

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

ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO E EFLUXOS DE DIÓXIDO DE
CARBONO E METANO DE SOLOS EM PREPARO CONVENCIONAL E
PLANTIO DIRETO NO SUBTRÓPICO BRASILEIRO

Tese de Doutorado

Falberni de Souza Costa

Porto Alegre, 2005

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

ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO E EFLUXOS DE DIÓXIDO DE
CARBONO E METANO DE SOLOS EM PREPARO CONVENCIONAL E
PLANTIO DIRETO NO SUBTRÓPICO BRASILEIRO

FALBERNI DE SOUZA COSTA
Engenheiro Agrônomo (UDESC)
M.Sc. Ciência do Solo (UDESC)

Tese apresentada como um dos requisitos
para a obtenção do grau de Doutor em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Fevereiro de 2005

FALBERNI DE SOUZA COSTA
Engenheiro Agrônomo - UDESC
Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho - UFPB
Mestre em Ciência do Solo - UDESC

TESE

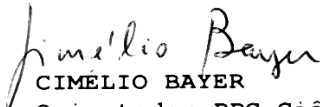
Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de


DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO


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

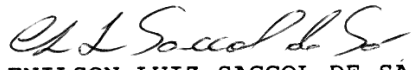
Aprovado em: 28.02.05
Pela Banca Examinadora


Homologado em: 04.04.05
Por

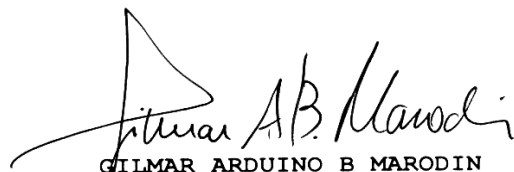

CIMELIO BAYER
Orientador-PPG Ciência do Solo


CIMELIO BAYER
Coordenador do PPG Ciência
do Solo


HUMBERTO BOHNEN
PPG Ciência do Solo/UFRGS


ENILSON LUIZ SACCOL DE SÁ
PPG Ciência do Solo/UFRGS


MAGDA APARECIDA DE LIMA
EMBRAPA-Meio Ambiente


GILMAR ARDUINO B MARODIN
Diretor da Faculdade
de Agronomia

Dedico este trabalho aos meus pais,
Francisco Vila e Francisca Maria,
e às minhas sempre meninas,
Cristiane e Ana Gabriela,
que estão sempre comigo.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Cimélio Bayer pela orientação, pela acolhida em Porto Alegre e, sobretudo, pela indicação de rumo seguro nos momentos de incertezas.

Ao professor João Mielniczuk pelos ensinamentos e exemplo de vida pessoal e técnica.

À Professora Maria do Carmo Peralba, pela motivação nos ensinamentos de cromatografia gasosa.

Ao Professor Humberto Bohnen por abrir as portas do estudo de metano e pela orientação informal durante as conversas no IRGA.

Às Doutoradas Magda Lima e Rosa Frighetto, da Embrapa Meio Ambiente (Jaguariúna, SP), pela oportunidade financeira e instrumental para realizar o estudo do metano.

Aos mestres Vera Macedo, Elio Marcolin e Silvio Genro, e ao técnico agrícola Leonardo Bubols, do Instituto Rio Grandense do Arroz (Cachoeirinha, RS) pela prestimosa ajuda em manter o experimento no qual o estudo de metano foi realizado.

Aos professores do PPG Ciência do Solo da UFRGS pela existência do Programa.

Ao CNPq pela bolsa de doutorado e pela taxa de bancada.

A todos os colegas do PPG Ciência do Solo da UFRGS.

A todos os funcionários do Departamento de Solo da UFRGS, em especial ao “Tonho”, “Tio Zé” e Adão.

À Dona Francisca, mãe sempre presente e amorosa. Obrigado pela filhas maravilhosas (Cris, Cíntia e Carla) que você gerou.

A Deus pelos presentes da vida e dos pais e irmãos (Neide, Ceni e Maninho) maravilhosos.

ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO E EFLUXOS DE DIÓXIDO DE CARBONO E METANO DE SOLOS EM PREPARO CONVENCIONAL E PLANTIO DIRETO NO SUBTRÓPICO BRASILEIRO¹

Autor: Falberni de Souza Costa

Orientador: Prof. Cimélio Bayer

RESUMO

As práticas de manejo influenciam fatores controladores da dinâmica do C em solos agrícolas e, portanto, seus estoques de C orgânico e os fluxos de C no sistema solo-atmosfera na forma de dióxido de carbono (CO₂) em solo em condições aeróbias e metano (CH₄) em solo inundado. O objetivo geral deste trabalho foi avaliar essas influências em solos submetidos por longo período aos sistemas de preparo convencional (PC) e plantio direto (PD). O estoque de C orgânico e o efluxo de CO₂ foram avaliados em 2003 em um Argissolo Vermelho de Eldorado do Sul (RS), cultivado por 18 anos com aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M). O efluxo de CH₄ foi avaliado nas safras 2002/2003 e 2003/2004 em um Gleissolo de Cachoeirinha (RS), cultivado por 10 anos com azevém no outono/inverno e arroz irrigado no verão, enquanto que o estoque de C orgânico foi avaliado somente em 2003. Com exceção do PD E/M, os sistemas de manejo reduziram o estoque de C orgânico do solo (0-0,20 m), na ordem PC A/M > PC E/M > PD A/M, em relação ao estoque no início do experimento (1985). O efluxo total de CO₂ não foi diferente entre os sistemas de manejo. Contudo, com base na razão C-CO₂/C orgânico, presumida como indicadora de conservação de C orgânico no solo, os sistemas conservaram C na seguinte ordem PD E/M > PD A/M > PC E/M > PC A/M. O efluxo de CO₂ do solo foi positivamente correlacionado com a temperatura do solo ($r > 0,80$), sendo que o solo em PC apresentou maior temperatura do que solo em PD e, portanto, tendência de maior efluxo, sobretudo após o preparo do solo em 2003. Os estoques de C orgânico do solo inundado (0-0,50 m) não foram diferentes entre os sistemas de manejo, com o PC e PD apresentando 51 e 53 Mg C ha⁻¹, respectivamente. Em relação ao efluxo de CH₄, na safra 2002/2003 o solo em PD apresentou um efluxo sazonal 30 % menor do que o do solo em PC, enquanto que na safra 2003/2004 não houve diferença entre os sistemas. Em ambas as safras, o sistema PD mitigou significativamente o efluxo de CH₄ na fase vegetativa do arroz em relação solo em PC. No contexto das mudanças climáticas globais, os resultados do presente trabalho evidenciam o potencial que o sistema plantio direto tem em seqüestrar C atmosférico, principalmente em solo aeróbio, e mitigar a participação agrícola nos efluxos de CO₂ e de CH₄, seja em solo oxidado ou reduzido.

¹ Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (128p.) Fevereiro, 2005.

STOCKS OF ORGANIC CARBON AND CARBON DIOXIDE AND METHANE EMISSIONS FROM SUBTROPICAL BRAZILIAN SOILS UNDER CONVENTIONAL TILLAGE AND NO TILLAGE SYSTEMS¹

Author: Falberni de Souza Costa
Advisor: Prof. Cimélio Bayer

ABSTRACT

The soil management affects the regulators of the organic C dynamics in agricultural soils and thus the C stock and the fluxes of carbon dioxide (CO₂) in aerobic soils and methane (CH₄) in anaerobic soils. The general objective of this research was to evaluate the changes in the organic C dynamics in soils under long-term conventional tillage (CT) and no tillage (NT). The soil organic C stock and CO₂ emission were evaluated in 2003 in an Acrisol, in Eldorado do Sul (RS), cropped with oat (*Avena strigosa* Schreb.)/maize (*Zea mays* L.) [O/M] and common vetch (*Vicia sativa* L.)/maize [V/M] during eighteen years. The CH₄ emission was assessed in two crop seasons (2002/2003 and 2003/2004), in a Gleysol in Cachoeirinha (RS), cropped since 1994 with paddy rice (*Oryza Sativa* L.). In Cachoeirinha the soil organic C stock was measured only in the 2003. Compared to the initial stock in 1985, the organic C stock (0-0.20 m) under all soil management systems in Eldorado do Sul, except NT V/M, decreased in the order CT O/M > CT V/M > NT O/M. The total CO₂ emission was similar between soil management systems. However, the C-CO₂/soil organic C ratio, an index of soil organic C conservation, decreased in the following order: NT V/M > NT O/M > CT V/M > CT O/M. The CO₂ efflux was positively correlated with soil temperature ($r > 0,80$) and since soil under CT showed higher temperature than the soil under NT, it also showed tendency of higher CO₂ efflux, specially after the tillage operations in the spring of 2003. The organic C stocks (0-0.50 m) of the flooded soil in Cachoeirinha were not affected by soil management systems, and its values were 51 and 53 Mg C ha⁻¹ in the CT and NT, respectively. The CH₄ efflux of soil under NT was thirty percent lower than the soil under CT system in the 2002/2003 crop season, while in the next crop season the CH₄ efflux was not different between the soil management systems. In comparison to the CT system, the NT system mitigates the CH₄ efflux in the vegetative phase of rice plants in both crop seasons. In the context of global climate changes, the results of this research shows the potential of NT system to sequester atmospheric C into the soil, principally in the aerobic one, and also to mitigate the agricultural soils participation in the CO₂ and CH₄ emissions.

