1322.61
30.5	69.1	2198.15	3834.68	5954.54	4565.97
32	73.77	1099.48	1490.32	1693.57	1559.77
34	74.88	752.16	1137.65	1636.97	1456.92

Na Figura 2 observa-se o fluxo de N₂O para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de KNO₃ em função do índice WFPS.

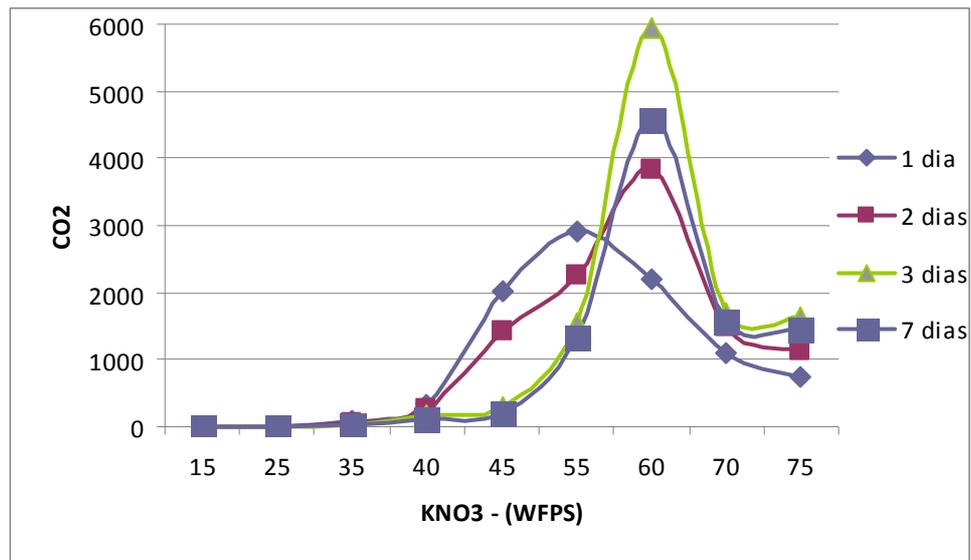


Figura 2: Fluxo de N_2O para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de KNO_3 em função do índice WFPS.

4.2.2 $NH_4SO_4^-$

A Tabela 4 mostra que para valores superiores a 50% o fluxo também diminui, mas de maneira bem menos agressiva. Para o segundo dia observa-se que a um WFPS em torno de 66% e 78% houve um aumento do fluxo em relação à véspera indicando provavelmente uma adição extra de emissões ligadas ao processo de denitrificação, onde uma parte do amônio colocado pôde ser nitrificado em nitrato e esse por sua vez pôde ser denitrificado produzindo mais N_2O .

Tabela 4: Fluxo de N₂O para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de SO₄(NH₄)₃. Os fluxos máximos diários estão em negrito. Um=umidade gravimétrica.

Dias		1	2	3	7
Um (%)	WFPS (%)	Fluxo N ₂ O (ngN/m ² /s)			
10	15.64	32.9	26.13	21.71	16.71
15	22.85	38.7	21.71	19.07	8.58
20	30.46	39.93	23.39	16.12	11.36
22	34.41	131.22	75.57	42.48	22.47
25	38.08	173.74	109.56	82.8	39.01
30	49.6	2104.07	1507.54	1256.46	524.88
32	65.72	1019.64	1440.89	771.76	37.07
35	77.81	835.48	991.33	458.25	25.12

A emissão de N₂O pela denitrificação é ótima em índice WFPS por volta de 62%, ou seja, ao redor desse valor temos condições favoráveis para que ocorra a denitrificação. Confirma-se, portanto, que partindo da forma nitrogenada NH₄, é difícil de saber se as emissões são devido à nitrificação ou denitrificação. Como observamos na Figura 3, as emissões diminuem ao longo do tempo devido à diminuição da disponibilidade de substrato nitrogenado (assim como para o nitrato de potássio).

