

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
SISTEMAS DE MANEJO EM SOLO DO PLANALTO
MÉDIO DO RIO GRANDE DO SUL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Luisa Fernanda Escobar

**Santa Maria, RS, Brasil
2008**

**EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS
DE MANEJO EM SOLO DO PLANALTO MÉDIO DO RIO
GRANDE DO SUL**

por

Luisa Fernanda Escobar

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo.**

Orientador: Prof. Dr. Telmo Jorge Carneiro Amado

**Santa Maria, RS, Brasil
2008**

Universidade Federal De Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS DE
MANEJO DO SOLO NO PLANALTO MÉDIO DO RIO GRANDE DO
SUL**

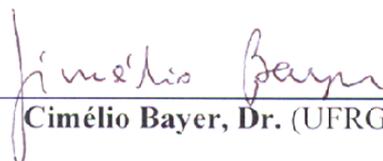
elaborada por
Luisa Fernanda Escobar

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

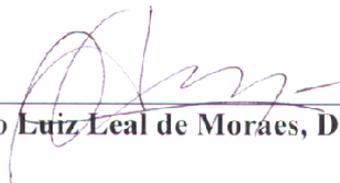
COMISSÃO EXAMINADORA:



Telmo Jorge Carneiro Amado, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Cimélio Bayer, Dr. (UFRGS)



Osvaldo Luiz Leal de Moraes, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 04 de Março de 2008.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Maria- Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade para realização do curso.

Ao Professor Telmo Amado pela orientação deste trabalho e a acolhida em Santa Maria.

Ao Professor Cimélio Bayer pela colaboração e acompanhamento na condução do trabalho.

À FUNDACEP por ceder a área de estudo e ao Jackson Fiorin pelo apoio e suporte durante a fase de coleta de amostras e pelo fornecimento de informação referente ao experimento.

Ao Professor Osvaldo de Moraes pela colaboração e empréstimo da estação meteorológica e ao Hans Zimmermann e Janaina Carneiro pelo apoio na análise dos resultados.

Ao grupo de pesquisa em Física do Solo da UFSM pelo empréstimo de sensores de umidade e temperatura do solo e datalogger.

A Josiléia Acordi Zanatta e Frederico Costa Beber Vieira pela colaboração na análise de amostras na UFRGS e discussão dos resultados.

Ao Ben-Hur de Costa Campos-Laboratório de Solo UNICRUZ pela colaboração na análise de N mineral.

Aos colegas e professores do PPGCS da UFSM pelo gesto de carinho e solidariedade que fez possível a culminação deste trabalho.

Aos amigos Gersa P.K. Steffen, Ricardo Steffen e Elisandra Pocojeski pela amizade e carinho.

Ao Professor Danilo Rheinheimer dos Santos pela colaboração na impressão deste trabalho.

À Professora Eloina Mesa pela colaboração na análise estatística.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) pelo auxílio financeiro no âmbito do projeto PRONEX “Seqüestro de carbono e mitigação das emissões de gases de efeito estufa por sistemas conservacionistas de manejo e as oportunidades para o agronegócio no RS”.

RESUMO

Dissertação de Mestrado

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS DE MANEJO EM SOLO DO PLANALTO MÉDIO DO RIO GRANDE DO SUL

Autor: Luisa Fernanda Escobar

Orientador: Telmo Jorge Carneiro Amado

Local e data de defesa: Santa Maria, 4 de março de 2008.

A agricultura está diretamente relacionada à concentração atmosférica de gases de efeito estufa (GEE) através dos processos básicos que ocorrem no sistema solo-planta. Os solos agrícolas podem atuar como fonte ou dreno destes gases dependendo das práticas de manejo utilizadas. O objetivo deste trabalho foi avaliar o fluxo de GEE em diferentes sistemas de manejo de solo. O projeto foi constituído de dois estudos, desenvolvidos em experimento de longa duração (22 anos) sob Latossolo Vermelho distrófico típico situado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa Fecotriga (FUNDACEP), Cruz Alta, RS. Com o objetivo de avaliar o fluxo de C-CO₂ no sistema solo-soja sob plantio direto (PD), desenvolveu-se um estudo durante a safra agrícola de 2006/2007. Os dados foram coletados por uma estação meteorológica automática montada em torre micrometeorológica de dois metros de altura. Variáveis turbulentas foram medidas por um anemômetro sônico tridimensional Campbell-3D (componentes de vento e temperatura) e por um analisador de gás infravermelho Licor 7500 (H₂O e CO₂). O método da covariância dos vórtices (“eddy covariance”) foi utilizado para medir o fluxo de C-CO₂ que é resultante da interação entre a atmosfera e a cultura de soja. A temperatura do solo foi avaliada utilizando-se dois sensores de temperatura (termopares) inseridos no interior do solo e para a medição da umidade do solo foram utilizados dois sensores ECH₂O (Decagon Devices, Inc, USA). Os resultados confirmaram a elevada atividade fotossintética durante o período diurno, com elevados valores de influxo de C-CO₂. Foram verificados baixos valores de influxo de C-CO₂ total, com a cultura respondendo às condições ambientais e ao estágio fenológico. O balanço de C líquido da cultura da soja indicou baixo potencial em proporcionar incrementos nos teores de matéria orgânica do solo mesmo sob PD. Com o objetivo de avaliar o fluxo de N₂O, CH₄ e CO₂ em diferentes sistemas de manejo de solo (preparo convencional, plantio direto com resíduos de soja e milho) desenvolveu-se um estudo durante os preparos de inverno (maio de 2007) usando o método da câmara fechada. A análise foi realizada por cromatografia gasosa (cromatógrafo Shimadzu GC 2014). As emissões de GEE foram pouco influenciadas pelo preparo do solo no período outono-inverno. As maiores emissões de N₂O ocorreram no PD quando na presença de resíduos de soja. Os três sistemas avaliados atuaram como dreno de CH₄. As emissões de CO₂ foram maiores sob PD do que sob PC.

Palavras chave: gases de efeito estufa; manejo do solo; covariância dos vórtices; soja.

ABSTRACT

MSc Dissertation

Soil Science Graduate Program
Federal University of Santa Maria

SHORT-TERM GREENHOUSE GASES EMISSIONS IN SOIL MANAGEMENT SYSTEMS IN OXISOL OF SOUTHERN BRAZIL

Author: Luisa Fernanda Escobar

Adviser: Telmo Jorge Carneiro Amado

Place and date of defense: Santa Maria, March 4th, 2008.

Agriculture is directly linked to atmospheric concentration of greenhouse gases (GHG) through basic processes that occur in the soil-plant system. Agricultural soils can act as a source or sink of GHG depending on the management practices adopted. The objective of this research was to evaluate the GHG flux in different soil management systems. This project was constituted by two studies, conducted in long-term (22 years) experiment in a Rhodic Hapludox located in FUNDACEP research center, Cruz Alta, RS, Brazil. A study was conducted during 2006-2007 to evaluate the C-CO₂ flux in a no-till soybean cropping system. Data were collected by an automatic meteorological station mounted in micrometeorological tower two meters above the ground. Turbulent variables were measured by a three-dimensional sonic anemometer Campbell-3D (wind and temperature components) and by an infrared gas analyzer Licor 7500 (H₂O e CO₂). Eddy covariance method was employed to measure the C-CO₂ exchange that resulted of the interaction between atmosphere and the soybean cropping system. Soil temperature was measured using two sensors (thermopar) installed in the soil and for moisture measurement were used two sensors ECH₂O. Results confirmed the high photosynthetic activity during daylight, with high values of C-CO₂ influx. Low values of total C-CO₂ influx were verified, with the culture responding to environmental conditions and to phenologic stage. Soybean cropping system liquid C-CO₂ balance was estimated in -7,1 g C m⁻². This result suggests a low soybean potential in increasing soil organic matter, even under no-till system. A second study was conducted during winter soil tillage operations (May 2007), using the closed camera method, to evaluate N₂O, CH₄ and CO₂ flux in different soil management systems (conventional tillage, no-till system with soybean and maize residues). The analysis was made through gaseous chromatography. GHG emissions were affected by cropping system and were not affected by soil tillage. Highest N₂O emissions occurred in the no-till system with soybean residues. The no-till system with maize residues had similar N₂O emissions to conventional tillage system, this result was explained due to low nitrate soil content. The three systems evaluated acted as a CH₄ sink. CO₂ emissions were higher in the no-till system.

Key words: greenhouse gases; soil management; eddy covariance; soybean.

LISTA DE TABELAS

	Página
TABELA 1 - Valores médios da temperatura do ar, temperatura do solo, radiação solar, umidade gravimétrica do solo, porosidade preenchida por água e precipitação total no ciclo da cultura da soja	40
TABELA 2 - Produtividade de grãos, carbono do grão, fluxo de C-CO ₂ , fluxo de C-CO ₂ menos o carbono do grão para o ciclo da cultura da soja, safra agrícola 2006/07. Os valores negativos representam influxo de C (da atmosfera para a cultura).....	51

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1 - Esquema de distribuição dos tratamentos. FUNDACEP, Cruz Alta, RS.	28
FIGURA 2 - Distribuição da precipitação pluviométrica e da temperatura média do ar durante o período de avaliação.....	29
FIGURA 3 - Esquema da estação meteorológica. Fonte: H. Zimmermann (2006).....	33
FIGURA 4 - Torre micrometeorológica montada na cultura de soja em fase vegetativa.....	34
FIGURA 5 - Sensores de temperatura (a) e umidade (b) instalados adjacentes à torre micrometeorológica	37
FIGURA 6 - Temperatura média mensal (a) e precipitação (b) nos meses de dezembro 2006 a abril 2007. A linha representa a média climatológica.....	39
FIGURA 7 – Temperatura do solo e do ar (a), umidade gravimétrica (Ug) e precipitação (b) nos meses de dezembro 2006 a abril 2007.....	40
FIGURA 8 - Fluxo de C-CO ₂ diário segundo o estágio fenológico no ciclo da cultura da soja. As divisões representam estádios fenológicos. Valores negativos denotam fixação líquida de C.....	41
FIGURA 9 - Distribuição diária do fluxo de C-CO ₂ e temperatura do ar segundo o estágio fenológico no ciclo da cultura da soja. Valores negativos denotam fixação líquida de C. As barras verticais representam o desvio padrão da média.....	46
FIGURA 10 - Variação da taxa média de fluxo de C-CO ₂ , no período de dezembro de 2006 a abril de 2007.....	47
FIGURA 11 - Relação entre o fluxo de C-CO ₂ com a radiação solar no ciclo da cultura da soja	48
FIGURA 12 - Relação entre o fluxo de C-CO ₂ com temperatura do solo (a) e umidade gravimétrica (b) no ciclo da cultura da soja	50
FIGURA 13 - Câmaras utilizadas para coleta de gases.....	58
FIGURA 14 - Emissões de N ₂ O nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDM): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.....	61

FIGURA 15 - Evolução das emissões de N ₂ O nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto no sistema de rotação de culturas 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07.....	63
FIGURA 16. - Umidade gravimétrica (Ug) e temperatura do solo nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDM): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	65
FIGURA 17 - Relação entre as emissões de N ₂ O com a concentração de nitrato (NO ₃ ⁻) do solo na camada de 0-10 cm nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDM): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	66
FIGURA 18 - Emissões de N ₂ O, concentração de NO ₃ ⁻ , umidade gravimétrica e PPA nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDM): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	67
FIGURA 19 - Concentrações de amônio (NH ₄ ⁺) e nitrato (NO ₃ ⁻) (camada de 0 a 10 cm) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDM): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	69
FIGURA 20 - Concentração de N mineral com a proporção de amônio (NH ₄ ⁺) e nitrato (NO ₃ ⁻) (camada de 0 a 10 cm) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDM): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	69
FIGURA 21 - Emissões totais de N ₂ O nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDM): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.....	72
FIGURA 22 - Fluxo de CH ₄ nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDM): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.....	73

FIGURA 23 - Relação entre o fluxo de CH ₄ com a concentração de amônio (NH ₄ ⁺) no plantio direto em sistema de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	75
FIGURA 24 - Relação entre o fluxo de CH ₄ com umidade gravimétrica nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	77
FIGURA 25 - Relação entre o fluxo de CH ₄ com temperatura do solo nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	77
FIGURA 26 - Fluxo total de CH ₄ nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.....	78
FIGURA 27 – Fluxo de CO ₂ nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.....	79
FIGURA 28 - Relação entre o fluxo de CO ₂ com temperatura do solo nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/ trigo/soja/aveia/soja.....	82
FIGURA 29 - Emissões totais de CO ₂ nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.....	83

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE 1 - Fluxo de C-CO ₂ (kg ha ⁻¹ d ⁻¹), temperatura e umidade do solo e radiação solar no sistema solo-soja sob plantio direto. Rotação 1-3: Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja.....	100
APÊNDICE 2 - Emissões de N ₂ O (µg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja	101
APÊNDICE 3 - Emissões de CH ₄ (µg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	102
APÊNDICE 4 - Emissões de CO ₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.....	103
APÊNDICE 5 - Concentrações de NH ₄ ⁺ e NO ₃ ⁻ (camada de 0 a 10 cm) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja	104

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 O efeito estufa.....	16
2.2 Gases de efeito estufa.....	17
2.3 Emissões de dióxido de carbono em solos agrícolas.....	18
2.4 Emissões de óxido nitroso em solos agrícolas.....	20
2.5 Emissão/absorção de metano em solos agrícolas.....	22
2.6 Emissão de gases de efeito estufa em sistemas agrícolas.....	23
2.7 Métodos de avaliação das emissões de GEE do solo.....	25
3 MATERIAL E MÉTODOS GERAL	27
3.1 Caracterização da área experimental.....	27
3.2 Informações meteorológicas.....	29
4 ESTUDO I. FLUXO DE CO₂ NA CULTURA DE SOJA SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO MADURO NO RS AVALIADO PELO MÉTODO DE COVARIÂNCIA DOS VÓRTICES	30
Resumo.....	30
4.1 INTRODUÇÃO	31
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	33
4.2.1 Medição do fluxo de C-CO ₂	33
4.2.2 Medição da temperatura e umidade do solo.....	36
4.2.3 Balanço de Carbono.....	37
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.3.1 Condições meteorológicas.....	38
4.3.2 Fluxo de C-CO ₂ no sistema solo-soja.....	41
4.3.3 Fluxo de C-CO ₂ durante o período diurno e noturno.....	42
4.3.4 Fluxo mensal de C-CO ₂ no sistema solo-soja.....	46
4.3.5 Fatores controladores do fluxo de C-CO ₂ no sistema solo-soja.....	47
4.3.6 Balanço de Carbono.....	51
4.4 CONCLUSÕES	53
5 ESTUDO II. EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO, METANO E DIÓXIDO DE CARBONO EM SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO NO RIO GRANDE DO SUL	54
Resumo.....	54
5.1 INTRODUÇÃO	55
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	57
5.2.1 Tratamentos avaliados.....	57
5.2.2 Períodos de avaliação.....	57
5.2.3 Amostragem e análise de N ₂ O, CH ₄ e CO ₂	58
5.2.4 Análises complementares.....	59
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
5.3.1 Emissões de óxido nitroso em solos sob diferentes sistemas de manejo.....	61

5.3.1.1 Variáveis controladoras das emissões de N ₂ O.....	64
5.3.2 Fluxo de metano em solos sob diferentes sistemas de manejo.....	72
5.3.2.1 Variáveis controladoras do fluxo de CH ₄	74
5.3.3 Fluxo de dióxido de Carbono em solos sob diferentes sistemas de manejo.....	79
5.3.3.1 Variáveis controladoras das emissões de CO ₂	81
5.4 CONCLUSÕES.....	84
6 RECOMENDAÇÕES.....	84
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	85
APÊNDICES.....	100

1 INTRODUÇÃO

O aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE) é um dos principais problemas ambientais atuais. A alteração da concentração de GEE poderá desencadear um aumento da temperatura média no planeta em até 5,8°C nos próximos cem anos (IPCC, 2007). Estima-se que, das emissões totais, a agricultura contribui com aproximadamente 20% da emissão antrópica de GEE, sendo que pode atuar como fonte ou dreno de GEE (Johnson et al., 2005). Três dos principais gases de interesse são dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4), sendo que o fluxo destes nos agroecossistemas é dependente do manejo e das práticas agrícolas adotadas. No Brasil, a contribuição da agricultura às emissões de GEE, é estimada em 75% das emissões de CO_2 , 91% das emissões de CH_4 e 94% das emissões de N_2O (Cerri & Cerri, 2007). O N_2O é emitido do solo para a atmosfera (efluxo), o CO_2 e o CH_4 podem ser emitidos ou absorvidos (influxo) em solos, sendo que o fluxo deste último depende da comunidade microbiana e das condições de umidade do solo, pois este gás é normalmente oxidado em solos sob condições aeróbicas. Portanto, normalmente os solos são drenos de CH_4 atmosférico.

As emissões de CO_2 estão relacionadas com a respiração, que é geralmente estimulada pelo preparo do solo. O preparo reduzido do solo e principalmente o Plantio Direto (PD) podem diminuir as emissões de CO_2 , aumentando assim os estoques de C do solo, porém podem aumentar as emissões de N_2O . As emissões de N_2O estão normalmente associadas à fertilização nitrogenada, sendo a emissão derivada dos processos de nitrificação e desnitrificação. Por sua vez, a maior parte do CH_4 produzido no setor agrícola está associada com a produção animal. Solos aerados atuam geralmente como dreno de CH_4 atmosférico devido à população metanotrófica do solo que utiliza este gás como fonte de C e energia. O CH_4 é produzido no solo pela decomposição anaeróbica da matéria orgânica e redução de CO_2 em ambientes anaeróbicos (Mosier et al., 2004).

As medições do fluxo de GEE a partir de solos são realizadas em pequenas e grandes escalas por meio de equipamentos como câmaras de solo e torres micrometeorológicas respectivamente; e os estoques de C no solo são normalmente derivados de experimentos de longa duração e/ou modelos de simulação (Gregorich et al., 2005). O estudo do fluxo de GEE

em sistemas agrícolas ainda é incipiente no Brasil, especialmente no Rio Grande do Sul. O estudo dos fluxos de GEE em sistemas agrícolas pode contribuir para o entendimento da mudança climática global, sendo que a identificação de sistemas de manejo capazes de mitigar as emissões de GEE minimizará o impacto da agricultura no ambiente global. Foi estabelecido como objetivo geral deste trabalho avaliar os efeitos de sistemas de manejo do solo nas emissões de CO₂, N₂O e CH₄.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O Efeito estufa

O efeito estufa é um mecanismo natural de aquecimento da atmosfera responsável por manter a temperatura média do planeta em níveis adequados para a existência dos seres vivos. Esse fenômeno ocorre quando uma parte da radiação solar refletida pela superfície terrestre é absorvida por determinados gases denominados “gases de efeito estufa”, presentes na atmosfera. Como consequência disso, a radiação infravermelha refletida pela terra fica retida na baixa atmosfera resultando no aquecimento do planeta.

As ações decorrentes das atividades econômicas e industriais têm provocado alterações na biosfera, resultando no aumento da concentração de GEE na atmosfera desde a Revolução Industrial (IPCC, 2001). Dentre os aspectos de poluição e impacto no ambiente, o balanço de GEE tem recebido grande destaque; o aumento global dos GEE na atmosfera, principalmente dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4), assim como seus impactos tem sido tema relevante para a comunidade científica, em específico, e a sociedade, em geral, durante as últimas décadas.

Aumentos na concentração de gases traço na atmosfera devido à atividade antrópica, têm levado a um impacto no balanço de entrada e saída de radiação solar do planeta, tendendo ao aquecimento da superfície da terra (Lal et al., 1995a). O relatório publicado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2001) reafirma as evidências de que as ações antropogênicas são responsáveis pelo aquecimento global de $0,6^\circ\text{C}$ observado durante os últimos 140 anos. Previsões científicas indicam que, mantido o ritmo de incremento das emissões de GEE, pode haver um aumento de até $5,8^\circ\text{C}$ na temperatura média do planeta durante os próximos cem anos (Cox et al., 2000; IPCC, 2001), com serias consequências para a vida na terra.

A previsão do impacto da elevação da temperatura em ecossistemas naturais e agroecossistemas tem incertezas e não é unanimidade entre os cientistas, porém, entre

algumas conseqüências, pode-se salientar a elevação em até 0,8 m do nível dos oceanos com desaparecimento de cidades costeiras, alternância de excessos e déficits hídricos, incidência de pragas e doenças, alteração no potencial agrícola de diferentes regiões do mundo, entre outros (IPCC, 2001).

2.2 Gases de efeito estufa

O vapor de água está presente na atmosfera terrestre em altas concentrações sendo responsável por 80% do efeito estufa natural. O restante 20% é devido aos outros gases presentes na atmosfera que, apesar de suas pequenas concentrações, contribuem significativamente para o efeito estufa. Os três principais GEE relacionados com atividades agrícolas e mudanças de uso da terra são CO₂, N₂O e CH₄ (Duxbury, 1995; Smith et al., 2003).

O CO₂ é considerado o mais importante GEE antropogênico. Suas emissões anuais registraram um crescimento de cerca de 80% no período compreendido entre 1970 a 2004 (IPCC, 2007). As concentrações atmosféricas de CO₂ (379 ppm) e CH₄ (1774 ppb) em 2005 ultrapassaram, de longe, os valores naturais ao longo dos últimos 650.000 anos. Aumentos globais das concentrações de CO₂ são principalmente devidos ao uso de combustíveis fósseis, com as mudanças de uso da terra fornecendo uma outra contribuição significativa, porém menor que a anterior.

Segundo o IPCC (2007), é muito provável que o aumento observado nas concentrações de CH₄ seja predominantemente devido à agricultura e à utilização dos combustíveis fósseis. As taxas de aumento de metano têm declinado desde o início da década de 1990, consistente com as emissões totais (soma das fontes naturais e antropogênicas) sendo quase constantes durante este período. Por outro lado, o aumento na concentração de N₂O é, em primeiro lugar, devido à agricultura, sendo que os solos representam a maior fonte de N₂O, contribuindo com aproximadamente dois terços (6–7 Tg N/ano) das emissões naturais (Bouwman et al., 1993).

Cerca de 70% da produção de CH₄ é resultado de fontes antrópicas, sendo o 30% produzido a partir de fontes naturais. A geração biológica em ambientes anaeróbios (zonas inundadas naturais e de origem antrópico, fermentação entérica e tratamento anaeróbio de resíduos) é a principal fonte de CH₄, embora perdas associadas com indústrias de carvão e gás natural são também significativas (Mosier et al., 2004).

O CO₂ e CH₄ emitidos a partir de solos cultivados são oriundos do metabolismo (degradação) de C orgânico. O metabolismo oxidativo aeróbio do substrato orgânico pelos microrganismos do solo é o responsável pela geração de CO₂ como produto final, enquanto o CH₄ é o produto principal do metabolismo anaeróbio (Yamulki & Jarvis, 2002; Moreira & Siqueira, 2006).

2.3 Emissões de dióxido de carbono em solos agrícolas

O Carbono (C) circula entre três diferentes reservatórios globais: a atmosfera, os oceanos e os sistemas terrestres. Por atuar como um condutor entre os outros dois reservatórios, a atmosfera desempenha um papel importante no ciclo do C e a concentração de CO₂ nela é regida em grande parte pela dinâmica das trocas entre estes três reservatórios (CAST, 2004).

O sistema terrestre, incluindo tanto a vegetação como os estoques de C do solo, é o segundo maior dos três reservatórios globais. O fluxo principal entre a atmosfera e os ecossistemas terrestres resulta da absorção de CO₂ pelas plantas através do processo de fotossíntese, e da liberação de CO₂ para a atmosfera pelas plantas, animais e microrganismos, através do processo de respiração, sendo que este gás também é liberado para a atmosfera pelas queimadas (CAST, 2004).

Os solos são um importante reservatório natural de carbono. Estima-se que nos primeiros 100 cm de profundidade, em termos globais, estão armazenados 2200 Pg C, correspondendo a aproximadamente 4 vezes o compartimento de C da vegetação (560 Pg) e 3 vezes o C da atmosfera (750 Pg); o C armazenado no solo é constituído pelo C orgânico (1500 Pg C) e mineral (700 Pg C) (Batjes, 1996).

Os fatores que aumentam as entradas de C (influxo), e/ou diminuem a respiração (efluxo), irão favorecer o acúmulo de C no solo, criando desta forma um dreno de CO₂ atmosférico (Smith, 2004). Os processos de influxo e efluxo de C do solo dependem das práticas de uso e manejo do solo, dentro dos limites impostos pelas condições climáticas e edáficas (CAST, 2004; Frank et al., 2006).

As práticas de manejo nos solos agrícolas podem reduzir ou aumentar o estoque de C do solo. Métodos de preparo do solo como aração e gradagem promovem perdas de C por meio de vários mecanismos segundo Bayer et al. (2000a;b); Young & Ritz (2000); Cerri et al. (2004); Reicosky & Archer (2007):

- Fracionamento dos agregados do solo que protegem à matéria orgânica da decomposição microbiana.
- Ao revolver o solo, aumenta a aeração que estimula a atividade microbiana; resultando na liberação de grandes quantidades de CO₂ e outros gases à atmosfera.
- Incorporação de resíduos culturais que ao aumentar a área de contato, facilita a atividade microbiana sobre os mesmos. A cobertura do solo é reduzida, deixando-o exposto à radiação solar, aumentando assim a temperatura e reduzindo a umidade do solo.

O PD ao permitir uma baixa mobilização do solo pode aumentar os estoques de C do solo, evitando assim as altas taxas de decomposição da matéria orgânica decorrentes dos preparos do solo. Este sistema associado a rotação de culturas com alto aporte de resíduos vegetais pode atuar como um dreno de CO₂ atmosférico (Bayer et al., 2000a; Campos, 2006). Costa (2005) e Campos (2006) em experimentos de longa duração no estado de Rio Grande do Sul demonstraram que o solo sob PD com adição de resíduos vegetais de leguminosas é uma prática importante na mitigação das mudanças climáticas globais.

Estudos conduzidos sob diversos sistemas de manejo e em condições de clima temperado principalmente, têm concluído que a movimentação do solo por ação mecânica é um dos principais fatores responsáveis por aumentar as perdas de CO₂ (Reicosky et al., 1997; Kessavalou et al., 1998; Reicosky & Archer, 2007). No Brasil, La Scala et al. (2001) avaliaram emissões de CO₂ em solo submetido a diferentes sistemas de manejo convencional e verificaram que a intensidade de preparo foi um fator determinante das perdas de CO₂ do solo. Por outro lado, Sanhueza et al. (1994), não observaram incrementos nas emissões de

CO₂ em solo de savanas tropicais após o preparo do solo. Em estudo realizado sob Latossolo Vermelho no sul de Brasil, Campos (2006) não encontrou diferenças entre os sistemas de preparo para os fluxos de CO₂.

2.4 Emissões de óxido nitroso em solos agrícolas

O N₂O é um gás de efeito estufa altamente estável e de longa vida cujas concentrações atmosféricas estão aumentando a uma taxa de 0,2 a 0,3% por ano, sendo a sua maioria atribuível às atividades humanas (CAST, 2004).

Estima-se que as emissões anuais de N₂O devidas à atividades antrópicas esteja entre 3 a 8 Tg de N e grande parte desta produção seja devida à agricultura (Mosier et al., 1998). Os solos são a maior fonte de N₂O, sendo que as emissões antrópicas de óxidos de N estão associadas com a adição de fertilizantes e aumento na mineralização do N orgânico do solo em sistemas agrícolas (Duxbury, 1995). O impacto do N₂O na mudança radiativa é direto já que este gás participa numa variedade de reações que afetam os níveis troposféricos de ozônio (causando a sua degradação) e radicais OH que iniciam a destruição oxidativa de CH₄ (Huang et al., 2004).