¹ Doctoral thesis in Soil Science. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (128p.) February, 2005.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1. A dinâmica do C no sistema solo-atmosfera e fluxos de CO ₂ e de CH ₄	3
2.2. Efeitos de sistemas de manejo no estoque de C orgânico do solo e no efluxo de CO ₂	6
2.2.1. Influência das condições ambientais e dos sistemas de manejo do solo nos fatores controladores do estoque de C orgânico do solo e do efluxo de CO ₂ para a atmosfera	8
2.2.1.1. Oxigênio, umidade e temperatura do solo ...	10
2.2.1.2. Carbono da matéria orgânica do solo (MOS) e de resíduos vegetais aplicados ao solo	12
2.2.1.3. Composição e atividade das populações de microrganismos do solo	13
2.2.2. Métodos para medir o efluxo de CO ₂ do solo para a atmosfera: limitações ou complementaridade ?	15
2.3. O metano: fontes e papel no aquecimento global	17
2.3.1. A produção e o efluxo de CH ₄ do solo para a atmosfera	18
2.3.2. A produção e efluxo de CH ₄ em sistemas de produção de arroz irrigado por inundação contínua do solo	19
2.3.3. Fatores controladores do efluxo de CH ₄ de solos inundados	20
2.3.4. Efluxo de CH ₄ em lavouras de arroz irrigado no Brasil	23
3. ESTUDO I Estoque de C orgânico e efluxo de CO₂ de um Argissolo em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro	24
3.1. Introdução	24
3.2. Hipóteses e objetivos	25
3.3. Material e métodos	26
3.3.1. O experimento: localização e histórico	26
3.3.2. Avaliação do estoque de C orgânico do solo	28
3.3.3. Avaliação do efluxo de CO ₂ do solo	29

3.3.4.	Informações meteorológicas	32
3.3.5.	Análises matemáticas e estatísticas	33
3.4.	Resultados e discussão	33
3.4.1.	Estoque de C orgânico do solo	33
3.4.2.	Efeitos dos sistemas de manejo do solo no efluxo de CO ₂	35
3.4.2.1.	Efeitos no efluxo médio mensal	35
3.4.2.2.	Efluxo total de C-CO ₂ no período avaliado (496 dias)	38
3.4.2.3.	Relações entre o efluxo de CO ₂ e a temperatura e umidade do solo	40
3.5.	Conclusões	45
4.	ESTUDO II Estoque de C orgânico e efluxo de CH₄ de um Gleissolo em preparo convencional e plantio direto cultivado com arroz irrigado	47
4.1.	Introdução	47
4.2.	Material e métodos	48
4.2.1.	O experimento: localização e histórico	48
4.2.2.	Estação de cultivo 2002/03	50
4.2.2.1.	Implantação e condução da lavoura de arroz	50
4.2.2.2.	Amostragem de solo e de raízes e análises	51
4.2.2.3.	Amostragem da água de inundação e da solução do solo e análises	53
4.2.2.4.	Amostragem e medição das plantas de arroz	55
4.2.2.5.	Amostragem do ar das câmaras	56
4.2.2.6.	Análise cromatográfica	58
4.2.3.	Estação de cultivo 2003/04	59
4.2.3.1.	Implantação e condução da lavoura	59
4.2.3.2.	Amostragem de solo e de raízes e análises	60
4.2.3.3.	Amostragem da solução do solo para COD, Fe ²⁺ , Mn ²⁺ e ácidos orgânicos	61
4.2.3.4.	Amostragem da solução do solo para medição do potencial redox, da condutividade elétrica, do pH e do N mineral	63
4.2.3.5.	Amostragem e medição das plantas de arroz	64
4.2.3.6.	Amostragem e análise do ar das câmaras ..	64
4.2.3.7.	Informações meteorológicas	65
4.2.3.8.	Análises matemáticas e estatísticas	65
4.3.	Resultados e discussão	65
4.3.1.	Condições meteorológicas nas safras avaliadas	65
4.3.2.	Estação de cultivo 2002/03	67
4.3.2.1.	Caracterização do solo	67
4.3.2.2.	Caracterização da água de inundação e da solução do solo durante o cultivo do arroz ...	68

4.3.2.3.	Caraterização das plantas e produtividade do arroz	70
4.3.2.4.	Apresentação geral do efluxo durante a safra	71
4.3.2.5.	Efluxo inicial de CH ₄ e fatores controladores	72
4.3.2.6.	Efluxo de CH ₄ na demais fases de desenvolvimento do arroz e fatores controladores	74
4.3.2.7.	Coletas após a drenagem do solo	80
4.3.2.8.	Fatores ambientais controladores do efluxo de CH ₄ durante o cultivo do arroz	80
4.3.2.9.	Efluxo sazonal de CH ₄	82
4.3.2.10.	Efluxo sazonal de CH ₄ <i>versus</i> produtividade de grãos de arroz	82
4.3.3.	Estação de cultivo 2003/04	84
4.3.3.1.	Apresentação geral do efluxo durante a safra	84
4.3.3.2.	Processos de redução do solo e efluxo de CH ₄ nos dois primeiros meses após a inundação do solo	86
4.3.3.3.	Efluxo de CH ₄ na demais fases de desenvolvimento do arroz e fatores controladores	96
4.3.3.4.	Fatores ambientais controladores do efluxo de CH ₄ durante o cultivo do arroz	100
4.3.3.5.	Efluxo sazonal de CH ₄	100
4.3.3.6.	Efluxo sazonal de CH ₄ <i>versus</i> produtividade de grãos de arroz	101
4.4.	Conclusões	101
5.	ESTUDOS EM PERSPECTIVA	103
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
7.	APÊNDICES	117
8.	RESUMO BIOGRÁFICO	128

RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
1 Condições meteorológicas mensais no período de novembro de 2002 a março de 2004	27
2 Estoques e variação de C orgânico (0-0,20 m) do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M), entre 1985 e 2003	34
3 Caracterização física e química do Gleissolo nos sistemas de preparo convencional e plantio direto, nas camadas de 0 a 0,10 m e 0,10 a 0,20 m, no início e no final das coletas de ar	67
4 Densidade em camadas do solo nos sistemas de preparo convencional e plantio direto	67
5 Composição da solução do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo (DAI) e a 0,05 m de profundidade	70
6 Taxa do efluxo de CH ₄ (\pm desvio padrão) do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), em dias após a inundação do solo (DAI) e fases de desenvolvimento do arroz, e média do efluxo na estação de cultivo e efluxo sazonal	72
7 Taxa do efluxo de CH ₄ (\pm desvio padrão) do solo em preparo convencional (PC) e em plantio direto (PD), em dias após a inundação do solo (DAI) e fases de desenvolvimento do arroz, e média do efluxo na estação de cultivo e efluxo sazonal	85