Na Figura 3 pode-se observar que as emissões de N₂O são ótimas para um WFPS em torno de 50% e diminuem rapidamente até 38%.

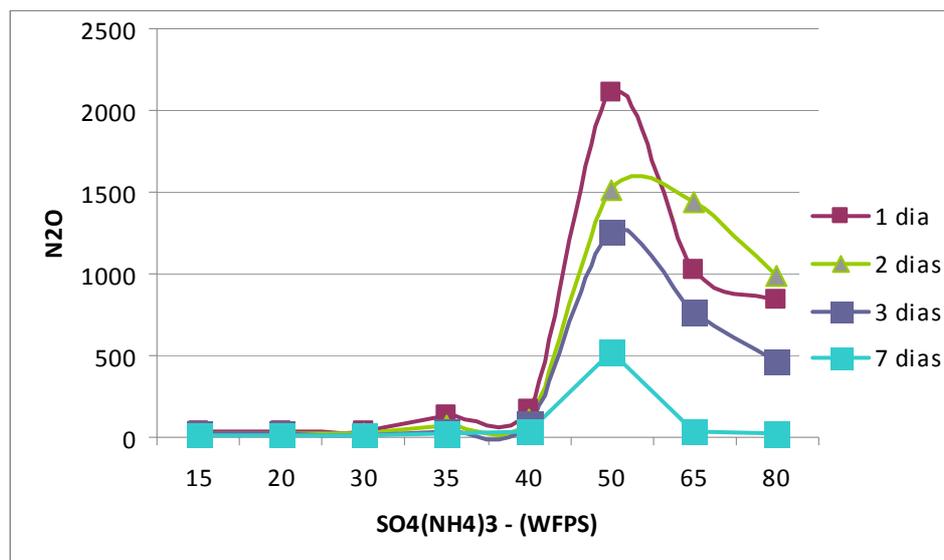


Figura 3: Fluxo de N₂O para 1, 2, 3 e 7 dias após adição de SO₄(NH₄)₃ em função do índice WFPS

As Figuras 4, 5 e 6 apresentam os fluxos de CO_2 e de N_2O obtidos no primeiro dia após a adição de nitrato de potássio e sulfato de amônio. Um dia após a adição do substrato nitrogenado, podemos supor que a maior parte das emissões de N_2O pelo sulfato de amônio provém da nitrificação (a concentração de nitrato resultante da nitrificação estando ainda pequena um dia após o tratamento). Ainda nessa figura podemos ver que as emissões ótimas de N_2O estão por volta de 50% para o sulfato de amônio e 65% para o nitrato de potássio.

É interessante também comparar os fluxos de N_2O com emissões de CO_2 , podendo ser utilizada como um indicador de anoxia do meio. O pico de emissão do N_2O pela nitrificação se situa num valor maior que a ótima produção de CO_2 , enquanto que o N_2O produzido pela denitrificação, é observado quando o fluxo de CO_2 se torna negligenciável, limitado pela indisponibilidade de oxigênio. É importante também perceber a diferença dos níveis de fluxo para os dois fertilizantes, sabendo que a quantidade de nitrogênio adicionada pelos dois é igual. Os fluxos obtidos com o sulfato de amônia são somente 30% inferiores às emissões resultantes da denitrificação (para as máximas respectivas).