O N₂O é produzido biologicamente em solos através de processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (Harrison & Webb, 2001; Moreira & Siqueira, 2006). A nitrificação, oxidação de amônio para nitrito e em seguida a nitrato, ocorre em praticamente todos os ecossistemas terrestres, aquáticos e sedimentares. Nitrosomonas e Nitrospira são as principais bactérias do solo e da água que oxidam amônia (NH₃) para nitrito (NO₂⁻) enquanto Nitrobacter é o principal gênero de bactérias que oxidam nitrito para nitrato (NO₃⁻) (Harrison & Webb, 2001).

A desnitrificação é a redução microbiana de nitrato (NO₃⁻) ou nitrito (NO₂⁻) a N gasoso, com NO e N₂O sendo produzidos como compostos intermediários da redução. Este processo é realizado por um grupo de bactérias diversificadas e amplamente distribuídas sendo heterotróficas e anaeróbias estritas ou facultativas, por tanto, é mais importante em ambientes onde prevalece a condição anaeróbica (Moreira & Siqueira, 2006).

As emissões de N₂O provenientes da nitrificação são quantitativamente dependentes do grau de nitrificação e tendem a ser maiores, por unidade de N nitrificado, quando os solos apresentam adequadas condições de umidade (Duxbury, 1995). Em ecossistemas naturais, a nitrificação é dependente da ciclagem de N dentro do sistema solo-planta, que é maior em ecossistemas tropicais que em temperados. Conseqüentemente, as emissões de N₂O são maiores em florestas e pastagens tropicais que em seus semelhantes em ecossistemas temperados.

A adição de fertilizante amoniacal aos sistemas agrícolas cria uma fonte antrópica de N₂O derivada da nitrificação. Já as emissões de N₂O provenientes da desnitrificação são altamente variáveis porque o N₂O não é o produto terminal da desnitrificação, sendo que as emissões de N₂O são, em geral, maiores em ambientes úmidos (Duxbury, 1995).

Dados obtidos de sistemas de produção agrícola demonstram que o N₂O é emitido em resposta a adubação nitrogenada (Smith et al., 1998; Sarkodie-Addo et al., 2003; Mosier et al., 2004). As emissões provenientes de culturas específicas variam muito e a gama de observações dentro de cada cultura é grande. Ball et al. (1999) demonstraram que os fluxos de N₂O estiveram associados principalmente com o período após a fertilização e foram fortemente dependentes das chuvas, em particular no PD e em solos compactados na Escócia. Em estudo realizado em Rondônia, Passianoto et al. (2003) encontraram altas taxas de variação na emissão de N₂O: 1 a 357 µg N m⁻² h⁻¹ e 6 a 326 µg N m⁻² h⁻¹ nos tratamentos gradagem e PD respectivamente; o pico de emissão nestes dois tratamentos ocorreu após a fertilização. Em geral, as perdas de N₂O após a fertilização foram elevadas, sendo que o pico de emissão de N₂O apresentou-se após a primeira grande chuva e a aplicação do fertilizante.

Altas taxas de emissão de N₂O ocorrem quando o solo apresenta grande parte da porosidade preenchida por água (PPA), acima de 60%, o que dificulta a difusão de O₂ no solo e favorece a formação de ambientes anaeróbicos (Dobbie & Smith, 2001; Smith et al, 2003; Bateman & Baggs, 2005). Geralmente, as taxas de desnitrificação aumentam com a elevação do teor de NO₃⁻ no solo sob condições favoráveis à desnitrificação (como alta umidade) e quando fatores como temperatura e C orgânico disponível não são limitantes (Dalal et al., 2003).

O preparo do solo pode ocasionar efeitos significativos nas emissões de N_2O do solo. Estudos conduzidos em condições de clima temperado e tropical, têm apresentado tendências de maiores emissões de N_2O em solos sob PD do que em PC, o que está relacionado à condição de maior compactação do solo não revolvido e que teria reflexo negativo na difusão de O_2 (Ball et al., 1999; Vinten et al., 2002; Gregorich et al., 2005; Zotarelli, 2005; Gomes, 2006; Liu et al., 2007). Em Rondônia, Passianoto et al. (2003) estimaram uma emissão de aproximadamente 0.6 kg N ha^{-1} maior em PC que sob PD durante um período de seis meses.

2.5 Emissão/absorção de metano em solos agrícolas

As emissões de CH_4 provenientes de solos agrícolas tropicais constituem uma parte significativa das emissões globais anuais de CH_4 , sendo os solos cultivados com lavouras de arroz irrigado, com presença de cupins, queimadas de biomassa e fermentação entérica os principais contribuintes (Smith et al., 2000; Robertson & Grace, 2004; Mosier et al., 2004).

O metano é produzido principalmente em solos saturados com água por longos períodos, na agricultura, esse grau de saturação ocorre principalmente em solos dedicados à cultura de arroz irrigado por inundação (CAST, 2004). Nestes solos, a produção de CH_4 é afetada pela composição e textura do solo e pelo teor de aceptores inorgânicos de elétrons, sendo que o período entre a inundação do solo e início de metanogênese pode variar de acordo ao tipo de solo (Mosier et al., 2004).

A inundação do solo altera o caráter da flora microbiana edáfica, diminuindo a concentração de O_2 . A fermentação é um dos principais processos bioquímicos responsáveis pela decomposição de matéria orgânica em solos inundados, entre os principais produtos do processo fermentativo nestes solos estão o N_2 , CH_4 e CO_2 que normalmente constituem a maior parte da fase gasosa dos solos alagados (Mosier et al., 2004).

Os solos aerados podem atuar como dreno ou fonte de metano, dominando geralmente a absorção sobre a metanogênese que possa ocorrer em microsítios anaeróbicos. A absorção de CH_4 é controlada pela taxa de difusão e a demanda biológica; por sua vez, a difusão é regulada por fatores físicos, e a demanda biológica por ambientes físicos e químicos. Fatores

bióticos e abióticos podem limitar a absorção de CH₄ (Smith et al., 2003; CAST, 2004; Majumdar & Mitra, 2004).

Todas as bactérias metanotróficas são aeróbias obrigatórias uma vez que a enzima responsável pelo primeiro passo na oxidação de CH₄ é uma enzima mono-oxygenase (MMO), que requer O₂ molecular (Mosier et al., 2004).

O fluxo líquido (emissão ou consumo) de CH₄ irá variar de acordo com a natureza do sistema agrícola e as práticas de manejo adotadas no sistema (Mosier et al., 2004). O efeito da mudança no uso da terra de floresta ou pastagem para a agricultura pode reduzir pela metade ou em dois terços a capacidade do solo de atuar como dreno de CH₄ (Smith & Conen, 2004). Segundo Ball et al. (1999) a taxa de oxidação de metano pode ser reduzida pelo preparo do solo devido à perturbação dos microrganismos metanotróficos, mas é também influenciada pela difusividade gasosa ao afetar a taxa de fornecimento de CH₄ atmosférico.

Em solos agrícolas, a aplicação de adubos nitrogenados diminui a taxa de oxidação de CH₄ (Mosier et al., 1991; Majumdar & Mitra, 2004). O amônio atua como inibidor da oxidação do CH₄ no solo ao competir pela enzima mono-oxygenase, encarregada de catalisar a oxidação de CH₄ (Hüstch et al., 1994; Boeckx et al., 1997).

2.6 Emissão de gases de efeito estufa em sistemas agrícolas

Atualmente, é reconhecido que os solos, enquanto sistemas abertos, podem regular ou contribuir para os pools de gases atmosféricos (Nyborg et al., 1995). Os solos têm papel fundamental nos ciclos de C e N, constituindo uma importante reserva e fonte desses elementos, já a atividade agrícola por fazer uso desse recurso natural o deveria fazê-lo de forma sustentável para minimizar seus impactos sobre o ambiente.

Os solos agrícolas podem atuar como fonte ou dreno de GEE (Johnson et al., 2005), sendo que o uso e o manejo do solo podem influenciar o fluxo de GEE em agroecossistemas (Lal et al., 1995a; Liebig et al., 2005). O manejo do solo que interage com o estoque de C e as emissões de GEE inclui tipo de cultura, frequência de pousio, manejo de resíduos, culturas de

cobertura, rotações, preparo, irrigação, drenagem e adubação (Ajwa & Tabatabai, 1994; Paustian et al., 1997). Adições de resíduos vegetais à superfície do solo resultam num aumento das emissões de CO₂ por aumentar a taxa de respiração, em decorrência do fornecimento de substrato para a degradação por microrganismos (Kimble & Lal, 2002).

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 efluxo de CO₂, N₂O, NO_x e CFCs e diminuir o influxo de CH₄. 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 influencia nas propriedades e processos do solo. Práticas agrícolas que favorecem as emissões gasosas a partir do solo incluem desmatamento, queimada de biomassa, revolvimento do solo, implantação de culturas em áreas marginais e agricultura de baixos insumos (Lal et al. 1995a; Wassmann & Vlek, 2004).

A contribuição da agricultura para o efeito estufa antropogênico pode ser reduzida, sendo o desenvolvimento de sistemas de manejo do solo com capacidade para mitigar as emissões de GEE uma importante etapa (Reicosky, 1997; Janzen et al., 1998; Bayer et al., 2000b). Neste sentido, mitigar significa intervenção antrópica no sentido de desenvolver sistemas que reduzam as emissões ou aumentem os drenos de GEE (Robertson & Grace, 2004; IPCC, 2005). Para tanto, o primeiro passo é quantificar os fluxos nos principais sistemas agrícolas.

Solos manejados sob plantio convencional, com uso de grade e arado, ocasionam a redução da MOS pelo rompimento dos agregados, exposição de pools da matéria orgânica ao ataque microbiano e aumento da oxidação do C orgânico em CO₂. Existe um potencial para restaurar os níveis de C orgânico e reduzir as emissões de GEE dos solos através de mudanças nas práticas agrícolas incluindo métodos de preparo, manutenção da fertilidade com uso de fertilizantes inorgânicos e adubação orgânica, uso de dejetos de animais, rotação de culturas, culturas de cobertura e manejo dos resíduos de culturas (Li, 1995). Adicionalmente, os climas do solo e do ar, através de seus efeitos na temperatura do solo e do ar e no regime de umidade do solo, têm um papel importante na regulação das emissões gasosas (Lal et al., 1995b).

2.7 Métodos de avaliação das emissões de GEE do solo

Existem diversas metodologias de avaliação dos fluxos de GEE do solo para a atmosfera (Duiker & Lal, 2000; Janssens et al., 2001; Post et al., 2001; Yim et al., 2002). Medidas diretas envolvem o uso de campânulas posicionadas sobre a superfície do solo, com soluções alcalinas em seu interior ou acopladas a analisador de gás por infravermelho, sendo que as amostras do ar incubado em câmaras fechadas também podem ser coletadas manualmente, utilizando-se seringas (Costa et al., 2006). Os métodos micrometeorológicos para medição de CO₂ como a covariância dos vórtices são utilizados nos cálculos de trocas gasosas em escala de ecossistema, considerando a participação da biomassa vegetal (D'Andréa et al., 2006).

Janssens et al. (2001) indicaram que os métodos de campânulas e da covariância dos vórtices são usados para medir diferentes aspectos do ciclo do C, enquanto os sistemas de campânulas estimam as emissões do solo para a atmosfera, a covariância dos vórtices fornece resultados numa escala mais abrangente, calculando as trocas gasosas na interface superfície-atmosfera, considerando o ecossistema como um todo.

O método da covariância dos vórtices usa uma alta frequência de medições (tipicamente 10 amostras por segundo) da velocidade vertical do vento e da concentração de gás atmosférico num ponto por cima da superfície, este método se baseia no fato de que o fluxo líquido de CO₂ num ecossistema é igual à covariância média (extensão na qual as variáveis são alteradas, em conjunto) entre as flutuações na velocidade vertical do vento e as flutuações na concentração de CO₂, o que permite descrever a direção e a magnitude do transporte líquido de CO₂ (Field et al., 1992 apud D'Andréa et al., 2006).

O método da covariância dos vórtices proporciona uma excelente oportunidade para determinar o fluxo de CO₂ numa grande variedade de ecossistemas (Baldocchi, 2003; Grace, 2004) permitindo estabelecer si estes atuam como fonte ou dreno de CO₂, o que tem contribuído para o entendimento da dinâmica do C em florestas (Baldocchi et al., 1997; Janssens et al., 2001; Griffis et al., 2004; Van Dijk & Dolman, 2004), pastagens (Suyker & Verma, 2001; Suyker et al., 2003; Santos et al., 2004) e agroecossistemas (Soegaard et al., 2003; Verma et al., 2005; Hollinger et al., 2005; Baker & Griffis, 2005; Suyker et al., 2004;

Anthoni et al., 2004; Suyker et al., 2005; Bernacchi et al., 2005; Neves, 2006; Carneiro, 2007).

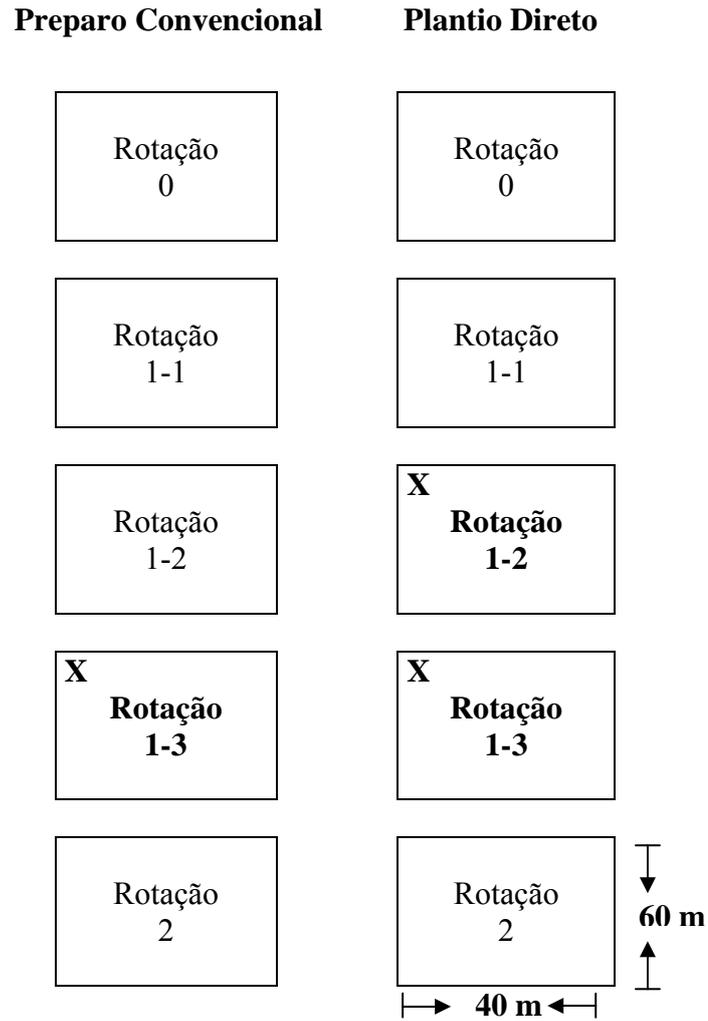
3 MATERIAL E MÉTODOS GERAL

3.1 Caracterização da Área Experimental

O estudo foi desenvolvido em experimento de manejo do solo de longa duração (22 anos) situado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa Fecotrigó (FUNDACEP), Cruz Alta, RS. Este projeto integra uma das ações de colaboração entre a UFSM e a FUNDACEP. A Fundacep localiza-se na região do Planalto Médio do RS (Rio Grande do Sul, 1994), à latitude de 28°36' Sul, longitude de 53°40' Oeste e altitude média de 409 m. O solo ocorrente é classificado como Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 2005a).

O local do estudo tem clima subtropical úmido, tipo Cfa 2a, segundo a classificação climática de Köppen (Moreno, 1961). A precipitação média anual é de 1.755 mm (média do período de 1974 a 2006 – dados da Estação Meteorológica da FUNDACEP), com chuvas distribuídas uniformemente durante o ano, podendo ocorrer períodos de estiagem em determinados anos. A temperatura média anual é de 18,7°C (média do período de 1998 a 2006 – dados da Estação Meteorológica da FUNDACEP).

Este trabalho utilizou parcelas constituintes do experimento "Influência do preparo do solo e da rotação de culturas sobre o rendimento e a rentabilidade das culturas", instalado em 1985 (Ruedell, 1995). A área do experimento apresenta declividade média de 4,7%. Este experimento consiste de dois métodos de preparo de solo, convencional (PC) e plantio direto (PD), combinados com três diferentes sistemas de rotação de culturas. As parcelas principais medem 40 x 60 m (2.400 m²) (Figura 1). Maiores informações e detalhes do experimento podem ser obtidas em Campos (2006).



Legenda:

Sistemas de Culturas

Rotação 0: Trigo/soja

Rotação 1-1: Trigo/soja/aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo

Rotação 1-2: Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja (PDm)

Rotação 1-3: Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja (PCs; PDs)

Rotação 2: Aveia/soja/trigo/soja

X = Parcelas em estudo

Figura 1. Esquema de distribuição dos tratamentos. FUNDACEP, Cruz Alta, RS.

3.2 Informações meteorológicas

Os dados de temperatura do ar e precipitação pluviométrica ocorridas durante o período de avaliação foram obtidos da Estação Meteorológica da FUNDACEP e encontram-se na Figura 2.

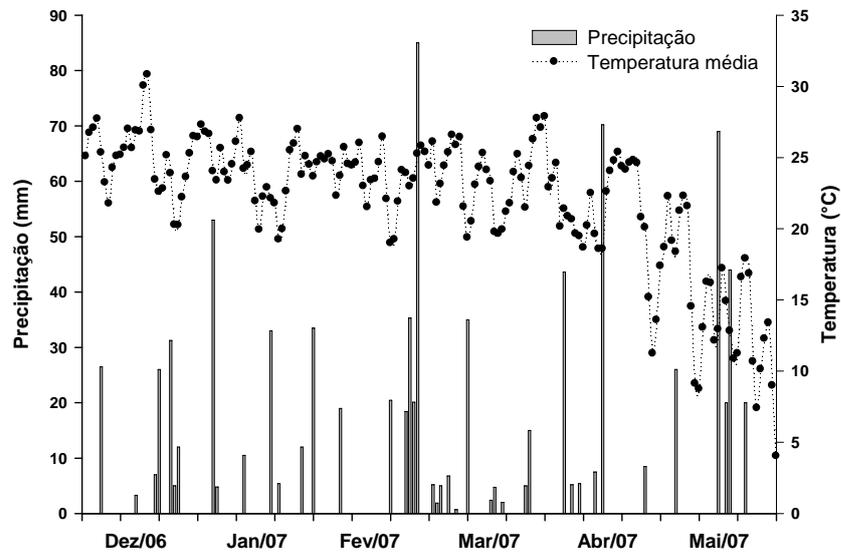


Figura 2. Distribuição da precipitação pluviométrica e da temperatura média do ar durante o período de avaliação.

4 ESTUDO I

Fluxo de C-CO₂ no sistema solo-soja sob plantio direto de longa duração no RS avaliado pelo método de covariância dos vórtices

Resumo

Os ecossistemas agrícolas têm o potencial de seqüestrar C no solo, dependendo das práticas de manejo. Com o objetivo de avaliar o fluxo de C-CO₂ no sistema solo-soja sob PD e sua dependência de fatores climáticos, desenvolveu-se um estudo durante a safra agrícola de 2006/2007. O projeto foi desenvolvido em experimento de manejo do solo de longa duração (22 anos) sob Latossolo Vermelho distrófico típico situado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa Fecotrigo (FUNDACEP), Cruz Alta, RS. Os dados foram coletados por uma estação meteorológica automática montada em torre micrometeorológica de dois metros de altura, cedida pelo Laboratório de Micrometeorologia da UFSM. Variáveis turbulentas foram medidas por um anemômetro sônico tridimensional Campbell-3D (componentes de vento e temperatura) e por um analisador de gás infravermelho Licor 7500 (H₂O e CO₂). O método da covariância dos vórtices (“eddy covariance”) foi utilizado para medir o fluxo de C-CO₂ que é resultante da interação entre atmosfera e a cultura de soja. Foram monitoradas a temperatura do ar e do solo, a umidade do solo e a radiação solar durante o ciclo de crescimento da cultura, nos meses de dezembro a abril. Os resultados confirmaram a elevada atividade fotossintética durante o período diurno, com elevados valores de influxo de C-CO₂. No estágio fenológico V₁₁ até R₁, o sistema solo-soja atingiu os máximos valores de influxo de C-CO₂ (ao redor de -60 kg ha⁻¹ d⁻¹), já no estágio fenológico R₆, o fluxo tornou-se aproximadamente neutro (-0,4 kg ha⁻¹ d⁻¹). Foram verificados baixos valores de influxo de C-CO₂ total, com a cultura respondendo às condições ambientais e ao estágio fenológico. O balanço de C líquido do sistema solo-soja indicou baixo potencial em proporcionar incrementos nos teores de matéria orgânica do solo mesmo sob PD. Este projeto de pesquisa é o resultado de uma colaboração científica entre o Laboratório de Micrometeorologia da UFSM, o Departamento de Solos da UFSM e a FUNDACEP.

4.1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o segundo maior produtor de soja do mundo, responsável por 24% da produção mundial. A soja é a cultura com maior área plantada (22.047.349 hectares) no país, sendo que entre os seis principais estados produtores de soja está o Rio Grande do Sul, com 3.863.726 hectares (IBGE, 2006). O Planalto médio do Rio Grande do Sul sob solo Latossolo é a principal região produtora de soja no estado (Cunha et al., 2001). Nos últimos anos, as práticas de manejo agrícola têm mudado significativamente nas áreas de produção de grãos e fibras principalmente, com destaque à adoção generalizada do PD que provavelmente teve grande influência no fluxo de CO₂ do agroecossistema. A soja é uma das culturas que mais dependem da concentração de carbono no solo, ao mesmo tempo que é considerada como a maior causa de emissão de CO₂ na agricultura, ocasionando efeitos importantes no solo, já que se decompõe mais rapidamente do que a maioria das culturas de grãos (Reicosky, 2004).

Uma das opções economicamente mais viáveis para seqüestrar C na biosfera terrestre é aumentar os estoques de C nos solos agrícolas (Reed & Rice, 2007). O C presente na atmosfera pode ser transferido aos solos por meio de práticas agrícolas adequadas, que podem incluir o uso eficiente de fertilizantes e da água de irrigação, rotações de culturas e a mudança do preparo convencional para o PD (West & Marland, 2002).

As trocas de C entre a atmosfera e os ecossistemas terrestres ocorrem devido aos processos de fixação de C por fotossíntese na vegetação, e liberação pela respiração da biota. Embora muito importante, o fluxo de CO₂ do solo para a atmosfera é pouco conhecido em termos de variação sazonal e de quantidade respirada nos diferentes tipos de cobertura do solo.

A quantificação dos fluxos turbulentos de CO₂ sobre áreas de ecossistemas, vem sendo feita desde a década de 1990 por meio de medidas diretas com a utilização do método de covariância de vórtices turbulentos ou “eddy covariance”, o qual tem aplicação no estudo das conseqüências climáticas causadas pela cobertura vegetal do solo. Os projetos de pesquisa têm centrado atenção nas florestas, a fim de compreender seu papel no ciclo do C, porém, é necessário também avaliar sistemas de culturas especialmente em agroecossistemas que

ocupam grande área na superfície da terra e que contribuem como fornecedores e consumidores de C. Estudos do comportamento do fluxo de CO₂ contribuirão ao melhor entendimento das mudanças climáticas globais.

Hipótese

O sistema solo-soja sob PD de longa duração no Rio Grande do Sul apresenta balanço positivo de C-CO₂, indicando que o efluxo é maior que o influxo, tendo portanto baixo potencial para contribuir no seqüestro de carbono.

Objetivo Geral

Avaliar o fluxo de dióxido de Carbono entre o sistema solo-soja sob PD de longa duração e a atmosfera durante o ciclo de desenvolvimento da cultura.

Objetivos Específicos

Estimar o fluxo de C-CO₂ no sistema solo-soja durante o ciclo de desenvolvimento da cultura sob PD de longa duração.

Verificar a influência das variáveis temperatura do ar e do solo, umidade e radiação solar no fluxo de C-CO₂ do sistema solo-soja.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Para este estudo, foi escolhido o sistema de rotação de culturas R1-3 sendo rotação de inverno e verão aveia (*Avena strigosa* Schreber)/soja (*Glycine max* (L.) Merr.)/aveia+ervilhaca (*Vicia sativa* (L.)Walp.)/milho (*Zea mays* L.)/nabo (*Raphanus sativus* var. *oleiformis* L.)/trigo (*Triticum aestivum* L.)/soja sob PD. A área experimental foi semeada com soja no dia 15 de novembro do ano de 2006 sendo que a data de emergência foi o dia 23 de novembro de 2006.

4.2.1 Medição do fluxo de C-CO₂

Os dados de fluxo de C-CO₂ foram coletados por uma estação meteorológica automática montada em torre micrometeorológica de dois metros de altura, cedida pelo Laboratório de Micrometeorologia da UFSM (Figura 3).

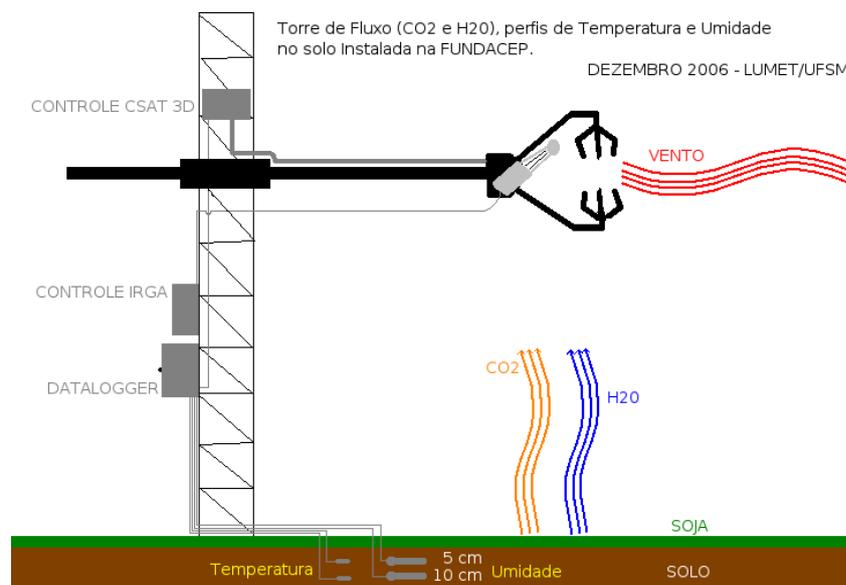


Figura 3. Esquema da estação meteorológica. Fonte: H. Zimmermann (2006).

Variáveis turbulentas foram medidas por um anemômetro sônico tridimensional Campbell-3D (componentes de vento e temperatura) e por um analisador de gás infravermelho Licor 7500 (H_2O e CO_2) durante a safra agrícola de 2006/2007 (Figura 4). Este sensor baseia-se num sistema de medição por infravermelho, tendo sido especialmente concebido para sistemas de cálculos de fluxos pelo método da covariância dos vórtices.

Todos os sensores da estação meteorológica, para leitura e armazenamento das medições efetuadas, foram ligados a um módulo de aquisição de dados (datalogger) modelo CR10X da marca “Campbell Scientific”. As medições dos sensores são registradas pelo datalogger e armazenados na sua memória, sendo ligado a um computador. A estação meteorológica permaneceu conectada a uma rede de abastecimento elétrica durante todo o período de coleta de dados.