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
1 Relações entre os sistemas de manejo e os fatores controladores da variação no efluxo de CO ₂ do solo para a atmosfera	9
2 Modelo conceitual dos efeitos de práticas de manejo (fatores distais) nas concentrações de H ₂ /CO ₂ e CH ₃ COOH (fatores proximais) no controle da metanogênese em solo anaeróbio. Adaptado de Schimel et al. (1993)	22
3 Esquema da disposição de tratamentos avaliados e equipamentos utilizados no estudo do efluxo de CO ₂ do solo para a atmosfera. Destaque para uma parcela de avaliação do solo em PD	28
4 Esquema do sistema para medição do efluxo de CO ₂ do solo. Modificado de Anderson (1982)	31
5 Efluxo de CO ₂ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M) (a) no período de novembro de 2002 a março de 2004 e (b) nos meses após as práticas de manejo do solo. As barras verticais representam o desvio padrão da média	36
6 Efluxo total de C na forma de CO ₂ (C-CO ₂) do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M). As barras verticais representam o desvio padrão da média	39
7 Dinâmica do C entre o solo dos sistemas de manejo avaliados e a atmosfera. As barras verticais representam o desvio padrão da média	40
8 Temperatura média diária do solo a 0,05 m de profundidade, em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M). Período de outubro de 2003 a março de 2004. As barras verticais representam o desvio padrão da média	41

9	Relação entre o efluxo de CO ₂ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M) e a temperatura média diária do solo a 0,05 m de profundidade. Período de maio de 2003 a março de 2004	42
10	Relação entre o efluxo de CO ₂ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M) e a umidade gravimétrica do solo na camada de 0 - 0,05 m de profundidade. Período de maio de 2003 a março de 2004	44
11	Representação dos monólitos de solo coletados nas estações 2002/03 e 2003/04	52
12	Representação do sistema de coleta da solução do solo utilizado na safra 2002/03	54
13	Representação da câmara utilizada para a coleta das amostras de ar no sistema solo-água-atmosfera	56
14	Representação da disposição das bases e das passarelas nas repetições dos sistemas de cultivos avaliados. Arranjo nas safras 2002/03 (à esquerda) e 2003/04 (à direita)	57
15	Representação do sistema de coleta da solução do solo utilizado na safra 2003/04	61
16	Representação do sistema de coleta da solução do solo para medição do Eh, da condutividade elétrica, do pH e do N mineral .	63
17	Valores mensais de chuva total e de médias da radiação solar e da temperatura do ar antes e durante o cultivo do arroz nas safras 2002/03 e 2003/04. Estação experimental do IRGA, Cachoeirinha (RS)	66
18	C orgânico do solo em preparo convencional e plantio direto, na camada de 0 a 0,50 m de profundidade. Safra 2002/03	68
19	Taxa de efluxo de CH ₄ do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo e nas fases de desenvolvimento do arroz. As barras verticais representam o desvio padrão da média. N1, N2 e N3 são aplicações de N-uréia	71
20	Taxas de efluxo de CH ₄ e concentrações de COD, N-NO ₃ ⁻ e N-NH ₄ ⁺ na solução do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), em dias após a inundação do solo. As barras verticais representam o desvio padrão da média	73

21	Massa seca de parte aérea de plantas de arroz do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação. As barras verticais representam o desvio padrão da média	75
22	Relação entre as taxas de efluxo de CH ₄ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) e a radiação solar	77
23	Densidade de massa de raízes em profundidades do solo em preparo convencional e plantio direto. As barras horizontais representam o desvio padrão da média	79
24	Relação entre efluxo de CH ₄ do solo em a) preparo convencional e b) plantio direto e a temperatura média do solo e a radiação solar	81
25	Produtividade de grãos de arroz e efluxo sazonal de CH ₄ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD). As letras diferentes sobre as barras representam diferença significativa pelo teste de Duncan, ao nível de 5 %, e as barras verticais representam o desvio padrão da média	83
26	Taxa de efluxo de CH ₄ do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo e nas fases de desenvolvimento do arroz. As barras verticais representam o desvio padrão da média. N1, N2 e N3 são aplicações de N-uréia	85
27	Concentrações de nitrato (NO ₃ ⁻), ferro (Fe ²⁺) e manganês (Mn ²⁺) na solução do solo (0,05 m de profundidade da superfície do solo) em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo	87
28	Potencial redox (Eh), a 0,05 e 0,20 m de profundidade, e hidrogeniônico (pH), a 0,05 m de profundidade, na solução do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo	90
29	Taxa de efluxo de CH ₄ e concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD), de acetato e propionato na solução do solo (a 0,05 m de profundidade) em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo	91
30	Taxa de efluxo de CH ₄ do solo em preparo convencional e plantio direto em relação aos valores de Eh. A seta no canto inferior direito do gráfico representa efluxo de CH ₄ do solo em PC com Eh positivo	95

31	Massa seca de parte aérea de plantas de arroz do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação. As barras verticais representam o desvio padrão da média	97
32	Densidade de comprimento de raízes de plantas de arroz em profundidades do solo em preparo convencional e plantio direto. As barras verticais representam o desvio padrão da média. ¹ Percentual a maior no solo em preparo convencional em relação ao plantio direto	98
33	Altura da lâmina da água de inundação do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo	99

RELAÇÃO DE APÊNDICES

	Página
1 Efluxo médio mensal de CO ₂ (± desvio padrão) do solo dos sistemas de preparo convencional aveia/milho (PC A/M), preparo convencional ervilhaca/milho (PC E/M), plantio direto aveia/milho (PD A/M) e plantio direto ervilhaca/milho (PD E/M) no período de novembro de 2002 a março de 2004. Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Eldorado do Sul (RS)	117
2 Temperatura média diária (± desvio padrão) a 0,05 m de profundidade do solo dos sistemas de preparo convencional aveia/milho (PC A/M), preparo convencional ervilhaca/milho (PC E/M), plantio direto aveia/milho (PD A/M) e plantio direto ervilhaca/milho (PD E/M) no período de maio de 2003 a março de 2004. Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Eldorado do Sul (RS)	118
3 Umidade gravimétrica média mensal (± desvio padrão) nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m do solo dos sistemas de preparo convencional aveia/milho (PC A/M), preparo convencional ervilhaca/milho (PC E/M), plantio direto aveia/milho (PD A/M) e plantio direto ervilhaca/milho (PD E/M) no período de maio de 2003 a março de 2004. Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Eldorado do Sul (RS)	119
4 Variação do efluxo de CH ₄ em 24 horas e em fases de desenvolvimento do arroz	120
5 Efluxo de CH ₄ do solo com e sem plantas de arroz	125
6 Tamanho de plantas de arroz em preparo convencional e plantio direto em dias após a inundação do solo (DAI) e fases de desenvolvimento do arroz. Safra 2002/03, Cachoeirinha, RS. Média de doze repetições, desvio padrão e coeficiente de variação (CV).....	127

7	Massa seca da parte aérea de plantas de arroz em preparo convencional e plantio direto em dias após a inundação do solo (DAI) e fases de desenvolvimento do arroz. Safra 2002/03, Cachoeirinha, RS. Média de quatro repetições, desvio padrão e coeficiente de variação (CV)	127
8	Densidade de massa seca de raiz de plantas de arroz em camadas do solo em preparo convencional e plantio direto aos 101 dias após a inundação do solo. Safra 2002/03, Cachoeirinha, RS. Média de duas repetições, desvio padrão e coeficiente de variação (CV)	127

1. INTRODUÇÃO GERAL

O efeito estufa antropogênico é causado pelo aumento da concentração de dióxido de C (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e clorofluorcarbonos (CFC's) na atmosfera. Estes gases, denominados de gases do efeito estufa (GEE), têm origem no uso de combustíveis fósseis, na queima de florestas, no preparo intensivo do solo, no cultivo de arroz em solo inundado e na utilização de fertilizantes nitrogenados etc. Quantificar a contribuição de cada fonte e entender os processos geradores de GEE e os seus fatores controladores, como forma de identificar e/ou desenvolver medidas para mitigação do efluxo de GEE para a atmosfera são atualmente objetivos globais de pesquisa.

Os estudos para identificar atividades humanas com potencial para mitigar o efluxo e reduzir a concentração de GEE na atmosfera estão em fase inicial. Nesse contexto, as atividades agrícolas destacam-se pela flexibilidade econômica e operacional para reduzir a sua contribuição ao efeito estufa antrópico, um benefício adicional do negócio agrícola, em ambos os aspectos econômico e ambiental.

