



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA**

**TEMPERATURA E UMIDADE DO SOLO E A DINÂMICA DOS  
FLUXOS DE N<sub>2</sub>O E CO<sub>2</sub> EM UM SISTEMA LAVOURA-PECUÁRIA**

**FERNANDA MARIA DE SOUSA FERREIRA**

**Brasília-DF**  
**Dezembro/2014**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA**

**FERNANDA MARIA DE SOUSA FERREIRA**

**TEMPERATURA E UMIDADE DO SOLO E A DINÂMICA DOS  
FLUXOS DE N<sub>2</sub>O E CO<sub>2</sub> EM UM SISTEMA LAVOURA-PECUÁRIA**

Monografia apresentada à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília – UnB, como parte das exigências do curso de Graduação em Agronomia, para a obtenção do título de Engenheiro Agrônomo.

Orientadora:  
Profa. Dra. Selma Regina Maggiotto

Brasília-DF  
Dezembro/2014



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA**

**Termo de Aprovação**

Autora: Fernanda Maria de Sousa Ferreira

Título: Temperatura e umidade do solo e a dinâmica dos fluxos de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> em um sistema  
lavoura-pecuária

Monografia de conclusão do Curso de Graduação em Agronomia apresentada à Faculdade de  
Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília – UnB.

Aprovado em: Brasília, \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_.

Banca Examinadora:

---

**Profa. Dra. Selma Regina Maggiotto**  
Orientadora

---

**Profa. Dra. Alessandra Monteiro de Paula**  
Universidade de Brasília – UnB  
Examinadora

---

**Profa. Dra. Mariana Bassetto Gabos Goulart**  
Universidade de Brasília – UnB  
Examinadora

*“Consagre ao SENHOR tudo o que faz, e os seus planos serão bem sucedidos.” (Prov 16:3).*

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus que me renova todos os dias pela fé e pela sua imensa graça. Sem Ele nada seria possível.

Aos meu pais pelo apoio incondicional, motivação e orações que me fortalecem.

A professora Selma por todo auxílio, paciência e dedicação.

As amigas Mariana, Heloiza e Aline pela amizade e companheirismo.

A todos os professores que me ensinaram e colaboraram para minha formação acadêmica.

E aos demais que mesmo indiretamente contribuíram para meu crescimento pessoal e profissional.

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO .....	1
2.	REVISÃO DE LITERATURA .....	2
2.1	IMPORTÂNCIA DOS GASES DO EFEITO ESTUFA .....	2
2.2	CICLOS DO NITROGÊNIO E DO CARBONO .....	2
2.2.1	O ciclo do N .....	2
2.2.2	O ciclo do C.....	6
2.3	FONTES E SUMIDOUROS DE CO <sub>2</sub> E N <sub>2</sub> O NA AGRICULTURA .....	8
2.4	MÉTODOS DE MEDIÇÃO NA QUANTIFICAÇÃO DO FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA.....	10
2.5	INVENTÁRIO NACIONAL DE EMISSÕES DE GEE.....	11
2.6	MEDIÇÕES DE FLUXOS DE N <sub>2</sub> O E CO <sub>2</sub> REALIZADAS NO BRASIL 13	
3.	OBJETIVOS.....	15
4.	MATERIAL E MÉTODOS .....	16
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL .....	16
4.2	MEDIÇÃO DOS FLUXOS DOS GASES .....	17
4.3	DADOS METEOROLÓGICOS E DE SOLO .....	18
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	19
5.1	CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E DE SOLO.....	19
5.2	SÉRIE TEMPORAL DOS FLUXOS – MÉDIAS DIÁRIAS .....	21
5.3	SAZONALIDADE DOS FLUXOS .....	23
5.4	EFEITO DA DEPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS CULTURAIS .....	27
5.5	FORNECIMENTO DE N.....	28
6.	CONCLUSÕES.....	29
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	30

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1. Histórico de uso do solo das Parcelas 1 e 2 – sistema ILP, Fazenda Capivara (CNPAF – Santo Antonio de Goiás).....	16
---	----

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo do nitrogênio. Retirado de Buchmam et al. (2000).....	3
Figura 2. Principais estoques e fluxos anuais de carbono (em PgC). Retirado de Aduan et al. (2004). .....	6
Figura 3. Principais processos no solo que influenciam o conteúdo de carbono no solo. Retirado de Machado (2005). .....	9
Figura 4. Fotos da área experimental: (A) amostradores de gases instalados na Parcela 2 (pastagem); (B) analisador de gases traço (TGA), localizado no trailer. O experimento está sendo conduzido na Fazenda Capivara, da Embrapa Arroz e Feijão, localizada em Santo Antonio de Goiás, GO. ....	17
Figura 5. Temperaturas médias do ar no período de outubro de 2013 a agosto de 2014. ....	19
Figura 6. Precipitação ocorrida no período de outubro de 2013 a agosto de 2014. ....	20
Figura 7. Temperatura do solo a 10 cm de profundidade (em °C) nas Parcelas 1 e 2, período de novembro de 2013 a agosto de 2014. ....	20
Figura 8. Umidade do solo a 15 cm de profundidade (em cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> , valores absolutos não calibrados) nas Parcelas 1 e 2, no período de novembro de 2013 a agosto de 2014. .	21
Figura 9. Médias diárias do fluxo de N <sub>2</sub> O no período de outubro de 2013 a agosto de 2014, medidas utilizando o método do fluxo-gradiente em um sistema lavoura-pecuária (CNPAF – Santo Antônio de Goiás, GO). ....	22
Figura 10. Médias diárias do fluxo de CO <sub>2</sub> no período de outubro de 2013 a agosto de 2014, medidas utilizando o método do fluxo-gradiente em um sistema lavoura-pecuária (CNPAF – Santo Antônio de Goiás, GO). ....	23
Figura 11. Fluxos de N <sub>2</sub> O ao longo do dia nos meses da estação chuvosa, na Parcela 1 (soja/pousio) e na Parcela 2 (pastagem), de um sistema lavoura-pecuária (não foi possível demonstrar os resultados do mês de março devido aos problemas de monitoramento dos fluxos que ocorreram) (CNPAF – Santo Antônio de Goiás, GO)..	24
Figura 12. Fluxos de CO <sub>2</sub> ao longo do dia nos meses da estação chuvosa, na Parcela 1 (soja/pousio) e na Parcela 2 (pastagem), de um sistema lavoura-pecuária (não foi possível demonstrar os resultados do mês de março devido aos problemas de monitoramento dos fluxos que ocorreram) (CNPAF – Santo Antônio de Goiás, GO)..	25



Figura 13. Fluxos de N<sub>2</sub>O ao longo do dia nos meses da estação seca, na Parcela 1 (soja/pousio) e na Parcela 2 (pastagem), de um sistema lavoura-pecuária (CNPAF – Santo Antônio de Goiás, GO)..... 26

Figura 14. Fluxos de CO<sub>2</sub> ao longo do dia nos meses da estação seca, na Parcela 1 (soja/pousio) e na Parcela 2 (pastagem), de um sistema lavoura-pecuária (CNPAF – Santo Antônio de Goiás, GO)..... 26

## RESUMO

FERREIRA, F. M. S. **Estudo da temperatura e umidade do solo e a dinâmica dos fluxos de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> em um sistema lavoura-pecuária.** 2014. 37 p. Monografia (Graduação em Agronomia), Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília – FAV/UnB.

O N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> são os principais gases do efeito estufa (GEE). Nesse cenário a agricultura se destaca como o setor que contribui para as mudanças climáticas, atuando como dreno ou fonte de GEE de acordo com o manejo de solos adotado. Com o objetivo de relacionar a dinâmica dos fluxos de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> em um sistema de integração lavoura-pecuária com a temperatura e umidade do solo, este trabalho analisou os dados obtidos em um experimento que está sendo executado em uma área piloto em sistema de lavoura-pecuária mantido pela EMBRAPA Arroz e Feijão (CNPAF) na Fazenda Capivara, em Santo Antônio de Goiás (GO). O monitoramento dos fluxos de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> foi realizado em duas parcelas, com plantio direto da soja e pastagem respectivamente, utilizando o método micrometeorológico do fluxo-gradiente, que se baseia na transferência turbulenta de um gás na atmosfera. Neste método, o fluxo é estimado a partir da diferença de concentração de um gás entre duas alturas acima da superfície do solo e o coeficiente de difusão desse gás, determinado através de medições de temperatura, umidade e velocidade do vento. As amostras de ar coletadas nas duas parcelas em estudo são conduzidas por tubulações até o analisador de gases traço (TGA). A temperatura e umidade do solo influenciaram nas emissões de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O, comprovando a influência climática do bioma Cerrado nas emissões dos GEE. Outros fatores que influenciaram as emissões foram a decomposição dos resíduos culturais da soja e a presença de amônio do esterco dos animais no solo.

*Palavras-chave:* óxido nitroso, dióxido de carbono, fluxo-gradiente, integração lavoura-pecuária.

## 1. INTRODUÇÃO

No cenário de mudanças climáticas, a agricultura está em foco, principalmente o uso dos solos agrícolas que podem atuar como dreno ou fonte de GEE, dependendo do sistema de manejo utilizado. Sistemas de integração lavoura-pecuária, que são caracterizados pela diversificação, rotação, consorciação e/ou sucessão de atividades de agricultura e pecuária surge como alternativa para recuperar áreas degradadas (KLUTHCOUSKI et al., 1991).

O CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O são os gases com maior contribuição no aquecimento do planeta. No caso do CO<sub>2</sub>, isso se deve à elevada emissão que ocorre desde a Revolução Industrial no final do século XIX. Por outro lado, o N<sub>2</sub>O, mesmo com concentrações reduzidas, possui potencial relativo de aquecimento 296 vezes maior que o de CO<sub>2</sub> (HOUGHTON et al., 2001).

O método micrometeorológico do fluxo-gradiente é uma das metodologias que estimam as emissões gases de efeito estufa (GEE), que consisti em quantificar com alta resolução temporal a concentração de gás acima da superfície (solo-vegetação), a partir de medidas baseadas nas variações da velocidade vertical do vento e da grandeza intensiva cujo fluxo se deseja mensurar (ROCHA, 2009; JONES et al., 2011).

Este trabalho tem o objetivo de buscar a relação entre a magnitude dos fluxos de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> medidos utilizando o método do fluxo gradiente em um sistema de integração lavoura-pecuária com a temperatura e umidade do solo além de outros fatores.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 IMPORTÂNCIA DOS GASES DO EFEITO ESTUFA**

A atmosfera seca da Terra é composta principalmente por nitrogênio ( $N_2$ , 78,1% do volume), oxigênio ( $O_2$ , 20,9% do volume) e argônio (Ar, 0,93% do volume). Estes gases possuem interação restrita com a radiação emitida pelo sol e não interagem com a radiação infravermelha emitida pela Terra (MACHADO, 2005).

Contudo, há os gases de efeito estufa (GEE), como dióxido de carbono ( $CO_2$ ), metano ( $CH_4$ ), clorofluorcarbonos (CFCs), óxido nitroso ( $N_2O$ ), óxidos de nitrogênio ( $NO$  e  $NO_2$ ) e ozônio ( $O_3$ ) que também estão presentes na atmosfera e que absorvem a radiação de ondas longas e fazem com que a superfície terrestre permaneça aquecida. Outro gás considerado um GEE natural que compõe a atmosfera é o vapor d'água ( $H_2O$ , em média, 1% do volume) (MACHADO, 2005).

A concentração dos GEE na atmosfera tem aumentado desde a Revolução Industrial, em meados do século XIX. A exploração dos recursos naturais, com o uso de combustíveis fósseis e o desmatamento de áreas florestadas, fez com que a quantidade de GEE, principalmente o  $CO_2$ , aumentasse exponencialmente até os dias de hoje (CERRI; CERRI, 2007). Embora os gases metano e óxido nitroso apresentem potencial de aquecimento maior que o gás carbônico ( $CH_4 = 23$  vezes maior do que o  $CO_2$ , e  $N_2O = 296$  vezes maior do que o  $CO_2$ ), o  $CO_2$  é emitido em maiores quantidades devido a essas ações antrópicas (MACHADO, 2005).

### **2.2 CICLOS DO NITROGÊNIO E DO CARBONO**

#### **2.2.1 O ciclo do N**

O nitrogênio atmosférico é formado pela ligação de dois átomos de nitrogênio ligados por seis elétrons que formam a tripla ligação covalente ( $N \equiv N$ ). A molécula apresenta alta estabilidade devido à elevada força de ligação, e a energia de dissociação é igual a  $225,2 \text{ kcal/mol}^5$  (GARCIA et al., 2013). Essa ligação pode ser quebrada pela ação do vulcanismo e raios formados durante uma tempestade, e como resultado ocorre a reação do  $N_2$  com o  $O_2$  e com o  $H_2$  (gás hidrogênio) resultando em óxidos de nitrogênio ( $NO$  e  $NO_2$ ) e amônio ( $NH_3$ ) (CARVALHO; ZABOT, 2012). Na Figura 1 representa-se o ciclo do nitrogênio.