Figura 4. Torre micrometeorológica montada na cultura de soja em fase vegetativa.

O método da covariância dos vórtices (“eddy covariance”) foi utilizado para calcular o fluxo de C- CO_2 resultante da interação entre atmosfera e o sistema solo-soja. Esta técnica permite determinar o fluxo vertical de C- CO_2 , usando o cálculo da covariância entre as flutuações da velocidade vertical do vento (w') e das concentrações de CO_2 (CO_2'). Esse

método está baseado nos redemoinhos (turbilhões) que acontecem na atmosfera. Os turbilhões mais aquecidos e mais úmidos gerados próximos à superfície são deslocados verticalmente, sendo substituídos por turbilhões menos aquecidos. Assim, estes movimentos são responsáveis pelo transporte vertical (fluxos) das propriedades da atmosfera, por exemplo o CO₂, vapor de água, momentum, calor sensível e latente.

O fluxo de qualquer escalar pode ser escrito por:

$$F_c = \overline{wc} \quad (2.1)$$

onde F_c é a densidade de fluxo do escalar c , w é a velocidade vertical do vento e c é a densidade do escalar c .

A barra acima do termo a direita representa a média do produto (\overline{wc}) e não o produto da média ($\overline{w}\overline{c}$).

Como registros de velocidade do vento, temperatura e concentração exibem forma turbulenta, é conveniente considerar estas variáveis como a soma de uma média e de uma parte flutuante. Esse processo é conhecido como decomposição de Reynolds, e para velocidade do vento e concentração, pode ser escrito como:

$$w = \overline{w} + w' \quad (2.2)$$

$$c = \overline{c} + c' \quad (2.3)$$

Reescrevendo a equação (2.1) e fazendo uso da (2.2) e (2.3), tem-se:

$$F_c = \overline{wc} + \overline{w'c'}$$

Uma suposição normalmente aceita é que sobre um intervalo adequado de tempo não há movimento de massa de ar na vertical, $\overline{w} = 0$. Também é possível mostrar que a média das flutuações é nula. Com estas condições, obtém-se:

$$F_c = \overline{w'c'}$$

Foram obtidos 10 valores por segundo da concentração de CO₂ e foi calculada a média para intervalos de 30 minutos. Os fluxos turbulentos foram calculados utilizando programas em linguagem Fortran-77.

Os dados calculados para cada 30 minutos foram somados ao longo de cada período de 24 horas para obter o fluxo de C-CO₂ para cada dia do ciclo da cultura. Posteriormente, os dados diários foram somados ao longo do período para obter o balanço de Carbono (g m⁻²).

Para obter a distribuição diária (por hora) do fluxo de C-CO₂ em cada estágio fenológico da cultura, foram calculadas médias conforme o número de dias em cada estágio, o que permitiu reduzir possíveis erros de amostragem.

Por convenção micrometeorológica, fluxos de CO₂ da atmosfera para a superfície são considerados negativos (influxo) e os valores positivos representam fluxo de CO₂ do ecossistema para a atmosfera (efluxo).

Os dados do início do ciclo da cultura da soja não foram registrados já que a estação meteorológica foi instalada no dia 16/12/06 e a semeadura foi realizada no dia 15/11/06, sendo que a emergência ocorreu no dia 23/11/06. Durante o tempo de coleta de dados no campo, motivado provavelmente por descarga elétrica, falta de energia ou até mesmo danos dos equipamentos, o sistema deixou de registrar dados do Analisador de gás e do Anemômetro Sônico em vários períodos, conforme apresentado na Figura 8 no capítulo de Resultados e Discussão, onde os valores aparecem sem registro.

4.2.2 Medição da temperatura e umidade do solo

A temperatura do solo foi avaliada utilizando-se dois sensores de temperatura (termopares) inseridos no interior do solo (Figura 5a), para a obtenção da umidade do solo foram utilizados dois sensores ECH₂O (Decagon Devices, Inc, USA) que medem a constante dielétrica do solo para determinar o conteúdo de umidade volumétrica (Figura 5b). Os sensores de temperatura e umidade foram inseridos na região próxima ao local onde foi instalada a torre micrometeorológica a uma profundidade de 5 e 10 cm (Figura 3) e foram ligados ao datalogger. Os sensores foram cedidos pelo grupo de pesquisa em Física do Solo da UFSM.

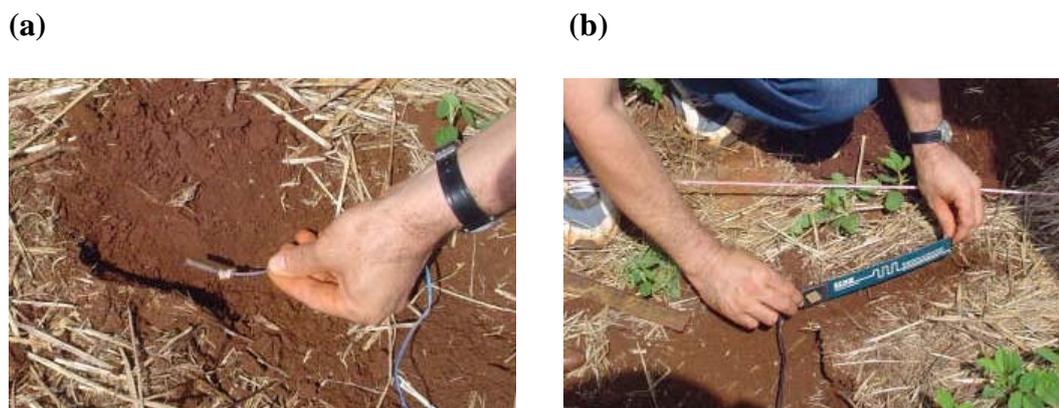


Figura 5. Sensores de temperatura (a) e umidade (b) instalados adjacentes à torre micrometeorológica.

4.2.3 Balanço de Carbono

Ao considerar o balanço de C anual de um sistema agrícola estimado a partir do fluxo de C-CO₂, o C do grão removido com a colheita deve ser considerado (Verma et al., 2005). De maneira similar à usada por Anthoni et al. (2004) e Hollinger et al. (2006), foi calculado o balanço do sistema solo-soja como:

$$\text{Balanço} = \text{Fluxo de C-CO}_2 - C_{\text{gr}}$$

Onde C_{gr} é a quantidade de C removido com a colheita de grãos

O Carbono no grão foi obtido a partir da equação:

$$C_{\text{gr}} = \left(1 - \frac{W_g}{100} \right) f_C Y$$

Onde:

W_g é o conteúdo de umidade do grão (13% para a soja)

f_C é a fração de carbono no grão

Y é o rendimento em g m^{-2}

Para a soja, f_C é 0,54 (Loomis e Conner, 1992; citado por Hollinger et al., 2005).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Condições meteorológicas

As condições climáticas da safra agrícola 2006/2007 foram favoráveis para o desenvolvimento da cultura da soja, com precipitações freqüentes e temperaturas apropriadas que permitiram obter um rendimento de grãos elevado (3213 kg ha^{-1}). Adequadas condições climáticas permitiram a ocorrência de uma elevada taxa de fotossíntese na cultura que se viu refletida na alta produtividade, favorecendo ao mesmo tempo, o influxo de C-CO₂. Segundo Jantalia et al. (2006a) maiores rendimentos das culturas favorecem a acumulação de C no solo, especialmente no PD.

As temperaturas neste período foram ligeiramente mais quentes que a média histórica, sendo janeiro o mês que apresentou a diferença menor com a média quando comparado com os outros meses (Figura 6a). Quanto à precipitação média mensal, historicamente foram registrados maiores volumes de chuvas, no mês de dezembro a precipitação foi menor que a média, mas em janeiro foi igual; em fevereiro foi superior e em março menor, sendo que em abril o volume de chuvas ficou próximo da média histórica. A exceção nesta safra se apresentou no mês de fevereiro sendo superior em 33% (65,7 mm de diferença) tendo como referencia o valor médio multianual (Figura 6b).

O regime diário de chuvas no período estudado é apresentado na Figura 2. O mês de fevereiro foi o mais chuvoso, com precipitação total de 198 mm e março foi o mês mais seco (84 mm). Não foi evidenciada ocorrência de déficit hídrico, o que permitiu manter níveis adequados de umidade no solo, portanto é de se esperar que esta variável não seja limitante aos níveis de fluxo de C-CO₂ registrados.

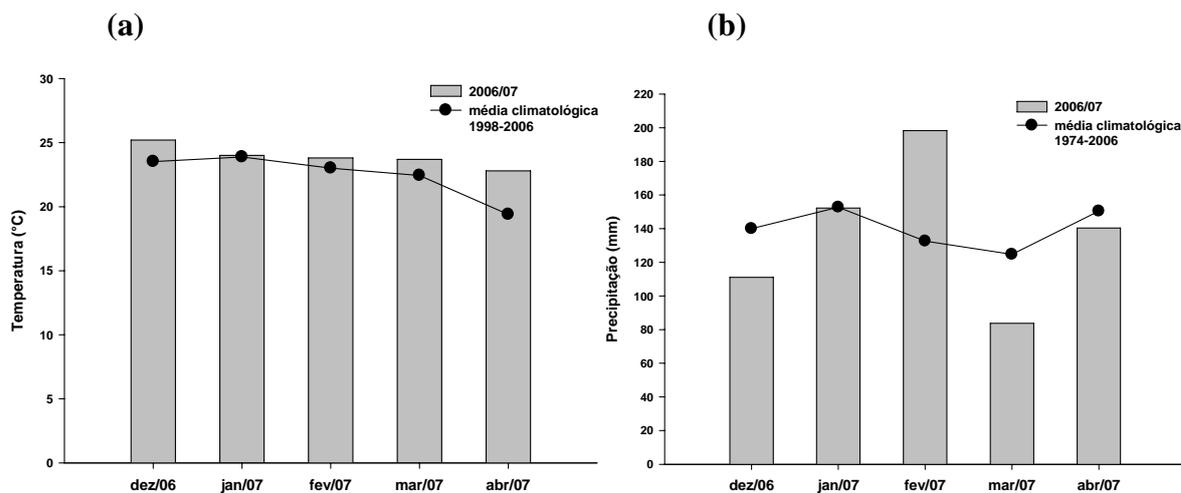


Figura 6. Temperatura média mensal (a) e precipitação (b) nos meses de dezembro 2006 a abril 2007. A linha representa a média climatológica.

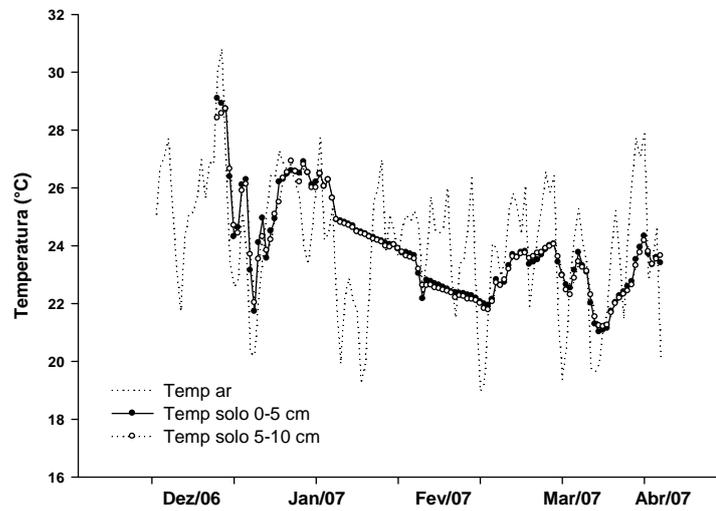
Com adequados teores de água os estômatos das plantas estão mais abertos, há maior troca gasosa, maior produção de biomassa verde e conseqüentemente maior produtividade primária do ecossistema (Tannus, 2006). No ciclo da cultura, o mês com maior incidência de chuvas (fevereiro) coincidiu com as maiores assimilações de C-CO₂ e no mês mais seco (março) foram observados os menores influxos.

A temperatura do ar e do solo, a radiação solar, a precipitação, umidade gravimétrica e porosidade preenchida por água para os meses de dezembro a abril são apresentadas na Tabela 1. A temperatura do ar apresentou tendência à diminuição no final do ciclo da cultura. A temperatura do solo variou de 29°C no dia 16/12/06 para 21°C no dia 19/03/07 (Figura 7a) e em geral, seguiu a mesma tendência da temperatura do ar. Diariamente, a temperatura do ar segue o mesmo padrão do ciclo radiativo, durante o dia é alta devido à incidência de sol, enquanto que no período noturno é menor, devido ao resfriamento radiativo (Santos, 1999). A umidade gravimétrica do solo variou entre 31 e 38% no período avaliado (Figura 7b) e a porosidade preenchida com água foi praticamente superior a 90%.

Tabela 1. Valores médios da temperatura do ar, temperatura do solo, radiação solar, umidade gravimétrica do solo, porosidade preenchida por água e precipitação total no ciclo da cultura da soja.

Safr agrícola	Mês	Tar (° C)	Tsolo (° C)		Rad. Solar (W m ⁻²)	Precipitação (mm)	Ug (%)		PPA (%)	
			0-5cm	5-10cm			0-5cm	5-10cm	0-5cm	5-10cm
2006/07	dez	25,2	25,2	25,2	437,2	111,1	35,0	34,0	94,8	94,9
	jan	24,0	26,1	25,9	417,3	152,2	34,2	33,0	92,6	91,9
	fev	23,8	22,9	22,9	421,4	198,25	34,7	33,4	94,2	93,3
	mar	23,7	22,9	22,9	354,8	83,75	35,9	32,7	97,3	91,5
	abr	22,8	23,4	23,5	317,5	140,4	36,7	31,6	99,4	88,2

(a)



(b)

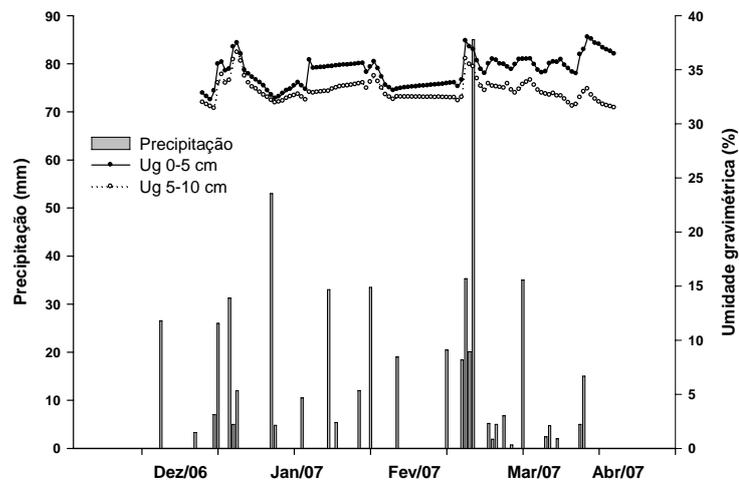


Figura 7. Temperatura do solo e do ar (a), umidade gravimétrica (Ug) e precipitação (b) nos meses de dezembro 2006 a abril 2007.

4.3.2 Fluxo de C-CO₂ no sistema solo-soja

Os valores diários de fluxo de C-CO₂ são apresentados na Figura 8. No período avaliado o sistema solo-soja se comportou como um ligeiro dreno de C, sendo este efeito mais pronunciado nos estádios fenológicos V₁₀, V₁₁, R₁ e R₂, o que indica que a taxa de absorção de CO₂ pela vegetação (fotossíntese) supera a liberação (respiração de plantas e solo), porém com taxas muito baixas. Verma et al. (2005) reportaram um período mais curto no qual o sistema solo-soja foi dreno de C-CO₂, sendo o início e o final do ciclo, fonte de C-CO₂ para a atmosfera.

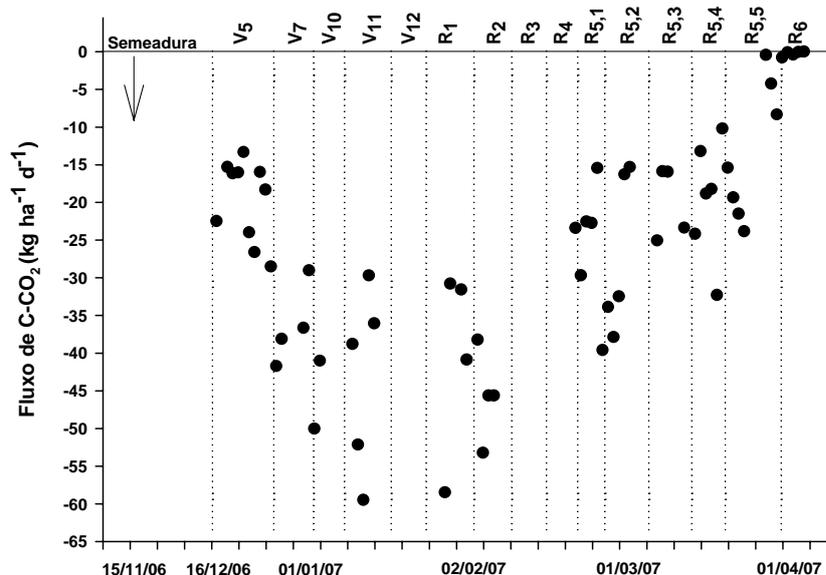


Figura 8. Fluxo de C-CO₂ diário segundo o estágio fenológico no ciclo da cultura da soja. As divisões representam estádios fenológicos. Valores negativos denotam fixação líquida de C.

Nos dados apresentados na Figura 8 foi registrada uma variabilidade considerável de um dia para outro, o que pode ser causado pelos diferentes níveis de luz incidente segundo sugerido por Suyker & Verma (2001). Soegaard et al. (2003) estudando o fluxo de CO₂ em culturas de grãos na Dinamarca, verificaram menores taxas de influxo em dias nublados. Malhi et al. (1999) reportaram que florestas de regiões temperadas e tropicais podem ser fontes de C em dias nublados devido à diminuição das taxas fotossintéticas e aumento das taxas de respiração do solo.

No estágio fenológico V_{11} até R_1 da cultura, o sistema solo-soja atingiu elevados valores de influxo de C-CO₂ (ao redor de 60 kg ha⁻¹ d⁻¹). Esta observação é consistente com os resultados de Flanagan et al. (2002), Suyker et al. (2003) e Xu & Baldocchi (2004) que reportaram o máximo influxo diário variando entre 50 a 80 kg C ha⁻¹ d⁻¹ em pastagens nos Estados Unidos e no Canadá.

Verificou-se uma acentuada diminuição do influxo de C-CO₂ durante os últimos estádios fenológicos da soja, como reportado na literatura em pastagens e culturas como milho e caupi (Suyker & Verma, 2001; Suyker et al., 2004; Neves, 2006). Neste estudo, o último período avaliado (estádio fenológico R_6 , correspondente ao pleno enchimento das vagens) apresentou fluxo de C-CO₂ aproximadamente neutro (Figura 8). O estágio fenológico R_6 na soja é um período de rápido acúmulo de matéria seca e nutrientes nos grãos, em função da planta atingir seu máximo índice de área foliar e desenvolvimento de raízes. Acelera-se a redistribuição de nutrientes, carboidratos e compostos nitrogenados, provenientes da senescência das folhas, ramos e caule que serão destinados aos grãos. No final deste estágio as folhas começam a amarelar e a cair (EMBRAPA, 2005b). Por tanto, o processo de fotossíntese é drasticamente diminuído.

O fluxo diário de C-CO₂ no sistema solo-soja refletiu o crescimento das plantas. O aumento até -59,6 kg C-CO₂ ha⁻¹ d⁻¹ em 12/01/07 e a posterior diminuição no curso da senescência permitiram verificar que o fluxo de C-CO₂ foi largamente influenciado pelo estágio de desenvolvimento em que a planta se encontrava (Figura 8). Segundo Griffis et al. (2004) o estágio fenológico e a fotossíntese desempenham um papel importante no fluxo de CO₂. A colheita da soja em 18/04/07 provocaria uma transição abrupta de influxo de C-CO₂ para efluxo de C-CO₂, infelizmente os dados para este período não foram registrados devido a danos ocorridos nos equipamentos.

4.3.3 Fluxo de C-CO₂ durante o período diurno e noturno

O ciclo diário do fluxo de C-CO₂ caracterizou-se por apresentar valores mais constantes durante a noite e valores mais variáveis ao longo do dia (Figura 9). O sistema solo-soja se comportou como fonte de C-CO₂ durante a noite e dreno durante o dia, corroborando

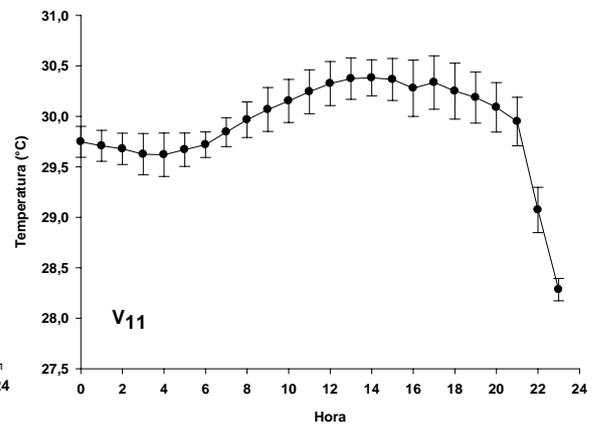
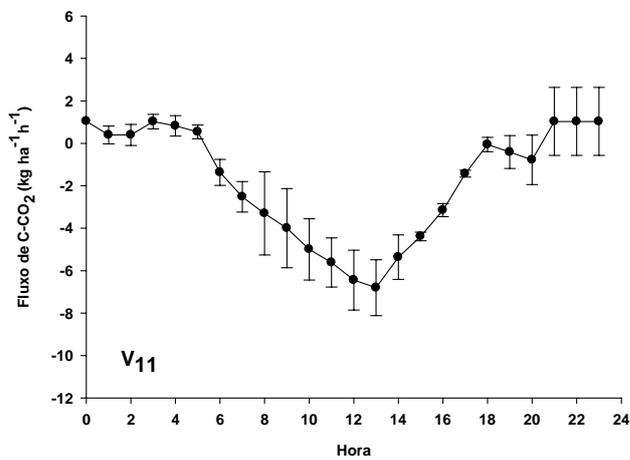
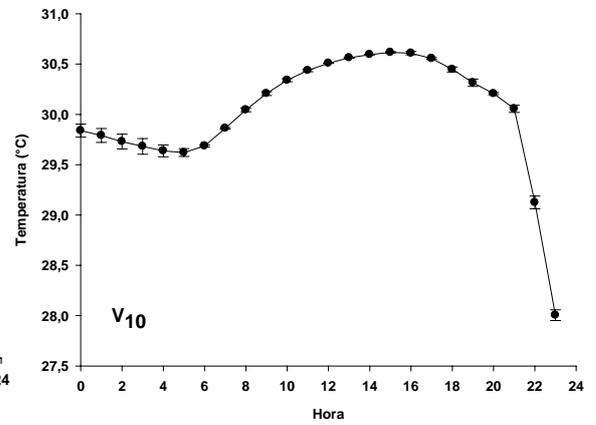
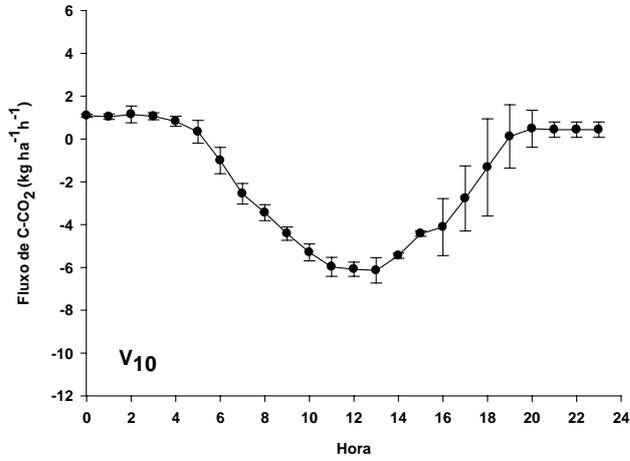
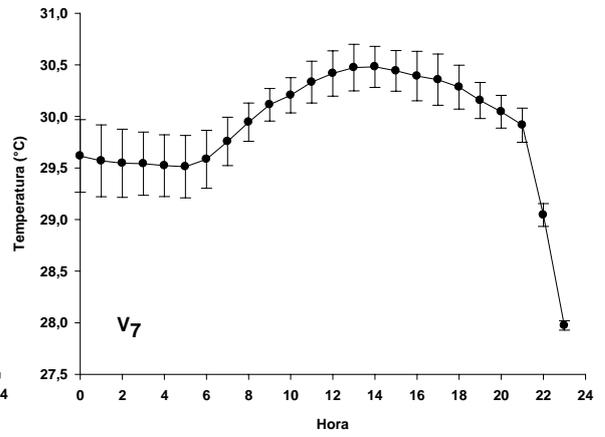
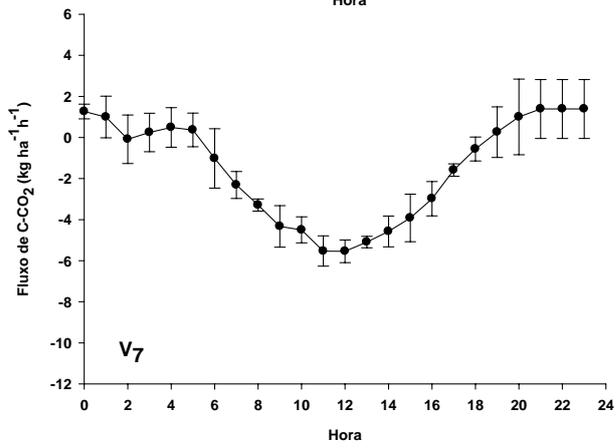
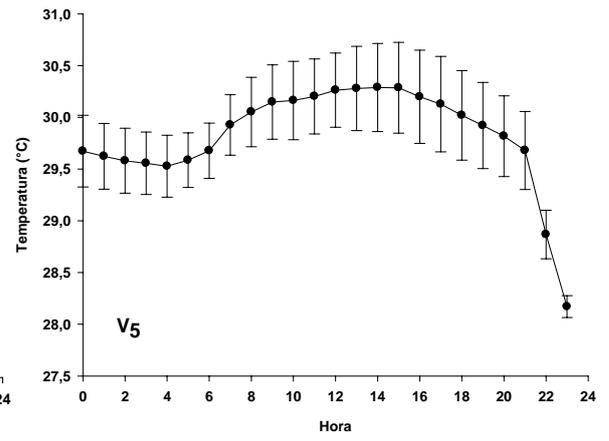
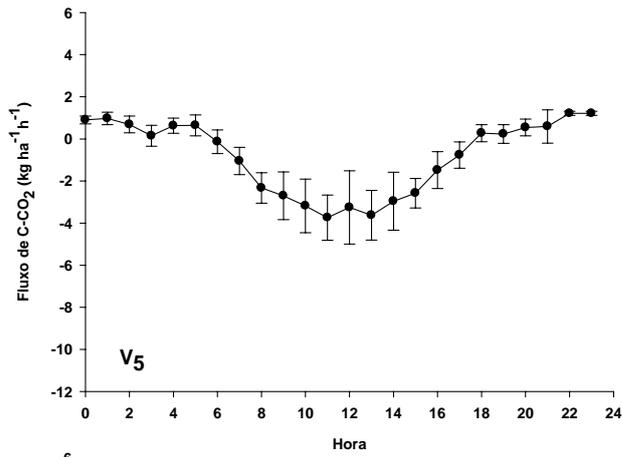
os dados da literatura (Santos, 1999; Tannus, 2004; Carneiro, 2007). No ciclo da cultura da soja, as diferenças na distribuição do fluxo de C-CO₂ durante o período diurno e noturno resultaram da retirada de CO₂ no dia pelo processo da fotossíntese e a produção de CO₂ na noite devida à respiração pela vegetação e biota do solo.