Quanto aos seus efeitos no efluxo de CO_2 para a atmosfera, entre as práticas agrícolas destacam-se as operações de aração e gradagem, as quais constituem o denominado preparo convencional do solo (PC). Essas operações intensificam os processos microbianos responsáveis pela volta do C da matéria orgânica do solo (MOS) e de resíduos vegetais para a atmosfera, seja na forma de CO_2 de solos em condições aeróbias ou CH_4 de solos inundados. Desta forma, a não utilização de preparos baseados no revolvimento intenso do solo pode ser uma alternativa com potencial de reduzir o efluxo desses gases de solos agrícolas para a atmosfera. Em solo sob condição aeróbia, isso tem sido comprovado. Em solos em plantio direto (PD), sistema de manejo no qual o

solo não é preparado e a semeadura é sobre a palhada de culturas antecessoras, a proteção do C orgânico contra o ataque microbiano e o estoque desse C geralmente são maiores do que em solos preparados convencionalmente. Estes efeitos são dependentes da textura e mineralogia do solo, da qualidade e quantidade de resíduos vegetais adicionados ao solo, do tempo em que o solo está sob PD, entre outros fatores. Essa capacidade do PD é relevante quando se considera o incipiente mercado internacional de C e a área neste sistema de manejo conservacionista do solo no Brasil, estimada entre 15 e 18 milhões de hectares.

Em solos cultivados com arroz irrigado por inundação, os efeitos do não preparo do solo na proteção e estoque de C orgânico no solo e no efluxo de CH₄ para a atmosfera precisam ser investigados.

A hipótese geral deste trabalho é de que os sistemas PC e PD têm efeitos distintos nos efluxos para a atmosfera de CO₂ em solo sob condição aeróbia e de CH₄ em solo inundado. Por sua vez, esses efeitos dependem da forma como as práticas de cada sistema interferem nos fatores controladores da produção desses gases no solo. O objetivo geral foi avaliar os efeitos desses sistemas de manejo do solo sobre os efluxos de CO₂ e CH₄ para a atmosfera, tendo o preparo ou não do solo como diferença fundamental. Cabe salientar que o estudo do CH₄ foi desenvolvido em parceria com o setor de Análises de Solo e Água do Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA), localizado em Cachoeirinha (RS), e o Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental (CNPMA) da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), localizado em Jaguariúna (SP), como parte de um convênio celebrado entre o Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) do governo brasileiro, a Embrapa e a Fundação Dalmo Giacometti.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. A dinâmica do C no sistema solo-atmosfera e fluxos de CO₂ e de CH₄

O ciclo do C no sistema solo-atmosfera envolve as etapas de (Hatfield & Stewart, 1993; Manahan, 2000):

- ⇒ incorporação do C atmosférico ao tecido vegetal, como produto da fotossíntese;
- ⇒ transformações bioquímicas do C orgânico no solo, especialmente as relacionadas com a atividade microbiana, iniciadas com a disposição de resíduos vegetais sobre a superfície ou com a incorporação desses resíduos ao solo e manutenção de raízes ao longo do perfil do solo; e
- ⇒ manutenção de parte do C na MOS e efluxo de outra parte para a atmosfera como produto da decomposição microbiana aeróbia ou anaeróbia da MOS e de resíduos orgânicos aplicados ao solo.

O entendimento da influência do manejo agrícola sobre os fatores físicos, químicos e biológicos do solo, e suas interações na ciclagem de C e de nutrientes, como nitrogênio (N), enxofre (S) e fósforo (P), assim como do papel ou contribuição dessa ciclagem no estoque de C do solo e no fluxo de CO₂ e de CH₄ (da MOS e de resíduos vegetais) no sistema solo-atmosfera é um pré-requisito para a identificação de práticas com potencial de aumentar o estoque de C do solo, bem como de minimizar a participação da agricultura nas mudanças climáticas globais (Paul & Clark, 1996).

Os materiais orgânicos são fontes de energia e nutrientes para os microrganismos do solo. Na obtenção dos mesmos, pode ocorrer a produção

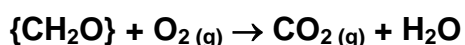
de GEE, em destaque o CO₂ em condições aeróbias (solo aeróbio) e o CH₄ em condições anaeróbias (solo anaeróbio ou sob inundação).

Em solos agrícolas, a própria MOS e os resíduos orgânicos (vegetais ou animais) aplicados ao solo constituem-se nas principais fontes de C e energia aos microrganismos. O manejo desses resíduos é um dos principais fatores que altera a atividade microbiana sobre os mesmos e, por conseguinte, a produção e os efluxos de CO₂ e CH₄ do solo para a atmosfera.

A redução do efluxo de C-CO₂ para a atmosfera e sua retenção na MOS em sistemas de manejo conservacionistas têm sido verificadas em experimentos de média a longa duração. Sistemas de manejo nos quais o solo não é revolvido e com rotação de culturas de alta adição de resíduos vegetais promovem aumento dos estoques de C orgânico e N total do solo, em comparação ao sistema PC, (Lal & Logan, 1995; Bayer & Mielniczuk, 1997; Debarba & Amado, 1997; Paustian et al., 1997; Amado et al., 1998; Bayer et al., 2000a), bem como melhoram suas propriedades físicas (Costa et al., 2003), químicas (Ciotta et al., 2004) e biológicas (Doran, 1987; Vargas, 2000, 2002), garantindo produtividade igual ou superior em relação aos sistemas de manejo tradicionais com revolvimento do solo.

Em solo naturalmente anaeróbio, o estoque de C orgânico tende a ser maior do que em solo aeróbio, visto que a decomposição de materiais orgânicos naquela condição é menor do que nesta. Os microrganismos anaeróbios são menos eficientes em termos de decomposição do que os organismos aeróbios. Além disso, fungos e actinomicetos, organismos com capacidade de degradar frações orgânicas mais recalcitrantes, como a lignina, são aeróbios obrigatórios (Conrad, 1989).

De acordo com o que foi comentado, verifica-se que MOS está relacionada aos fluxos de CO₂ e CH₄, os quais têm em solos agrícolas, em função de práticas de manejo utilizadas, uma fonte importante (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC, 2001). A relação com o CO₂ acontece através da decomposição aeróbia da MOS por bactérias, fungos e actinomicetos, como forma de obtenção de energia e de nutrientes para seus processos vitais, segundo a equação geral abaixo (Manahan, 2000):



Com o CH_4 , a relação é dependente da condição do solo, se aeróbio ou anaeróbio. Em solos aeróbios pode ocorrer oxidação do CH_4 a CO_2 (metanotrofia), com o solo atuando como um dreno (Wang & Ineson, 2003). Por outro lado, em solos anaeróbios, geralmente ocorre a produção de CH_4 (metanogênese), como resultado final da decomposição anaeróbia de materiais orgânicos (da MOS ou de resíduos vegetais), com o solo atuando como fonte de CH_4 para a atmosfera (Yoshida, 1978; Le Mer & Roger, 2001). A redução da oxidação e a produção de CH_4 podem acontecer mesmo em solo aeróbio, dependendo das condições de manejo do solo e climáticas. Hansen et al. (1993) verificaram que, em comparação ao solo não compactado e não fertilizado, a oxidação de CH_4 foi reduzida em 52 % pela compactação (duas passadas do pneu de um trator com peso de 4 Mg), em 50 % pela fertilização (NPK e dejetos bovinos líquidos) e em 78 % pelo efeito combinado dessas práticas. Quanto à produção, Steudler et al. (1996) verificaram que a mudança do uso do solo de floresta para pastagem transformou em fonte de CH_4 um solo que era dreno antes da mudança, o que foi atribuído ao aumento da densidade do solo pelos animais em pastejo, em associação à alta umidade na estação chuvosa local.

O C orgânico utilizado na metanogênese têm origem na MOS, nos resíduos vegetais aplicados ao solo, na exsudação radicular das plantas de arroz, na escamação dos tecidos radiculares e em raízes e /ou tecidos de parte aérea mortos e/ou senescentes, de acordo com as fases de desenvolvimento do arroz (Watanabe et al., 1999).