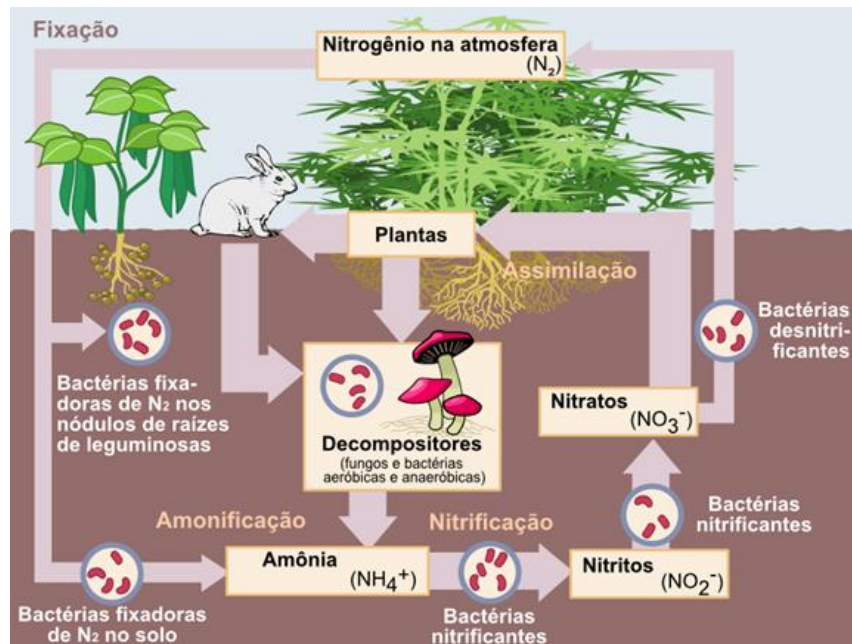


Figura 1. Ciclo do nitrogênio. Retirado de Buchmam et al. (2000).

### 2.2.1.1 Fixação biológica do nitrogênio

A quantidade de nitrogênio em forma disponível no solo é pequena. A maior parte do nitrogênio do solo é proveniente da atmosfera da Terra (LOPES, 1989). O nitrogênio existe na natureza como nitrogênio molecular ( $N_2$ ), amônia ( $NH_3^+$ ) ou incorporado em compostos orgânicos nitrogenados (VARGAS; HUNGRIA, 1997).

O principal mecanismo biológico que reduz o nitrogênio molecular a amônia, possibilitando sintetizar os compostos orgânicos nitrogenados, é a atividade das bactérias fixadoras de nitrogênio (VARGAS; HUNGRIA, 1997), como as do gênero *Rhizobium*, que vivem em nódulos de raízes de plantas leguminosas e as cianobactérias, que são bactérias autotróficas. A fixação biológica do nitrogênio (FBN) é o segundo processo mais importante no ciclo biológico das plantas, só menos importante do que a fotossíntese (TAIZ; ZEIGER, 2004).

A demanda por alta produtividade nas lavouras intensificou o uso de fertilizantes, resultando na dispersão de compostos nitrogenados no ambiente, já que sua eficiência do aproveitamento é mínimo (GARCIA et al., 2013).

### ***2.2.1.2 Ciclagem do nitrogênio no solo***

#### **Mineralização**

O processo pela qual as formas orgânicas de nitrogênio são convertidas em formas disponíveis é chamado de mineralização. Ele ocorre à medida que os microrganismos decompõem materiais orgânicos para seu suprimento de energia (LOPES, 1989).

Em detritos vegetais, resíduos de animais, cadáveres e em microrganismos mortos que entram no solo, prevalecem as proteínas e os ácidos nucléicos. Os microrganismos capazes de utilizar proteínas sintetizam proteases e, entre elas, proteases extracelulares, que possibilitam iniciar a decomposição de proteínas nativas (VARGAS; HUNGRIA, 1997).

Esses materiais orgânicos estão sujeitos à decomposição por microrganismos, que liberam  $\text{NH}_4^+$  para a produção de  $\text{NO}_3^-$ . Se a razão de C para N na matéria orgânica que será mineralizada é muito grande, os microrganismos utilizam formas minerais de N presentes do solo para atingir a proporção desejada (30:1) (RAVEN, 2001).

Durante a decomposição de compostos orgânicos nitrogenados, determinadas quantidades de nitrogênio são assimiladas pelos microrganismos que realizam esse processo. O nitrogênio não assimilado é liberado no meio, seja como produtos intermediários ou como amônia. No solo, outros membros da população microbiana mista aproveitam esses compostos liberados como suas fontes de nitrogênio (VARGAS; HUNGRIA, 1997), além das plantas, que também podem utilizar esses compostos.

#### **Imobilização**

O nitrogênio também pode ser convertido da forma inorgânica para a forma orgânica. Este processo é chamado imobilização. Ele é o reverso da mineralização, e ocorre quando materiais orgânicos frescos são incorporados ao solo (LOPES, 1989).

No processo de imobilização a biomassa microbiana retém o N inorgânico que foi liberado no solo pela mineralização. A ocorrência desses dois processos microbianos, mineralização e imobilização, depende da relação carbono/nitrogênio (C/N) dos materiais orgânicos em decomposição. Os materiais com relação C/N alta (acima de 30:1) favorecem a imobilização, pela possibilidade de ocorrer um esgotamento do N em função da grande demanda de N pela microbiota. Materiais com relação C/N baixa (menor do que 20:1) favorecem uma mineralização mais rápida. Em relações C/N na amplitude de 20 a 30:1, os dois processos praticamente se igualam (LOPES, 1989).

As plantas assimilam o nitrogênio principalmente na forma mineral: na forma de íons amônio, ou como nitrato. Após seu ciclo de vida, as plantas são decompostas por organismos do solo que buscam energia (MARTINELLI, 2007).

### **Nitrificação**

A oxidação biológica dos compostos nitrogenados reduzidos a nitrato é denominada nitrificação. A nitrificação é, na realidade, um processo que se caracteriza pela utilização de compostos inorgânicos reduzidos, por exemplo, o íon amônio, como doadores de hidrogênio, sendo que, através de sua oxidação, os microrganismos obtêm os equivalentes de redução para o processo de síntese (ESTEVES, 1998). A nitrificação é um processo essencialmente microbiológico, aeróbio, realizado em sua maioria por bactérias quimiolitotróficas.

Na nitrificação, a amônia é oxidada a nitrito (processo denominado nitritação), principalmente pelas bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*. Os nitritos, por sua vez, são oxidados a nitratos (processo denominado nitratação) pelas bactérias *Nitrobacter*, *Nitrocystis* e *Nitrospina* (TORRES et al., 1997). Durante a nitrificação também pode ocorrer a produção de  $N_2O$ . Existem enzimas catalisando reações na região da parede celular das bactérias oxidadoras de amônia, como a nitrito redutase, que age na redução do  $NO_2^-$  a  $NO$  e a óxido nítrico redutase, catalisadora da redução do  $NO$  a  $N_2O$  (KLOTZ; STEIN, 2008).

A oxidação de  $NH_4^+$  é um processo de acidificação do solo e ocorre sempre que fertilizantes nitrogenados amoniacais ou ureia são aplicados ao solo. A nitrificação é favorecida pela boa aeração do solo, temperatura na faixa de 26 a 32 °C, umidade próxima a capacidade de campo do solo, pH entre 6,0 e 6,5 e relação C/N na faixa estreita, isto é, menor que 30 (SIQUEIRA, 1997), já que a elevada relação C:N, favorece a imobilização do N pelos microrganismos do solo.

Black & Waring (1976) verificaram intensa mobilidade de  $NO_3^-$  através de uma camada de solo de 0 a 15 cm, confirmando a hipótese de haver baixa adsorção de  $NO_3^-$  nesta zona, devido a maior densidade de cargas negativas decorrentes da presença de matéria orgânica; constataram também que a mobilidade se tornava maior quanto maior fosse a concentração de N aplicada (CARVALHO; ZABOT, 2012).

#### **2.2.1.3 Desnitrificação**

A desnitrificação é um processo de respiração anaeróbia que converte o  $NO_3^-$  para N na forma de gás que é perdido para a atmosfera. Determinados microrganismos

são capazes de utilizarem  $\text{NO}_3^-$  ou  $\text{NO}_2$  como aceptores finais de elétrons em lugar do oxigênio. É, portanto, um processo de redução bioquímica de formas oxidadas do N (SIQUEIRA, 1997). A desnitrificação ocorre quando há falta de  $\text{O}_2$ , onde há solo alagado e onde há matéria orgânica suficiente para fornecer energia para as bactérias (O'LEARY et al., 1994).

### 2.2.2 O ciclo do C

O carbono é considerado elemento base do qual constituem todas as moléculas orgânicas. O carbono compõe grande parte do material do planeta, tanto nas formas fluidas (atmosfera e oceano), quanto nas sólidas (rochas e solos). Um átomo de carbono é capaz de realizar quatro ligações químicas com outros átomos de carbonos ou outros elementos. Na atmosfera terrestre, o carbono se encontra, principalmente, na forma de  $\text{CO}_2$  (ADUAN et al. 2004).

O ciclo geral de carbono é composto por processos que envolvem a fotossíntese, realizada por organismos autotróficos como as plantas terrestres e o plâncton oceânico; a respiração realizada por todos os seres vivos; a decomposição de material orgânico nos solos e a dissolução oceânica (ADUAN et al., 2004). Os principais estoques globais do carbono e os fluxos anuais de maior magnitude estão representados na Figura 2.

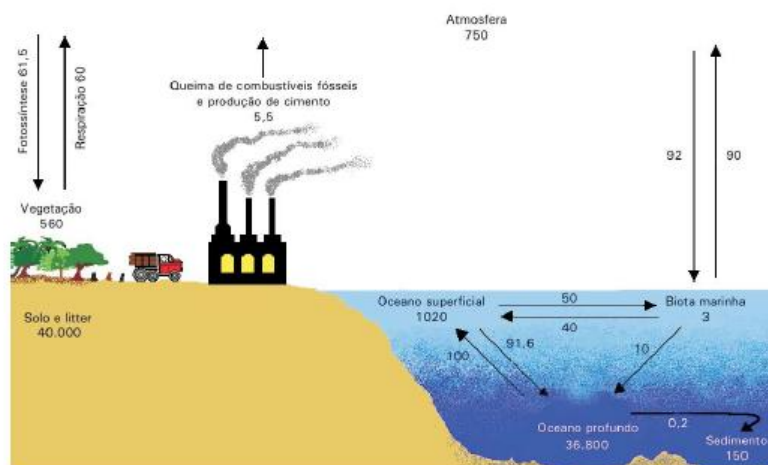


Figura 2. Principais estoques e fluxos anuais de carbono (em PgC). Retirado de Aduan et al. (2004).

Importante ressaltar que esse ciclo não se encontra em equilíbrio, como consequência da atividade humana, que gera novos fluxos com a queima de combustíveis fósseis, mudanças no uso da terra, desflorestamento e queimada de florestas para uso agrícola e pastoril (ADUAN et al., 2004).



A dinâmica do carbono no solo envolve basicamente três fases. A primeira se refere à fase anabólica ou de organização do CO<sub>2</sub> atmosférico, realizada principalmente pelos vegetais fotossintetizantes, que sintetizam os compostos hidrocarbonados como amidos, hemiceluloses, celuloses, ligninas, proteínas, ácidos nucleicos, entre outros. A segunda se refere à fase de liberação dos produtos fotossintetizados e de sua acumulação e estabilização no solo; e por fim a fase de mineralização de substratos orgânicos e liberação do CO<sub>2</sub> pela respiração para a atmosfera (PULROLNIK, 2009).

Assim, ao final do ciclo de cada cultura os restos culturais são incorporados ao solo, constituindo-se na matéria orgânica do solo (MOS) e ocorre a decomposição de substâncias carbonadas pela atuação da microbiota do solo. Os microrganismos heterotróficos produzem enzimas extracelulares específicas que promovem a quebra das macromoléculas em monômeros. Estes são metabolizados pelas células microbianas, que utilizam esses componentes de resíduos como substrato para obtenção de energia, produção de biomassa e proliferação (SIQUEIRA, 1997). A energia é fornecida para as células microbianas pela oxidação de compostos orgânicos. Estima-se que a comunidade microbiana ocupe menos de 5% do espaço poroso do solo (SIQUEIRA et al., 1994).

A decomposição é a interligação entre três processos: lixiviação, catabolismo e fragmentação. Por meio da lixiviação ocorre a remoção de materiais solúveis pela água, logo após a queda da serrapilheira. O catabolismo inclui reações enzimáticas que produzem energia e transformam componentes orgânicos em moléculas mais simples. A fragmentação, realizada pela fauna do solo, é a redução de partículas em pequenos detritos, aumentando a área de contato para o ataque microbiano (SWIFT et al., 1979).