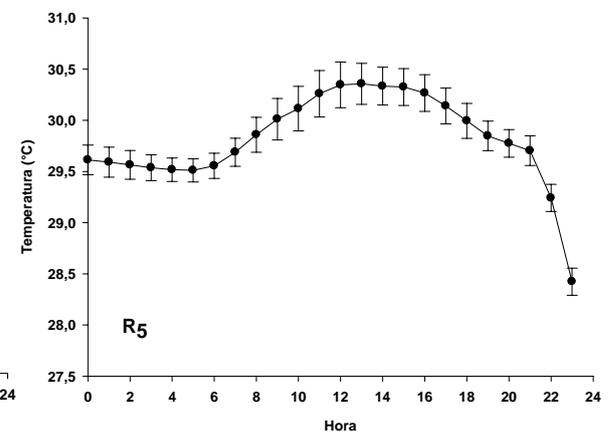
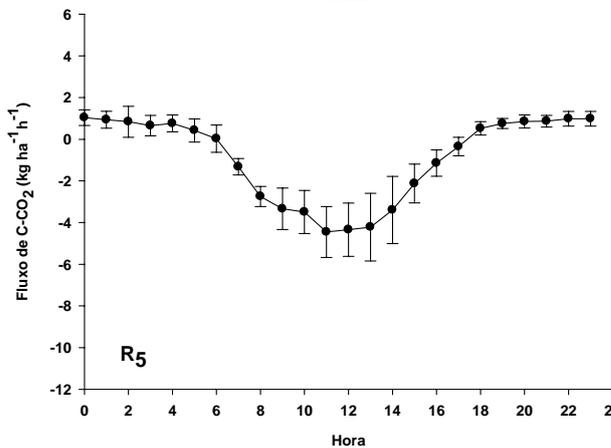
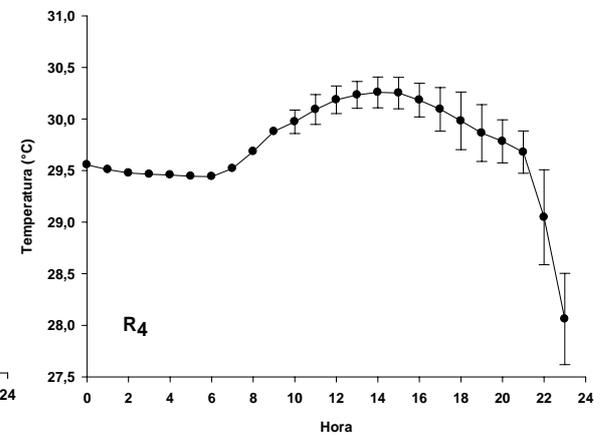
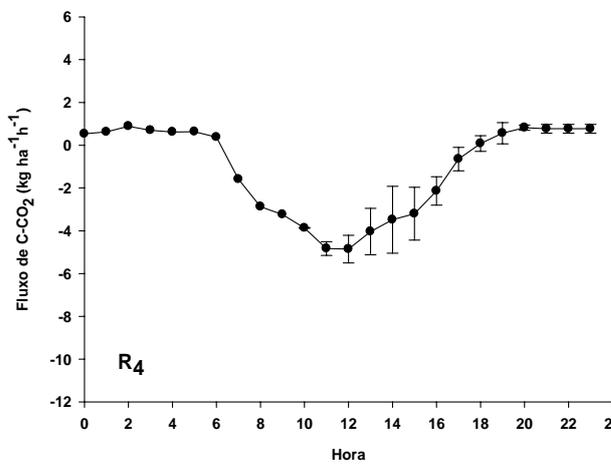
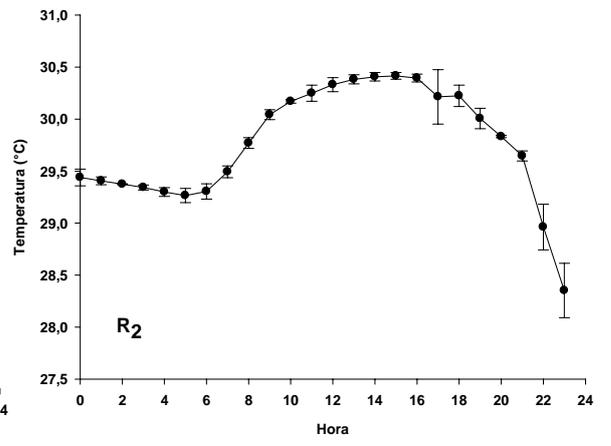
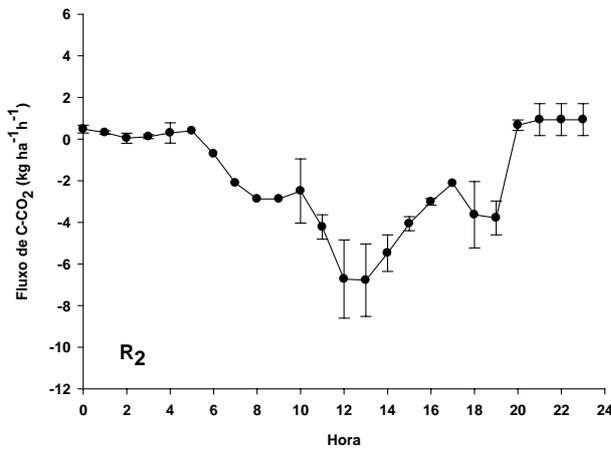
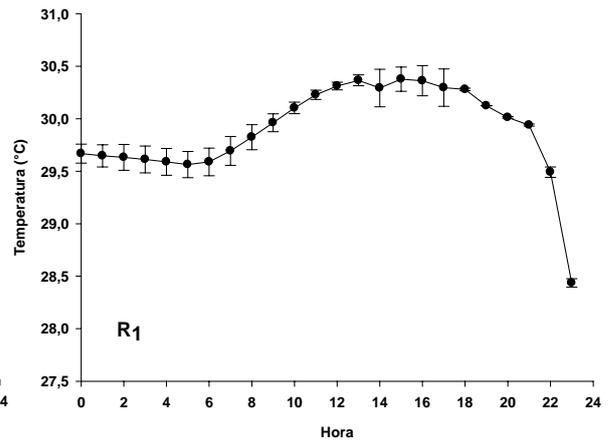
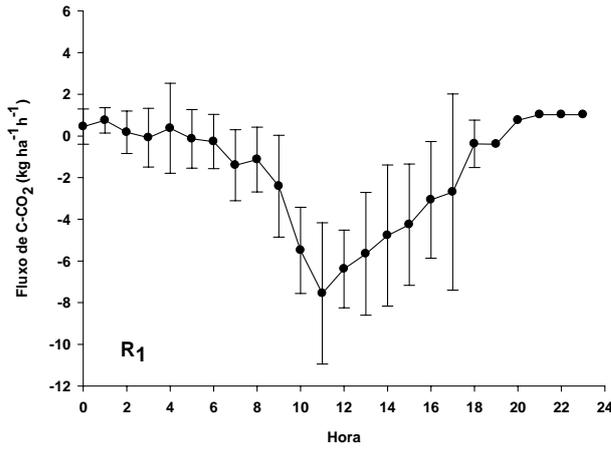
De um modo geral, o influxo de C-CO₂ apresentou uma tendência de aumento a partir do nascer do sol decrescendo até o final da tarde (Figura 9). Após o amanhecer inicia-se o consumo de CO₂ pela cultura da soja, apresentado fluxo negativo devido à predominância do processo de fotossíntese e alcançando os maiores valores médios entre as 11:00 e 13:00h.

O pico de maior influxo diurno de C-CO₂ para a soja foi de $-11,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, registrado às 11 horas do dia 28 de janeiro de 2007, pertencente ao estágio fenológico R₁. Este valor é próximo do pico registrado por Verma et al. (2005) para o sistema solo-soja em Nebraska, Estados Unidos da América (EUA) ($-14,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). O estágio fenológico R₁ corresponde ao início do florescimento da soja, ocorrendo rápido acúmulo de matéria seca e nutrientes nas partes vegetativas da planta e a taxa de fixação de N₂ pelos nódulos atinge seu ápice (EMBRAPA, 2005b).

Após as 18:00 horas a fotossíntese começa a cessar, e inicia-se uma liberação líquida de C-CO₂ pelo sistema solo-soja. Os resultados demonstraram que no período noturno, o sistema solo-soja produz C-CO₂ durante um tempo aproximado de 11 horas (das 18:00 às 5:30 h) (Figura 9).

Verificou-se que o fluxo de C-CO₂ é positivo (efluxo) e aumenta de forma gradual durante o período noturno, demonstrando que a respiração e a emissão do solo atuam de forma intensa, atingindo altos valores, com máximo de $2,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ às 21 horas do dia 1 de janeiro, pertencente ao estágio fenológico V₇ (sétimo nó) (Figura 9), resultado comparável com os valores obtidos em sistema solo-soja na região central dos EUA ($3,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) (Verma et al., 2005).





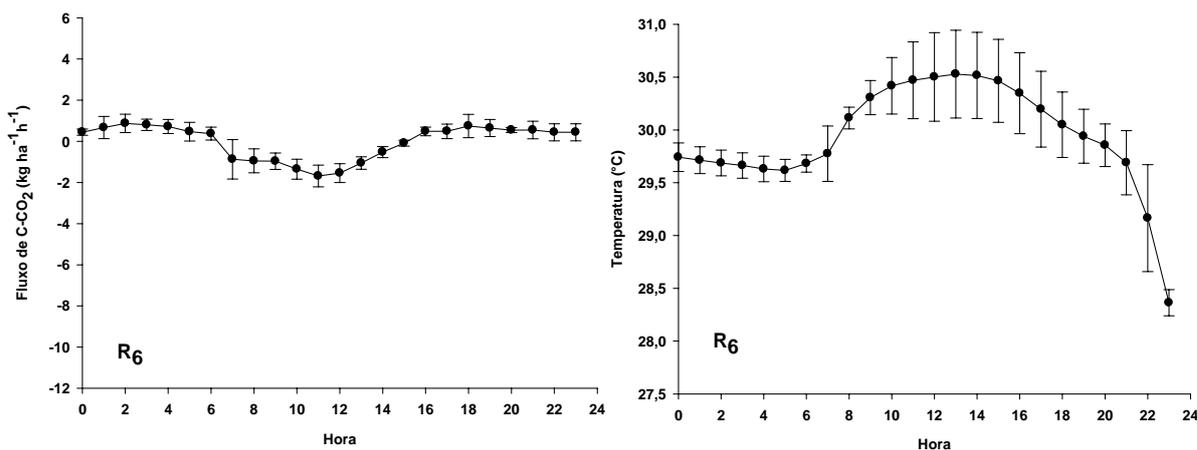


Figura 9. Distribuição diária do fluxo de CO₂ e temperatura do ar segundo o estágio fenológico no ciclo da cultura da soja. Valores negativos denotam fixação líquida de C. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

4.3.4 Fluxo mensal de C-CO₂ no sistema solo-soja

Em termos do fluxo médio mensal de C-CO₂ (Figura 10), observou-se que, em dezembro o fluxo de C-CO₂ médio foi da ordem de $-23,1 \text{ kg ha}^{-1}$. No mês de janeiro valores mais elevados foram registrados, com o influxo atingindo em média $-41,2 \text{ kg ha}^{-1}$, em função da absorção de CO₂ com o aumento da área foliar das plantas, aumentando, portanto, a capacidade de interceptação da luz incidente sobre o dossel da cultura. No mês de fevereiro o influxo de C-CO₂ continuou sendo significativo, apresentando em média $-34,0 \text{ kg ha}^{-1}$, a partir deste mês, os valores de influxo apresentaram tendência à diminuição; no mês de março foram obtidos valores de $-15,5 \text{ kg ha}^{-1}$. No final do ciclo da cultura, mês de abril, a taxa de absorção de CO₂ tornou-se quase nula ($-0,2 \text{ kg ha}^{-1}$), em decorrência do fechamento dos estômatos e perda das folhas devido a senescência das plantas. Contudo, o sistema solo-soja ainda atuou como dreno de C-CO₂, porém com taxas muito baixas (Figura 10).

As médias dos valores mensais indicam que a taxa de absorção de CO₂ pela vegetação supera a liberação de CO₂, com as taxas mais altas no mês de janeiro e as menores taxas ocorrendo no mês de abril, sendo o fluxo médio do ciclo da cultura da soja $-25,5 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 10).

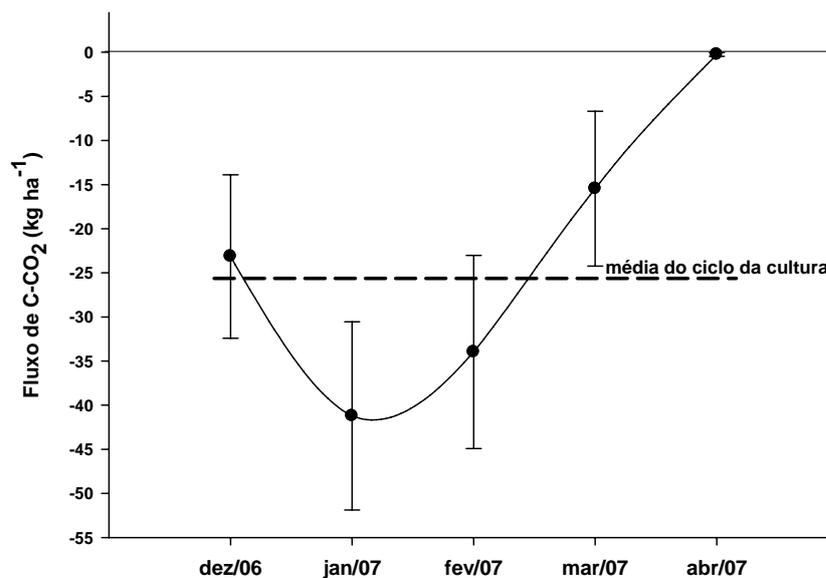


Figura 10. Variação da taxa média de fluxo de C-CO₂, no período de dezembro de 2006 a abril de 2007.

4.3.5 Fatores controladores do fluxo de C-CO₂ no sistema solo-soja

Malhi et al. (1999) reportaram que a dinâmica do C pode estar relacionada a três variáveis climáticas predominantes: disponibilidade de luz, temperatura e conteúdo de umidade do solo. Neste estudo, a temperatura do ar e o fluxo de C-CO₂ variaram inversamente, normalmente ocorreram os maiores valores de influxo quando a temperatura foi maior (11:00 –14:00 horas) e vice-versa (Figura 9), o que demonstra que o influxo de C-CO₂ é proporcional à temperatura do ar e portanto à radiação solar, já que é esta última que impulsiona principalmente a fotossíntese que por sua vez também é dependente da temperatura (Xu & Baldocchi, 2004).

A dependência do fluxo de C-CO₂ na radiação incidente para o ciclo da cultura da soja é apresentada na Figura 11. Suyker & Verma (2001) e Suyker et al. (2004) reportaram uma relação significativa do fluxo de CO₂ com esta variável em pastagens e culturas de milho respectivamente, demonstrando que durante o pico de crescimento da cultura, o influxo apresenta uma forte resposta à radiação. No caso deste trabalho, obteve-se uma relação negativa significativa, isto é, quanto maior a radiação, maior foi o influxo de C-CO₂.

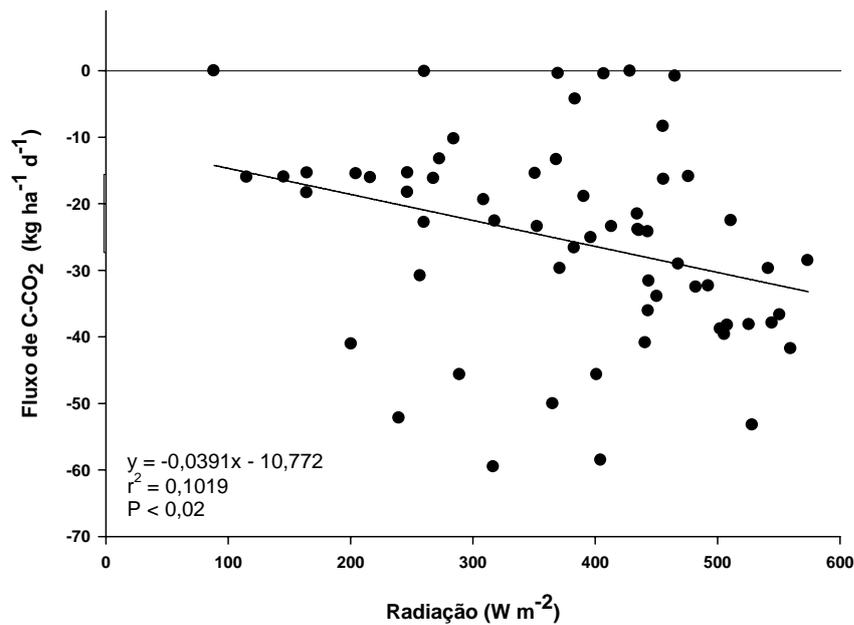


Figura 11. Relação entre o fluxo de C-CO₂ com a radiação solar no ciclo da cultura da soja.

A partir do momento em que a planta de soja inicia sua atividade fotossintética líquida (2º ao 5º dia após a emergência), começa a adquirir e a acumular matéria seca em seus distintos órgãos. A taxa de acúmulo de matéria seca acentua-se a partir da expansão do 4º ou 5º trifólio (V₄ e V₅), intensifica-se durante o período de crescimento vegetativo, mantendo-se elevada até o início da granação, quando se acentua a translocação da massa seca dos órgãos vegetativos para os reprodutivos (Câmara, 1992).

Com o desenvolvimento dos sucessivos estádios fenológicos da soja, ocorre o aumento da área foliar da planta, aumentando, portanto, a capacidade de interceptação da luz incidente pelo dossel da cultura. Como existe correlação direta e positiva entre interceptação e absorção da luz e acúmulo de matéria seca da planta, tem-se que, a produção de matéria seca aumenta à medida que a área foliar aumenta (Câmara, 1992). Por tanto, é de se esperar que o influxo de C-CO₂ esteja diretamente relacionado com a radiação incidente, já que a maior capacidade de interceptação de luz, maior fotossíntese que determina a produção de massa seca.

A temperatura é um fator determinante na respiração do solo por acelerar as atividades microbianas, por tanto, é de se esperar uma forte influência desta variável no fluxo de C-CO₂ do solo para a atmosfera. Neste estudo, os valores médios mensais da temperatura do solo

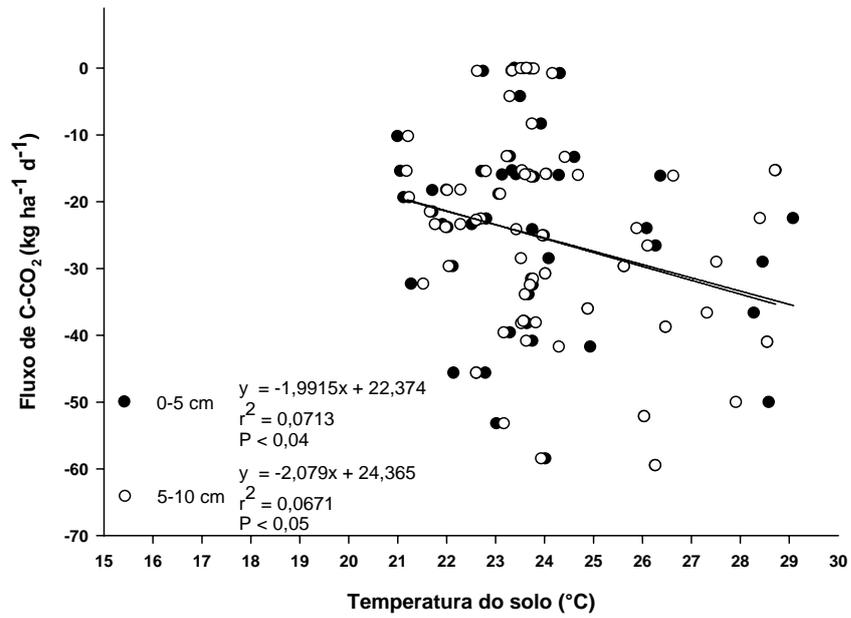
variaram de 22,9°C a 26,1°C na profundidade de 0-5 cm e de 22,9°C a 25,9°C de 5-10 cm (Tabela 1), faixa de temperatura ótima para o crescimento microbiano.

O fluxo diário de C-CO₂ esteve correlacionado negativamente com a temperatura do solo nas duas profundidades avaliadas (Figura 12a), o que concorda com os resultados de Nunes (2003) em floresta tropical. Borges et al. (2006) não encontraram correlação entre o fluxo de CO₂ do solo e a temperatura. Por outro lado, Suyker et al. (2003, 2004) e Sotta et al. (2004) reportaram uma relação exponencial do efluxo de CO₂ com a temperatura do solo na ausência de estresse hídrico. Valentini (2004) e Dias (2006) encontraram relação linear positiva significativa entre o efluxo de CO₂ e a temperatura do solo em áreas de floresta no Brasil.

A umidade do solo é um fator limitante na ocorrência das reações bioquímicas de decomposição de matéria orgânica (Valentini, 2004; Vourlitis et al., 2004). A Figura 12b apresenta a relação entre o fluxo de C-CO₂ e a umidade do solo, verifica-se correlação positiva significativa com a umidade do solo na profundidade de 0-5 cm, o que indica que este foi um fator responsável pelo efluxo de C-CO₂ no ciclo da cultura da soja.

Conteúdos de umidade adequados possivelmente permitiram aos microrganismos do solo decompor substratos de C a uma taxa mais elevada, fazendo com que o ecossistema perdesse mais C. A umidade do solo na camada superficial (0-5 cm) foi mais relevante neste estudo, pois é na superfície onde ocorre maior atividade microbiana por ter maior concentração de matéria orgânica. Nunes (2003) e Dias (2006) encontraram uma relação linear entre o efluxo de CO₂ e a umidade do solo, contrastando com Borges et al. (2006) que reportaram que esta variável não foi um bom indicador do efluxo de CO₂ do solo.

(a)



(b)

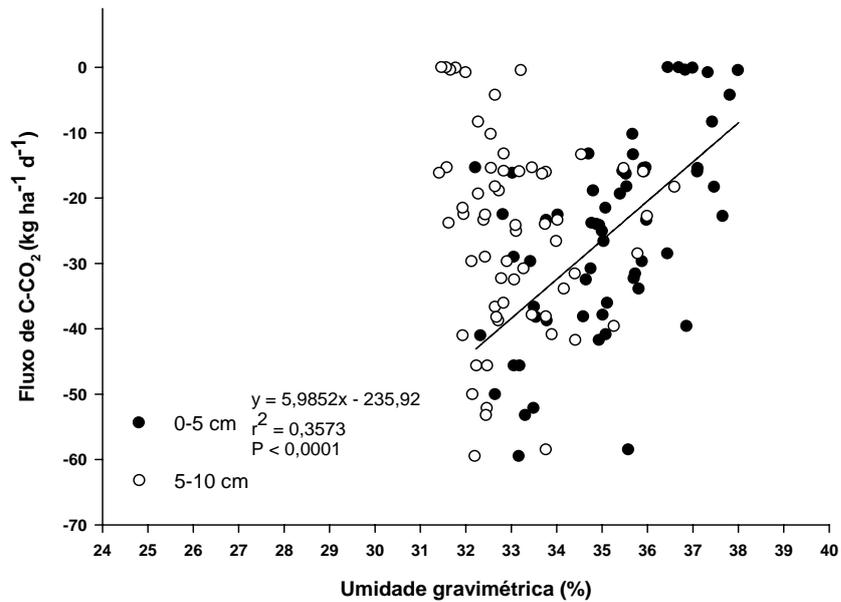


Figura 12. Relação entre o fluxo de C-CO₂ com temperatura do solo (a) e umidade gravimétrica (b) no ciclo da cultura da soja.

4.3.6 Balanço de Carbono

A magnitude do fluxo total de C-CO₂ para o ciclo da soja (balanço) obtido pelo método de covariância dos vórtices foi de -158,1 g C m⁻² (Tabela 2). Ao considerar o balanço de C anual de um sistema agrícola estimado a partir do fluxo de C-CO₂, o C do grão (C_{gr}) removido com a colheita deve ser subtraído do C acumulado no fluxo total já que ele é colhido e transportado fora do campo (Verma et al., 2005; Hollinger et al., 2005).

Tabela 2. Produtividade de grãos, carbono do grão, fluxo de C-CO₂, fluxo de C-CO₂ menos o carbono do grão para o ciclo da cultura da soja, safra agrícola 2006/07. Os valores negativos representam influxo de C (da atmosfera para a cultura).

Safra agrícola	Cultura	Produtividade (g m ⁻²)	C do grão (g m ⁻²)	Fluxo de C-CO ₂ (g m ⁻²)	Fluxo de C-CO ₂ – C do grão (g m ⁻²)
2006/07	Soja	321,3	151,0	-158,1	-7,1

A estimativa de C_{gr} para este estudo foi 151,0 g C m⁻² (Tabela 2). Desta forma, o balanço final de C-CO₂ para o ciclo da cultura da soja foi -7,1 g C m⁻², demonstrando que o sistema solo-soja pode estar funcionando como um dreno de C neste período. Situação contrária foi encontrada por Verma et al. (2005), que reportaram ao sistema solo-soja como uma fonte de C (171 g C m⁻² ano⁻¹) no período que obtiveram um rendimento de grãos de 3320 kg ha⁻¹. No entanto, eles avaliaram o fluxo de CO₂ durante o ano inteiro, tendo em conta o período pré-semeadura e pós-colheita para obter o valor do fluxo anual. Já neste trabalho, só foi avaliado o ciclo de crescimento da cultura da soja, sem considerar o fluxo pós-colheita, e também não foi registrado o fluxo nos primeiros dias após a emergência das plantas. O fluxo começou a ser registrado a partir de 16/12/06 (estágio fenológico V₅) sendo que a data de emergência das plântulas foi 23/11/06.

Hollinger et al. (2005), corrigido por Hollinger et al. (2006) também reportaram o sistema solo-soja sob PD como fonte de C (124,1 g C m⁻² ano⁻¹). No estudo por eles realizado na região central do norte dos EUA, o de mais longa execução com covariância dos vórtices numa rotação milho-soja, o sistema comportou-se como um dreno de C devido à cultura de milho que atua como dreno quando comparado à soja. O milho é um dreno equivalente a 184

$\text{g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ e como estas duas culturas são produzidas em rotação, ao contabilizar todas as emissões para a atmosfera, o sistema atuaria como um dreno líquido de $-30 \text{ g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$.

Ao considerar as incertezas associadas às estimativas no método da covariância dos vórtices ($\pm 45 \text{ g C m}^{-2}$, segundo Verma et al., 2005), o sistema solo-soja sob PD no RS seria aproximadamente neutro ou estaria atuando como uma ligeira fonte de C. Desta forma, os resultados indicam uma ausência de seqüestro de C, demonstrando assim a importância do PD associado à rotação de culturas já que a cultura de soja por si só não é eficiente em promover o aumento de C no solo. Este resultado concorda com o balanço de C no solo encontrado por Campos (2006) neste mesmo experimento no qual o PD com monocultura de soja apresentou após 19 anos pequena recuperação do teor de matéria orgânica em relação ao estoque inicial. Neste caso a soja está associada ao cultivo de aveia, trigo e milho, que provavelmente contribuíram para este ligeiro incremento de matéria orgânica.