Quando o fluxo de GEE é avaliado em solo cultivado com arroz irrigado, além do CH_4 durante o cultivo, dois aspectos relacionados à dinâmica do C devem ser considerados: 1) o efeito que o preparo do solo pode ter sobre o incremento do efluxo de CO_2 no período em que o solo ainda não foi inundado (Kessavalou et al., 1998), e 2) o período após a retirada da água de inundação, no qual o solo em drenagem permanece com zonas saturadas, com interface de sítios com decomposição aeróbia e anaeróbia, favorecendo desta forma a produção de N_2O (Mosier et al., 1991; Bronson & Mosier, 1993), cuja capacidade de uma molécula em absorver calor é estimada em média 250 vezes maior do que uma molécula de CO_2 , além do que o N_2O participa na destruição da camada de ozônio (Duxbury et al., 1993).

Em resumo, a dinâmica do C no sistema solo-atmosfera é influenciada pelos sistemas de manejo do solo, com a magnitude dessa influência relacionada à forma de como o preparo ou não do solo afeta os fatores controladores de produção de CO₂ e CH₄, com resultados líquidos representados pelos efluxos desses gases do solo agrícola para a atmosfera.

2.2. Efeitos de sistemas de manejo no estoque de C orgânico do solo e no efluxo de CO₂

As práticas de manejo do solo influenciam as variáveis controladoras do estoque de C e do efluxo de CO₂ de solos agrícolas. Um maior entendimento dessa influência tem motivado estudos em todo o globo, os quais, entre outros objetivos, procuram identificar ou desenvolver práticas que aumentem o estoque de C e reduzam o efluxo de CO₂ do solo (Buyanovsky et al., 1986; Norman et al., 1992; Kern & Johnson, 1993; Franzluebbers et al., 1995; Reicosky et al., 1995; Paustian et al., 1997; Dick et al., 1998; Janzen et al., 1998; Bayer et al., 2000b, 2000c; Duiker & Lal, 2000; Amado et al., 2001). Entre os resultados obtidos por esses autores, é importante salientar os efeitos do preparo intensivo do solo na redução do seu estoque de C e no aumento do efluxo de CO₂ para a atmosfera, circunstanciados sempre pelos efeitos da temperatura e da umidade do solo na atividade microbiana, a real responsável, em última instância, pelas mudanças no estoque de C do solo e no efluxo de CO₂ para a atmosfera.

Os sistemas de manejo de solos agrícolas, de acordo com as suas práticas, podem reduzir ou aumentar o estoque de C do solo. A redução é promovida, principalmente, pela aração e gradagem do solo, as quais, segundo Ladd et al. (1993), Salton & Mielniczuk (1995), Bayer & Mielniczuk (1999) e Young & Ritz (2000):

- 1) ao revolver o solo, aumentam a aeração do solo, favorecendo a atividade de microrganismos mais eficientes do ponto de vista de decomposição de materiais orgânicos;

- 2) ao fracionar os agregados do solo, aumentam a área de exposição de C e N orgânicos à degradação microbiana; e

3) ao incorporar resíduos culturais, aumentam o fracionamento desses resíduos e a área de contato com a massa do solo, facilitando a atividade microbiana sobre os mesmos, e reduzem a cobertura do solo, expondo-o à radiação solar direta e, portanto, aumentando a temperatura e reduzindo umidade do solo.

Em contraposição, não arar e gradear o solo, em associação com sistemas de consórcios, rotação ou sucessão de culturas com espécies vegetais que produzam resíduos em grande quantidade, são medidas que podem aumentar o estoque de C orgânico do solo. O cultivo de espécies leguminosas nos sistemas de rotação/sucessão tem o objetivo de proporcionar N às espécies sucessoras ou em consórcio, reduzindo a necessidade de aplicação de N mineral e aumentando tanto a produção de grãos quanto de fitomassa, com conseqüente maior quantidade de resíduos vegetais que retorna ao solo e com efeitos diretos no aumento do estoque de C orgânico do solo, especialmente em solos em PD (Amado et al., 1998, 2001). O aumento e manutenção do estoques de C orgânico em solos em PD envolvem inúmeros processos físicos, químicos e biológicos, geralmente em sinergia, como é o caso dos processos que promovem o aumento da estabilidade de agregados e do estoque de C orgânico do solo (Costa et al., 2004), bem como os de manutenção de C e N na biomassa microbiana do solo (Franzluebbers et al., 1994; Kristensen et al., 2000).

Os efeitos de sistemas de manejo do solo no efluxo de CO₂ para a atmosfera estão diretamente relacionados à influência líquida que o conjunto de suas práticas tem na composição e atividade das populações de microrganismos que degradam os materiais orgânicos do solo e na difusão de O₂ e CO₂ no sistema solo-atmosfera (Young & Ritz, 2000). Enquanto que a porosidade de agregados e do solo em geral comandam essa difusão (Smith, 1977; Leffelaar, 1993), a qualidade química da MOS e o grau de proteção física, química e biológica do C orgânico do solo influenciam a composição e a atividade das populações de microrganismos (Baldock & Skjemstad, 2000; Young & Ritz, 2000). Essas influências são comentadas em detalhes no item 2.2.1.

Com base nos parágrafos anteriores, os efeitos de sistemas de manejo no efluxo de CO₂ para a atmosfera podem ser estimados de forma direta, medindo efetivamente o fluxo de CO₂, ou indireta, mediante o balanço do estoque de C orgânico do solo (IPCC, 2001), conforme comentado em detalhe no item 2.2.2.

2.2.1. Influência das condições ambientais e dos sistemas de manejo do solo nos fatores controladores do estoque de C orgânico do solo e do efluxo de CO₂ para a atmosfera

A variação temporal do estoque de C orgânico de um solo é dependente do tipo de uso e de sistemas de manejo utilizados, sendo que sob vegetação natural, como há igualdade entre entradas e saídas de C orgânico no solo, é suposto que não haja variação no estoque de C (Addiscott, 1995). Quando ocorre, ela é mínima e, sobretudo, em função de oscilações de temperatura e de precipitação entre anos. Contudo, o uso agrícola do solo, ao alterar o equilíbrio entre entradas e saídas de C, faz com que mais C-CO₂ seja perdido do solo do que adicionado e, desta forma, o estoque de C orgânico do solo é reduzido. Com esta breve introdução, destaca-se que, em não havendo perdas significativas por erosão ou lixiviação, as perdas de C orgânico do sistema solo podem ser relacionadas à decomposição microbiana da MOS e ao efluxo de C-CO₂ em resposta ao uso do solo para fins agrícolas. A taxa de perda de C é função do tipo de manejo adotado, do tipo de solo e do referencial utilizado para comparação (sistema natural ou outro sistema de manejo), entre outros fatores (Janzen et al., 1998).

No solo, o CO₂ é gerado na decomposição aeróbia da matéria orgânica e/ou de resíduos adicionados por microrganismos heterotróficos e na respiração de raízes de vegetais (Paul & Clark, 1996; IPCC, 2001). O efluxo de CO₂ do solo para a atmosfera é influenciado por fatores ambientais (climáticos e edáficos) ao longo do ano e entre anos e pelas práticas agrícolas inerentes aos diferentes sistemas de manejo. As variações estacionais da temperatura do ar e do solo, e da umidade do solo, como resultado de precipitações pluviométricas, modificam os processos microbianos e a intensidade destes,

alterando o efluxo de CO_2 , independente do sistema de manejo do solo adotado.

A aração e a gradagem, como já comentado, são as principais práticas agrícolas que intensificam a ação microbiana sobre a MOS e resíduos vegetais. Nesse sentido, é importante destacar que a seleção de espécies vegetais para a composição de sistemas de consórcios, rotação ou sucessão deve ter objetivos bem claros, visto que, além da quantidade, a qualidade dos resíduos vegetais também influencia a ação microbiana, sendo que resíduos com relação C:N baixa potencialmente intensificam a atividade microbiana (Aulakh et al., 1991; Tian et al, 1997). Desta forma, é esperado que o efluxo de CO_2 (temporal e acumulado) seja menor em solo sob sistema de manejo sem aração e gradagem do solo, independente da qualidade do resíduo, em relação a sistemas que adotem essas práticas. O contexto geral de resultados esperados quanto aos efeitos dos sistemas PC e PD nos fatores controladores do efluxo de CO_2 no sistema solo-atmosfera é apresentado na figura 1. A seguir são brevemente comentados os efeitos dos sistemas de manejo do solo nos fatores controladores do efluxo de CO_2 .