Entre os diversos componentes da MOS, a biomassa microbiana destaca-se com uma indicadora altamente sensível às mudanças provocadas pelo uso do solo e é considerada como o compartimento central do ciclo do carbono. Ela é a parte viva da matéria orgânica, sendo constituída por bactérias, fungos e microfauna, que formam diversas comunidades no solo (PAUL; CLARK, 1989).

O manejo adotado e as condições ambientais locais podem afetar o fluxo do carbono, fazendo com que o solo atue como emissor de CO<sub>2</sub> para atmosfera, ou como dreno, pelo acúmulo de carbono na forma de matéria orgânica (IPCC, 2001).

Outro fluxo no ciclo de carbono é o que ocorre entre a atmosfera e o oceano. Esse fluxo bidirecional é regulado tanto pela atividade fotossintética e de respiração dos seres vivos marinhos como pelo processo de dissolução e de liberação de CO<sub>2</sub> na água (ADUAN et al., 2004). A decomposição anaeróbia (fermentação) da matéria orgânica é

considerada como um processo constituído por duas etapas (ADUAN et al., 2004): na primeira, os compostos orgânicos complexos são convertidos a ácidos voláteis de baixa massa molecular; em seguida, na segunda etapa, os ácidos são convertidos em CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. A decomposição anaeróbia gera como principais produtos: CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O (DAVIS; CORNELL, 1991).

### **2.3 FONTES E SUMIDOUROS DE CO<sub>2</sub> E N<sub>2</sub>O NA AGRICULTURA**

A matéria orgânica do solo é composta principalmente pelo C e N, e sua reserva pode variar de acordo com as taxas de adição, por resíduos vegetais e/ou animais, e de perdas, dentre elas, as decorrentes da erosão e da oxidação pelos microrganismos do solo. Em solos sem ação antrópica, o teor e o depósito desses elementos são determinados basicamente pela temperatura, pela umidade e pelo tipo de solo (BAYER; MIELNICZUK, 1997).

Em solos de clima tropical, a fertilidade natural é restrita devido à maior ação do intemperismo. A utilização do sistema convencional de cultivo, com revolvimento das camadas superficiais, pode intensificar os processos de oxidação do material orgânico (DENARDIN; KOCHHANN, 1993), devido à fragmentação dos macroagregados em unidades menores, expondo a fração lábil da MOS. O revolvimento também facilita o ataque de microrganismos, pela maior superfície específica exposta, resultando em maiores emissões de CO<sub>2</sub> (BRUCE et al., 1999; SIX et al., 1999).

O sistema plantio direto (SPD) com a conservação dos resíduos culturais proporciona proteção ao solo, e aumenta o teor da MOS (SÁ et al., 2001), dependendo também das condições climáticas (FANG; MONCRIEFF, 2001) e do tipo de solo (SIX et al., 1999; BAYER et al., 2002).

As taxas de adição e a qualidade do carbono da vegetação dependem muito do clima (principalmente temperatura do ar e chuvas), do tipo de vegetação (gramíneas decompõem-se mais lentamente que plantas leguminosas) e da fertilidade do solo (solos férteis resultam em plantas maiores que contêm, por sua vez, mais carbono a ser depositado no solo) (MACHADO, 2005).

Depois das rochas carbonatadas, os solos consistem no maior depósito superficial de C. O estoque de carbono orgânico do solo pode ser determinado pelas práticas agrícolas adotadas (ARROUAYS et al., 2002), adição de C atmosférico, via fotossíntese (influxo) além das perdas (efluxo) de C orgânico, ocasionadas pela oxidação a CO<sub>2</sub> pelos

microrganismos heterotróficos (IPCC, 2001), decomposição dos resíduos vegetais, respiração da microbiota e raízes (RYAN; LAW, 2005).

A humificação, agregação e sedimentação são os principais processos responsáveis pelo sequestro de carbono nos solos. E os processos responsáveis pelas perdas de carbono são a decomposição, volatilização e lixiviação (MACHADO, 2005), como representa a Figura 3.

Nos sistemas agrícolas as fontes de N são: a deposição atmosférica (CARVALHO JÚNIOR, 2004), a fertilização nitrogenada, a fixação biológica do N<sub>2</sub> atmosférico (SCHLESINGER, 1997) e a mineralização do N-orgânico do solo (BUSTAMANTE et al., 2004).

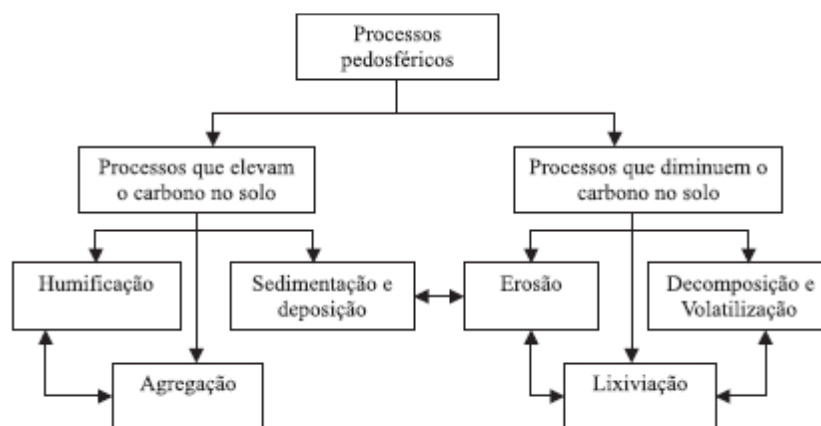


Figura 3. Principais processos no solo que influenciam o conteúdo de carbono no solo. Retirado de Machado (2005).

A quantidade total de nitrogênio no solo está entre 0,05% e 0,5%, ligado a inúmeros compostos orgânicos, sendo, geralmente, menos de 5% do elemento nas formas inorgânicas como amônio e nitrato (WHIETHÖLTER, 2000).

A dinâmica do N no solo envolve processos de natureza física, química e biológica, que determinarão se o N permanecerá adsorvido na camada agricultável do solo, absorvido pelas plantas ou se moverá no solo, até atingir camadas mais profundas (SPADOTTO, 2002). As transformações e perdas do nitrogênio que ocorrem no solo são por processos de mineralização e imobilização, nitrificação e desnitrificação, lixiviação e volatilização (BONO et al., 2008), como citados anteriormente.

O óxido nitroso é considerado um gás inerte na troposfera, por esse motivo permanece na atmosfera por cerca de 120 anos até que se converta, na estratosfera, em nitrogênio diatômico (N<sub>2</sub>) e óxido nítrico (NO) por meio da fotólise e reação com átomos

de oxigênio atômico eletronicamente excitado. O NO formado, atribuído às emissões antrópicas, é capaz de ocasionar o declínio de O<sub>3</sub> estratosférico, aumentando a incidência da radiação UV-B sobre a superfície terrestre (RODRIGUES; MELLO, 2012).

A quantidade de N que recicla em um sistema normalmente está entre 10 e 20 vezes maior que a quantidade recebida por fontes externas (SCHLESINGER, 1997).

O óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) influencia processos físicos e químicos da atmosfera, é um dos principais gases do efeito estufa e uma das substâncias responsáveis pelo consumo do ozônio (O<sub>3</sub>) na estratosfera. Possui um potencial de aquecimento global aproximadamente 300 vezes superior ao do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (RODRIGUES; MELLO, 2012).

Os solos são as principais fontes globais de N<sub>2</sub>O (RODRIGUES; MELLO, 2012). Os processos microbianos são responsáveis por mais de 60 % das emissões de N<sub>2</sub>O (IPCC, 2001), e o uso de fertilizante nitrogenado proporciona incremento significativo nas taxas de emissão desse gás (SIQUEIRA NETO et al., 2011).

No solo o N encontra-se em duas formas: orgânica e inorgânica. A forma orgânica necessita da mineralização da MOS para a liberação e disponibilização do N mineral para a solução do solo. Enquanto as frações de N em forma inorgânica encontram-se em forma de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), que são as principais fontes absorvidas pelas plantas (MARSCHNER, 1995).

Em solos agrícolas, a desnitrificação e a nitrificação são os principais processos microbianos responsáveis pela produção de N<sub>2</sub>O (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989), embora esse gás não seja o principal produto final desses processos.

## **2.4 MÉTODOS DE MEDIÇÃO NA QUANTIFICAÇÃO DO FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

Diferentes métodos podem ser utilizados para medir o fluxo de gases do efeito estufa, dependendo do objetivo do estudo, do ecossistema em estudo, da disponibilidade de recursos, e do gás em estudo.

O método mais comumente utilizado para a estimativa do fluxo de GEE de solos agrícolas é o método de câmaras. Neste método, câmaras são colocadas sobre o solo, e medidas de concentração do gás no interior dessas câmaras são utilizadas para o cálculo do fluxo. Nas câmaras estáticas fechadas, não há renovação do ar no interior da câmara, e o fluxo de gás é estimado a partir da concentração do gás medida em amostras que são

retiradas do interior da câmara a intervalos fixos de tempo. Nas câmaras abertas, ou seja, com renovação do ar, é mantido um fluxo contínuo de ar através da câmara, e o fluxo do gás de interesse é estimado pela diferença de concentração deste gás entre a entrada e a saída da câmara (MATTHIAS et al., 1980; MOSIER, 1989; DENMEAD; RAUPACH, 1993). O método das câmaras tem a vantagem de ser um método de relativo baixo custo e simples operação, porém tem a desvantagem de provocar alterações na temperatura, pressão e nas concentrações dos gases no interior da câmara, o que pode provocar alteração no fluxo (MOSIER, 1989). Além disso, a área de solo sob as câmaras utilizadas atualmente é geralmente inferior a 1 m<sup>2</sup> (MATTHIAS et al., 1980; DENMEAD; RAUPACH, 1993).

Os métodos micrometeorológicos para a estimativa dos fluxos superficiais de GEE levam em consideração os princípios físicos que regem o transporte de calor, vapor de água e de gases entre a superfície e a atmosfera. O método micrometeorológico atualmente considerado como mais preciso na medição de fluxos de GEE é o método da covariância de turbilhões, que estima o fluxo vertical de um gás pela medida em alta frequência (10 a 20 Hz) da flutuação da concentração do gás e da velocidade vertical do vento (SANTOS, 2002). O método do fluxo-gradiente baseia-se na transferência de turbilhões de um gás na atmosfera, e o fluxo pode ser estimado a partir da diferença de concentração de um gás entre duas alturas acima da superfície do solo e o coeficiente de difusão desse gás, determinado através de medições de temperatura, umidade e velocidade do vento (FOWLER; DUYZER, 1989). A magnitude dos gradientes de concentração vertical é geralmente muito pequena. Portanto, a determinação de fluxos verticais requer uma precisão nas medições de concentração de pelo menos 4% (relativa).

Os métodos micrometeorológicos têm a vantagem de fazer uma estimativa do fluxo médio que ocorre a partir de uma grande área, podendo representar os fluxos relacionados a um ecossistema. Porém apresenta as desvantagens de exigir equipamentos de alto custo e pessoal técnico altamente especializado (FOWLER; DUYZER, 1989).

## **2.5 INVENTÁRIO NACIONAL DE EMISSÕES DE GEE**

O Brasil instituiu a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), por meio da Lei no 12.187/2009, que define o compromisso nacional voluntário de adoção de ações de mitigação com vistas a reduzir suas emissões de gases de efeito estufa (GEE) entre 36,1% e 38,9% em relação às emissões projetadas até 2020. Segundo o Decreto no 7.390/2010, que regulamenta a Política Nacional sobre Mudança do Clima, a projeção de

emissões de gases de efeito estufa para 2020 foi estimada em 3,236 Tg CO<sub>2</sub> eq (MCTI, 2013).

A fim de acompanhar o cumprimento do compromisso nacional voluntário para a redução das emissões (Art. 12 da Lei no 12.187/2009) até o ano de 2020, foi estabelecido no Art.11 do Decreto no 7.390/2010 que serão publicadas, a partir de 2012, estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil em formato apropriado para facilitar o entendimento por parte dos segmentos interessados da sociedade (MCTI, 2013).

O Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa não controlados pelo Protocolo de Montreal (Inventário) é parte da Comunicação Nacional à Convenção Quadro da ONU sobre Mudança do Clima (Convenção de Mudança do Clima). A Comunicação Nacional é um dos principais compromissos de todos os países signatários da Convenção de Mudança do Clima (MCTI, 2009).

A responsabilidade da elaboração da Comunicação Nacional é do Ministério da Ciência e Tecnologia, ministério responsável pela coordenação da implementação da Convenção de Mudança do Clima no Brasil (MCTI, 2009).

O Inventário está organizado segundo a estrutura sugerida pelo IPCC, para que todos os países envolvidos utilizem uma metodologia que possa ser comparável. Os princípios do inventário são: comparabilidade (método comum), consistência (temporal), completitude (todos os gases e setores), transparência (métodos e dados), acurácia e controle de qualidade.