4.4 CONCLUSÕES

O fluxo de C-CO₂ calculado pelo método de covariância de vórtices foi uma ferramenta eficiente para monitorar o balanço de C no sistema solo-soja ao longo do ciclo de crescimento da cultura.

Os resultados confirmaram a elevada atividade fotossintética das plantas de soja durante o período de maior incidência solar, com valores de influxo de C-CO₂ de até -11,3 kg ha⁻¹ h⁻¹.

As variações no fluxo de C-CO₂ no sistema solo-soja foram em grande parte explicadas pela radiação solar, temperatura e umidade do solo, sendo determinante também o estágio fenológico da cultura da soja.

Considerando todo o ciclo de crescimento da cultura, o sistema solo-soja foi aproximadamente neutro no seqüestro de C, sugerindo que ele não apresenta contribuição para o seqüestro de C mesmo sob PD.

Vários anos de medições do fluxo de C-CO₂ em sistemas solo-soja são necessários para uma avaliação mais exata do potencial deste agroecossistema de atuar como fonte ou dreno de C.

5 ESTUDO II

Emissões de óxido nitroso, metano e dióxido de carbono em sistemas de manejo do solo no Rio Grande do Sul

Resumo

A contribuição da agricultura para o efeito estufa pode ser reduzida, tendo em consideração o desenvolvimento de sistemas de manejo do solo com capacidade para mitigar as emissões de gases de efeito estufa. O objetivo deste trabalho foi avaliar as emissões de N_2O , CH_4 e CO_2 em diferentes sistemas de manejo de solo nas condições subtropicais do Sul de Brasil. O projeto foi desenvolvido em experimento de longa duração (22 anos) sob Latossolo Vermelho distrófico típico situado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa Fecotriga (FUNDACEP), Cruz Alta, RS. Foram escolhidas três parcelas, uma sob PC e as outras duas sob PD com resíduos de soja (PDs) e milho (PDm). As avaliações de campo foram realizadas durante os preparos de inverno (maio de 2007) usando o método da câmara fechada. Foram instaladas três câmaras por parcela e em cada câmara, a taxa de fluxo foi obtida pela relação entre a concentração dos gases no interior da câmara em quatro tempos (0, 15, 30 e 45 minutos). A análise foi realizada por cromatografia gasosa (cromatógrafo Shimadzu GC 2014) em laboratório da UFRGS. Foram monitoradas a temperatura e umidade do solo e a concentração de N mineral no solo durante o período de avaliação. As maiores emissões de N_2O ocorreram no PD com resíduos de soja. Os três sistemas avaliados atuaram como dreno de CH_4 e o fluxo esteve relacionado positivamente com a temperatura do solo, no PDm foi evidenciada uma possível inibição temporária da oxidação de CH_4 em presença de altas concentrações de NH_4^+ . O fluxo de CH_4 no PCs e no PDm esteve relacionado com as variações na umidade do solo. As emissões de CO_2 foram maiores nos tratamentos sob PD do que sob PC; não foram influenciadas pelo preparo do solo (PC) e estiveram relacionadas positivamente com a temperatura do solo.

Este projeto de pesquisa é o resultado de uma colaboração científica entre o grupo de pesquisa em Manejo do Solo da UFRGS e departamento de solos da UFSM.

5.1 INTRODUÇÃO

O aumento das concentrações de CO₂, N₂O e CH₄ tem sido considerado como uma das principais causas do aquecimento global (IPCC, 2001). Embora o CO₂ seja emitido em maior quantidade, o N₂O e CH₄ apresentam maior potencial de aquecimento, tendo 296 e 23 vezes maior capacidade de aquecimento do que o CO₂ respectivamente (IPCC, 2001). A magnitude da emissão de CO₂ vem mudando desde o último século, quando as emissões deste gás, devido à queima de combustíveis, ao desmatamento e à queima de biomassa aumentaram (CAST, 2004), aumentando assim a concentração de CO₂ na atmosfera.

Os solos agrícolas podem atuar como fonte ou dreno de CO₂. Práticas agrícolas como aração e gradagem intensificam os processos microbianos no solo e fazem com que o C do solo volte para a atmosfera na forma de CO₂. Já o PD associado à rotação de culturas com alto aporte de resíduos, pode ser uma alternativa para reduzir a emissão de CO₂ para a atmosfera e aumentar os estoques de C no solo (Costa, 2005; Campos, 2006).

No solo, a maioria do N₂O é produzido por processos microbianos como nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é o processo de oxidação aeróbica de amônio a nitrito ou nitrato, e a desnitrificação é a redução anaeróbica de nitrato a dinitrogênio. Pesquisas realizadas nas últimas décadas têm identificado que o nitrato e o amônio existentes no solo, o tipo e a porosidade do solo, a temperatura, a umidade, pH e a disponibilidade de C lábil no solo para a atividade microbiana são controladores da produção de N₂O (Maag & Vinther, 1996; Weitz et al., 2001; Dalal et al., 2003). O uso de fertilizantes naturais e leguminosas, ao disponibilizar altos teores de N no solo, aumenta as emissões de N₂O do solo para atmosfera (Dalal et al., 2003).

Estudos têm demonstrado tendências de maiores emissões de N₂O em solos sob PD do que em PC, o que têm sido relacionado à menor difusão de O₂ decorrente da compactação do solo não revolvido (Vinten et al., 2002; Baggs et al., 2003; Zotarelli, 2005; Liu et al., 2006) e têm ocorrido principalmente nos períodos de chuva mais intensas (Jantalia et al., 2006b).

A agricultura e a pecuária contribuem com mais de 55% da emissão total de CH₄, cuja concentração na atmosfera tem aumentado 1% ao ano (IPCC, 2001). Solos aerados apresentam capacidade de absorção de CH₄, que pode ser perdida quando os solos são submetidos a práticas inadequadas de manejo causando diminuição na atividade dos microrganismos metanotróficos (Mosier et al., 2004). Por outro lado, quando os solos são expostos a eventos de chuva, podem apresentar microsítios de anaerobiose que resultarão em emissão de CH₄ decorrente da atividade de microrganismos metanogênicos.

Hipóteses

Sistemas conservacionistas do solo, como o Plantio Direto, apresentam emissões menores de GEE em comparação com os sistemas de Preparo Convencional.

As emissões de N₂O são maiores após o cultivo de soja e quando sob PD.

Objetivo Geral

Avaliar as emissões de GEE em diferentes sistemas de manejo de solo nas condições subtropicais do Sul de Brasil.

Objetivos Específicos

Verificar o efeito de sistemas de manejo do solo nas emissões de N₂O, CH₄ e CO₂ durante os preparos de inverno.

Avaliar a relação das emissões de N₂O, CH₄ e CO₂ com as variáveis temperatura e umidade do solo e N mineral.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo avaliou as emissões de N_2O , CH_4 e CO_2 em tratamentos de manejo do solo no experimento "Influência do preparo do solo e da rotação de culturas sobre o rendimento e a rentabilidade das culturas", na FUNDACEP.

5.2.1 Tratamentos Avaliados

As emissões de N_2O , CH_4 e CO_2 foram avaliadas no ano agrícola 2007 no sistema de rotação de culturas R1-3 sendo rotação de inverno e verão aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja conduzido sob Preparo Convencional e Plantio Direto após a colheita da soja (PCs e PDs respectivamente), e no sistema de rotação de culturas R1-2 sendo rotação de inverno e verão aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja sob Plantio Direto após a colheita do milho e durante a cultura de nabo (PDM). As parcelas foram mantidas com resíduos vegetais e sem plantas.

O preparo convencional consistiu de uma lavração com arado de discos, seguido de uma gradagem leve a uma profundidade de 20 cm. O solo foi arado no dia 09/05/07, a gradagem foi realizada no dia 11/05/07 e a semeadura das culturas de inverno foi feita no dia 29/05/07.

5.2.2 Períodos de Avaliação

As coletas de gases foram realizadas nos dias 7, 11, 14, 15, 17, 22, 25 e 30 do mês de maio de 2007, totalizando 8 avaliações em um período de 24 dias.

5.2.3 Amostragem e análise de N₂O, CH₄ e CO₂

A coleta das amostras de ar para determinação de N₂O, CH₄ e CO₂ foi realizada utilizando câmaras estáticas cedidas pelo Departamento de Solos da UFRGS. As câmaras foram construídas em cloreto de polivinil (PVC) com 20 cm de altura e 25 cm de diâmetro (Figura 13). Uma base metálica serviu de suporte para cada câmara e foi inserida no solo a 5 cm de profundidade, permanecendo na parcela durante todo o período de avaliação para evitar perturbações no solo. Foram instaladas três câmaras em cada parcela dos tratamentos avaliados.

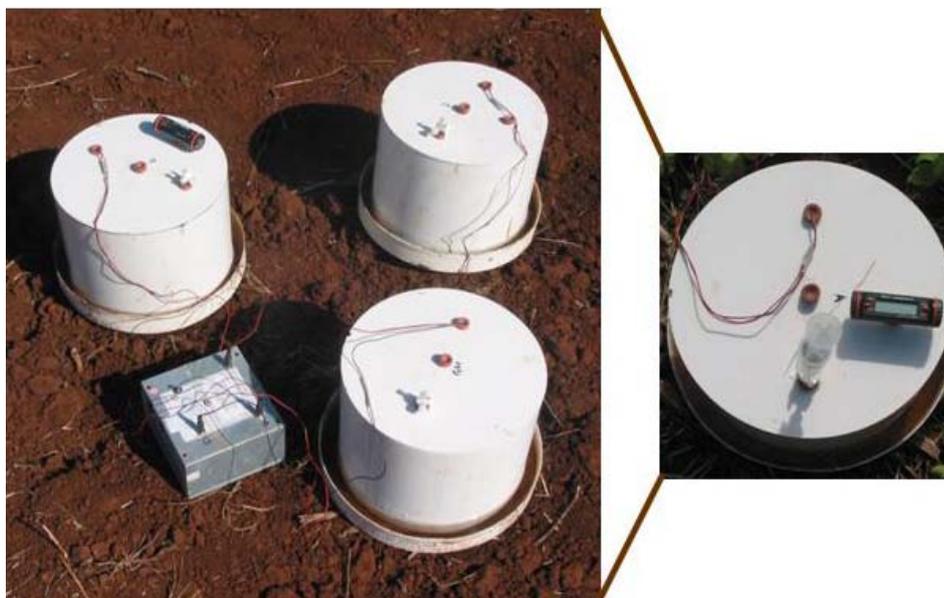


Figura 13. Câmaras utilizadas para coleta de gases.

As amostras de gás foram coletadas sempre às 10 horas da manhã, aos 0, 15, 30 e 45 minutos após o fechamento das câmaras, com seringas de polipropileno de 20 mL equipadas com válvulas para a retenção das amostras. As amostras armazenadas nas seringas foram acondicionadas em caixas de isopor contendo gelo em gel para resfriamento as quais foram seladas e enviadas para o Laboratório de Matéria Orgânica do Departamento de Solos da UFRGS em Porto Alegre onde as amostras de ar foram analisadas por cromatografia gasosa no prazo de 24 horas.

O cromatógrafo utilizado (Shimadzu GC 2014) é equipado com dois detectores, de ionização de chama (FID) utilizado para quantificar metano e dióxido de C e de captura de elétrons (ECD), para óxido nítrico. O equipamento apresenta metanador, o qual transforma CO₂ em metano para a quantificação no FID. A detecção direta de CO₂ no FID não é linear. As condições cromatográficas empregadas foram: detector FID a 250°C e detector ECD a 325°C, coluna empacotada a 70°C, gás de arraste N₂ e injeção com sistema de “back flush” com volume de amostra de 1 mL. A curva padrão foi determinada utilizando-se quatro soluções gasosas padrões contendo CO₂, CH₄ e N₂O (White Martins). Os padrões foram: N₂O= 328, 528, 1204 e 2109 ppb; CH₄= 0,525, 1,048, 3,065, 5,107 ppm; CO₂= 210,3, 522,06, 1328, 2129 ppm.

As emissões de N₂O, CH₄ e CO₂ foram calculadas a partir da variação da concentração do respectivo gás nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos dentro da câmara. A variação da concentração de cada gás na câmara fechada durante a incubação foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. As emissões de N₂O, CH₄ e CO₂ foram obtidas pelo valor médio das três câmaras instaladas em cada tratamento.

5.2.4 Análises complementares

Concomitantemente às coletas das amostras de ar foram monitoradas as temperaturas da câmara e do solo (10 cm), a umidade do solo (10 cm), as concentrações de N mineral do solo nas camadas de 0-5 e 5-10 cm e a porosidade preenchida por água (PPA).

Os teores de N mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻) foram determinados conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

A PPA foi calculada pela equação:

$$PPA (\%) = \frac{U_g \times D_s}{P_T}$$

Onde:

U_g = Umidade gravimétrica (g g⁻¹)

D_s = Densidade do solo (Mg m^{-3})

P_T = Porosidade total do solo (g g^{-1})

A porosidade do solo foi obtida pela relação:

$$P_T = 1 - \frac{D_s}{D_p}$$

Onde:

D_s = Densidade do solo (Mg m^{-3})

D_p = Densidade de partícula, considerada igual a 2,65 (Mg m^{-3})

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Emissões de óxido nitroso em solos sob diferentes sistemas de manejo

As maiores emissões de N_2O no período avaliado foram verificadas no solo sob PD com resíduos de soja (PDs) apresentando tendência de valores mais elevados no começo das avaliações (Figura 14).

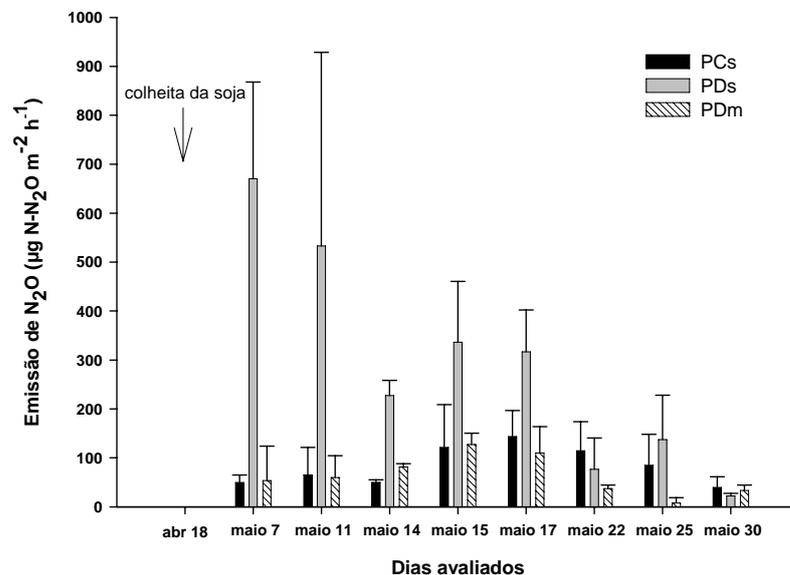


Figura 14. Emissões de N_2O nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

No solo sob PDs, verificou-se que as emissões alcançaram valores bem maiores do que no PCs, com médias no período de 290,0 e 83,6 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ respectivamente. Em geral, as emissões no PDm mantiveram-se semelhantes às emissões sob PCs ao longo do período avaliado, com média de 63,7 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Zotarelli (2005) encontrou que a cultura da soja sob Latossolo em Paraná produziu maiores emissões de N_2O do que a cultura de milho, sendo mais intensas sob PD; no verão, em média, as áreas sob PD (12,2 $\mu\text{g N-N}_2\text{O}$

$\text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$) apresentaram o dobro do fluxo observado sob PC ($6,7 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$), sendo que no inverno, em média, o solo sob PD apresentou $1,0 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ contra $0,53 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ sob PC.

No solo contendo resíduos de soja (rotação 1-3) os valores máximos de emissão foram de $670,2$ e $143,5 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nos sistemas PD e PC respectivamente. Por sua vez, na rotação com resíduos de milho, o valor máximo de emissão foi de $127,1 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 14), valor semelhante à maior emissão sob PCs.

Gomes (2006) encontrou menores valores de emissão de N_2O sob Argissolo no RS, em sistema com aveia os valores máximos foram de 35 e $34 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nos sistemas PD e PC, respectivamente. No sistema com ervilhaca por ela avaliado, os valores máximos de emissão foram de $104 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ sob PC e $82 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no solo em PD. Alguns autores têm reportado aumento das emissões de N_2O em solos com maiores conteúdos de argila (Henault et al., 1998; Skiba & Ball, 2002). No Latossolo a quantidade de argila no horizonte superficial é 570 g kg^{-1} enquanto no Argissolo a quantidade é 220 g kg^{-1} . As maiores emissões de N_2O podem estar associadas à maior percentagem de porosidade preenchida por água no solo argiloso, provocada pelo pequeno tamanho dos poros e altos conteúdos de umidade (Skiba & Ball, 2002). Também os solos arenosos estão mais sujeitos a lixiviação e a diminuição da concentração de N mineral.

As emissões de N_2O sob PDs foram significativamente maiores nos dois primeiros dias avaliados (maio 7 e maio 11), sendo este período considerado o de maior perdas de N_2O , tendo em conta que a colheita da soja foi realizada em 18/04/07. Alguns autores têm reportado maiores emissões de N_2O na cultura da soja num período compreendido entre 20 dias antes e 20 dias após a colheita (Yang & Cai, 2005; Ciampitti et al., 2005; Ciampitti et al., 2007). Estes elevados níveis de emissões aparentemente estão relacionados às maiores concentrações de C lábil, produto da senescência nodular, que é consumido e utilizado como substrato elementar para o crescimento das populações microbianas, favorecendo desta maneira à totalidade de microrganismos e especificamente aos nitrificadores e desnitrificadores do solo (Ciampitti et al., 2005). Segundo Yang & Cai (2005), as raízes da soja remanescentes no solo após a colheita continuam a emitir N_2O durante o processo da sua decomposição.

Nesse sentido, a emissão máxima de N_2O no sistema PDs ocorreu nas duas primeiras avaliações realizadas aos 19 dias após a colheita da soja seguida pela emissão aos 23 dias após a colheita (Figura 15). No decorrer do período verificou-se uma diminuição gradual da emissão, apresentando o valor mais baixo no último dia avaliado ($22,1 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) quando provavelmente a fração lábil dos resíduos já tinha sido decomposta. No entanto, este comportamento não foi evidenciado sob PCs (Figura 15).

Na média do período compreendido entre 07/05/07 e 17/15/07, o solo sob PDs apresentou emissão de N_2O 4,8 vezes maior que o solo sob PCs. Nos três últimos dias avaliados, as emissões se aproximaram, apresentando médias muito semelhantes ($78,7$ e $79,7 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) para PDs e PCs respectivamente (Figura 14).

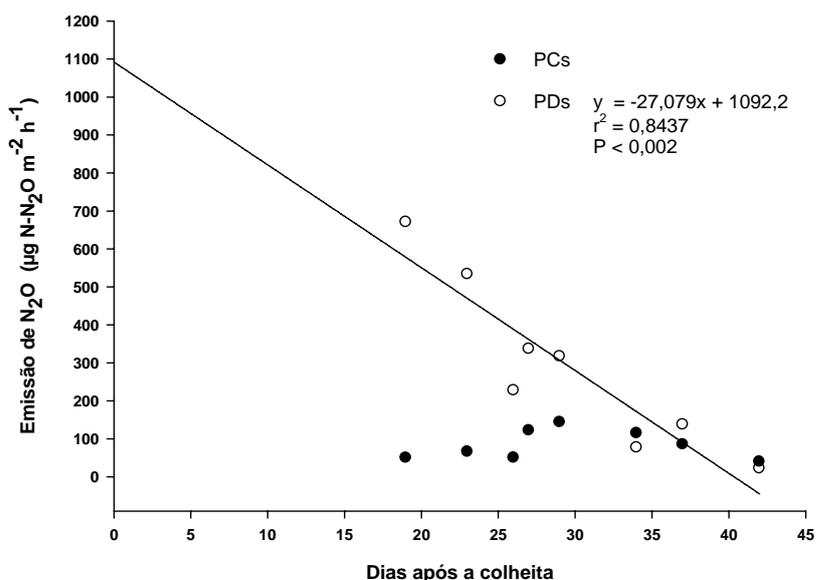


Figura 15. Evolução das emissões de N_2O nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto no sistema de rotação de culturas 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07.

Em vários estudos, tem sido demonstrada maior emissão de N_2O a partir de solos sob PD, devido à compactação, porosidade reduzida, aumento da PPA e aumento da desnitrificação (Smith et al., 2001; Yamulki & Jarvis, 2002; Zotarelli, 2005; Liu et al., 2006; Gomes, 2006). A adição de resíduos no PD cria condições favoráveis para a desnitrificação através de conteúdos de umidade maiores e constantes no solo, do fornecimento de C lábil

(disponível), indicado pela elevada atividade microbiana, e mais provavelmente pela criação de microsítios anaeróbicos (Baggs et al., 2003). Segundo Lemke et al. (2004), os solos sob PD têm geralmente maior umidade, carbono orgânico e populações microbianas mais concentradas perto da superfície do solo do que solos sob PC, condições que favorecem a produção de N_2O . Liu et al. (2007) assumiram que o C orgânico do solo mais solúvel e a atividade desnitrificadora relativamente superior no solo sob PD podem ser responsáveis pelas maiores emissões de N_2O , em comparação com o solo sob PC por eles estudado.

As altas emissões de N_2O no solo sob PDs ocorreram possivelmente pela rápida taxa de decomposição dos resíduos culturais da soja com baixa relação C/N (± 15) e pelas condições microclimáticas existentes neste sistema, como temperatura e umidade do solo que favorecem a mineralização quando comparado com o PCs. Resíduos vegetais com baixa relação C/N como da soja estimulam a decomposição microbiana e a liberação de C e N lábeis, favorecendo as emissões de N_2O (Baggs et al., 2000; Aulakh et al. 1991, apud Ciampitti et al., 2007). Também, a capacidade biológica de fixação de N_2 das leguminosas resulta em alto aporte de N pela cultura (Amado et al., 2000). No entanto, o solo sob PC, também com resíduos de soja, não apresentou emissões elevadas de N_2O , indicando uma possível interação entre o sistema de preparo e o tipo de resíduo cultural.

Nos três últimos dias avaliados, as emissões de N_2O nos três sistemas apresentaram em geral os valores mais baixos do período (Figura 14), provavelmente devido à diminuição da temperatura do solo nestes dias (Figura 16); situação semelhante quanto à diminuição da temperatura foi reportada por Yang & Cai (2005) na China. Por outro lado, também foi observada diminuição nas concentrações de NO_3^- que puderam ter afetado a magnitude das emissões de N_2O , como será discutido posteriormente.

5.3.1.1 Variáveis controladoras das emissões de N_2O

O conteúdo de umidade do solo foi sempre maior e mais constante sob PD que sob PC durante o período avaliado, sendo que a temperatura do solo foi pouco influenciada pelo sistema de preparo (Figura 16).

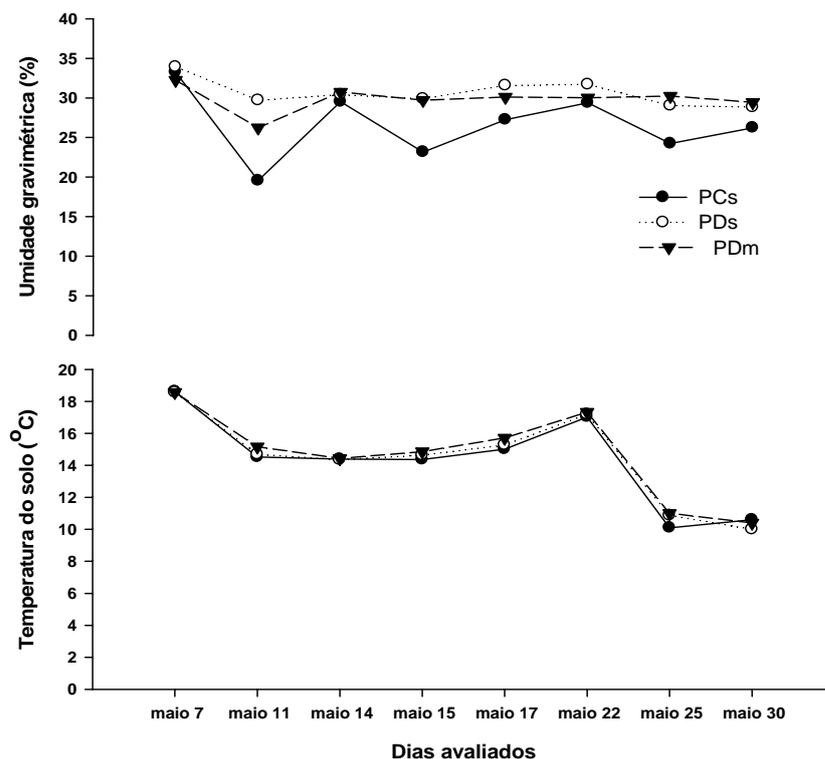


Figura 16. Umidade gravimétrica (Ug) e temperatura do solo nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDM): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

Ao analisar os três sistemas de manejo em conjunto, foi verificada correlação positiva significativa das emissões de N_2O com a concentração de NO_3^- (Figura 17). Ciampitti et al. (2005) também acharam correlação significativa entre as emissões de N_2O e o conteúdo de nitrato do solo em experimento realizado na Argentina.

No PDs, sistema de manejo com alto suprimento de N, os maiores valores de emissão de N_2O foram obtidos em concentrações de NO_3^- entre 4 e 8 mg N kg⁻¹ e com altos conteúdos de umidade (>29%) (Figura 18). A tendência na emissão de N_2O neste tratamento acompanhou a evolução da concentração de nitrato e da umidade do solo durante o período avaliado (Figura 18), comportamento similar foi reportado por Ciampitti et al. (2007).

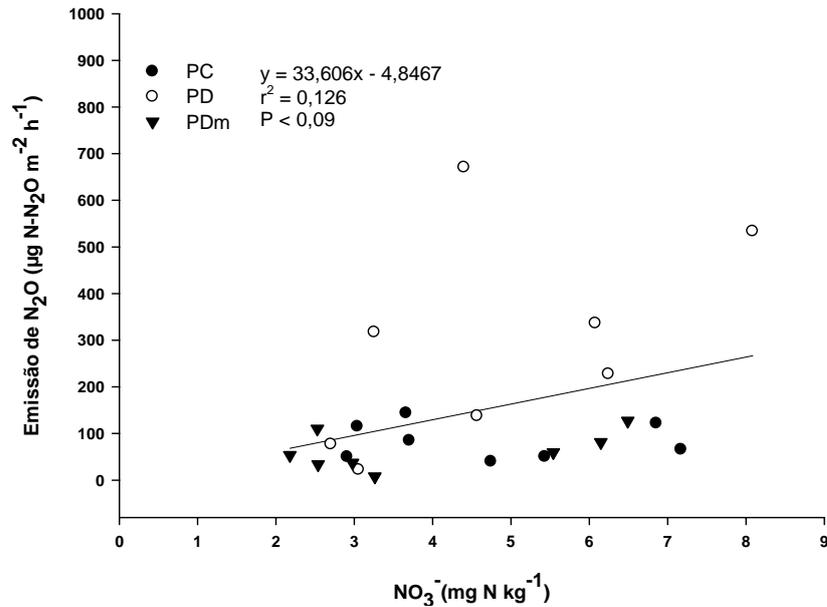


Figura 17. Relação entre as emissões de N₂O com a concentração de nitrato (NO₃⁻) do solo na camada de 0-10 cm nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

Os resíduos de soja aumentam o teor de NO₃⁻ no solo ao aportar material orgânico facilmente decomponível, este fato, em conjunto com a maior umidade em relação ao PCs (Figura 16), cria condições favoráveis para a desnitrificação. Desta forma, nos dias em que a emissão de N₂O foi baixa, geralmente o NH₄⁺ era a forma dominante de N inorgânico. No PDs, quando o NO₃⁻ foi a forma dominante de N inorgânico no solo, as emissões de N₂O foram geralmente altas. Resultados similares foram reportados por Davidson et al. (2000) e Khalil & Baggs (2005).