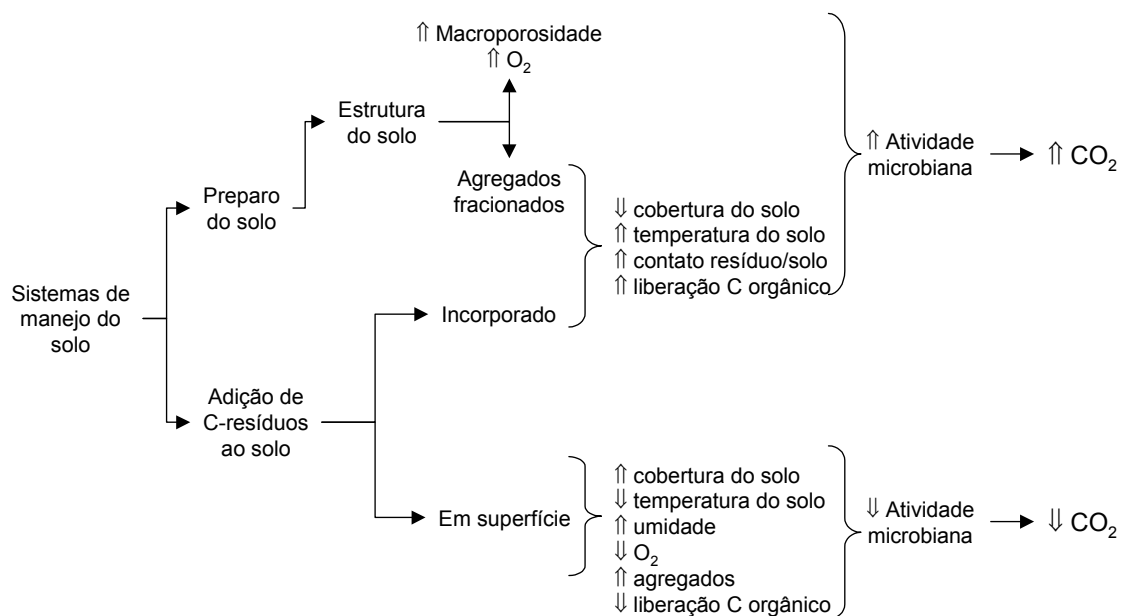


Figura 1. Relações entre os sistemas de manejo e os fatores controladores da variação no efluxo de CO_2 do solo para a atmosfera.

2.2.1.1. Oxigênio, umidade e temperatura do solo

A produção de CO_2 no solo é um processo microbiano predominantemente aeróbio e, mantidas constantes as condições de temperatura, umidade, fonte de nutrientes e de C para os microrganismos, as respostas deste processo às modificações promovidas no solo pelas práticas de manejo variarão de acordo com as concentrações de O_2 na rede de poros do solo em cada sistema de manejo.

A aração e a gradagem aumentam a aeração do solo e a disponibilidade de C orgânico oxidável aos microrganismos e, portanto, também a atividade microbiana, com conseqüente maior produção e efluxo de CO_2 . A maior oxigenação do sistema é conseqüência do rompimento da estrutura do solo e inversão de suas camadas, bem como fracionamento de agregados. A maior disponibilidade de C orgânico está relacionada à maior área de contato de resíduos culturais com o solo e à maior exposição de C orgânico oxidável da MOS, facilitando a atividade microbiana sobre os mesmos. A quantidade e a qualidade dos resíduos aplicados são importantes aspectos nesta fase, definindo o período de atividade microbiana. Como efeitos da aração e da gradagem, a incorporação de resíduos culturais diminui a cobertura do solo, permitindo a ação direta da radiação solar, tendo como conseqüências o aumento de temperatura e a redução de umidade do solo (Salton & Mielniczuk, 1995).

Considerando que a disponibilidade de C orgânico no solo não seja um fator restritivo à atividade microbiana, a associação entre crescente concentração de O_2 , de umidade e de temperatura do solo resulta em maior produção e efluxo de CO_2 , não havendo impedimento à sua difusão para a atmosfera. O limite de efluxo será controlado pela própria atividade microbiana que, em excesso de C ou de temperatura, pode reduzir a concentração de O_2 no sistema, havendo, por isso, troca do metabolismo microbiano de aeróbio para anaeróbio, reduzindo ou mesmo cessando a produção de CO_2 . Em outro cenário, para iguais temperatura do solo e disponibilidade de C orgânico aos microrganismos, o aumento da umidade do solo pode resultar em deficiência de O_2 , também reduzindo o efluxo de CO_2 (Linn & Doran, 1984). Nesse sentido,

gráficos de superfície de resposta podem ser úteis na interpretação dos efeitos desses múltiplos fatores no efluxo de CO₂ medido em condições de campo.

A formação de crosta superficial, como resultado do preparo intensivo do solo, incorporando os resíduos culturais e pulverizando o solo, reduz a taxa e o volume de infiltração da água no solo (Duley, 1939). No caminho inverso, a crosta pode impedir que o CO₂ produzido no solo seja difundido para a atmosfera, subestimando os resultados do efluxo de CO₂ nessas condições.

Outro aspecto importante de ser comentado é a perturbação que o preparo do solo promove na continuidade dos poros do solo, além dos efeitos diretos na porosidade total e na relação entre macro e micro poros. Com o preparo, os poros formados não são contínuos (Young & Ritz, 2000), criando câmaras de armazenamento de CO₂, que não difunde para a atmosfera. Nesta condição, também pode ser que os resultados de medições sejam subestimados.

É importante ressaltar que o efluxo de CO₂ imediatamente após as operações de aração e gradagem do solo é composto em grande parte por CO₂ já formado no solo (Reicosky et al., 1997; Kessavalou et al., 1998). Do ponto de vista de dinâmica populacional microbiana, nesse momento as bactérias estão se adaptando às novas condições físicas e de substrato do meio, período no qual a produção de CO₂ não tem relação direta com o aumento da aeração do solo e com a disponibilidade de C aos microrganismos (Paul & Clark, 1996; Manahan, 2000; Zaccheo et al., 2002).

Em outro enfoque, a disposição de resíduos vegetais sobre a superfície do solo tem efeito direto em reduzir a amplitude de variação da temperatura e da umidade do solo. A camada de resíduos sobre o solo tanto impede a ação direta da radiação solar, evitando a evaporação e mantendo a umidade do solo, quanto cria um micro ambiente entre o solo e a atmosfera, no qual as amplitudes térmicas são reduzidas, além de efetivamente reduzir a temperatura do solo em relação a um solo descoberto (Baver et al., 1972; Taylor & Ashcroft, 1972; Salton & Mielniczuk, 1995). Nestas condições, o efeito líquido esperado é um menor efluxo de CO₂, em virtude de uma menor temperatura e maior umidade.

Com a aplicação de resíduos vegetais na superfície do solo, a influência na disponibilidade de C aos microrganismos dependerá, de forma significativa, da quantidade e da qualidade do resíduo aplicado, bem como do estado desse resíduo no momento da aplicação. A solubilidade de compostos orgânicos em água presentes nos resíduos vegetais é outro fator que afeta a disponibilidade de C aos microrganismos do sistema solo (Zaccheo et al., 2002). Estes aspectos são importantes porque, com a aplicação dos resíduos vegetais na superfície do solo, menor é a área passível de colonização pelos microrganismos do solo, portanto, do ponto de vista da decomposição por estes, menor é a produção de CO₂. Flessa et al. (2002) estudaram em laboratório a importância da microflora nativa do resíduo na sua decomposição. Com a aplicação na superfície do solo, cerca de 76 % do C do resíduo foi transformado em CO₂ em 50 dias, sendo a decomposição realizada por microrganismos já existentes no resíduo ou introduzidos pelo ar e não pelos microrganismos de solo, os quais não influenciaram na decomposição.

Em síntese, os sistemas de manejo do solo influenciam a concentração de O₂ nos poros do solo, a temperatura e a umidade do solo, fatores estes proximais ao processo de produção de CO₂, e, desta forma, também influenciam a magnitude de efluxo deste gás do solo para a atmosfera.

2.2.1.2. Carbono da matéria orgânica do solo (MOS) e de resíduos vegetais aplicados ao solo

A MOS e os resíduos vegetais são as principais fontes de C oxidável aos microrganismos, sendo as suas contribuições no efluxo de CO₂ dependentes das práticas de manejo às quais o solo é submetido.