Os inventários periódicos são acumulativos, ou seja, publicam os resultados que abrangem desde o primeiro inventário. O 1º inventário publicado em 2004 apresenta dados de 1990 a 1995; o 2º inventário, de 2010, apresenta dados de 1990 a 2005; e o 3º inventário, elaborado em 2014, apresenta dados de 1990 a 2010.

O inventário só inclui estimativas as emissões e remoções de gases de efeito estufa direto. Os gases de efeito estufa cujas emissões e remoções antrópicas são estimadas são o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>), o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), os hidrofluorcarbonos (HFC), os perfluorcarbonos (PFC) e o hexafluoreto de enxofre (SF<sub>6</sub>) (MCTI, 2013).

Os setores em que se divide o inventário são: energia; agropecuária; uso de terra e florestas; processos industriais e tratamento de resíduos.

## 2.6 MEDIÇÕES DE FLUXOS DE N<sub>2</sub>O E CO<sub>2</sub> REALIZADAS NO BRASIL

Experimentos conduzidos no Brasil, em variadas atividades da agricultura, verificam as relações entre os fluxos de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O com variados fatores climáticos e edáficos.

As emissões de C-CO<sub>2</sub> pelo solo está correlacionada com a presença de matéria orgânica, que interfere na atividade microbiana do solo.

Signor et al. (2014) observaram que as emissões de CO<sub>2</sub> aumentaram linearmente logo após a colheita da cana, devido à maior quantidade de palha depositada sobre o solo. Contudo o mesmo não ocorreu com N<sub>2</sub>O, que não teve sua emissão afetada pela quantidade de palha. Os autores justificam que a falta de interferência na emissão de N<sub>2</sub>O, mesmo na presença elevada de palha na superfície, é causada pela variabilidade espacial nas emissões de N<sub>2</sub>O, ocasionada pela distribuição heterogênea dos microrganismos responsáveis pela produção desse gás no solo.

Nas áreas sob plantio direto, a produção de N<sub>2</sub>O é estimulada pela retenção de umidade e temperatura do solo, aumento do conteúdo de C disponível (BRENTROP et al., 2000) e disponibilidade de nitrato(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Entretanto o sistema de plantio direto, também apresenta potencial para mitigar a emissão de CO<sub>2</sub>, já que com a manutenção dos resíduos culturais do solo a decomposição do material orgânico é mais lenta, que, associado à fração mineral, favorece o aumento do C no solo (AMADO et al., 2001; SÁ et al., 2001).

Ao fornecer carbono orgânico e N aos microrganismos desnitrificadores, podem ser desencadeadas reações de nitrificação e desnitrificação (BREMNER, 1997) que são os principais processos responsáveis pela produção de N<sub>2</sub>O no solo. Além disso, o crescimento microbiano e a atividade de microrganismos aeróbicos aumentam o consumo de O<sub>2</sub>, que pode gerar o aparecimento de microssítios de anaerobiose, favorecendo o processo de desnitrificação (POTTHOFFET et al., 2005). Dessa forma, a disponibilidade de fonte lábil de C pode interferir os fluxos de N<sub>2</sub>O a partir do solo por duas vias: a primeira, servindo como substrato energético para os microrganismos desnitrificadores, e a segunda, pela redução da disponibilidade de O<sub>2</sub> no meio.

O controle da produção de N<sub>2</sub>O por microrganismos desnitrificadores no solo é influenciado pelo suprimento de nitrato, CO de fácil assimilação e status de O<sub>2</sub> no solo (ALEXANDER, 1961; PAYNE, 1981; STOUTHAMER, 1988). Os microrganismos

desnitrificadores utilizam o N na forma de nitrato como acceptor final de elétrons sob condições anaeróbias (STOUTHAMER et al., 1980; TIEDJE, 1988).

A umidade do solo está diretamente envolvida nas emissões de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O. Isso se deve ao fato de os processos de respiração e decomposição estarem relacionados a atividades de microrganismos que são extremamente dependentes da quantidade de água no solo (DAVIDSON; JASSENS, 2006). Nos resultados obtidos por Signor et al. (2014), as emissões de CO<sub>2</sub> de solo cultivado com cana-de-açúcar aumentaram linearmente com o aumento da umidade do solo.

Siqueira Neto et al. (2011) verificaram que a umidade foi a variável que mais influenciou no fluxo dos GEE, nos diferentes usos das terras no bioma Cerrado (vegetação nativa – Cerradão (CE); pastagem (PA) de braquiária, semeadura convencional (SC) de soja; e semeadura direta (SD) de milho sucedido por milheto. As menores emissões foram observadas durante o inverno, devido à ausência de pluviosidade e consequente redução na umidade do solo.

Carmo et al. (2005) em experimento para determinar as alterações de N e fluxos de N<sub>2</sub>O no solo de um pastagem na Amazônia após a aplicação de herbicida, avaliaram que as perdas de N na forma de N<sub>2</sub>O são limitadas pela umidade que permite a desnitrificação e pela disponibilidade de nitrato.

A temperatura é outro fator que determina a emissão de GEE. Com a elevação da temperatura, as transformações ocorridas no solo são intensificadas, como processo de mineralização do material orgânico e dinâmica do N (HARNEY et al., 2004).

Siqueira Neto et al. (2009), quantificaram as emissões de gases de efeito estufa (CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O) provenientes do solo, pelo sistema de plantio direto nas sucessões milho/trigo e soja/trigo. Os resultados indicaram que no período de temperaturas mais elevadas as emissões de CO<sub>2</sub> aumentaram.

Nos diversos estudos feitos no Brasil, as medições de fluxos foram feitas utilizando câmaras, e apesar de condições diferenciadas de manejo e culturas, as emissões dos gases N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> foram afetadas por diversos fatores, dentre eles, temperatura e umidade do solo, quantidade de N disponível e resíduos na superfície do solo.



### **3. OBJETIVOS**

O presente trabalho tem como objetivo analisar a dinâmica dos fluxos de  $N_2O$  e  $CO_2$  medidos utilizando o método do fluxo gradiente em um sistema de integração lavoura-pecuária, e relacioná-la com a temperatura e a umidade do solo.

Neste estudo, a emissão ou sequestro de  $N_2O$  e  $CO_2$  também serão associados à quantidade de matéria orgânica no solo, presença de nitrogênio no solo, e utilização da pastagem pelo gado. Todos os dados utilizados foram obtidos junto à EMBRAPA.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O estudo realizado foi baseado no experimento que está sendo executado em uma área piloto em sistema de lavoura-pecuária mantido pela EMBRAPA Arroz e Feijão (CNPAP) na Fazenda Capivara, em Santo Antônio de Goiás (GO), cujas coordenadas geográficas são: latitude 16°29'59" a 16°29'44" S e longitude 49°17'35" a 49°17'54" W. O solo é um Latossolo Vermelho de textura argilosa. O clima predominante na região é classificado como tropical de savana, megatérmico (ALVES et al., 2010), do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen, com duas estações bem definidas, chuvosa (Outubro-Abril) e seca (Maio-Setembro) (IBGE, 1978). A precipitação pluvial média anual é de 1.460 mm (ALVES et al., 2010).

Foram utilizados dados obtidos diretamente junto à EMBRAPA. O sistema de manejo avaliado é o ILP, tipo Santa Fé. Os dados avaliados são fluxos de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> coletados entre outubro de 2013 e agosto de 2014, em duas áreas chamadas Creche 4, que neste trabalho será denominada Parcela 1, e Creche 5, neste trabalho denominada Parcela 2, de 6,99 ha e 7,67 ha respectivamente.

No verão 2013/2014, a Parcela 1 estava na fase agrícola, com plantio direto da soja na pastagem realizado em 31 de outubro de 2013 e colheita no dia 24 de fevereiro de 2014. Após a colheita da soja a parcela ficou em pousio. Durante o mesmo período, a Parcela 2 estava no terceiro ano da fase de pastagem (*Brachiaria brizantha*). Foi realizada uma adubação nitrogenada na Parcela 1 no dia 11 de março de 2013, com a aplicação de 100 kg N/ha na forma de ureia (data anterior ao início das medições apresentadas neste trabalho). A área sob pastagem é utilizada na recria de bovinos de corte. Os animais pertencem à raça zebuína Nelore "BRGN" desenvolvida e melhorada para a região do cerrado. Na Tabela 1 está descrito o histórico de uso do solo nas duas Parcelas.

Tabela 1. Histórico de uso do solo das Parcelas 1 e 2 – sistema ILP, Fazenda Capivara (CNPAP – Santo Antonio de Goiás).

Ano	Parcela 1	Parcela 2
2010/2011	Pasto	Arroz
2011/2012	Pasto	Milho + <i>Brachiaria</i>
2012/2013	Pasto	Pasto
2013/2014	Soja	Pasto

## 4.2 MEDIÇÃO DOS FLUXOS DOS GASES

O monitoramento dos fluxos de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> foi feito utilizando o método micrometeorológico do fluxo-gradiente, e pelo uso de um analisador de gases traço com laser de diodo ajustável (TDLTGA), metodologia que permite a medição em tempo real dos fluxos dos gases nas mais diversas condições ambientais, com precisão e confiabilidade. Um resumo da metodologia de medição dos fluxos é apresentado a seguir, e detalhes sobre o equipamento e a metodologia de medição podem ser encontrados em Maggiotto et al. (2000), Wagner-Riddle et al. (2006), e Glenn et al. (2012).

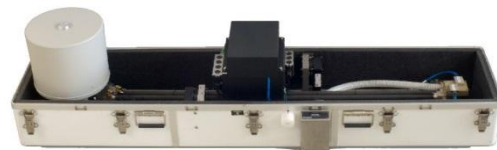
Amostras de ar a duas alturas acima da cobertura vegetal foram coletadas nas duas parcelas em estudo, e conduzidas por tubulações até o analisador de gases traço (TGA) localizado num trailer no centro da área, entre as duas parcelas. As amostras foram coletadas por 20 s a cada altura, alternadamente, e as concentrações de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> foram medidas pelo TGA em cada amostra. O fluxo de cada gás foi então calculado pela equação:

$$F_g = -K \frac{\Delta C_g}{\Delta z}$$

onde  $F_g$  é o fluxo do gás de interesse,  $K$  é um coeficiente de difusividade do gás na atmosfera,  $\Delta C_g/\Delta z$  é o gradiente de concentração do gás de interesse entre as duas alturas de medição. A Figura 4 apresenta uma imagem dos amostradores de ar localizados na Parcela 2 (Figura 4A), e do analisador de gases (Figura 4B).



A



B

Figura 4. Fotos da área experimental: (A) amostradores de gases instalados na Parcela 2 (pastagem); (B) analisador de gases traço (TGA), localizado no trailer. O experimento está sendo conduzido na Fazenda Capivara, da Embrapa Arroz e Feijão, localizada em Santo Antonio de Goiás, GO.

As concentrações de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> foram medidas a uma frequência de 10 Hz, e os fluxos médios de cada 30 min foram calculados continuamente.

### **4.3 DADOS METEOROLÓGICOS E DE SOLO**

A temperatura do ar e as precipitações foram monitoradas pela estação meteorológica da Embrapa Arroz e Feijão e serão utilizadas a fim de observar a relação desses dados com magnitude dos fluxos de  $N_2O$  e  $CO_2$ . A temperatura do solo foi monitorada a 10 cm de profundidade, e a umidade do solo foi monitorada a duas profundidades: 15 e 30 cm. Deve-se observar que os valores de umidade do solo apresentados neste trabalho não devem ser tomados como valores absolutos, pois os sensores utilizados não haviam sido calibrados, porém as medidas podem ser utilizadas para a avaliação da variação da umidade.

Os dados de fluxo foram avaliados para as condições de período chuvoso e período seco, e para as parcelas de soja/pousio e pastagem. Os dados são apresentados na sequência temporal dos fluxos, com médias diárias, além da média mensal da variação dos fluxos ao longo do dia.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E DE SOLO

A temperatura média do ar, no período de 1 de outubro de 2013 a 31 de agosto de 2014, foi de 24,9°C, oscilando entre 18,2°C no mês de maio a 28,6°C no mês de agosto (Figura 5).

No mês de outubro, a temperatura média do ar observada foi de 26,1°C, média superior à que ocorre na região no mesmo mês que apresenta as maiores temperaturas do ano, que é de 24,6°C (INMET, 2009). Nos meses de junho e julho as médias foram de 23,1°C e 22,8°C respectivamente, apresentando valores também superiores em relação à média da região, que apresenta para os respectivos meses a temperatura de 20,9°C (INMET, 2009).