Diversos estudos têm demonstrado que nos solos temperados com relevo plano, sujeitos a acumulação de água e criação de condições de ambiente reduzido, o PD pode aumentar a emissão de N₂O, desde que exista NO₃⁻ em concentração suficiente (Smith et al., 2001; Yamulki e Jarvis, 2002; Grant et al., 2004; Liu et al., 2006), já em Latossolos pela sua melhor estrutura e característica de serem bem drenados esperava-se que a diferenciação de emissão de N₂O entre PC e PD pudesse ser menor, no entanto este processo se verifica em microsítios de anaerobiose que são mais freqüentes no PD resultando em maior emissão.

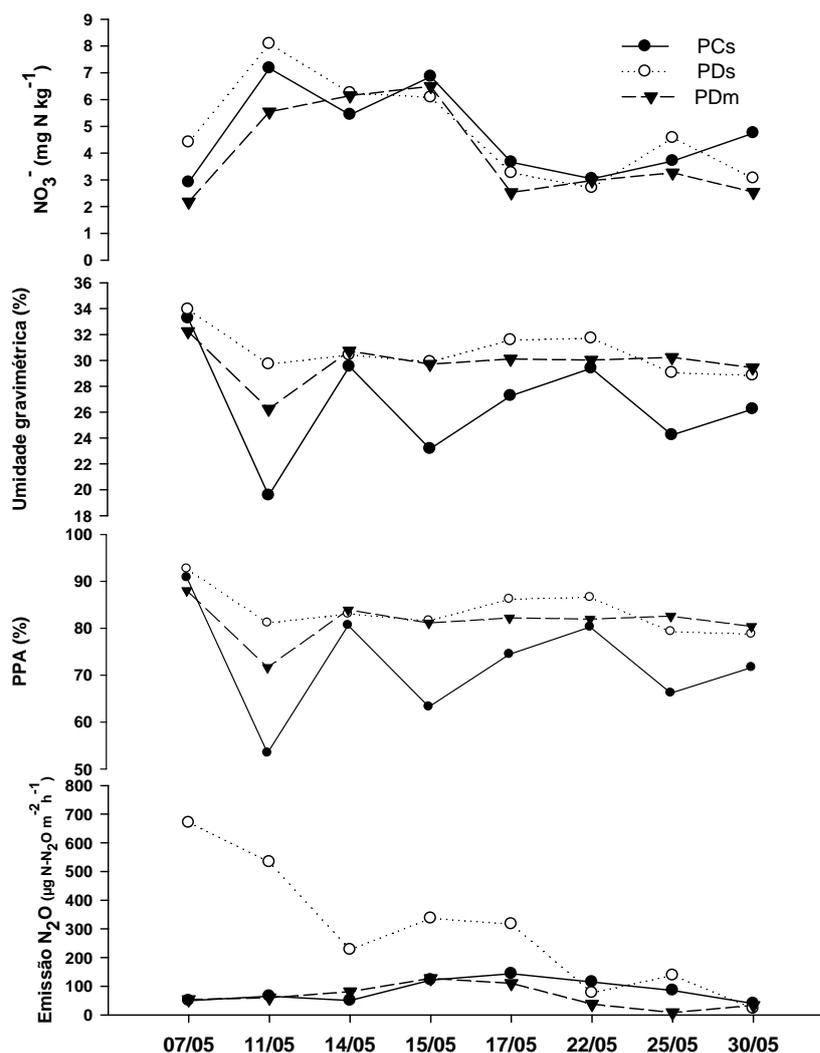


Figura 18. Emissões de N₂O, concentração de NO₃⁻, umidade gravimétrica e PPA nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

Os picos de emissão de N₂O no solo sob PDs pareceram ser estimulados pela intensa precipitação ocorrida dias antes da amostragem de gases (PPA acima de 90%), induzindo condições anaeróbicas ideais para a desnitrificação (Webb et al., 2004). No entanto, não foi verificada correlação significativa entre a emissão de N₂O e o conteúdo de umidade do solo e a PPA.

A PPA esteve sempre acima de 50% no período avaliado. Na média, o solo sob PDs tendeu a apresentar maior PPA, com uma diferença de 3 e 11 pontos percentuais para PDm e PCs respectivamente (Figura 18). Nos solos sob PD (R1-3 e R1-2), a PPA permaneceu na

faixa de 72 a 93% durante o período amostrado. Esta tendência a ser maior nestes sistemas pode ser atribuída à cobertura do solo por resíduos culturais, que favorecem a infiltração e diminuem a evaporação da água no solo.

Aumentos na PPA resultam num aumento dos microsítios anaeróbios do solo causando um acréscimo exponencial das emissões de N_2O (Smith et al, 2003). Neste estudo, a magnitude das emissões de N_2O no solo sob PDs aumentou com o aumento da PPA (Figura 18), concordando com outros estudos que reportaram uma maior taxa de desnitrificação em solos com conteúdos da água mais elevados (Smith et al, 1998; Skiba & Ball, 2000; Sehy et al., 2003; Bateman & Baggs, 2005; Liu et al., 2006, 2007). Quando os valores da PPA excederam 80% neste sistema, as emissões de N_2O aumentaram drasticamente (Figura 18). Neste caso, a desnitrificação seria o processo dominante (Moreira & Siqueira, 2006; Aita e Giacomini, 2007). O ponto de transição entre processos que operam aerobicamente (nitrificação) e aqueles que são anaeróbios (desnitrificação), é frequentemente citado como 60% de PPA (Sehy et al., 2003; Davidson, 1993, apud Webb et al., 2004).

As emissões de N_2O do solo dependem do balanço entre produção, consumo e transporte difusivo deste gás. Em solos úmidos, onde a difusividade dos gases é menor e a areação é limitada, o N_2O será o produto dominante (Davidson et al., 2000). Em muitos solos, o conteúdo de água (através do seu efeito sobre a aeração), em conjunto com a concentração de N, tem demonstrado ser a variável dominante que controla a taxa de emissão de N_2O (Skiba & Smith, 2000), sendo que o maior conteúdo de umidade em solos sob PD devido à cobertura da superfície pelos resíduos culturais geralmente favorecem a desnitrificação (Liu et al., 2007).

As concentrações de N mineral no período avaliado foram maiores nos solos sob PD (R1-2 e R1-3) quando comparado como o PC (Figuras 19 e 20). A concentração inicial de NH_4^+ no solo sob PC foi afetada pela gradagem realizada no dia 11/05, quando diminuiu consideravelmente nas camadas superficiais de 0-5 e 5-10 cm (Figuras 19 e 20), o contrario foi verificado com o NO_3^- , que aumentou a sua concentração logo após o evento de gradagem (Figuras 19 e 20), o qual poderia estar indicando que houve uma alta taxa de nitrificação na seqüência do processo de mineralização em estas duas camadas do solo como reportado anteriormente por Pinto et al. (2004).

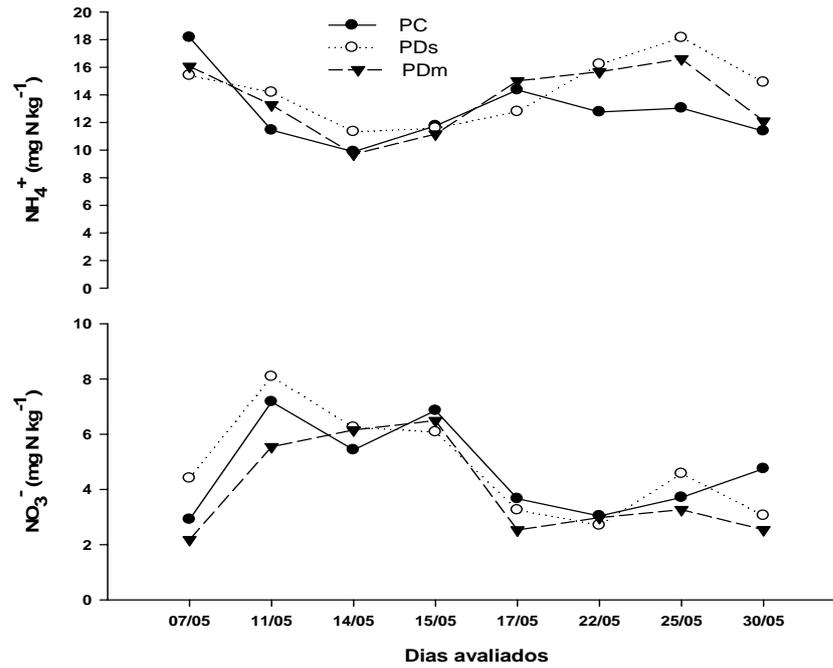


Figura 19. Concentrações de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) (camada de 0 a 10 cm) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

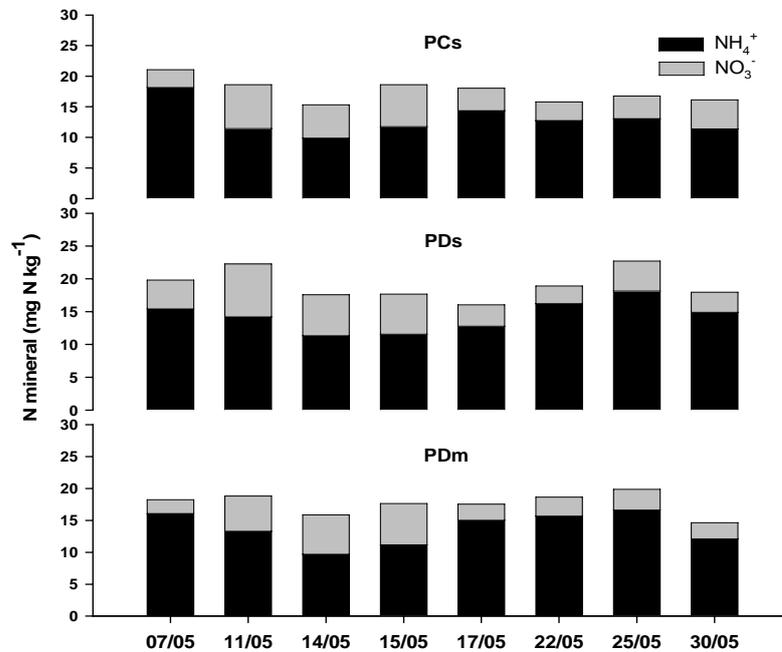


Figura 20. Concentração de N mineral com a proporção de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) (camada de 0 a 10 cm) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

No PDs, obteve-se elevada variabilidade temporal das emissões de N_2O e em geral, as maiores emissões foram obtidas com as maiores concentrações de NO_3^- no solo e com alta PPA. Segundo Weitz et al. (2001) e Pinto et al. (2004), a disponibilidade de substrato para os processos microbianos juntamente com a dinâmica da umidade do solo controla a variabilidade temporal das emissões de N_2O em solos agrícolas. Como o NO_3^- é utilizado por microrganismos desnitrificadores, é de se esperar que ecossistemas com elevados níveis de NO_3^- em seus solos, sejam fontes importantes de N_2O para a atmosfera (IPCC, 2001). Segundo Passianoto et al. (2003), a desnitrificação microbiana é provavelmente maior em solos bem drenados e que formam nitrato ativamente, tornando-se parcialmente anaeróbios durante períodos chuvosos ou após a adição de fontes orgânicas de C.

O solo sob PCs, caracterizou-se por apresentar baixas emissões de N_2O e pequena variação temporal durante o período avaliado. As menores concentrações de NO_3^- no solo neste tratamento (Figuras 19 e 20) provavelmente contribuíram para as menores emissões encontradas já que a disponibilidade de N mineral limita as emissões de N_2O (Mosier et al., 1998), neste caso, o teor de NO_3^- pode ter diminuído pelo processo de lixiviação devido às chuvas ocorridas. Além disso, as operações de arado e gradagem realizadas neste tratamento induziram o solo a ficar mais seco ao longo do período avaliado, criando condições desfavoráveis à desnitrificação.

No PD com resíduos de milho (PDM), também foi registrada pequena variação temporal das emissões de N_2O . A menor contribuição de N na forma de NO_3^- neste tratamento (Figura 18) possivelmente desfavoreceu o processo de desnitrificação apesar de que o conteúdo de umidade foi adequado (Figura 18). No período avaliado, o solo neste sistema apresentava pouca cobertura por resíduos já que o milho foi colhido em 28/02/07, pouco mais de dois meses antes da amostragem de gases, e no período avaliado a parcela encontrava-se semeada com nabo; no entanto, a subparcela onde foram instaladas as câmaras permaneceu desprovida de vegetação. O NO_3^- neste tratamento pode ter sido utilizado pelos microrganismos no processo de decomposição da palha do milho que possui alta relação C/N, e pode ainda ter sido assimilado pelo nabo forrageiro sobrando pouco para o processo de desnitrificação.

O período avaliado caracterizou-se por apresentar temperaturas do ar baixas, atingindo temperaturas médias inferiores a $13^\circ C$ (Figura 2), e temperaturas mínimas médias inferiores a

8°C, as quais provavelmente tiveram reflexo na redução da atividade microbiana, o que auxilia o entendimento das baixas emissões de N₂O em todos os sistemas de manejo no final do período de avaliação (Figura 14).

Como qualquer processo biológico, as taxas de nitrificação e desnitrificação aumentam com o aumento da temperatura (Skiba & Smith, 2000). Segundo Smith et al (2003) as emissões de N₂O aumentam acentuadamente com o aumento da temperatura o que é atribuído ao aumento do consumo de O₂ pela atividade heterotrófica que promove condições anaeróbicas (Dobbie & Smith, 2001; Sehy et al., 2003). Este modelo também explicaria a resposta das emissões de N₂O à PPA. À medida que a PPA aumenta, a difusão de oxigênio nos agregados do solo irá diminuir, e uma fração do volume do solo tornará-se anaeróbia, causando aumento da produção de N₂O por desnitrificação (Dobbie & Smith, 2001).

Não foram verificadas variações nas emissões de N₂O com o preparo do solo no período avaliado (Figura 14), sendo que no solo sob PCs a emissão foi mantida a uma taxa relativamente baixa e estável. O solo sob PCs como foi preparado no período de avaliação, provavelmente favoreceu a evaporação da água, diminuindo assim a PPA como reportado por Pinto et al. (2004). Mosier et al. (1998) também não acharam efeito do preparo do solo na taxa de emissão de N₂O por um Latossolo em Porto Rico.

As emissões totais de N₂O no período avaliado, calculadas através da integração das taxas diárias de emissão nos diferentes sistemas de manejo, são apresentadas na Figura 21. O PDs apresentou uma emissão 3,2 vezes maior do que o PCs. O tratamento sob PD com resíduos de milho (PDm) emitiu 4,8 vezes menor quantidade de N₂O quando comparado com o PDs. Em outras palavras, os resíduos de soja produziram maiores emissões de N₂O do que os resíduos de milho, sendo este efeito mais intenso sob PD. Aparentemente a existência de leguminosas (soja) sob PCs não resultou em maiores emissões de N₂O tendo como comparação a PDm (sucessão milho/nabo), sendo que o PCs emitiu apenas 1,5 vezes mais N₂O do que o PDm.

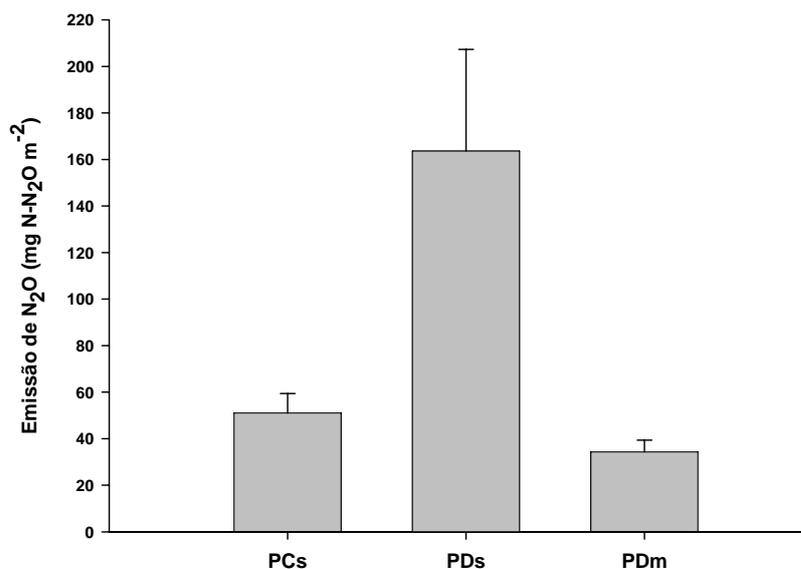


Figura 21. Emissões totais de N₂O nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

5.3.2 Fluxo de metano em solos sob diferentes sistemas de manejo

Nos três sistemas de manejo, o solo apresentou, em média, absorção de CH₄ no período avaliado (Figura 22). O solo sob PDs apresentou tendência de menor absorção de CH₄, sendo a média das avaliações $-5,6 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. O solo em PCs e em PDm apresentou médias de absorção de CH₄ semelhantes ($-7,7$ e $-7,8 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ respectivamente). No primeiro dia avaliado, no solo sob PCs e no solo sob PDm foi verificada emissão de CH₄, sendo esta emissão maior no PCs ($4,1 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Figura 22).

Gomes (2006) encontrou maiores valores de oxidação de CH₄ sob Argissolo. Segundo Boeckx et al. (1997) e Smith et al. (2000), os solos de textura mais arenosa apresentam maior oxidação de CH₄ do que os solos argilosos. Sendo a difusividade dos gases mais lenta em solos argilosos, o transporte de CH₄ até a superfície celular das bactérias metanotróficas levará mais tempo neste tipo de solo, tendendo a reduzir a taxa de absorção de CH₄.

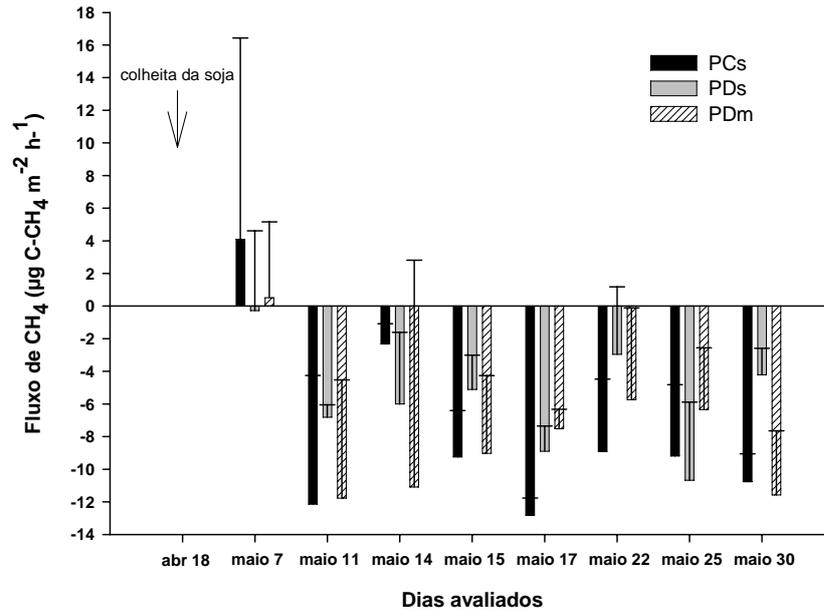


Figura 22. Fluxo de CH₄ nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

Considerando os sistemas de manejo de solo com resíduos de soja, o consumo de metano foi geralmente menor no PD do que no PC durante o período avaliado, resultados que concordam com a maior umidade no PD em relação ao PC, este último tratamento apresentou maior capacidade de absorção de CH₄ (Figura 22).

Em solos aerados existe consumo de metano atmosférico pela oxidação realizada por bactérias aeróbicas (Smith et al., 2003). As bactérias que oxidam metano são denominadas de metanotróficas (família Methylococcacea) as quais obtêm energia e carbono da oxidação de CH₄ durante a decomposição de matéria orgânica e podem crescer com o metano como única fonte de energia (Mosier et al., 2004). Todas as bactérias metanotróficas são aeróbias obrigatórias devido a que a enzima responsável na primeira etapa da oxidação de CH₄ é a enzima mono-oxigenase (MMO) que requer O₂ molecular.

5.3.2.1 Variáveis controladoras do fluxo de CH₄

Na rotação com resíduos de soja (R1-3) o solo sob PD tendeu a diminuir a oxidação de CH₄ em comparação com o PC presumivelmente devido à maior PPA e densidade do solo em PD, como também demonstrado em outros estudos (Yamulki & Jarvis, 2002; Liu et al., 2006). Estes resultados são coerentes com os maiores valores de umidade do solo (Figura 16) obtidos sob PD. Gregorich et al. (2006) também reportaram que os solos sob PC oxidaram significativamente mais CH₄ do que os solos sob PD.

A emissão de CH₄ observada no primeiro dia avaliado, no solo sob PCs e sob PDm pode estar relacionada com o alto conteúdo de umidade e temperatura mais amena no solo registradas nestes dois sistemas (Figura 16), considerando que a produção deste gás ocorre somente sob condições anaeróbias (Mosier et al., 2004). Cochran et al. (1997) e Tlustos et al. (1998) demonstraram que as taxas de oxidação de CH₄ estão negativamente relacionadas com o conteúdo de água do solo, devido à redução das taxas de difusão do gás a medida que os poros são preenchidos por água. O metano é produzido no solo pela decomposição anaeróbica de substâncias orgânicas, mediante a ação de bactérias metanogênicas que requerem condições altamente reduzidas para seu crescimento (Mosier et al., 2004).

Nos solos sob PCs e PDm foram observadas altas concentrações de NH₄⁺ no primeiro dia avaliado, 18,2 e 16,1 mg N kg⁻¹ respectivamente (Figura 19). Altas concentrações de amônio no solo inibem a oxidação de metano devido à competição deste íon como o metano pela enzima mono-oxygenase, responsável pelo processo de oxidação (Bodelier & Laanbroek, 2004; Majumdar & Mitra, 2004; Reay & Nedwell, 2004). Nos tratamentos citados, principalmente no PDm, a diminuição do conteúdo de NH₄⁺ no solo é acompanhada por um aumento na taxa de consumo de CH₄ e, assim, a taxa de oxidação de CH₄ está relacionada negativamente com o conteúdo de NH₄⁺ do solo (Figura 23), o que concorda com os resultados de Khalil & Baggs (2005) e indica uma possível inibição temporária da oxidação de CH₄ em presença de altas concentrações de NH₄⁺.

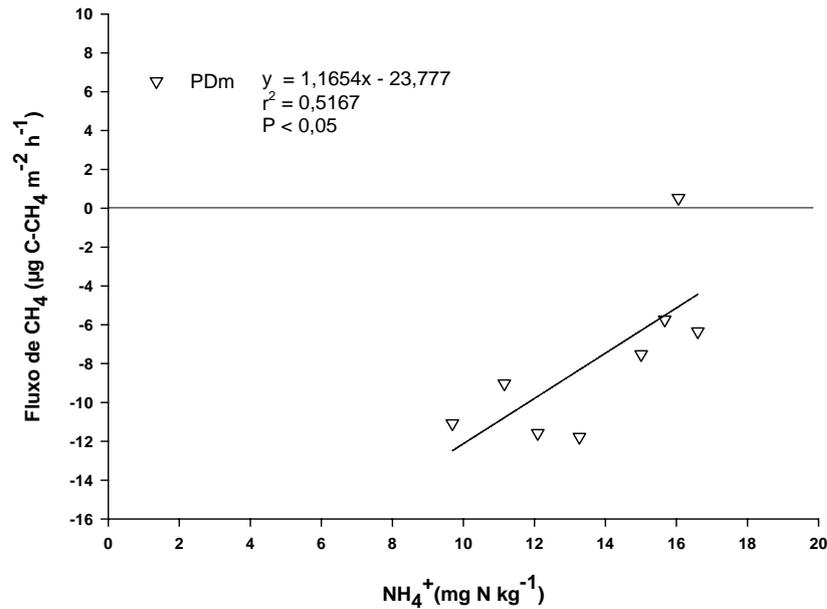


Figura 23. Relação entre o fluxo de CH₄ com a concentração de amônio (NH₄⁺) no plantio direto em sistema de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

No solo, o CH₄ é utilizado como fonte de energia por microrganismos metanotróficos e nitrificadores, que oxidam CH₄ durante o processo de ganho de energia com a acumulação de biomassa microbiana (Majumdar & Mitra, 2004). Outra explicação para a diminuição da oxidação de CH₄ no solo é provavelmente devido ao NH₄⁺ levar a um aumento da população nitrificadora em relação à metanotrófica, reduzindo a oxidação de CH₄, já que os nitrificadores oxidam CH₄ menos eficientemente do que os metanotróficos (Hütsch et al., 1993).

Contudo, no solo sob PDs não foi encontrada correlação significativa entre a taxa de oxidação de CH₄ e a concentração de NH₄⁺. Neste sistema, a absorção de CH₄ apresentou tendência a aumentar à medida que aumentava a concentração de NH₄⁺. Segundo Hellebrand et al. (2003), altas concentrações de N no solo poderiam acelerar o crescimento de bactérias metanotróficas e/ou reduzir a atividade das bactérias metanogênicas, aumentando desta forma as taxas de influxo de CH₄, o que poderia explicar o comportamento da absorção de CH₄ neste sistema de acordo à concentração de NH₄⁺. Não obstante, neste tratamento verificaram-se altas concentrações de N mineral no solo durante o período avaliado e foi o sistema que apresentou menor absorção total de CH₄ quando comparado com os outros dois tratamentos avaliados.

Desta forma, uma explicação provavelmente mais apropriada para o menor influxo de CH_4 no PDs poderia estar relacionada com o alto teor de NH_4^+ no solo, considerando também que neste sistema o conteúdo de umidade foi elevado durante o período avaliado, fato que pode ter ocasionado redução da nitrificação. Com resíduos de leguminosas no solo, a liberação do N mineral é mais lenta e contínua, mantendo o solo com maior teor de N mineral por um período mais prolongado e provocando uma inibição da oxidação de metano, de maneira contínua no solo (Gomes, 2006). Assim, provavelmente a presença de resíduos de soja no solo sob PDs contribuiu para menor absorção média de CH_4 do que no PD com resíduos de milho.

As variações no fluxo de CH_4 foram correlacionadas com as variações na umidade do solo nos sistemas PCs e PDm (Figura 24). Como a produção de metano requer condições anaeróbicas, os maiores conteúdos de umidade no solo favorecerão a formação de microsítios de anaerobiose e conseqüente produção de metano. O efeito da umidade na redução da absorção de CH_4 é geralmente atribuído a condições anaeróbicas que favorecem a produção do gás, e à lenta difusão do CH_4 até a superfície das células bacterianas metanotróficas, reduzindo a oxidação (Yamulki & Jarvis, 2002). Quando o solo seca e a taxa de difusão aumenta, o consumo de CH_4 aumenta até um máximo (CAST, 2004). Nesse sentido, no solo sob PCs no presente estudo foi verificado um decréscimo no conteúdo de umidade a partir do primeiro dia avaliado (Figura 16) e uma tendência da diminuição da umidade acompanhar a absorção de CH_4 , o que provavelmente explicaria a maior absorção de CH_4 neste tratamento quando comparado com os outros.