O principal efeito das operações de aração e da gradagem do solo é a ruptura física da estrutura e dos agregados do solo, expondo o C orgânico à decomposição microbiana. Em sentido oposto, em comparação a um solo já utilizado para agricultura, a não realização dessas operações torna o solo um ambiente favorável à acumulação de C, desde que haja adição contínua de materiais orgânicos em quantidade e, do ponto de vista agrônomo, de diferentes qualidades. Os processos físicos, químicos e biológicos que promovem não só o acúmulo, mas também a proteção do C da ação

microbiana, têm sido estudados em seus aspectos básicos e de aplicação prática (Feller & Beare, 1997; Zech et al., 1997; Six et al., 1999; Bayer et al., 2001, 2003; Zaccheo et al., 2002; Diekow, 2003).

Outro efeito importante do preparo do solo é a incorporação dos resíduos vegetais, aumentando a área de contato entre ambos e, portanto, também expondo-os à ação microbiana. As taxas de decomposição dependerão da composição química das partes adicionadas do resíduo, sendo as folhas mais rapidamente decompostas do que os caules (Zech et al., 1997).

A quantidade e qualidade dos resíduos aplicados ao solo são fatores importantes quanto aos processos de decomposição, e também quanto à produção e efluxo de CO₂ para a atmosfera. Geralmente, maiores quantidades de resíduos com relação C:N baixa resultam em maior efluxo de CO₂ (Aulakh et al., 1991; Franzluebbers et al., 1995; Quemada & Cabrera, 1995; Millar & Baggs, 2004).

Contudo, como já comentado, a inclusão de leguminosa em sistemas de manejo do solo representam o uso de resíduos orgânicos com baixa relação C:N que, combinado com uma maior diversidade temporal em consórcios, rotações ou sucessões de culturas, são importantes para manter a fertilidade do solo e aumentar a retenção de C e N do solo, e com implicações importantes para o balanço destes nutrientes em escala regional e global, a produção sustentada e a qualidade ambiental (Amado et al., 1998, 2001; Drinkwater et al., 1998).

2.2.1.3. Composição e atividade das populações de microrganismos do solo

A composição e a atividade das populações de microrganismos do solo apresentam, naturalmente, alta variabilidade (Parkin, 1993) e são influenciadas de forma diferente pelos sistemas de manejo (Doran, 1987). A ruptura física da estrutura do solo pelo preparo é uma das principais causas de mudança nas dinâmicas microbianas, tanto do ponto de vista de composição, quanto de atividade. O preparo do solo altera os espaços físicos nos quais os microrganismos efetivamente vivem, a distribuição de água e de substratos e o arranjo espacial dos poros do solo.

Os microrganismos reagem de forma diferente às mudanças promovidas pelas práticas de manejo do solo, sendo a intensidade da reação controlada pela ação de modificação no meio e a escala espacial na qual os microrganismos são sensíveis a ela (Young & Ritz, 2000). Por exemplo, segundo estes autores, as hifas de fungos são rompidas pelo preparo do solo, interrompendo as conexões entre elas e as rotas de fluxo dentro do micélio. Em contraste, as bactérias que colonizam o interior de agregados podem não sofrer com o preparo do solo, desde que a zona em que elas habitam não seja afetada por esta prática.

Do somatório de todas as modificações promovidas por diferentes sistemas de manejo do solo, em especial pelos sistemas PC e PD, em experimentos com tempo de condução variando entre 3 e 10 anos, Doran (1987) concluiu que o meio bioquímico do solo em PD é menos oxidativo do que o do solo em PC. Esta conclusão foi baseada em contagem de populações microbianas e na relativa abundância de espécies de microrganismos. Segundo o autor, a máxima atividade microbiana aeróbia no solo preparado se estendeu a maior profundidade do que no solo não preparado, enquanto que neste a contagem de microrganismos anaeróbios facultativos e desnitrificadores foi de 1,23 a 1,77 vezes maior em relação ao solo preparado. Como consequência destes resultados, o autor concluiu adicionalmente que o potencial de mineralização e de nitrificação foi maior no solo em PC, ao passo que o de desnitrificação foi maior no solo em PD.

Em termos de aumento de C orgânico, os sistemas conservacionistas de manejo do solo proporcionam um ambiente no qual a decomposição de materiais orgânicos por fungos é maior do que por bactérias. Os produtos da decomposição fúngica são mais recalcitrantes do que os da bacteriana, sendo esse aspecto, em parte, responsável pelo aumento de C orgânico nesses sistemas de manejo do solo (Holland & Coleman, 1987).

Vargas (2000) obteve resultados relativamente semelhantes aos de Doran (1987). Ao avaliar a biomassa e a atividade microbiana no solo em PC e em PD no 12^o ano de condução do mesmo experimento avaliado no presente estudo, Vargas observou que as maiores diferenças entre os sistemas de manejo ocorreram na camada de 0 a 0,05 m, com solo em PD apresentando nesta camada maiores valores de biomassa e atividade microbiana, sobretudo

quando espécies de leguminosas foram incluídas no sistema. Já em 2002, Vargas observou que a qualidade do resíduo aplicado ao solo influenciou a comunidade microbiana predominante no solo, com flutuações ao longo do ciclo da cultura em função da decomposição dos resíduos e da aplicação de N na forma mineral.

Quanto aos efeitos do N, solos fertilizados com N mineral podem oferecer condições para o aumento da biomassa microbiana, em comparação a solos não fertilizados, podendo isso conduzir à interpretação de que o uso de N mineral aumentaria a decomposição de resíduos orgânicos com, portanto, maior efluxo de CO₂. Contudo, do ponto de vista de aumento de C orgânico, quando o solo é fertilizado com N (mineral ou orgânico), geralmente maior é a produção de fitomassa pelas culturas, com maior retorno de resíduos ao solo, o que pode contrabalançar ou mesmo superar as maiores perdas de C pela decomposição microbiana.

A localização de substratos e as modificações físicas na estrutura do solo são os principais efeitos dos sistemas de manejo que determinam a composição e a distribuição das populações de microrganismos no perfil do solo e, desta forma, as zonas de atividade e de influência microbiana. Nos solos em PC, esses efeitos são distribuídos de forma uniforme na camada de aração e gradagem, enquanto que em PD, eles se concentram na camada superficial do solo.

2.2.2. Métodos para medir o efluxo de CO₂ do solo para a atmosfera: limitações ou complementaridade ?

O fluxo de CO₂ no sistema solo-atmosfera pode ser estimado direta e indiretamente. Na forma direta, o ar que eflui do solo para a atmosfera é amostrado em câmaras, exceto pelo método micrometeorológico, e a concentração de CO₂ nessa amostra pode ser quantificada por: 1) titulação ácida de uma solução alcalina utilizada para a sua absorção; 2) analisadores de infravermelho e 3) cromatografia gasosa. O balanço da mudança líquida no estoque de C orgânico do solo é a forma indireta (IPCC, 2001).

O uso do método do balanço do estoque de C orgânico do solo como forma de estimar o fluxo de CO₂ no sistema solo-atmosfera é

relativamente recente (Kern & Johnson, 1993; Bayer et al., 2000b; Amado et al., 2001; IPCC, 2001). Esse método é um dos procedimentos recomendados pelo IPCC (2001) para a elaboração dos inventários do efluxo de CO₂ de solos submetidos a cultivos agrícolas. A sua aplicação é simples, tanto do ponto de vista de sua base teórica, quanto dos cálculos envolvidos, contudo ele é restrito a solos com histórico de uso conhecido, como geralmente ocorre em solos de experimentos de longa duração. Isso porque as modificações no estoque de C do solo somente são detectáveis após vários anos ou mesmo décadas, dependendo da classe de solo ou tipo de manejo adotado (Jenkinson, 1991).