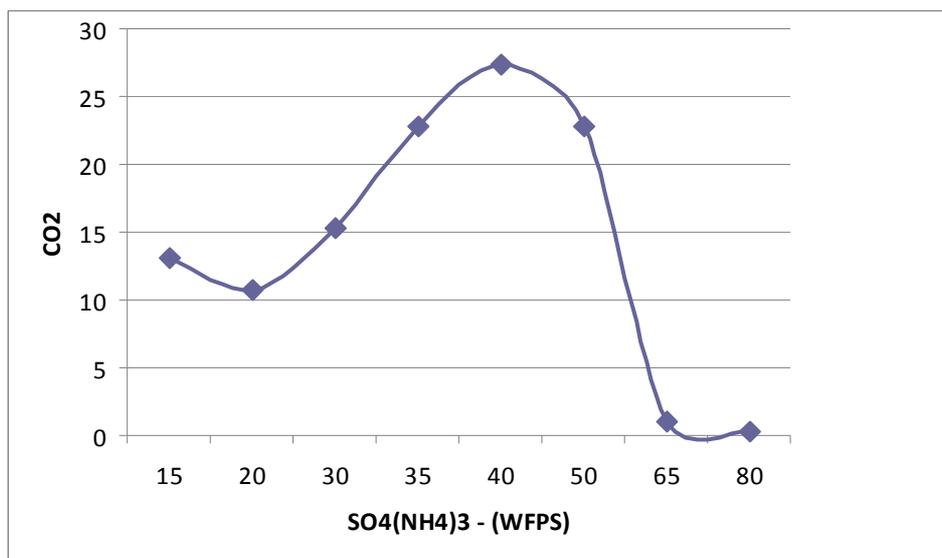


Figura 4: Fluxo de CO_2 para 1 dia após adição de $\text{SO}_4(\text{NH}_4)_3$ em função do índice WFPS.

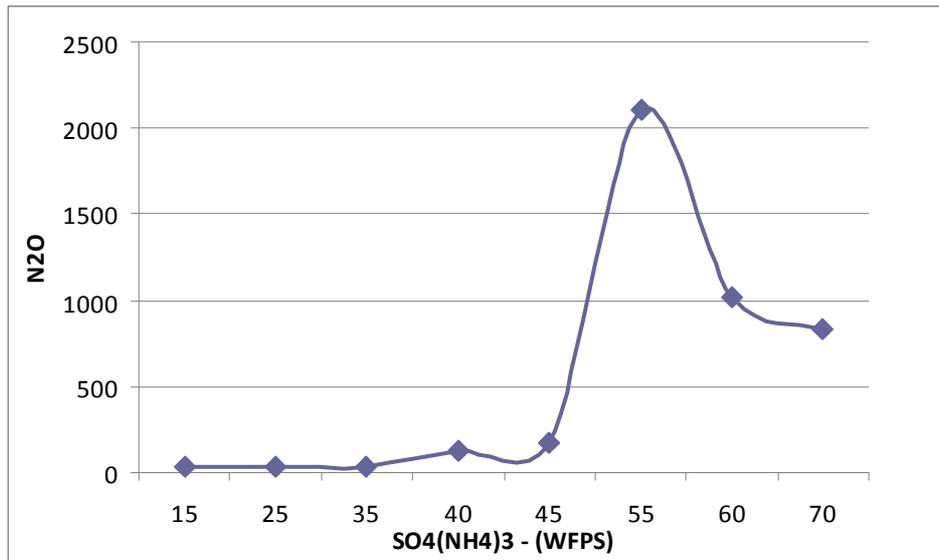


Figura 5: Fluxo de N₂O para 1 dia após adição de SO₄(NH₄)₃ , em função do índice WFPS.