Neste estudo, não foi encontrada correlação significativa entre o fluxo de CH_4 e a temperatura do solo ao analisar os três sistemas de manejo separadamente; mas ao analisar os três sistemas conjuntamente, foi verificada correlação positiva significativa (Figura 25).

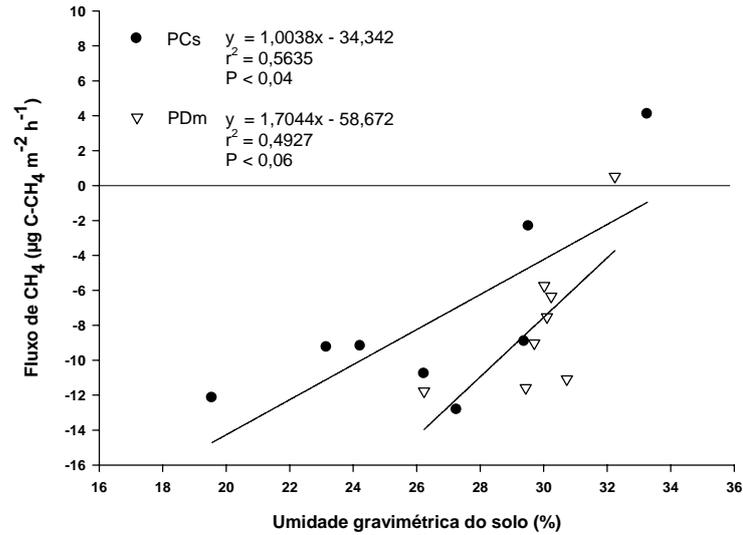


Figura 24. Relação entre o fluxo de CH₄ com umidade gravimétrica nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja /aveia/soja.

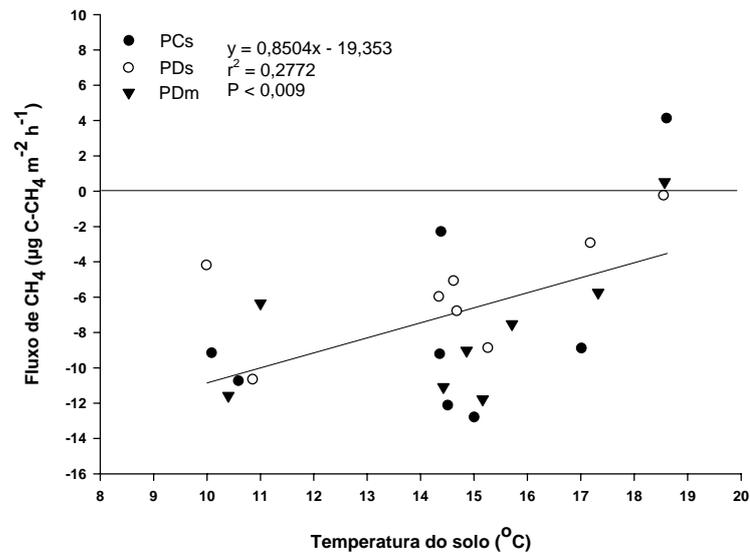


Figura 25. Relação entre o fluxo de CH₄ com temperatura do solo nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

A temperatura do solo aumenta a atividade microbiana, aumentando desta forma a produção de CH₄. Num estudo realizado por Hellebrand et al. (2003) na Alemanha, a influência da temperatura foi evidenciada, uma menor temperatura do solo resultou em uma menor absorção de CH₄ pelo solo. No entanto, a continua oxidação de CH₄ nos sistemas

avaliados durante o período de coletas de gases, pode ser explicada pela baixa energia de ativação requerida pelos microrganismos metanotróficos que ameniza os efeitos da temperatura (Mosier et al., 2004).

O fluxo total de CH₄ no período avaliado, calculado através da integração das taxas diárias de emissão/absorção nos diferentes sistemas de manejo, é apresentado na Figura 26. A quantidade de CH₄ absorvida foi significativamente menor sob PDs que apresentou 1,6 e 1,5 vezes menos influxo em relação ao PCs e PDm respectivamente. A diferença entre os sistemas sob PD (com resíduos de soja e milho) é atribuída ao tipo de resíduo que é aportado ao solo e à dinâmica do N mineral sob estas duas culturas.

O fluxo de CH₄ não foi afetado pelo revolvimento do solo sob PC, a não ser pelo seu efeito na diminuição da umidade; o que concorda com resultados encontrados por Mosier et al. (1998) num Latossolo em Porto Rico. Nos Estados Unidos, Liu et al. (2006) verificaram que a absorção de CH₄ foi menor no PD do que no solo sob PC, possivelmente pela maior PPA e maior densidade do solo no PD.

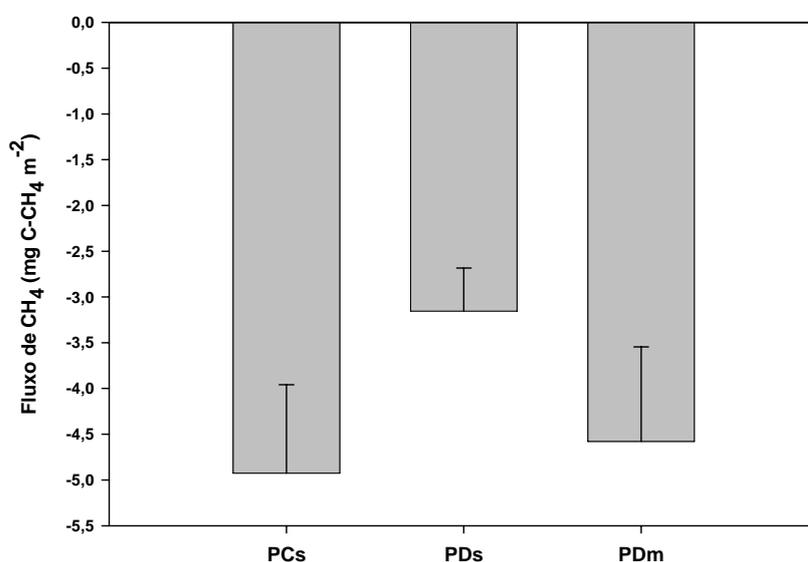


Figura 26. Fluxo total de CH₄ nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

5.3.3 Fluxo de dióxido de Carbono em solos sob diferentes sistemas de manejo

A variação no fluxo de CO₂ do solo nos sistemas de manejo para o período avaliado é apresentada na Figura 27. O efluxo médio de CO₂ de maneira geral não foi diferente entre os sistemas de manejo no período estudado, apresentando oscilações entre as datas avaliadas. Estes resultados concordam com o anteriormente encontrado por Campos (2006) neste mesmo experimento com período de dois anos de avaliação e utilizando câmaras estáticas. A partir do dia 17/05/07 as emissões diminuíram gradativamente até o último dia de coleta. Nos três últimos dias avaliados, o solo sob PCs apresentou emissão ligeiramente maior de CO₂ quando comparado com os outros dois sistemas avaliados. Por outro lado, no início do período foi o contrário (Figura 27). Talvez a avaliação a cada três dias não seja suficiente para captar fluxos de curta duração.

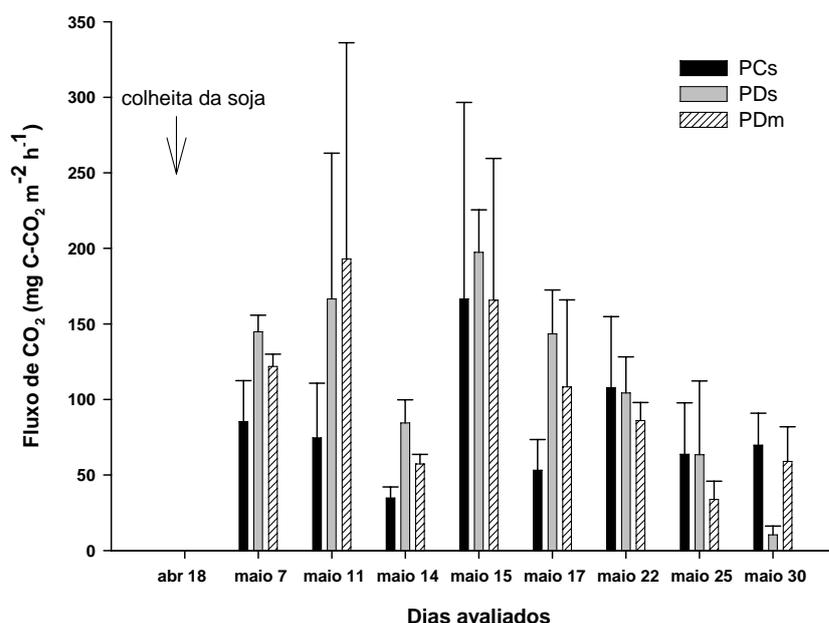


Figura 27. Fluxo de CO₂ nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

As maiores emissões de CO₂ foram verificadas nos solos sob PD. No PDs o efluxo mais alto ocorreu no dia 15/05/07 (197,4 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹). No solo sob PCs, a maior

emissão foi $166,6 \text{ mg C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ registrada no mesmo dia (Figura 27). Na data mencionada, a temperatura do solo nos dois sistemas não apresentou diferença em relação à média do período. A diferença foi verificada na umidade gravimétrica para o PCs, que no dia de maior emissão esteve quatro pontos percentuais abaixo da média do período (Figura 16).

Os dois sistemas sob PD apresentaram emissões médias de CO_2 semelhantes $114,4$ e $103,2 \text{ mg C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ com resíduos de soja e milho respectivamente. No entanto, no sistema com resíduos de soja a emissão foi ligeiramente maior (Figura 27).

O preparo do solo em PCs não promoveu incremento nas emissões de CO_2 quando comparado com os outros tratamentos. A ligação do Carbono com óxidos de Fe e Al nos Latossolos resulta em proteção física da matéria orgânica e pode explicar o pequeno efeito do sistema de preparo na emissão de CO_2 . Bayer et al. (2006b) encontraram que a mineralização da matéria orgânica é menor em solos argilosos do que em solos arenosos sob PC sugerindo a alta estabilidade física da matéria orgânica associada com minerais de argila em solos altamente intemperizados como os Latossolos.

O solo sob PD nas duas rotações avaliadas apresentou tendência de maior emissão de CO_2 do que o solo sob PC (Figura 27). Isto poderia ser explicado pela maior atividade microbológica induzida por resíduos vegetais sobre a superfície do solo (Fabrizzi et al., 2008) e umidade relativamente superior sob PD, confirmando os resultados de outros estudos em que taxas mais elevadas de atividade microbiana e emissões de CO_2 foram encontradas sob PD do que em solos lavrados (Yamulki & Jarvis, 2002; Baggs et al., 2003; Liu et al., 2006; 2007). No entanto, existem resultados inconsistentes na literatura sobre o efeito do preparo do solo na emissão de CO_2 .

Sanhueza et al. (1994) e Campos (2006) não encontraram diferenças significativas nas emissões de CO_2 entre o PC e PD, já La Scala et al. (2006), reportaram que o PC causou a maior emissão de CO_2 durante quase todo o período por eles estudado. Segundo Liu et al. (2006), estas inconsistências sugerem que os efeitos do preparo nas emissões de CO_2 dependeram de outros fatores (como a temperatura e a umidade), que são variáveis de local para local, assim como o tipo de solo envolvido na produção de CO_2 .

Ao logo do tempo, o solo sob PD, não preparado e com adição de resíduos culturais na superfície promove aumento dos estoques de C orgânico e N total do solo (Bayer et al., 2000b; Campos, 2006), apresenta menores variações de temperatura e maior umidade (Liu et al., 2007), atividade e biomassa microbiana (Vargas, 2002; Fabrizzi et al., 2008) entre outros efeitos, que (ao interagirem) podem explicar a maior emissão de CO₂ do solo sob PD em relação ao solo sob PC.

A relação C/N do tipo de resíduos adicionados ao solo (soja na Rotação 1-3 e milho na Rotação 1-2) pode ter influenciado a emissão de CO₂ do solo (sob PDs). A menor relação C/N da soja (± 15) em relação à do milho (± 84) pode explicar a tendência de maior emissão de CO₂ do solo contendo esta leguminosa. Resíduos com baixa relação C/N são mais facilmente decompostos pelos microrganismos do solo do que os resíduos com alta relação C/N (Aita & Giacomini, 2007). No entanto, no solo sob PCs esse efeito não foi verificado. Campos (2006) neste mesmo experimento, encontrou maior teor de matéria orgânica e maior teor de carbono lábil no PDs em comparação com o PCs o que explicaria a maior emissão no solo não revolvido, além do fato do PD apresentar maior adição de resíduos.

5.3.3.1 Variáveis controladoras das emissões de CO₂

Segundo Costa (2005), o aumento da umidade é um fator que influencia o efluxo de CO₂ do solo, de maneira inicial aumentando, atingindo um ponto de máxima e depois reduzindo-o. Neste estudo, não houve indicação da emissão de CO₂ estar sendo influenciada pelo conteúdo de umidade do solo já que a correlação não foi significativa.

No período avaliado a faixa de variação de temperatura do solo foi de 10 a 19°C nos três sistemas de manejo e não houve diferença nos valores deste parâmetro entre os tratamentos (Figura 16), sendo a temperatura média registrada (10 cm de profundidade) no momento da coleta de CO₂ de 14,5°C. O preparo do solo não contribuiu para o aumento da temperatura em PCs, provavelmente, pela baixa temperatura do ar registrada no período avaliado, o qual pode ser um fator para não ter se verificado efeito do preparo na emissão de CO₂ do solo.

A liberação de CO₂ a partir da decomposição da matéria orgânica do solo pela respiração heterotrófica, geralmente aumenta exponencialmente com a temperatura (Smith et al., 2003). Neste estudo, em geral, as menores emissões ocorreram nos três últimos dias avaliados, coincidindo com a diminuição da temperatura do ambiente e do solo, e concordando com o comportamento reportado por Pavei (2005).

A correlação entre a emissão de CO₂ e a temperatura do solo foi positiva ao considerar os três sistemas conjuntamente (Figura 28). Costa (2005) encontrou correlação positiva entre o efluxo de CO₂ e a temperatura do solo nos sistemas de manejo PD e PC, sendo o coeficiente de correlação maior para o sistema PC do que para o PD. No estudo realizado por ele, o preparo do solo criou condições favoráveis para a ocorrência de maiores temperaturas no solo em PC, contribuindo possivelmente para a tendência de maior efluxo de CO₂ nesse sistema.

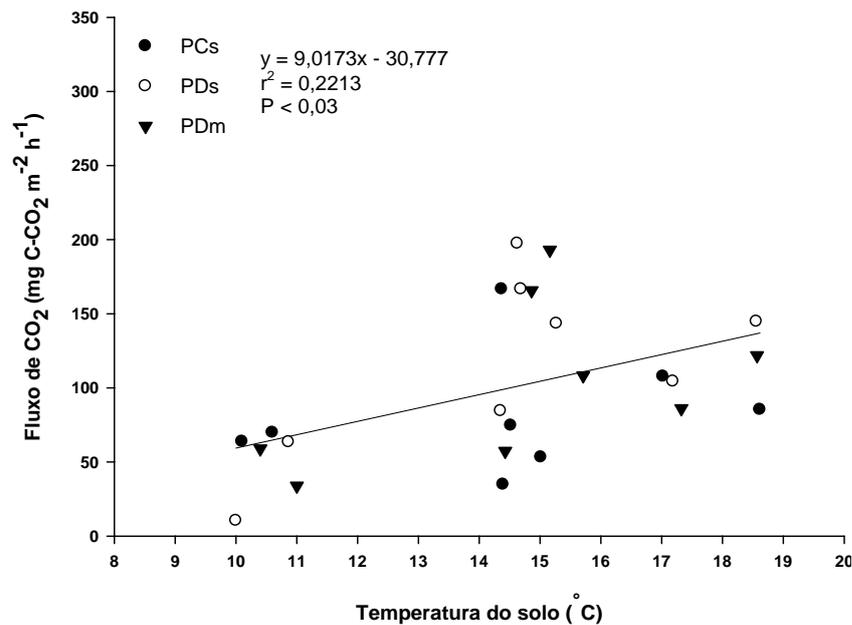


Figura 28. Relação entre o fluxo de CO₂ com temperatura do solo nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

Verma et al. (2005) reportaram baixas taxas de respiração do ecossistema da soja durante os períodos frios depois da colheita, e uma correlação significativa da emissão de CO₂ com a temperatura do solo. No entanto, estes autores não encontraram correlação significativa

com o conteúdo de umidade do solo. Por outro lado, La Scala et al. (2000) mencionaram que não houve correlação significativa entre o efluxo de CO₂ do solo e a umidade e temperatura do solo.

O fluxo total de CO₂ no período avaliado, calculado através da integração das taxas diárias de emissão nos diferentes sistemas de manejo, é apresentado na Figura 29. A quantidade de CO₂ emitida foi 1,3 vezes superior no PDs em comparação ao PCs. Já o PDs emitiu 1,0 vezes menos CO₂ do que o PDm.

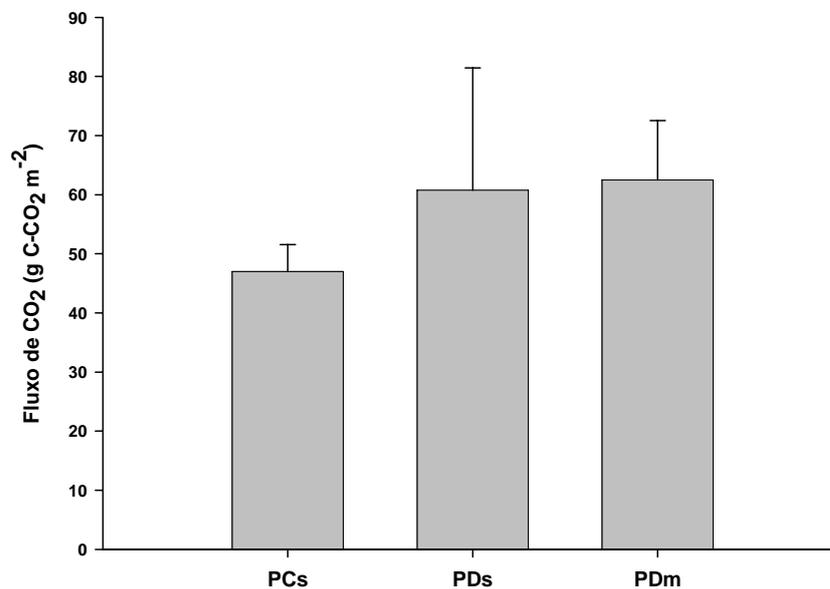


Figura 29. Emissões totais de CO₂ nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

5.4 CONCLUSÕES

A emissão de N_2O do solo sob PC foi menor do que no solo sob PD e neste foi intensificada quando da presença de resíduos de soja do que com milho. As emissões de N_2O não foram afetadas pelo preparo do solo no PC.

Nos três sistemas de manejo, o solo apresentou absorção de CH_4 no período avaliado, sendo que o solo sob PD com resíduos de soja apresentou tendência de menor absorção de CH_4 . No sistemas PD com resíduos de milho, a taxa de oxidação de CH_4 apresentou relação negativa com o conteúdo de NH_4^+ do solo, sugerindo inibição temporária da oxidação de CH_4 em presença de altas concentrações de NH_4^+ . O fluxo de CH_4 esteve relacionado positivamente com a temperatura do solo, e com as variações na umidade do solo nos sistemas PCs e PDm, não apresentando efeito do preparo do solo no PC.

Os solos sob PD apresentaram maior emissão de CO_2 . As emissões de CO_2 não foram influenciadas pelo preparo do solo no PC e estiveram relacionadas positivamente com a temperatura do solo.

6 RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados encontrados neste trabalho reforça-se a recomendação de rotação de soja e milho, evitando-se a monocultura de soja no verão. No caso de plantio direto de soja recomenda-se o imediato plantio da cultura seguinte visando absorver o N mineral produzido pela cultura e portanto diminuir as emissões de GEE, especialmente as de N_2O .

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Matéria orgânica do solo, nitrogênio e enxofre nos diversos sistemas de exploração agrícola. In: YAMADA, T.; STIPP E ABDALLA, S.R.; VITTI, G.C. **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba, SP: International Plant Nutrition Institute (INPI), 2007. cap. 1, p. 1-41.

AJWA, H.A.; TABATABAI, M.A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v.18, p. 175-182, 1994.

AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S.B.V. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para o milho em sistemas de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n.1, p. 679-686, 2000.

ANTHONI, P.M.; FREIBAUER, A.; KOLLE, O.; SCHULZE, E.D. Winter wheat carbon exchange in Thuringia, Germany. **Agricultural and Forest Meteorology**, 121, p. 55–67, 2004.

BAGGS, E.M.; REES, R.M.; SMITH, K.A.; VINTEN, A.J.A. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management**, 16, p. 82–87, 2000.

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

BAKER, J.M.; GRIFFIS, T.J. Examining strategies to improve the carbon balance of corn/soybean agriculture using eddy covariance and mass balance techniques. **Agricultural and Forest Meteorology**, 128, p. 163–177, 2005.

BALDOCCHI, D.D.; VOGEL, C.A.; HALL, B. Seasonal variation of carbon dioxide exchange rates above and below a boreal jack pine forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, 83, p. 147- 170, 1997.

BALDOCCHI, D.D. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. **Global Change Biology**, 9, p. 479–492, 2003.

BALL, B.C.; SCOTT, A.; PARKER, J.P. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, 53, p. 29-39, 1999.

BATEMAN, E.J.; BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space, **Biology and Fertility of Soils**, 41, p. 379–388, 2005.

BATJES, N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, 47, p. 151–163, 1996.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; CERETTA, C.A. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. **Soil & Tillage Research**, 53, p. 95–104, 2000a.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T.J.C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S.V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, 54, p. 101–109, 2000b.

BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil & Tillage Research**, 91, p. 217–226, 2006a.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, 86, p. 237–245, 2006b.

BERNACCHI, C.J.; HOLLINGER, S.E.; MEYERS, T. The conversion of the corn/soybean ecosystem to no-till agriculture may result in a carbon sink. **Global Change Biology**, 11, p. 1867–1872, 2005.

BODELIER, P.L.E.; LAANBROEK, H.J. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. **FEMS Microbiology Ecology**, 47, p. 265–277, 2004.

BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT; VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.49, n.1-3, p. 91-95, 1997.

BORGES, O.P.J.; SANCHES, L.; NOGUEIRA, J.S.; VOURLITIS, G.L. Estimativa de Q_{10} por meio do efluxo de CO₂ no solo na estação seca numa floresta tropical de transição amazônica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.21, n.3a, p. 117-121, 2006.

BOUWMAN, A. F.; FUNG, I.; MATTHEWS, E.; JOHN, J. Global analysis of the potencial for N₂O production in natural soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v.7, n.3, p. 557-597, 1993.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; FELLER, C. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. **Soil Use and Management**, 20, p. 248-254, 2004.

CERRI, C. C., CERRI, C. E. P. Agricultura e Aquecimento Global. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 32 (1), p. 40-44, 2007.

CÂMARA, G.M.S. Ecofisiologia da cultura da soja. In: CÂMARA, G.M.S.; MARCOS FILHO, J.; OLIVEIRA, E.A.M. (Eds.) **Anais. Simpósio sobre cultura e produtividade da soja**. Piracicaba-SP, 1991. Piracicaba-SP, p. 129-142, 1992.

CAMPOS, B.C. **Dinâmica do carbono em Latossolo Vermelho sob sistemas de preparo de solo e de culturas**. 2006. 188 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

CARNEIRO, J.V. **Fluxos turbulentos de CO₂ em uma área de arroz irrigado no RS**. 2007. 56 f. Dissertação (Mestrado em Física) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

Council for Agricultural Science and Technology (CAST) **Climate Change and Greenhouse Gas Mitigation: Challenges and Opportunities for Agriculture**, Task Force Report No. 141. CAST, Ames, IA, USA, 120 p., 2004.

CIAMPITTI, I.A.; CIARLO, E.A.; CONTI, M.E. Nitrous oxide emission during soybean culture: inoculation and nitrogen fertilization effects. **Ci Suelo**, 23, p. 123–131, 2005.

CIAMPITTI, I.A.; CIARLO, E.A.; CONTI, M.E. Nitrous oxide emissions from soil during soybean [(Glycine max (L.) Merrill)] crop phenological stages and stubbles decomposition period. **Biology and Fertility of Soils**, DOI 10.1007/s00374-007-0241-7, 2007.

COCHRAN, V.L.; SPARROW, E.B.; SCHLENTNER, S.F.; KNIGHT, C.W. Long-term tillage and crop residue management in the subarctic: fluxes of methane and nitrous oxide. **Canadian Journal of Soil Science**, 77, p. 565–570, 1997.

COSTA, F.S. **Estoque de Carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro**. 2005. 128 f. Tese

(Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

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

COX, P.M.; BETTS, R.A.; JONES, C.D.; SPALL, S.A.; TOTTERDELL, I.J. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climatic model. **Nature**, v.108, p.184-187, 2000.

CUNHA, G.R.; BARNI, N.A.; HAAS, J.C.; MALUF, J.R.T.; MATZENAUER, R.; PASINATO, A.; PIMENTEL, M.B.M.; PIRES, J.L.F. Zoneamento agrícola e época de semeadura para soja no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v.9, n.3 (Nº Especial: Zoneamento Agrícola), p. 446-459, 2001.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; SILVA, C.A. Emissões de CO₂ do solo: Métodos de avaliação e influência do uso da terra. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M.; SALTON, J.C. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: Modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006. cap.8, p. 199-242.

DALAL, R.C.; WANG, W.; ROBERTSON, G.P.; PARTON, W.J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, p. 165-195, 2003.

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**, 50, n.8, p. 667-680, 2000.

DIAS, J.D. **Fluxo de CO₂ proveniente da respiração do solo em áreas de florestas nativa da Amazônia**. 2006. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

DOBBIE, K.E.; SMITH, K.A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. **European Journal of Soil Science**, 52, p. 667-673, 2001.

DUIKER, S.W.; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil & Tillage Research**, 54, p. 21-30, 2000.

DUXBURY, J.M. The significance of greenhouse gas from soils of tropical agroecosystems. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.) **Soil management and greenhouse effect**. Advances in Soil Science. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p. 279-291.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro : EMBRAPA-Solos, 374 p., 2005a.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. **Eficiência de soja cultivada em modelos de produção sob sistema plantio direto**. EMBRAPA Trigo. Passo Fundo, RS., 248p., 2005b.

FABRIZZI, K.; RICE, C.; FIORIN, J.E.; BARBAGELATA, P.; MELCHIORI, R. Soil organic matter and microbial ecology of Mollisols, Vertisols and Oxisols: Effect of native and agroecosystems. **Biogeochemistry**, 2008 (No Prelo).

FLANAGAN, L.B.; WEVER, L.A.; CARSON, P.J. Seasonal and interannual variation in carbon dioxide exchange and carbon balance in a northern temperate grassland. **Global Change Biology**, 8, p. 599–615, 2002.

FRANK, A.B.; LIEBIG, M.A.; TANAKA, D.L. Management effects on soil CO₂ efflux in northern semiarid grassland and cropland. **Soil & Tillage Research**, 89, p.78–85, 2006.

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

GRACE, J. Understanding and managing the global carbon cycle. **Journal of Ecology**, 92, p. 189–202, 2004.

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

GREGORICH, E.G.; ROCHETTE, P.; VANDENBYGAART, A.J.; ANGERS, D.A. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. **Soil & Tillage Research**, 83, p. 53–72, 2005.

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, p. 2614–2628, 2006.