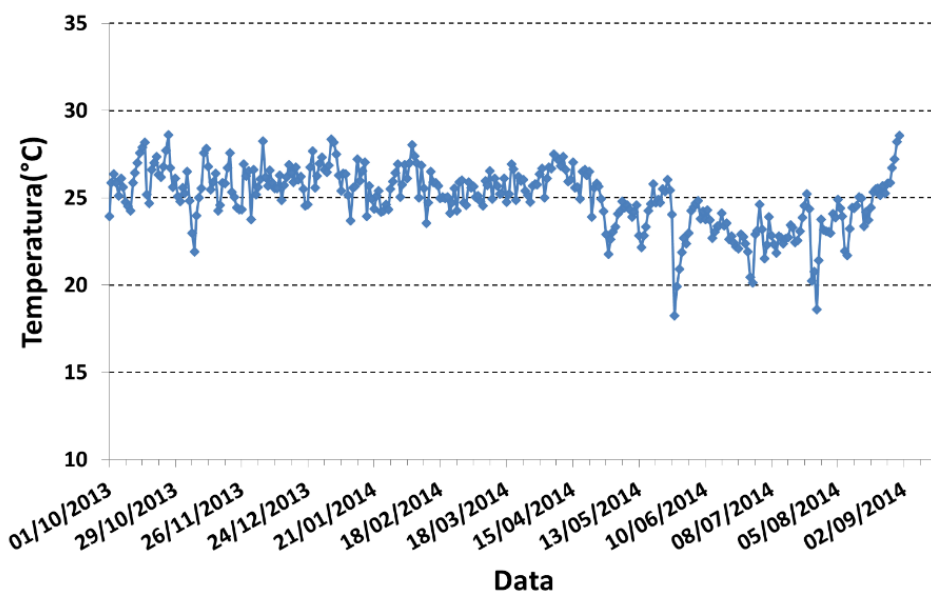


Figura 5. Temperaturas médias do ar no período de outubro de 2013 a agosto de 2014.

Os dados de precipitação indicam sua ocorrência de outubro de 2013 a abril de 2014, na estação chuvosa, e alguns dias de precipitação no mês de agosto (Figura 6), totalizando 1640,8 mm. A precipitação total climatológica ocorrida nesse mesmo período na região é de 1747,4 mm (INMET, 2009), apresentando dessa forma maior precipitação que a observada no experimento.

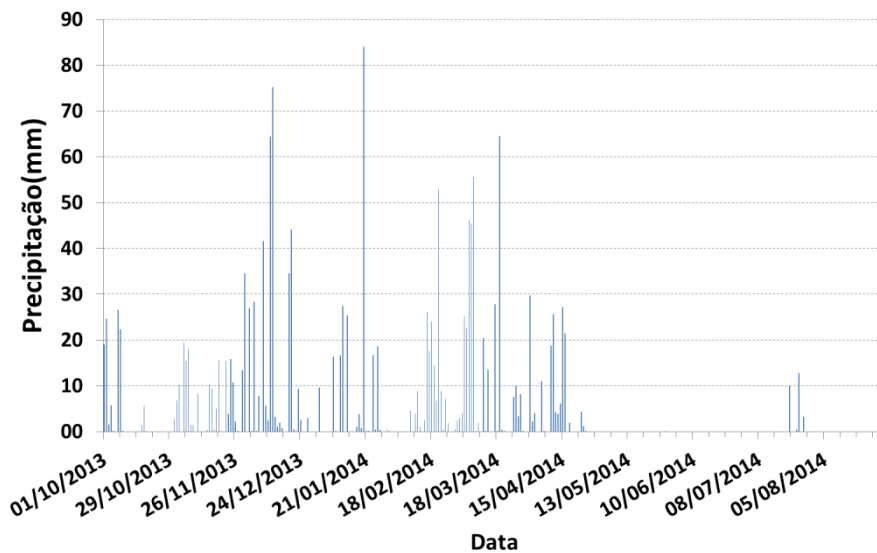


Figura 6. Precipitação ocorrida no período de outubro de 2013 a agosto de 2014.

As medidas de temperatura e umidade de solo tiveram início em 11 de novembro de 2013. Observou-se que as maiores diferenças de temperaturas de solo entre as parcelas observadas, que variaram de 18,6 °C e 27 °C, coincidiram com a época que o solo estava com menor umidade (Figuras 7 e 8). A presença de água permite uma melhor transferência de calor no solo, uniformizando as condições de toda a área, enquanto que nos períodos mais secos, as diferenças de cobertura tiveram maior influência na temperatura a 10 cm.

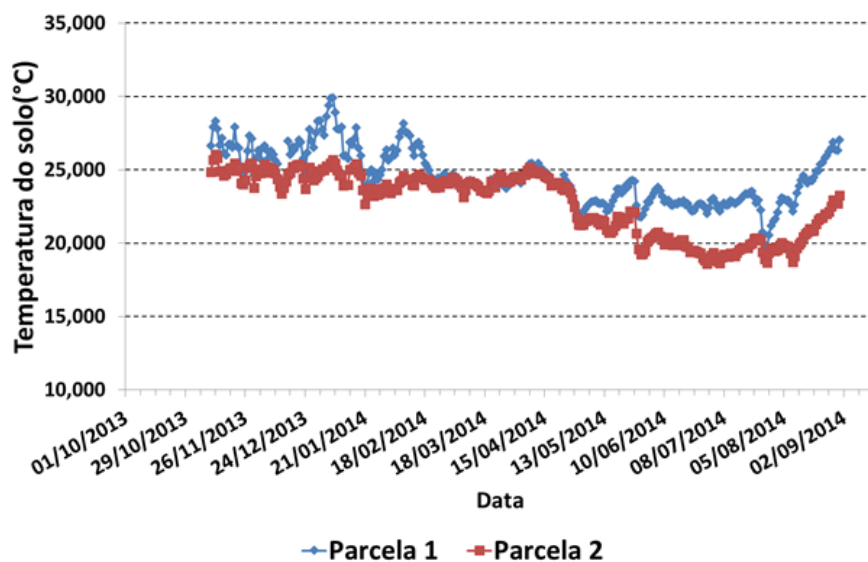


Figura 7. Temperatura do solo a 10 cm de profundidade (em °C) nas Parcelas 1 e 2, período de novembro de 2013 a agosto de 2014.

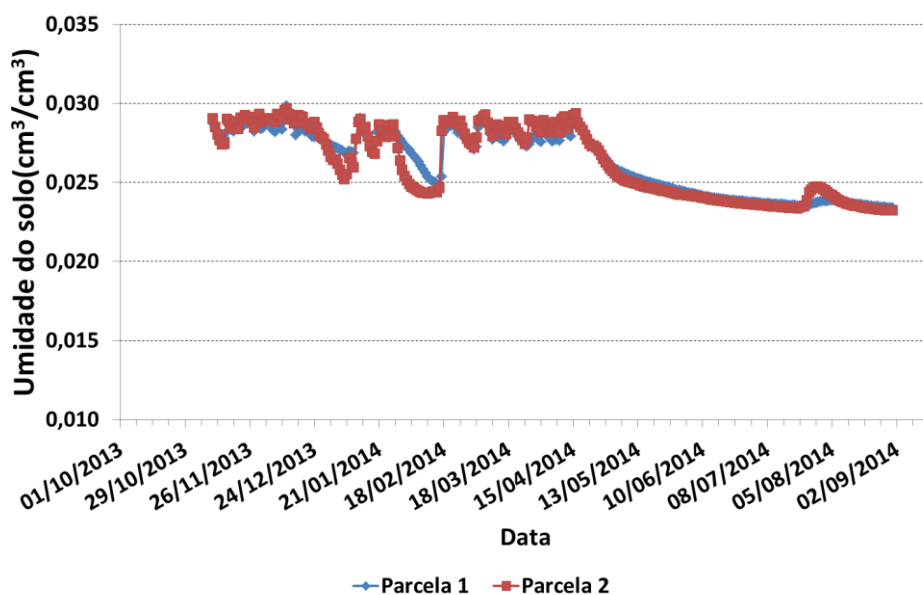


Figura 8. Umidade do solo a 15 cm de profundidade (em  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ , valores absolutos não calibrados) nas Parcelas 1 e 2, no período de novembro de 2013 a agosto de 2014. .

## 5.2 SÉRIE TEMPORAL DOS FLUXOS – MÉDIAS DIÁRIAS

De outubro de 2013, no início das precipitações, até março de 2014, foram encontradas as maiores emissões de óxido nitroso (Figura 9), ou seja, na estação chuvosa. Isso está associado à permanência da umidade no solo (Figura 8) que interfere nas transformações do N por processos de nitrificação e desnitrificação. Além disso, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  coincidiram com as temperaturas do solo mais elevadas (Figura 7), o que também pode estar associado à intensificação das atividades microbianas ocorridas no solo.

A soja fixa simbioticamente  $\text{N}_2$ , contudo ambas as parcelas apresentaram emissão de fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  similares. Na Parcela 1, os picos de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  ocorridos em torno de 15 a 28 de fevereiro podem estar relacionados com a deposição de N no solo após a colheita em fevereiro. Na Parcela 2 os picos que ocorreram podem estar associados a presença dos animais, que aumentaram o teor de N orgânico no solo presente no esterco.

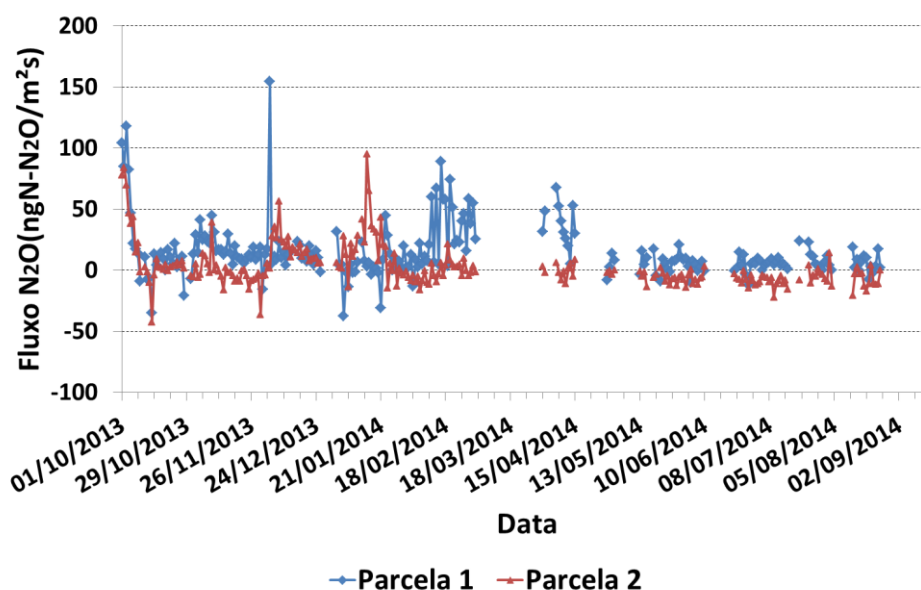


Figura 9. Médias diárias do fluxo de N<sub>2</sub>O no período de outubro de 2013 a agosto de 2014, medidas utilizando o método do fluxo-gradiente em um sistema lavoura-pecuária (CNPAF – Santo Antônio de Goiás, GO).

Os teores de MOS e atividade microbiana nas duas parcelas provavelmente foram os principais fatores responsáveis pela emissão de CO<sub>2</sub>, e da mesma forma que ocorreu na emissão de N<sub>2</sub>O, esses processos foram intensificados pela umidade e temperatura na estação chuvosa (Figura 10). O fluxo negativo de CO<sub>2</sub> representa a predominância de fotossíntese realizada pelas folhas das plantas, enquanto que o fluxo positivo indica a predominância da respiração, realizada pelas plantas e pelos microrganismos do solo. Na Parcela 1, no início do desenvolvimento da soja, ocorreram dias com fluxo de CO<sub>2</sub> positivo no mês de novembro, indicando menor área foliar realizando fotossíntese. Na Parcela 2, pode-se explicar a ocorrência de emissões de CO<sub>2</sub>, pela variação da quantidade de matéria verde da pastagem devido à presença do gado, pela maior compactação do solo, e pela diminuição da difusão aeróbica no solo, aumentando dessa forma a concentração de CO<sub>2</sub>.