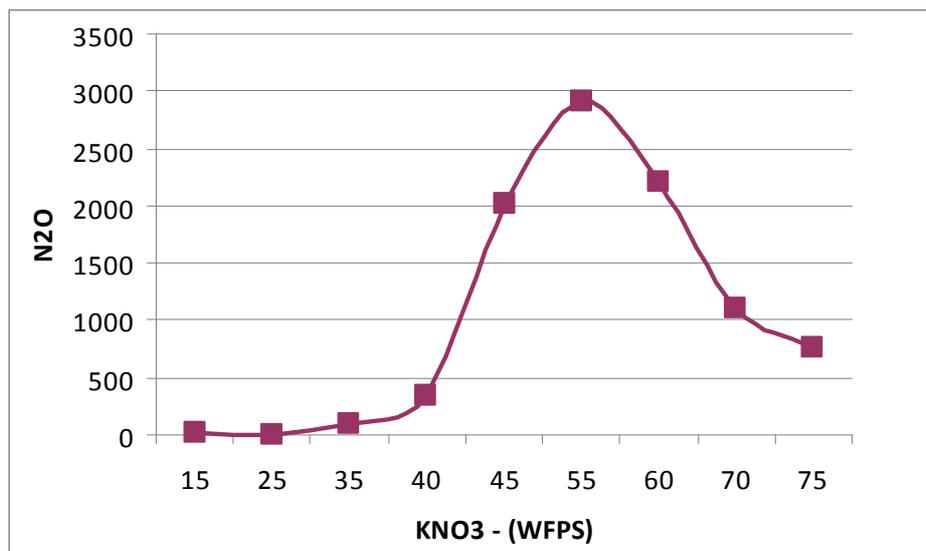


Figura 6: Fluxo de N₂O para 1 dia após adição de KNO₃ , em função do índice WFPS.

Constata-se, portanto, que as emissões de N₂O pela nitrificação não são marginais e podem influenciar no balanço anual de fluxos de uma área, sabendo que a ocorrência de um WFPS acima de 60% para áreas agrícolas é relativamente pequena durante todo o ano. Enfim, observa-se que os picos de emissão para os dois gases não se situam necessariamente

na mesma faixa de WPFS, onde quando o fluxo de CO_2 se torna mínimo o fluxo de N_2O tem um novo pico.

5 CONCLUSÕES

Demonstrou-se que a taxa de aeração (WFPS) é um parâmetro importante quanto à emissão de gases de efeito estufa pelos solos agrícolas. Para o N_2O as respostas variam em relação ao tipo de fertilizante utilizado (NH_4 ou NO_3) e, portanto, em relação ao tipo de processo responsável pela formação de N_2O .

Podemos observar entre vários aspectos que os picos de emissão de N_2O produzidos pela nitrificação e pela denitrificação não ocorrem no mesmo nível de anoxia do solo (emissão máxima próximo de 50% para nitrificação e 60-70% para denitrificação).

Foi mostrado que o processo de emissão ligado ao amônio nitrificado não pode ser desconsiderado em relação à denitrificação já que o fluxo tem uma ordem de grandeza considerável quando introduzimos $N-NH_4$ ou $N-NO_3$.

REFERÊNCIAS

ARROUAIS, D. **Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France?** Rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, France. Outubro 2002. 333 p.

DAMBREVILLE, C. Effets comparés des apports de lisier de porc et d'une fertilisation minérale sur le fonctionnement de la dénitrification dans un sol. Impact sur la réduction de N₂O. **Journées de Recherches Porcines**, Paris, v.36, p 97-104. 2004.

DENEUX, M. **L'évaluation de l'ampleur de changements climatiques, de leurs causes et de leur impact prévisible sur la géographie de la France à l'horizon 2025, 2050 et 2100.** Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Enregistré à la Présidence de l'Assemblée Nationale. Rapport de l'OPECST n. 224. 13 fevereiro, 2002. 625 p.

GERMON, J. C. **Les émissions de N₂O et CH₄ par les sols. Compte-rendu MICCES (Mission Changement Climatique et Effet de Serre).** Paris, 22-23 janeiro, 2004. 6 p.

GIRARD, M. C. **Sols et environnement.** Cours et études de cas, Paris, Editions Dunod, collection Sciences. Sup. 2005. 832 p.

IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2001: the scientific basis.** Cambridge: Cambridge University, 2001. 881 p.

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

MELOUNOU, J. **Instrumentation en géographie physique.** Mémoire de maîtrise de l'Université de Strasbourg, Strasbourg, 1998.

METZ, N. **Climate Change 2007: Mitigation.** Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. IPCC, 2007. 841 p.

STURNY, W. G. Comparation du semis direct et du labour: une synthèse. **Revue Suisse d'Agriculture**, Lausanne, v. 39, n. 5, p 249-254. 2007.