GRIFFIS, T.J.; BLACK, T.A.; GAUMONT-GUAY, D.; DREWITT, G.B.; NESIC, Z.; BARR, A.G.; MORGENSTERN, K.; KLJUN, N. Seasonal variation and partitioning of ecosystem respiration in a southern boreal aspen forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, 125, p. 207–223, 2004.

HARRISON, R.; WEBB, J. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. **Advances in Agronomy**, 73, p. 65-108, 2001.

HELLEBRAND, H. J.; KERN, J.; SCHOLZ, V. Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils. **Atmospheric Environment**, 37, p. 1635–1644, 2003.

HENAULT, C.; DEVIS, X.; PAGE, S.; JUSTES, E.; REAU, R.; GERMON, J.C. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. **Biology and Fertility of Soils**, 26, p. 199-207, 1998.

HOLLINGER, S.E.; BERNACCHI, C.J.; MEYERS, T.P. Carbon budget of mature no-till ecosystem in North Central Region of the United States. **Agricultural and Forest Meteorology**, 130, p. 59–69, 2005.

HOLLINGER, S.E.; BERNACCHI, C.J.; MEYERS, T.P. Corrigendum to “Carbon budget of mature no-till ecosystem in North Central Region of the United States”. **Agricultural and Forest Meteorology**, 136, p. 88–89, 2006.

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

HÜTSCH, B.W.; WEBSTER, C.P.; POWLSON, D.S. Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk wheat experiment. **Soil Biology & Biochemistry**, 25, p.1307–1315, 1993.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2006. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em 4 fev. 2008.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climatic Change 2001: the scientific basis**. HOUGHTON J.T.; DING, Y.; GRIGGS, D.J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN

P.J.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C.A (Eds). Cambridge University press, Cambridge, 2001. 881 p.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Carbon dioxide capture and storage**. METZ, B.; DAVIDSON, O.; CONINCK, H.; LOOS, M.; MEYER, L. (Eds). Cambridge University press, New York, 2005. 431 p.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climatic Change 2007: Synthesis Report**. Cópia não editada, 2007. 23 p.

JANSSENS, I.A.; KOWALSKI, A.S.; CEULEMANS, R. Forest floor CO₂ fluxes estimated by eddy covariance and chamber-based model. **Agricultural and Forest Meteorology**, 106, p. 61–69, 2001.

JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; IZAURRALDE, R. C.; ELLERT, B. H.; JUMA, N.; MCGILL, W. B.; ZENTNER, R.P. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. **Soil & Tillage Research**, 47, p.181-195, 1998.

JANTALIA, C.P.; ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S. Mudanças no estoque de C do solo em áreas de produção de grãos: Avaliação do impacto do manejo do solo. In: ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Manejo de sistemas agrícolas. Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006a. cap. 2, p. 35-57.

JANTALIA, C.P.; ZOTARELLI, L.; SANTOS, H.P.; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: avaliação de práticas usadas na produção de grãos no Sul do País. In: ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Manejo de sistemas agrícolas. Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006b. cap. 4, p. 81-107.

JOHNSON, J.M.F.; REICOSKY, D.C.; ALLMARAS, R.R.; SAUER, T.J.; VENTEREA, R.T.; DELL, C.J. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. **Soil & Tillage Research**, 83, p. 73–94, 2005.

KESSAVALOU A.; MOSIER, A. R.; DORAN, J. W.; DRIJBER, R. A.; LYON, D. J.; HEINEMEYER, O. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod winter wheat-fallow tillage management. **Journal of Environmental Quality**, 27, p. 1094–1104, 1998.

KHALIL, M.I.; BAGGS, E.M. CH₄ oxidation and N₂O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH₄ concentrations. **Soil Biology & Biochemistry**, 37, p. 1785–1794, 2005.

KIMBLE, J.M.; LAL, R. **Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil**. Boca Raton CRC Press, 2002. 536 p.

LA SCALA JR., N.; MARQUES JR, J.; PEREIRA, G.T.; CORÁ, J.E. Carbon dioxide emission related to chemical properties of a tropical bare soil. **Soil Biology and Biochemistry**, 32, p.1469-1473, 2000.

LA SCALA JR., N.; LOPES, A.; MARQUES JR, J.; PEREIRA, G.T. Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red latosol in southern Brasil. **Soil & Tillage Research**, 62, p. 163–166, 2001.

LA SCALA JR., N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G.T. Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, 91, p. 244–248, 2006.

LAL, R.; KIMBLE, J.; STEWART, B.A. World soils as a source or sink for radiatively-active gases. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.) **Soil management and greenhouse effect**. Advances in Soil Science. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995a. p. 1-7.

LAL, R.; FAUSEY, N.R.; ECKERT, D.J. Land use and soil management effects on emissions of radiatively active gases from two soils in Ohio. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.) **Soil management and greenhouse effect**. Advances in Soil Science. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995b. p. 41-59.

LEMKE, R.; SOLBERG, E.; IZAURRALDE, C.; NYBORH, M. 2004 Seasonal nitrous oxide emissions from agricultural soils in the Parkland region of the Canadian Prairie. Disponível em: <<http://paridss.usask.ca/factbook/soilcrop/cesar1.html>> Acesso em: 03 nov. 2007.

LI, C. Modeling impact of agricultural practices on soil C and N₂O emissions. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.) **Soil management and greenhouse effect**. Advances in Soil Science. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p. 101-112.

LIEBIG, M.A.; MORGAN, J.A.; REEDER, J.D.; ELLERT, B.H.; GOLLANY, H.T.; SCHUMAN, G.E. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada. **Soil & Tillage Research**, 83, p. 25–52, 2005.

LIU, X.J.; MOSIER, A.R.; HALVORSON, A.D.; ZHANG, F.S. The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from a clay loam soil. **Plant and Soil**, 280, p.177–188, 2006.

LIU, X.J.; MOSIER, A.R.; HALVORSON, A.D.; REULE, C.A.; ZHANG, F.S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology & Biochemistry**, 39, p. 2362–2370, 2007.

MAAG, M.; VINTHER, F.P. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. **Applied Soil Ecology**, 4, p. 5-14, 1996.

MALHI, Y.; BALDOCCHI, D.D.; JARVIS, P.G. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. **Plant, Cell and Environment**, 22, p. 715-740, 1999.

MAJUMDAR, D.; MITRA, S. Methane consumption from ambient atmosphere by a Typic Ustochrept soil as influenced by urea and two nitrification inhibitors. **Biology and Fertility of Soils**, 39, p. 140–145, 2004.

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

MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura, Seção de Geografia, 1961. 38p.

MOSIER, A.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, 350, p. 330-332, 1991.

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

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

NEVES, L.O. **Fluxos de CO₂, calor sensível e calor latente na cultura de caupi (*Vigna unguiculata* L.)** 2006. 43 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2006.

NUNES, P.C. **Influência do efluxo de CO₂ do solo na produção de forragem numa pastagem extensiva e num sistema agrosilvopastoril**. 2003. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agricultura Tropical) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2003.

NYBORG, M.; SOLBERG, E.D.; MALHI, S.S.; IZAURRALDE, R.C. Fertilizer N, crop residue, and tillage alter soil C and N content in a decade. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.) **Soil management and greenhouse effect**. Advances in Soil Science. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p. 93-99.

PASSIANOTO, C.C.; AHRENS, T.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; DO CARMO, J.B.; MELILLO, J.M. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, 38, p. 200–208, 2003.

PAUSTIAN, K.; ANDREN, O.; JANZEN, H.H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; TIESSEN, H.; VAN NOORDWIJK, M.; WOOMER, P.L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. **Soil Use and Management**, 13, p. 230–244, 1997.

PAVEI, M.A. **Decomposição de resíduos culturais e emissões de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR)**. 2005. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

PINTO, M.; MERINO, P.; PRADO, A.; ESTAVILLO, J. M.; YAMULKI, S.; GEBAUER, G.; PIERTZAK, S.; LAUF, J.; OENEMA, O. Increased emissions of nitric oxide and nitrous oxide following tillage of a perennial pasture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 70, p. 13–22, 2004.

POST, W. M.; IZAURRALDE, R. C.; MANN, L. K.; BLISS, N. Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. **Climatic Change**, 51, p. 73–99, 2001.

REAY, D.S.; NEDWELL, D.B. Methane oxidation in temperate soils: effects of inorganic N. **Soil Biology & Biochemistry**, 36, p. 2059–2065, 2004.

REICOSKY, D.C. Tillage-induced CO₂ emission from soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 49, p. 273–285, 1997.

REICOSKY, D.C.; DUGAS, W.A.; TORBERT, H.A. Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. **Soil & Tillage Research**, 41, p. 105-118, 1997.

REICOSKY, D. C. Global environmental benefits of soil carbon management: soybean concerns. In: MOSCARDI, F.; HOFFMANN-CAMPO, C. B.; SARAIVA, O. F.; GALERANI, P. R.; KRZYZANOWSKI, F. C.; CARRÃO-PANIZZI, M. C. (Eds.) **Proceedings VII World Soybean Research Conference, IV International Soybean Processing and Utilization Conference, III Congresso Brasileiro de Soja**, Foz do Iguaçu, PR, 2004.

REICOSKY, D.C.; ARCHER, D.W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. **Soil & Tillage Research**, 94, p. 109–121, 2007.

REED, D.; RICE, C. Soil carbon sequestration and greenhouse gas mitigation: a role for American agriculture. Kansas State University. Agronomy Department, 35p. 2007.

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

RUEDELL, J. **Plantio direto na região de Cruz Alta**. Cruz Alta, FUNDACEP, 1995. 134p.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Agricultura e Abastecimento. **Macrozoneamento agroecológico e econômico**. Porto Alegre: SAA/EMBRAPA-CNPT, 1994. v.2. 57p.

SANHUEZA, E.; CÁRDENAS, L.; DONOSO, L.; SANTANA, M. Effect of plowing on CO₂, CO, CH₄, N₂O, and NO fluxes from tropical savannah soils. **Journal of Geophysical Research**, v. 99, n. D8, p.16,429–16,434, 1994.

SANTOS, E.O. **Contribuição ao estudo do fluxo de dióxido de Carbono dentro da Floresta Amazônica**. 1999. 74 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ, 1999.

SANTOS, A.J.B.; QUESADA, C.A.; DA SILVA, G.T.; MAIA, J.F.; MIRANDA, H.S.; MIRANDA A.C; LLOYD, J. High rates of net ecosystem carbon assimilation by Brachiara pasture in the Brazilian Cerrado. **Global Change Biology**, 10, p. 877–885, 2004.

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

SEHY, U.; RUSER, R.; MUNCH, J.C. Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 99, p. 97–111, 2003.

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

SMITH, K.A.; DOBBIE, K.E.; BALL, B.C.; BAKKEN, L.R.; SITAULA, B.K.; HANSEN, S. et al. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. **Global Change Biology**, 6, p. 791–803, 2000.

SMITH P.; GOULDING K.W.; SMITH K.A.; POWLSON D.S.; SMITH, J.U.; FALLOON, P.; COLEMAN, K. Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 60, p. 237-252, 2001.

SMITH, K.A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K.E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, 54, p. 779–791, 2003.

SMITH, K. A.; CONEN, F. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. **Soil Use and Management**, 20, p. 255-263, 2004.

SMITH, P. Soils as carbon sinks: the global context. **Soil Use and Management**, 20, p. 212-218, 2004.

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

SKIBA U.; BALL B. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. **Soil Use and Management**, 18, p. 56–60, 2002.

SOEGAARD, H.; JENSEN, N.O.; BOEGH, E.; HASAGER, C.B.; SCHELDE, K.; THOMSEN, A. Carbon dioxide exchange over agricultural landscape using eddy correlation and footprint modelling. **Agricultural and Forest Meteorology**, 114, p. 153–173, 2003.

SOTTA, E.D.; MEIER, P.; MALHI, Y.; NOBRE, A.D.; HODNETT, M.; GRACE, J. Soil CO₂ efflux in a tropical forest in central Amazon. **Global Change Biology**, 10, p. 601-617, 2004.

SUYKER, A.E.; VERMA, S.B. Year-round observations of the net ecosystem exchange of carbon dioxide in a native tallgrass prairie. **Global Change Biology**, 7, p. 279-289, 2001.

SUYKER, A.E.; VERMA, S.B.; BURBA, G.G. Interannual variability in net CO₂ exchange of a native tallgrass prairie. **Global Change Biology**, 9, p. 255-265, 2003.

SUYKER, A.E.; VERMA, S.B.; BURBA, G.G.; ARKEBAUER, T.J.; WALTERS, D.T.; HUBBARD, K.G. Growing season carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize. **Agricultural and Forest Meteorology**, 124, p. 1-13, 2004.

SUYKER, A.E.; VERMA, S.B.; BURBA, G.G.; ARKEBAUER, T.J. Gross primary production and ecosystem respiration of irrigated maize and irrigated soybean during a growing season. **Agricultural and Forest Meteorology**, 131, p. 180-190, 2005.

TANNUS, R. N. **Funcionalidade e sazonalidade sobre Cerrado e sobre ecótono Floresta-Cerrado: uma investigação com dados micrometeorológicos de energia e CO₂**. 2004. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**, 2 ed. ver. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174p.

TLUSTOS, P.; WILLISON, T.W.; BAKER, J.C.; MURPHY, D.V.; PAVLIKOVA, D.; GOULDING, K.W.T.; POWLSON, D.S. Short-term effects of nitrogen on methane oxidation in soils. **Biology and Fertility of Soils**, 28, p. 64-70, 1998.

VALENTINI, C.M.A. **Efluxo de CO₂ do solo de uma área de floresta de transição no noroeste de Mato Grosso**. 2004. 81 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2004.

VAN DIJK, A.I.J.M.; DOLMAN, A.J. Estimates of CO₂ uptake and release among European forests based on eddy covariance data. **Global Change Biology**, 10, p. 1445-1459, 2004.

VARGAS, L.K. **Composição da comunidade microbiana do solo e sua relação com a disponibilidade de nitrogênio para a cultura do milho**. 2002. 103 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

VERMA, S.B.; DOBERMANN, A.; CASSMAN, K.G.; WALTERS, D.T.; KNOPS, J.M.; ARKEBAUER, T.J.; SUYKER, A.E.; BURBA, G.G.; AMOS, B.; YANG, H.; GINTING, D.; HUBBARD, K.G.; GITELSON, A.A.; WALTER-SHEA, E.A. Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. **Agricultural and Forest Meteorology**, 131, p. 77–96, 2005.

VINTEN, A. J. A.; BALL, B. C.; O’SULLIVAN, M. F.; HENSHALL, J. K. The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. **Journal of Agricultural Science**, 139, p. 231–243, 2002.

VOURLITIS, G.L.; FILHO, N.P.; HAYASHI, M.M.S.; NOGUEIRA, J.S.; RAITER, F.; HOEGEL, W.; CAMPELO, J.H.Jr. Effects of meteorological variations on the CO₂ exchange of a Brazilian transitional tropical forest. **Ecological Applications**, 14(4), p. 89–100, 2004.

WASSMANN, R.; VLEK, P.L.G. Mitigating greenhouse gas emissions from tropical agriculture: scope and research priorities. **Environment, Development and Sustainability**, 6, p. 1–9, 2004.

WEBB, J.; ELLIS, S.; HARRISON, R.; THORMAN, R. Measurement of N fluxes and soil N in two arable soils in the UK. **Plant and Soil**, 260, p. 253–270, 2004.

WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M.; KELLER, M. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. **Soil Biology & Biochemistry**, 33, p. 1077–1093, 2001.

WEST, T.O.; MARLAND, G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 91, p. 217–232, 2002.

XU, L.; BALDOCCHI, D.D. Seasonal variation in carbon dioxide exchange over a Mediterranean annual grassland in California. **Agricultural and Forest Meteorology**, 132, p. 79–96, 2004.

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

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

YIM, M.H.; JOO, S.J.; NAKANE, K. Comparison of field methods for measuring soil respiration: a static alkali absorption method and two dynamic closed chamber methods. **Forest Ecology and Management**, 170, p. 189–197, 2002.

YOUNG, I.M.; RITZ, K. Tillage, habitat space and function of soil microbes. **Soil & Tillage Research**, 53, p. 201-213, 2000.

ZOTARELLI, L. **Influência do sistema de Plantio Direto e Convencional com rotação de culturas na agregação, acumulação de carbono e emissão de óxido nitroso num Latossolo Vermelho distroférico**. 2005. 117 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2005.

APÊNDICES

Apêndice 1. Fluxo de C-CO₂ (kg ha⁻¹ d⁻¹), temperatura e umidade do solo e radiação solar no sistema solo-soja sob plantio direto. Rotação 1-3: Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja.

Dia Juliano	Fluxo de C-CO ₂	Temperatura do solo (°C)		Umidade do solo (%)		Radiação W m ⁻²
	kg ha ⁻¹ d ⁻¹	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10 cm	
350	-22,6	29,1	28,4	32,8	32,0	511,1
352	-15,4	28,7	28,7	32,2	31,6	246,8
353	-16,2	26,4	26,6	33,0	31,4	268,1
354	-16,1	24,3	24,7	35,5	33,8	216,5
355	-13,4	24,6	24,4	35,7	34,6	368,5
356	-24,1	26,1	25,9	34,9	33,8	436,2
357	-26,7	26,3	26,1	35,0	34,0	383,0
358	-16,1	23,1	23,7	37,1	35,9	115,4
359	-18,4	21,7	22,0	37,5	36,6	164,4
360	-28,6	24,1	23,5	36,5	35,8	573,9
361	-41,8	24,9	24,3	34,9	34,4	559,9
362	-38,2	23,6	23,8	34,6	33,8	525,9
1	-36,7	28,3	27,3	33,5	32,7	551,1
2	-29,1	28,5	27,5	33,1	32,4	468,1
3	-50,1	28,6	27,9	32,7	32,2	365,5
4	-41,1	28,6	28,6	32,3	31,9	200,8
10	-38,9	26,5	26,5	33,8	32,7	502,6
11	-52,2	26,0	26,0	33,5	32,5	239,8
12	-59,6	26,3	26,3	33,2	32,2	317,0
13	-29,8	25,6	25,6	35,9	32,9	541,6
14	-36,1	24,9	24,9	35,1	32,8	443,6
27	-58,6	24,0	23,9	35,6	33,8	404,7
28	-30,9	24,0	24,0	34,8	33,3	257,2
30	-31,7	23,7	23,8	35,7	34,4	444,1
31	-41,0	23,8	23,6	35,1	33,9	441,0
33	-38,3	23,7	23,5	33,6	32,7	508,1
34	-53,3	23,0	23,2	33,3	32,5	528,4
35	-45,7	22,2	22,6	33,1	32,2	289,4
36	-45,7	22,8	22,6	33,2	32,5	401,5
51	-23,5	21,9	21,8	33,8	32,4	352,8
52	-29,8	22,1	22,1	33,4	32,1	371,3
53	-22,6	22,8	22,7	34,0	32,4	318,2
54	-22,8	22,6	22,6	37,7	36,0	260,3
55	-15,5	22,7	22,8	37,1	35,5	204,7
56	-39,7	23,3	23,2	36,9	35,3	505,8
57	-34,0	23,7	23,6	35,8	34,2	450,8
58	-38,0	23,6	23,6	35,0	33,5	544,7
59	-32,6	23,8	23,7	34,7	33,1	482,5
60	-16,4	23,8	23,7	35,5	33,7	456,1
61	-15,4	23,3	23,6	36,0	33,5	164,7
66	-25,1	24,0	24,0	35,0	33,1	396,7
67	-16,0	24,1	24,0	35,5	32,8	476,5
68	-16,0	23,4	23,6	35,9	33,2	145,7
71	-23,5	22,5	22,3	36,0	34,0	413,6
73	-24,3	23,8	23,4	35,0	33,1	443,3
74	-13,3	23,3	23,2	34,7	32,8	273,0
75	-18,9	23,1	23,1	34,8	32,7	391,0
76	-18,3	22,0	22,3	35,6	32,7	246,7
77	-32,4	21,3	21,5	35,7	32,8	492,6
78	-10,3	21,0	21,2	35,7	32,6	284,6
79	-15,5	21,1	21,2	35,9	32,6	351,1
80	-19,4	21,1	21,2	35,4	32,3	309,0
81	-21,6	21,7	21,7	35,1	31,9	434,6
82	-23,9	22,0	22,0	34,8	31,6	435,3
86	-0,5	22,8	22,6	38,0	33,2	407,3
87	-4,3	23,5	23,3	37,8	32,7	383,7
88	-8,4	23,9	23,8	37,4	32,3	455,7
89	-0,9	24,3	24,2	37,3	32,0	465,5
90	-0,2	23,7	23,8	37,0	31,8	260,6
91	-0,5	23,3	23,4	36,8	31,7	369,9
92	-0,1	23,6	23,5	36,7	31,6	428,8
93	-0,1	23,4	23,6	36,5	31,5	88,6

Apêndice 2. Emissões de N_2O ($\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

Manejo	Data	Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3	Média	desv pad
PCs	07/05	67,4	38,4	43,1	49,6	15,5
	11/05	27,6	129,6	39,2	65,5	55,9
	14/05	45,3	55,8	48,9	50,0	5,3
	15/05	21,1	173,8	170,0	121,6	87,1
	17/05	130,8	97,4	202,2	143,5	53,5
	22/05	172,6	54,2	116,8	114,5	59,3
	25/05	28,7	72,8	153,1	84,9	63,1
	30/05	64,5	23,1	31,3	39,6	21,9
PDs	07/05	898,7	552,4	559,7	670,2	197,8
	11/05	104,2	612,2	882,9	533,1	395,3
	14/05	192,8	252,7	236,8	227,4	31,0
	15/05	475,6	237,3	296,3	336,4	124,1
	17/05	-	256,4	377,4	316,9	85,5
	22/05	55,2	148,8	26,3	76,8	64,0
	25/05	239,0	65,6	107,5	137,4	90,5
	30/05	341,8	554,0	429,4	441,7	106,7
PDm	07/05	-26,4	107,5	79,4	53,5	70,6
	11/05	84,2	7,8	86,7	59,6	44,8
	14/05	83,7	73,3	86,6	81,2	7,0
	15/05	153,9	113,1	114,4	127,1	23,2
	17/05	88,6	171,1	70,1	109,9	53,8
	22/05	32,1	45,6	33,5	37,1	7,4
	25/05	2,2	20,1	0,9	7,7	10,7
	30/05	17,1	27,7	21,5	22,1	5,3

Apêndice 3. Fluxo de CH₄ ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/ nabo/trigo/soja/aveia/soja.

Manejo	Data	Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3	Média	desv pad
PCs	07/05	7,5	14,4	-9,6	4,1	12,3
	11/05	-13,1	-19,5	-3,8	-12,1	7,9
	14/05	-3,4	-2,5	-1,0	-2,3	1,2
	15/05	-9,1	-6,5	-12,2	-9,3	2,9
	17/05	-13,7	-11,6	-13,2	-12,8	1,1
	22/05	-4,3	-9,4	-13,1	-8,9	4,4
	25/05	-5,8	-7,7	-14,1	-9,2	4,4
	30/05	-11,7	-8,8	-11,8	-10,8	1,7
PDs	07/05	-5,5	0,4	4,2	-0,3	4,9
	11/05	-7,1	-7,4	-5,9	-6,8	0,8
	14/05	-11,0	-2,7	-4,3	-6,0	4,4
	15/05	-5,1	-7,2	-3,0	-5,1	2,1
	17/05	-	-7,8	-10,0	-8,9	1,5
	22/05	-4,7	1,8	-6,0	-3,0	4,1
	25/05	-16,1	-8,9	-7,0	-10,7	4,8
	30/05	-3,0	-3,6	-6,1	-4,2	1,6
PDm	07/05	-4,7	2,2	4,1	0,5	4,6
	11/05	-7,6	-7,6	-20,1	-11,8	7,3
	14/05	-27,1	-4,4	-1,8	-11,1	13,9
	15/05	-12,0	-3,5	-11,6	-9,0	4,8
	17/05	-7,9	-8,5	-6,2	-7,5	1,2
	22/05	-11,7	-0,5	-5,0	-5,7	5,6
	25/05	-4,6	-10,7	-3,7	-6,3	3,8
	30/05	-10,3	-16,0	-8,4	-11,6	3,9

Apêndice 4. Emissões de CO₂ (mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ervilhaca/milho/ nabo/trigo/soja/aveia/soja.

Manejo	Data	Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3	Média	desv pad
PCs	07/05	109,3	90,8	55,9	85,3	27,1
	11/05	54,6	116,3	52,8	74,6	36,2
	14/05	38,2	26,4	39,8	34,8	7,3
	15/05	27,2	284,6	188,1	166,6	130,0
	17/05	52,6	33,1	73,7	53,2	20,3
	22/05	142,4	54,1	126,7	107,7	47,1
	25/05	35,2	54,9	101,3	63,8	34,0
	30/05	61,2	93,8	54,3	69,8	21,1
PDs	07/05	132,2	152,4	149,7	144,8	11,0
	11/05	62,3	184,7	252,7	166,6	96,5
	14/05	67,2	89,8	96,4	84,5	15,4
	15/05	222,4	167,0	202,9	197,4	28,1
	17/05	-	122,9	164,0	143,4	29,0
	22/05	89,8	131,8	91,6	104,4	23,8
	25/05	119,3	42,3	28,8	63,5	48,8
	30/05	6,1	17,1	8,3	10,5	5,8
PDm	07/05	123,8	112,8	129,0	121,9	8,2
	11/05	315,0	35,6	228,5	193,0	143,0
	14/05	63,7	57,3	51,1	57,4	6,3
	15/05	158,2	263,0	76,0	165,7	93,7
	17/05	59,3	171,8	93,8	108,3	57,6
	22/05	80,8	77,7	99,8	86,1	11,9
	25/05	46,4	22,6	32,7	33,9	12,0
	30/05	38,6	54,6	83,8	59,0	22,9

Apêndice 5. Concentrações de NH_4^+ e NO_3^- (camada de 0 a 10 cm) nos sistemas de preparo do solo convencional e plantio direto em sistemas de rotação de culturas sob Latossolo Vermelho distrófico típico no período de 07/05/07 a 30/05/07. Rotação 1-3 (PCs e PDs): Aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja; Rotação 1-2 (PDm): Aveia+ ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja.

Data	NH_4^+			NO_3^-			Temperatura do solo			Umidade do solo			PPA		
	(mg N kg ⁻¹)			(mg N kg ⁻¹)			(°C)			(%)			(%)		
	PCs	PDs	PDm	PCs	PDs	PDm	PCs	PDs	PDm	PCs	PDs	PDm	PCs	PDs	PDm
07/05	18,2	15,4	16,1	2,9	4,4	2,2	18,6	18,6	18,6	33,3	33,9	32,2	90,8	92,7	88,1
11/05	11,4	14,2	13,3	7,2	8,1	5,5	14,5	14,7	15,2	19,6	29,7	26,2	53,4	81,1	71,6
14/05	9,9	11,3	9,7	5,4	6,2	6,1	14,4	14,4	14,4	29,5	30,4	30,7	80,6	83,1	83,9
15/05	11,8	11,6	11,2	6,9	6,1	6,5	14,4	14,6	14,9	23,2	29,9	29,7	63,3	81,6	81,1
17/05	14,4	12,8	15,0	3,7	3,3	2,5	15,0	15,3	15,7	27,3	31,6	30,1	74,4	86,2	82,2
22/05	12,7	16,2	15,7	3,0	2,7	3,0	17,0	17,2	17,3	29,4	31,7	30,0	80,3	86,6	82,0
25/05	13,0	18,1	16,6	3,7	4,6	3,3	10,1	10,9	11,0	24,2	29,0	30,2	66,2	79,3	82,6
30/05	11,4	14,9	12,1	4,7	3,1	2,5	10,6	10,0	10,4	26,2	28,8	29,4	71,6	78,8	80,4