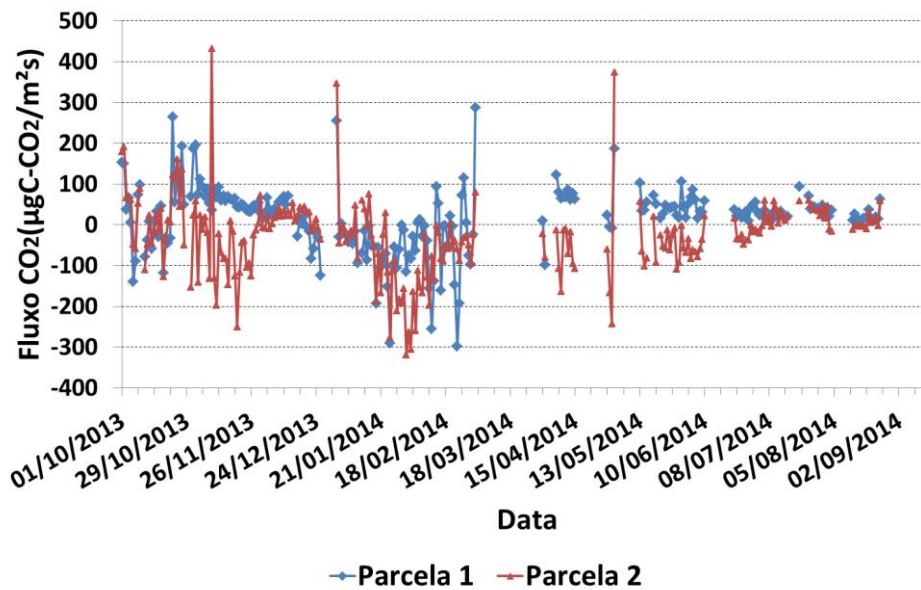


Figura 10. Médias diárias do fluxo de CO<sub>2</sub> no período de outubro de 2013 a agosto de 2014, medidas utilizando o método do fluxo-gradiente em um sistema lavoura-pecuária (CNPAF – Santo Antônio de Goiás, GO).

### 5.3 SAZONALIDADE DOS FLUXOS

A sazonalidade climática típica do bioma Cerrado afetou os fluxos de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> nas duas áreas, como apresentado nas Figuras 9 e 10. Outra forma de apresentar a influência da sazonalidade dos fluxos é observando variação dos fluxos ao longo do dia, nos diferentes meses do ano. No período de maior pluviosidade, ou seja, nos meses de outubro a abril foram observadas as maiores emissões de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> (Figuras 11 e 12 -não foi possível demonstrar os resultados do mês de março devido aos problemas de monitoramento dos fluxos que ocorreram). As menores emissões verificadas ocorreram durante nos meses de maio, junho, julho e agosto (Figuras 13 e 14), devido à redução da pluviosidade e diminuição de umidade do solo (Figura 8). Observa-se também que os fluxos de CO<sub>2</sub> apresentam uma variação característica ao longo do dia, o que é mais facilmente observado nos meses de outubro-2013 e janeiro-2014, na Figura 12; por exemplo: no meio do dia ocorrem os valores mais negativos do fluxo de CO<sub>2</sub>, indicando que neste horário ocorre mais fotossíntese quando comparado aos outros horários do dia. Já para o N<sub>2</sub>O não existe uma flutuação característica do fluxo ao longo do dia, principalmente porque seu fluxo está mais relacionado às condições de umidade do solo, teor de MOS, o que podem estar associados a maior atividade microbiana e a presença de nitrato.

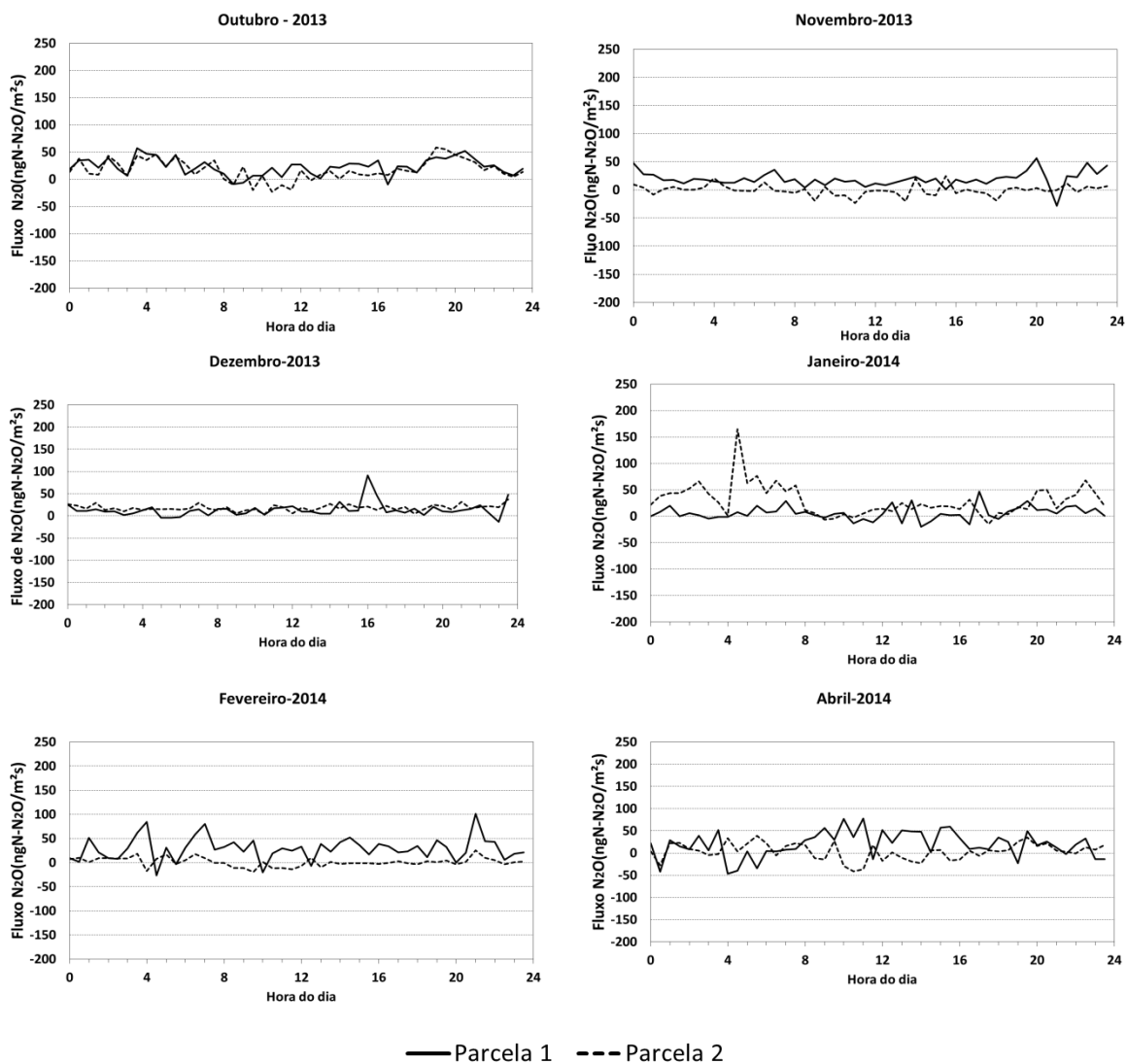


Figura 11. Fluxos de  $N_2O$  ao longo do dia nos meses da estação chuvosa, na Parcela 1 (soja/pousio) e na Parcela 2 (pastagem), de um sistema lavoura-pecuária (não foi possível demonstrar os resultados do mês de março devido aos problemas de monitoramento dos fluxos que ocorreram) (CNPAP – Santo Antônio de Goiás, GO).

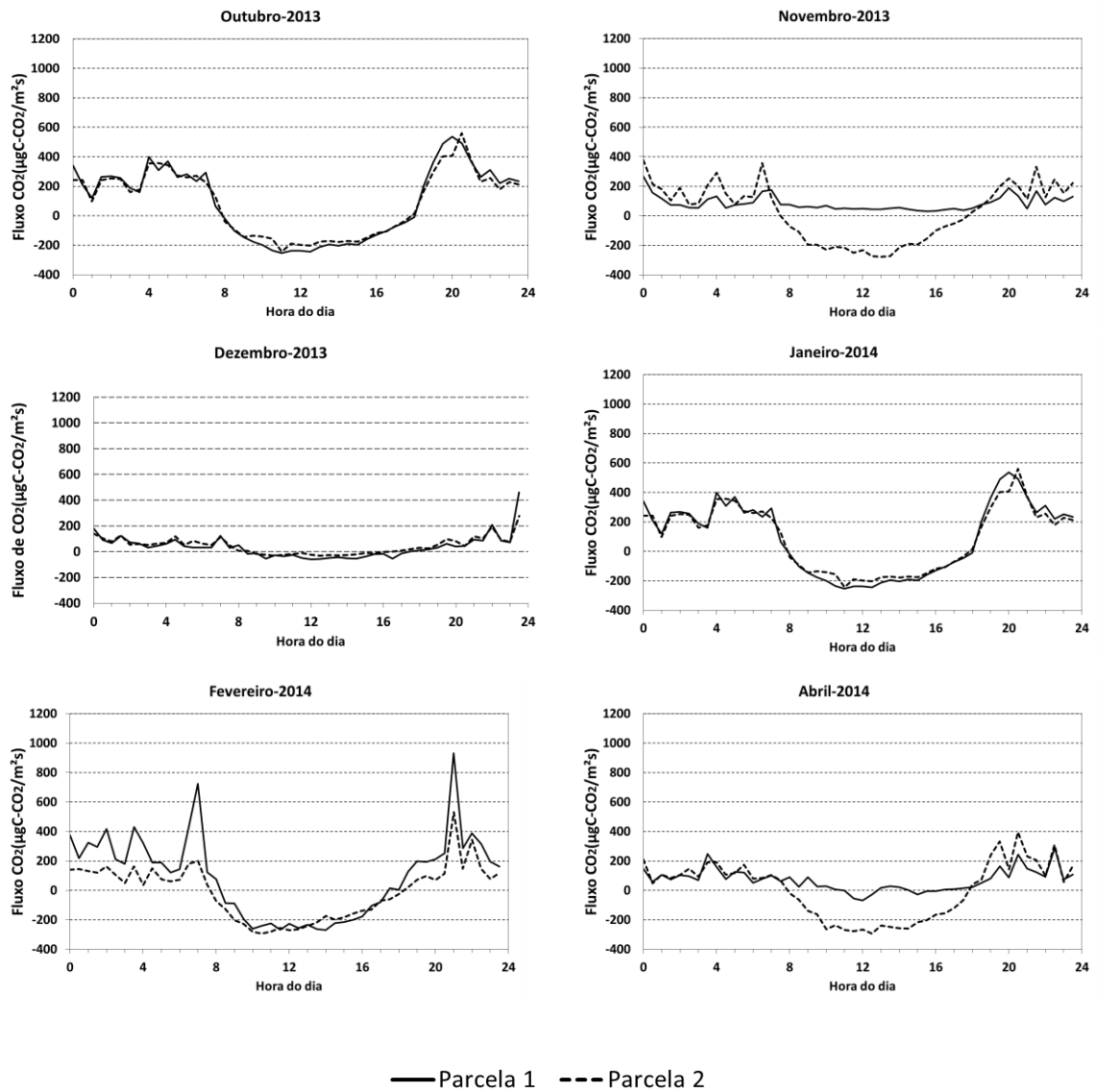


Figura 12. Fluxos de CO<sub>2</sub> ao longo do dia nos meses da estação chuvosa, na Parcela 1 (soja/pousio) e na Parcela 2 (pastagem), de um sistema lavoura-pecuária (não foi possível demonstrar os resultados do mês de março devido aos problemas de monitoramento dos fluxos que ocorreram) (CNPAP – Santo Antônio de Goiás, GO).

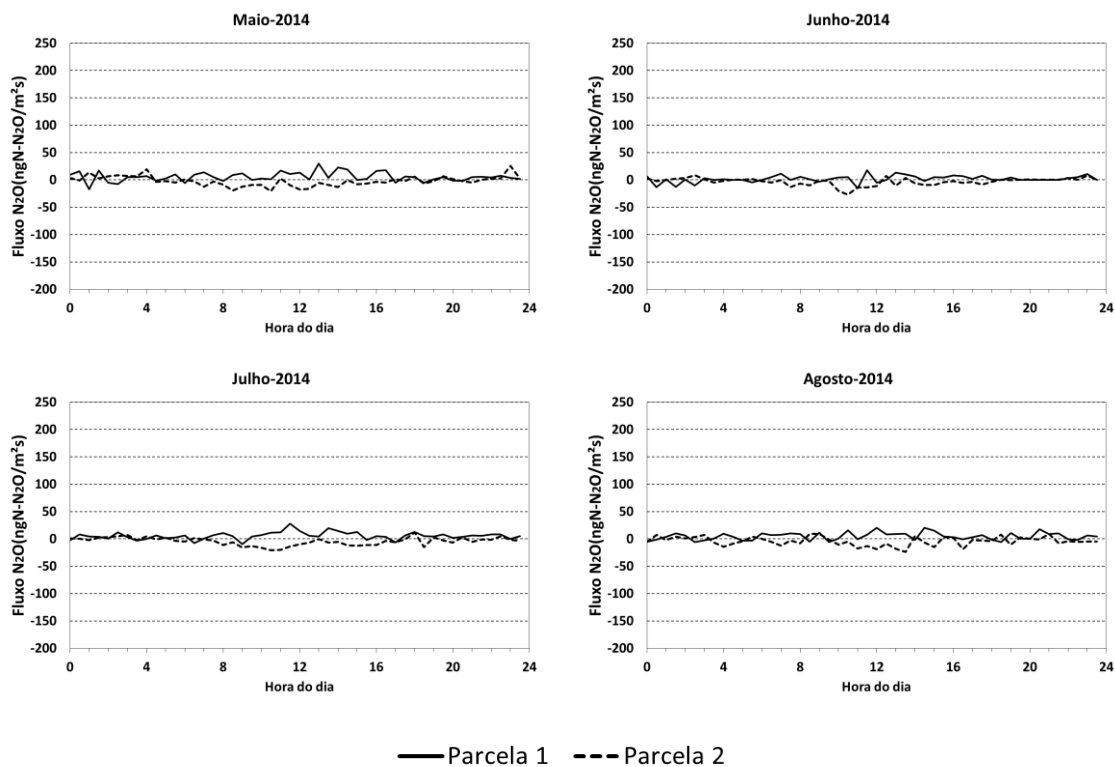


Figura 13. Fluxos de N<sub>2</sub>O ao longo do dia nos meses da estação seca, na Parcela 1 (soja/pousio) e na Parcela 2 (pastagem), de um sistema lavoura-pecuária (CNPAP – Santo Antônio de Goiás, GO).

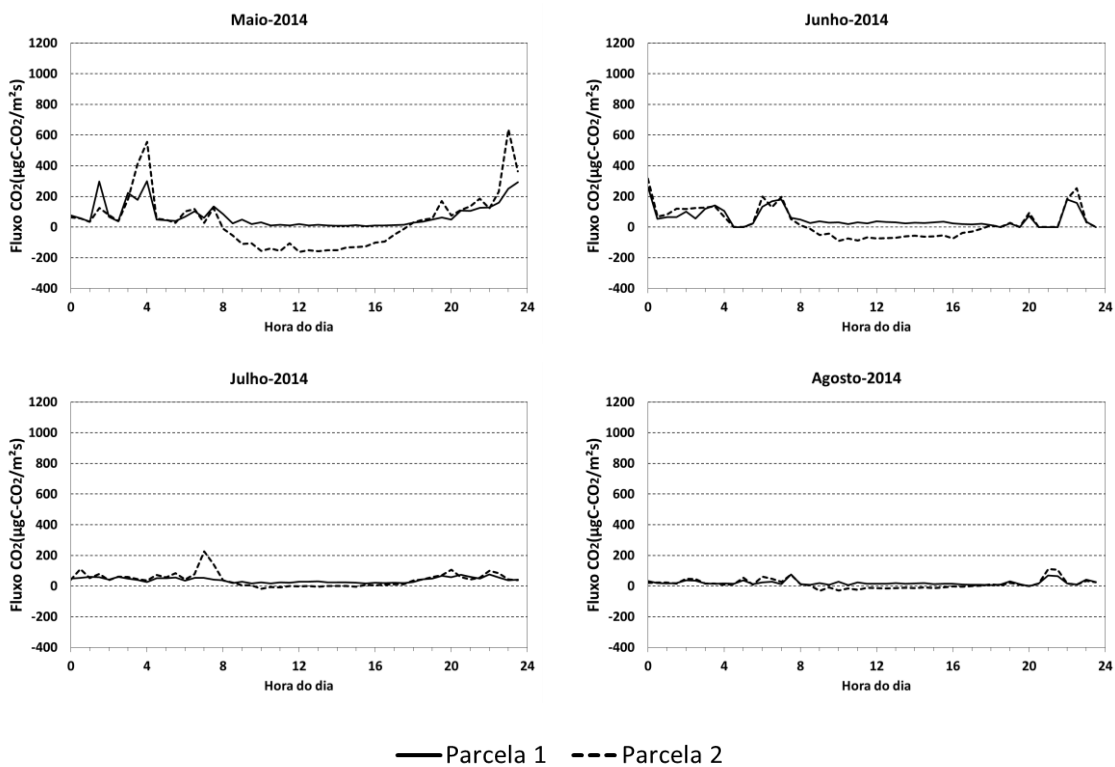


Figura 14. Fluxos de CO<sub>2</sub> ao longo do dia nos meses da estação seca, na Parcela 1 (soja/pousio) e na Parcela 2 (pastagem), de um sistema lavoura-pecuária (CNPAP – Santo Antônio de Goiás, GO).

As emissões de CO<sub>2</sub> se devem ao fato de que as atividades de respiração e decomposição dos microrganismos são totalmente dependentes da quantidade de água no solo (DAVIDSON; JASSENS, 2006). Enquanto a desnitrificação, o maior responsável pelas perdas de N<sub>2</sub>O, é realizada por microrganismos desnitrificadores sob condições anaeróbias, utilizando o N na forma de nitrato como acceptor final de elétrons (STOUTHAMER, 1980; TIEDJE, 1988) no lugar do oxigênio.

#### **5.4 EFEITO DA DEPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS CULTURAIS**

Na Parcela 1, onde houve o cultivo de soja por meio do plantio direto, com posterior deposição de resíduos culturais sobre a superfície do solo, os fluxos de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> aumentaram nos meses de fevereiro e abril (Figuras 11 e 12), provavelmente devido ao aumento da atividade microbiana. Esses resultados corroboram outros estudos que mostraram que o uso de culturas leguminosas aumentou a BMS (FRANZLUEBBERS et al., 1995).

No plantio direto, os resíduos culturais são mantidos na superfície do solo, reduzindo a evaporação da água, o que resulta no maior conteúdo de água no solo (BAGGS et al., 2006), a elevação da temperatura devido à retenção de calor da palha (LIU et al., 2011) e aumento de C orgânico disponível no solo.

As emissões de CO<sub>2</sub> podem estar associadas pelo aumento da população da BMS (VARELLA et al., 2004), juntamente com a deposição de resíduos prontamente decomponíveis (GREGORICH et al., 2006). No caso das emissões de N<sub>2</sub>O, podem ser justificadas pela disponibilidade de formas inorgânicas de N oriunda da decomposição dos resíduos da soja (YANG; CAI, 2005), e o aumento dos microssítios anaeróbios devido ao incremento na respiração dos microrganismos (GARCIA-MONTIEL et al., 2002).

Desse modo, a oferta de CO no sistema, influencia a produção de N<sub>2</sub>O servindo como substrato energético para os microrganismos desnitrificadores que usam formam prontamente lábeis de C, que também servem como fonte de energia para populações de microrganismos heterotróficos envolvidos na decomposição aeróbia da matéria orgânica do solo (ELMI et al., 2003). Quando a demanda de O<sub>2</sub> por estes microrganismos supera o que está disponível, reduz a disponibilidade de O<sub>2</sub> no meio e microssítios anaeróbios são criados, favorecendo a atividade de microrganismos desnitrificadores (KHALIL et al., 2002).

## 5.5 FORNECIMENTO DE N

A emissão de  $N_2O$  do solo está relacionada com a disponibilidade de N (WEITZ et al., 2001). A mineralização ou imobilização de N no solo, dentre outros fatores, são afetadas pela concentração do elemento no solo e pela composição bioquímica dos resíduos culturais (GLASENER et al., 2002, MARQUEZ et al., 2000, MARY et al., 1996).

A presença dos animais na pastagem colabora com o aumento do nitrogênio mineral no solo.

As maiores taxas de fluxos de  $N_2O$  verificadas na estação chuvosa (Figura 11) podem ser explicadas pelo solo apresentar períodos com maior porcentagem de espaços de poros preenchidos com água (EPPA). Quando a porcentagem de EPPA é acima de 60%, ocorre um decréscimo na difusão de oxigênio, permitindo a formação de ambientes anaeróbicos e predomínio das reações de desnitrificação, o que contribui para potencializar o efeito da aplicação de nitrogênio (VOS et al., 1994; DAVIDSON et al., 2000).

As precipitações também favoreceram o aumento nos teores de  $NH_4^+$  e  $NO_3^-$  no solo favorecidos pela decomposição da palhada e mineralização do N orgânico presente no esterco dos animais. A quantidade de N mineralizado aumenta com o aumento do teor de M.O. e com o pH do solo, sendo influenciado pela temperatura, umidade do solo e as atividades de microrganismos (ERNANI, 2003).

O uso da soja fixadora de  $N_2$  no sistema agrícolas também aumentou os teores deste nutriente no solo e as emissões de  $N_2O$ . Saminêz (1999) verificou que o fluxo de  $N_2O$  medido em cultura de soja, no Cerrado, na estação chuvosa, foi mais elevado do que os observados em pastagem e cerrado natural.

A área com pastagem apresenta maior densidade do solo que pode reduzir a dinâmica da água e causar deficiência na aeração favorecendo a ocorrência de organismos redutores e, conseqüentemente, contribuir para emissão de gases. A união desses fatores aumenta a concentração de  $CO_2$  no solo (HORN et al., 1995), contribuindo para a formação do ambiente redutor no solo.

## **6. CONCLUSÕES**

Os resultados demonstram que a temperatura e a umidade do solo influenciaram os fluxos dos GEE comprovando a dependência do regime pluvial no bioma Cerrado nas duas áreas de estudo, com as menores emissões observadas durante o inverno, devido à redução de umidade do solo.

Além desses fatores, a presença de amônio influenciado pelo gado na pastagem, presença de nitrogênio e a deposição da palhada depois da colheita da soja promoveram o aumento nas emissões de  $N_2O$  e  $CO_2$ .

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADUAN, R.E.; VILELA, M.D.F.; REIS JÚNIOR, F.B.D.R. Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. ISSN 1517-5111. Junho, 2004. Planaltina, DF. 2004.
- ALEXANDER, M. Introduction to soil microbiology. New York, John Wiley, 1961. 472p.
- 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).
- AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; ELTZ, F.L.; BRUM, A.C.R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 25:189-197, 2001.
- ARROUAYS, D.; BALESSENT, J.; GERMON, J. C.; JAYET, P. A.; SOUSSANA, J. F.; STENGEL, P. Contribution à l'alutte contrel'effet de serre: stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Paris: INRA, 2002, 332 p. Expertise scientifique collective, Relatório INRA.
- BAGGS, E.M.; CHEBII, J.; NDUFA, J.K. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. Soil and Tillage Research, v.90, p.69-76, 2006.
- BAYER, C.; DICK, D.P.; RIBEIRO, G.M.; SCHEUERMANN, K.K. Carbon stocks in matter fractions as affected by land use and soil management with emphasis on no-tillage effect. Ciência Rural, 32:401-406, 2002.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 21:105-112, 1997.
- BLACK, A. S.; WARING, S. A. Nitrate leaching and adsorption in a krasnozem from redland bay. II – Soil factors influencing adsorption. Australian Journal Soil Research, v.14, n.2, p.181-188, 1976.
- BONO, J.A.M.; CONTREIRAS, D. P.A.; MAUAD, R.M.; ALBUQUERQUE, J.C.; YAMAMOTO, C.R.; CHERMOUTH, K.S; FREITAS, M.E. Modo de aplicação de fertilizantes nitrogenados na qualidade fisiológica de sementes de milho. Revista Agrarian, v.1, n.2, p.91-102, 2008.



- BREMNER, J.M. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v.49, p.7-16, 1997.
- BRENTROP, F.; KÜSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.5, p.349-357, 2000.
- BRUCE, J.P.; FROME, M.; HAITES, E.; JANZEN, H.; L.A.L., R. Carbon sequestration in soil. *Journal of Soil Water Conservation*, 54:382-389, 1999.
- BUCHANAN, B.; GRUISSEM, W.; JONES, R. *Biochemistry and Molecular Biology of Plants*. American Society of Plant Physiologists, 2000.
- BUSTAMANTE, M.M.C.; MARTINELLI, L.A.; SILVA, D.A.; CAMARGO, P.B.; KLINK, C A.; DOMINGUES, T.F.; SANTOS, R.V. <sup>15</sup>N natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian Savannas (Cerrado). *Ecological Applications*, v.14, p.200-213, 2004.
- CARMO, J.B.D.; ANDRADE, C.A.D.; CERRI, C.C.; PICCOLO, M.D.C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N<sub>2</sub>O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29:735-746, 2005.
- CARVALHO JUNIOR, V.N. Deposição atmosférica e composição química da água de chuva. *Revolução Tecnológica*, v.25, p.61-71, 2004.
- CARVALHO, N.L.D.; ZABOT, V. Nitrogênio: nutriente ou poluente? *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental* (e-ISSN: 2236-1170), v(6), nº 6, p. 960 – 974, 2012.
- CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Agricultura e aquecimento global. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.40-44, 2007.
- DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *BioScience*, v.50, p.667-680, 2000.
- DAVIDSON, E.A.; JANSSENS, I.A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440:165-173, 2006.
- DAVIS, M.L.; CORNWELL, D.A. *Introduction to Environmental Engineering*. New York: McGraw-Hill, 1991.
- DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.A. Requisitos para a implantação e a manutenção do plantio direto. In: CNPT-EMBRAPA, FUNDACEP-FETRIGO, FUNDAÇÃO ABC. *Plantio direto no Brasil*. Passo Fundo: Aldeia Norte, 1993. p.19-27.

- DENMEAD, O.T.; RAUPACH, M.R. Methods for measuring atmospheric gas transport in agricultural and forest systems. In: HARPER, L.A. et al. (ed). Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change. Madison: ASA, CSSA e SSSA, 1993. p.19-43. (ASA Spec. Publ.55).
- ELMI, A.A.; MADRAMOOTOO, C.; HAMEL, C.; LIU, A. Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems. *Biology and Fertility of Soils*, 38:340-348, 2003.
- ERNANI, P. R. Disponibilidade de nitrogênio e adubação nitrogenada para a macieira. UDESC, 2003.
- ESTEVES, F.A. 1998 Fundamentos da limnologia. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 602p.
- FANG, C. & MONCRIEFF, J.B. The dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux on temperature. *Soil Biology & Biochemistry*, 33:155-165, 2001.
- FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMEL, D.S. (Ed.). Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Chichester: Wiley, 1989. p.7-21.
- FOWLER, D.; DUYZER, J.H. Micrometeorological Techniques for que measurement of trace gas exchange. In: Andreae, M.O.; Schimel, D.S. (ed) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystem and the atmosphere. p. 189-207. John Wiley & Sons Ltd. 1989.
- FRANZLUEBBERS, A.J.; HONS, F.M. & ZUEBERER, D.A. Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO<sub>2</sub> evolution, water content, temperature, and bulk density. *Applied Soil Ecology*, 2:95-109, 1995.
- GARCIA, G.; CARDOSO, A.A.; SANTOS, O.A.M. Da escassez ao estresse do planeta: um século de mudanças no ciclo do nitrogênio. *Química Nova*, Vol. 36, No. 9, 1468-1476, 2013.
- GARCIA-MONTIEL, D.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; NEILL, C.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Relationship between N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from the Amazon Basin. *Geophysical Research Letters*, 29:1-3, 2002.
- GLASENER, K.M.; WAGGER, M.G.; MACKOWN, C.T.; VOLK, R.J. Contributions of shoot and roots nitrogen-15 labeled legume nitrogen source to a sequence of three cereal crop. *Soil Science Society of American Journal*, v.66, p.523-530, 2002.

- GLENN, A.J.; TENUTA, M.; AMIRO, B.D.; MASS, S.E.; WAGNER-RIDDLE, C. Nitrous oxide emissions from an annual crop rotation on poorly drained soil on the Canadian Prairies. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 166–167, p.41–49, 2012.
- GREGORICH, E.G.; ROCHETTE, P.; HOPKINS, D.W.; McKIM, U.F.; St-GEORGES, P. Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. *Soil Biology & Biochemistry*, 38:2614-2628, 2006.
- HARNEY, R.L.; FRANZLUEBBERS, A.J.; PORTER, E.B.; HONS, F.M.; ZUBERER, D.A. Soil carbon and nitrogen mineralization: Influence of drying temperature. *Soil Science Society of America Journal*, 68:489-492, 2004.
- HORN, R.; DOMZAL, H.; SLOWISKA-JURKIEWICZ, A.; van OUWERKERK, C. Soil compaction process and their effects on the structure of arable soils and the environment. *Soil & Tillage Research*, 35:23-36, 1995.
- HOUGHTON, J.T.; DING, Y; GRIGGS, J.D.; NOUGER, M.; van der LINDEN, P.J.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C.A., eds. IPCC Technical Summary. *Climate Change 2001. The scientific basis. Contributions of working group I. of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge, Cambridge University Press, 2001. 398p.
- IBGE. *Climas do Brasil*. Rio de Janeiro: Ministério do planejamento, orçamento e gestão; Diretoria de Geociências, 1978. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default\\_prod.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm)>. Acesso em: 20 de Agosto 2014.
- INMET. *Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990* / Organizadores: Ramos, A.M.; Santos, L.A.R.; Fortes, L.T.G. Brasília, DF: INMET, 2009.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. *Climate change 2001: the scientific basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 881 p.
- JONES, S. K.; FAMULARI, D.; DI MARCO, C. F.; NEMITZ, E.; SKIBA, U. M.; REES, R. M.; SUTTON, M. A. Nitrous oxide emissions from managed grassland: a comparison of eddy covariance and static chamber measurements. *Atmospheric Measurement Techniques Discussions*, [s.1], v. 4, n. 1, p. 1079-1112, 2011.

- KHALIL, M.I.; ROSENANI, A.B.; van CLEEMPUT, O.; BOECKX, P.; SHAMAHUDDIN, J. & FAUZIAH, C.I. Nitrous oxide production from an Ultisol of the humid tropics treated with different nitrogen sources and moisture regimes. *Biology and Fertility of Soils*, 36:59-65, 2002.
- KLOTZ, M.G.; STEIN, L.Y. Nitrifier genomics and evolution of the nitrogen cycle. *FEMS Microbiology Letters*, v. 278, n. 2, p. 146-56 2008.
- KLUTHKOUSKI, J. et al. Renovação de pastagem no Cerrado com arroz: sistema Barreirão. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 1991.
- LIU, C.; WANG, K.; MENG, S.; ZHENG, X.; ZHOU, Z.; HAN, S.; CHEN, D.; YANG, Z. Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.140, p.226-233, 2011.
- LOPES, A.S. Manual de fertilidade do solo. São Paulo, ANDA/POTAFOS, 1989. 155p.
- MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança global. *Química Nova*, Vol. 28, No. 2, 329-334, 2005.
- MAGGIOTTO, S.R.; WEBB, J.A.; WAGNER-RIDDLE, C.; THURTELL, G.W. Nitrous and nitrogen oxide emissions from turfgrass fertilized with ammonium nitrate, urea and slow-release urea. *Journal of Environmental Quality*, 29(2): 621-630, 2000.
- MARQUEZ, T.C.L.L.S.M.; VASCONCELLOS, C.A.; PEREIRA FILHO, I.; FRANÇA, G.E.; CRUZ, J.C. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização do nitrogênio em latossolo vermelho-escuro com diferentes manejos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.30 p.581-589, 2000.
- MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. 2.ed. San Diego: Academic Press, 1995. 889p.
- MARTINELLI L. A., Os caminhos do nitrogênio - do fertilizante ao poluente, *Informações agronômicas*, número 118 junho de 2007.
- MARY, B.; RECOUS, S.; DARWIS, D.; ROBIN, D. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant & Soil*, v.181, p.71-82, 1996.
- MATTHIAS, A.D.; BLACKMER, A. M.; BREMNER, J. M. A simple chamber technique for field measurement of emissions of nitrous oxide from soils. *Journal of Environmental Quality*, v.9, p.251-256, 1980.
- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO – MCTI. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. Brasília, 2013.

- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa. 2009.
- MOSIER, A.R. Chamber and isotope techniques. In: Andreae, M.O.; Schimel, D.S. (ed) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystem and the atmosphere. p. 175-187. John Wiley & Sons Ltd. 1989. MUNSELL COMPANY INC. Munsell Soil Color Charts. Baltimore, 1954.
- O'LEARY, M.; REHM, G.; SCHMIT, M. *Understanding Nitrogen in Soils*. University of Minnesota Extension. Reviewed 1994. Disponível em: <<http://www.extension.umn.edu/distribution/cropsystems/dc3770.html>> Acesso em: 1 de Novembro 2014.
- PAUL, E. A.; CLARK, F. E. Soil microbiology and biochemistry. Califórnia: Academic Press, 1989. 275 p.
- PAYNE, W.J. Denitrification. New York, Wiley, 1981. 241p.
- POTTHOFF, M.; DYCKMANS, J.; FLESSA, H.; MUHS, A.; BEESE, F.; JOERGENSEN, R.G. Dynamics of maize (*Zea mays* L.) leaf straw mineralization as affected by the presence of soil and the availability of nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, v.37, p.1259-1266, 2005.
- PULROLNIK, K. Transformações do carbono no solo. ISSN 1517-5111 ISSN Online 2176-5081. Julho, 2009. Embrapa Cerrados Planaltina, DF 2009.
- RAVEN, P. H. *Biologia vegetal*. 6a ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 2001.
- ROCHA, C. H. E. D' A. Monitoramento *in situ* do fluxo de dióxido de carbono em reservatórios hidrelétricos no Brasil: o caso do APM manso. 2009. 242 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.
- RODRIGUES, R.A.R.; de MELLO, W.Z. Fluxos de óxido nitroso em solos com cobertura de floresta ombrófila densa Montana na serra dos órgãos, Rio de Janeiro. *Química Nova*, Vol. 35, No. 8, 1549-1553, 2012.
- RYAN, M.G.; LAW, B.E. Interpreting, measuring and modeling soil respiration. *Biogeochemistry*, 73:3-27, 2005.
- SÁ, J.C.M.; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R.; VENZKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.J. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. *Soil Science Society of American Journal*, v.65, p.1486-1499, 2001.

- SAMINÊZ, T.C. de O. Efeito do sistema de cultivo, tensão da água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O em solos de cerrados. 1999. 99p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília.
- SANTOS, E.O.D.; ROSA, L.P.; SANTOS, M.A.D. Técnicas de medida e análise de gases de efeito estufa em reservatórios hidrelétricos brasileiros. XII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Foz de Iguaçu-PR, 2002.
- SCHLESINGER, W.H. Biogeochemistry: An analysis of global change. London: Academic Press, 1997. v.1, 588p.
- SIGNOR, D.; PISSIONI, L.L.M.; CERRI, C.E.P. Emissões de gases de efeito estufa pela deposição de palha de cana-de-açúcar sobre o solo. *Bragantia*, Campinas, v. 73, n. 2, p.113-122, 2014.
- SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M.C.; COSTA JÚNIOR, C.; CERRI, C.C.; BERNOUX, MARTIAL. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma do Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35:63-76, 2011.
- 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<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*; v. 33, n. 4, p. 1023-1029, 2009.
- SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; GRISI, B. M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R. S. Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental. Brasília, DF: EMBRAPA, 1994. 142 p.
- SIQUEIRA, J.O. *Biologia do solo*. Lavras: UFLA/FAEPE, 1997. 230p.
- SIX, J.; ELLIOT, E.T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-till systems. *Soil Science Society of America Journal*, 63:1350-1358, 1999.
- SPADOTTO, C. A. Comportamento e destino ambiental de herbicidas. 2002 Comitê do Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. <http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas>. Acesso em: 15 de Setembro 2014.
- STOUTHAMER, A.H. Dissimilatory reduction of oxidized nitrogen compounds. In: Alexander, J.B.Z., ed. *Biology of anaerobic organisms*. New York, John Wiley, 1988. p.245-302.
- STOUTHAMER, A.H.; VAN'T RIET, J.A.; OLTMANN, L.F. Respiration of nitrate as acceptor. In: Knowles, C.J., ed. *Diversity in bacterial respiratory systems*. Boca Raton, CRC Press, 1980. v.2, p.19-48.

- SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford: Blackwell, 1979. 377 p. (Studies in ecology, 5).
- TAIZ, L., ZEIGER, E. Fisiologia Vegetal. 3a edição. Editora Artmed, 2004, 719p.
- TIEDJE, J.M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: Alexander, J.B.Z., ed. Biology of anaerobic organisms. New York, John Wiley, 1988. p.179-244.
- TORRES, S.; ASPÉ, E.; MATI, M. C. Differential bacterial growth kinetic and nitrification of fisheries wastewaters containing high ammonium and organic matter concentration by using pure oxygen. Biotechnology Letters, Netherlands, v.19, n.3. p.241-244, 1997.
- VARELLA, R.F.; BUSTAMANTE, M.M.C.; PINTO, A.S.; KISSELLE, K.W.; SANTOS, R.V.; BURKE, R.A.; ZEPP, R.G.; VIANA, L.T. Soil fluxes of CO<sub>2</sub>, CO, NO, and N<sub>2</sub>O from an old pasture and from native savanna in Brazil. Ecological Applications, 14:221-231, 2004.
- VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. Biologia dos solos dos Cerrados. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. 524p.
- VOS, G.J.M.; BERGEVOET, I.M.J.; VEDY, J.C.; NEYROUD, J.A. The fate of spring applied fertilizer-N during the autumn-winter period: comparison between winter-fallow and green manure cropped soil. Plant and Soil, v.160, p.201-213, 1994
- WAGNER-RIDDLE, C.; PARK, K., THURTEL, G. W. A micrometeorological mass balance approach for greenhouse gas flux measurements from stored animal manure. Agricultural and Forest Meteorology, v.136, p.175-187, 2006.
- WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M; KELLER, M. N<sub>2</sub>O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. Soil Biology & Biochemistry, v.33, p.1077-1093, 2001.
- WHIETHÖLTER, S. Nitrogênio no solo sob plantio direto. Revista Plantio Direto, p. 38-42, 2000.
- YANG, L.; CAI, Z. The effect of growing soybean (*Glycine max.* L.) on N<sub>2</sub>O emission from soil. Soil Biology & Biochemistry, 37:1205-1209, 2005.