O efluxo de CO₂ medido diretamente pelo método da absorção do CO₂ em solução alcalina é recomendado por Lundegårdh (1927) e Anderson (1982). O desenvolvimento e primeiro uso desse método ocorreram na segunda década do século vinte (Lundegårdh, 1927). Dessa década até o presente, o método tem sido utilizado, por exemplo, para avaliar, em condições de campo, os efeitos da umidade, da temperatura e da fertilização nitrogenada no efluxo de CO₂ (Kowalenko et al., 1978), a distribuição de biomassa microbiana e de C e N potencialmente mineralizáveis no solo em mudança de manejo (Carter & Rennie, 1982) e, mais recentemente, os efeitos das atividades agrícolas na qualidade do ambiente atmosférico (Buyanovsky et al., 1986; Franzluebbers et al., 1995; Duiker & Lal, 2000). O seu baixo custo, em comparação aos analisadores de infravermelho e aos cromatógrafos a gás, a sua adequação à medida do efluxo integrado no tempo (24 horas) e a boa repetibilidade dos resultados são aspectos importantes quanto à adoção desse método (Freijer & Bouten, 1991; Norman et al., 1992; Jensen et al., 1996; Rochette et al., 1997). Contudo, a não adequação a estudos de processos a curto prazo e sua baixa exatidão são as suas desvantagens em relação a outros métodos (Freijer & Bouten, 1991; Norman et al., 1992; Jensen et al., 1996).

Com base no que foi exposto anteriormente, percebe-se que os resultados da aplicação dos dois métodos apresentados, embora avaliem o fluxo de CO₂ no sistema solo-atmosfera, têm algumas diferenças que merecem destaque e que são importantes para a sua escolha, em função dos objetivos da pesquisa. O método do balanço do estoque de C orgânico do solo é uma avaliação estática que reflete de forma líquida, após um determinado período

de tempo, o somatório dos efeitos de sistemas de manejo nos fatores controladores do estoque de C orgânico do solo e, portanto, no fluxo de CO₂ no sistema solo-atmosfera. Além disso, o método fornece um resultado importante do ponto de vista de seqüestro de C orgânico no solo, que é a estimativa da quantidade de C que está efetivamente sendo seqüestrada no solo de um determinado sistema de manejo. Por sua vez, a medição direta do fluxo do CO₂ é uma avaliação dinâmica, refletindo também de forma líquida os efeitos de sistemas de manejo do solo nos fatores controladores do fluxo de CO₂ no sistema solo-atmosfera, só que em termos de influência direta no processo de produção desse CO₂ e de forma quase instantânea, se comparada ao método do balanço do estoque de C. Do ponto de vista de seqüestro de C no solo, a limitação do método de medição direta do fluxo do CO₂ é que ele não fornece informação da quantidade efetiva de C que está sendo seqüestrada em um determinado sistema de manejo.

Diante do que foi comentado nos parágrafos anteriores, é proposta uma outra forma de interpretar os resultados dos efeitos de sistemas de manejo no fluxo de C no sistema solo-atmosfera. Na forma proposta, os efeitos são avaliados com base em um índice, resultante do quociente entre os resultados do efluxo de CO₂ e os do estoque de C orgânico do solo, cujo valor representa, para um seqüestro unitário de C na MOS, o quanto de C-CO₂ está sendo transferido para a atmosfera. Expresso de outra forma, o índice informa o quanto de C um determinado sistema de manejo está conservando no solo.

2.3. O metano: fontes e papel no aquecimento global

O metano (CH₄) é um gás naturalmente encontrado na atmosfera terrestre, com potencial relativo de absorção térmica de 26 a 37 vezes maior do que o do CO₂ e desempenhando importantes funções na química atmosférica, como consumindo OH, importantes radicais na química de oxidação atmosférica, e produzindo, quando de sua oxidação, vapor de água na estratosfera (Duxbury et al., 1993).

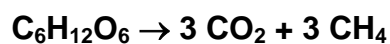
O aumento da concentração do CH₄ na atmosfera atual é crescente, com taxa média de 1% ao ano, com magnitude variável em função da época e metodologia empregada nas estimativas (Rasmussen & Khalil, 1986;

Dlugokencky et al., 1994). Caso medidas de contenção desse crescimento não sejam implementadas, as conseqüências futuras geram, no mínimo, preocupação com a qualidade e mesmo a perpetuação de vida na Terra.

O CH₄ é um dos principais GEE com origem em atividades antrópicas, às quais são atribuídos 64 % do efluxo total de CH₄, com a agricultura e atividades relacionadas contribuindo com cerca de dois terços desse percentual (Duxbury et al., 1993). O cultivo do arroz irrigado, em escala global, tem sido identificado como uma das principais fontes de CH₄ para a atmosfera, com valores estimados na faixa de 20-100 Tg ano⁻¹ (Tg = 10¹² g), (IPCC, 2001) representando aproximadamente de 18 a 45 % do CH₄ antropogênico liberado para a atmosfera (Lindau et al., 1993a).

2.3.1. A produção e o efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera

O CH₄ é um dos produtos da etapa final da decomposição microbiana de materiais orgânicos em meio anaeróbio (Yoshida, 1978; Conrad, 1989; Manahan, 2000; Le Mer & Roger, 2001), de acordo com a reação geral:



Altas concentrações de nitrato (NO₃⁻), manganês (Mn³⁺ e Mn⁴⁺), ferro (Fe³⁺) e sulfato (SO₄²⁻) no solo e na solução do solo podem retardar o início da produção de CH₄, devido à atuação desses íons como receptores de elétrons durante as primeiras etapas da decomposição anaeróbia dos materiais orgânicos. A decomposição anaeróbia acontece em etapas sucessivas, envolvendo diferentes microrganismos que convertem moléculas complexas em formas mais simples. As etapas são:

1. hidrólise de polímeros biológicos em monômeros (carboidratos em glicídios, lipídios em ácidos orgânicos de cadeia longa e proteínas em aminoácidos), por microrganismos aeróbios ou anaeróbios facultativos ou obrigatórios;
2. produção de ácidos orgânicos como o acético (CH₃COOH), o propiônico e o butírico, por microrganismos anaeróbios facultativos ou obrigatórios, a partir de compostos monoméricos e de compostos intermediários formados, como ácidos orgânicos voláteis e não voláteis, álcoois, hidrogênio (H₂) e CO₂;

3. produção de ácido acético a partir de ácidos orgânicos com mais de dois C (propiónico, butírico e valérico) por microrganismos anaeróbios obrigatórios, que não conseguem convertê-los diretamente a CH₄ devido a limitação enzimática; e
4. metanogênese a partir de compostos simples, especialmente acetato, H₂ e CO₂, entre outros, por microrganismos anaeróbios obrigatórios.

A metanogênese requer condições anaeróbias e potencial redox (Eh) mínimo de – 200 mV (Ponnanperuma, 1972) e envolve microrganismos anaeróbios obrigatórios especializados, que podem se desenvolver em sinergia ou simbiose com outros microrganismos anaeróbios (Alexander, 1971; Le Mer & Roger, 2001).

Em ambientes naturais inundados, a transferência de CH₄ do solo para a atmosfera pode ocorrer na forma de bolhas, que se formam devido à alta produção desse gás em concomitância à temperatura elevada, ou via plantas aquáticas (Sebacher et al., 1985). No cultivo de arroz irrigado, a principal forma de transferência do CH₄ produzido no solo para a atmosfera é através dos aerênquimas das plantas de arroz (Nouchi et al., 1990). Essa transferência é influenciada pela transpiração das plantas, processos de difusão e de efluxo induzido por pressão (Sebacher et al., 1985) e totaliza até 90 % do efluxo de CH₄ em uma lavoura de arroz (Schütz & Seiler, 1989; Vitousek et al., 1989; Nouchi et al., 1990). Segundo Nouchi et al. (1990), o CH₄ dissolvido na solução do solo, em contato com as raízes, difunde para a água da parede celular das células das raízes, gaseifica no córtex destas, e então é principalmente liberado para a atmosfera via microporos na bainha das folhas.

2.3.2. A produção e efluxo de CH₄ em sistemas de produção de arroz irrigado por inundação contínua do solo

O fluxo de gases entre o solo, com ou sem lâmina de água, e a atmosfera é essencialmente resultado da atividade de microrganismos no solo, em processos de obtenção de energia e nutrientes, bem como de suas adaptações em resposta a modificações físicas e químicas no ambiente. Assim, a produção de gases no solo pode ser entendida como resultado de

processos microbiológicos e influenciada por fatores ambientais, os quais determinam, em última instância, a quantidade e tipo dos gases emitidos do solo para a atmosfera.

A produção e o efluxo de CH_4 em sistemas de produção de arroz irrigado estão primariamente relacionados às condições meteorológicas na safra, ao manejo do solo para a instalação da cultura do arroz e ao manejo da cultura (fertilizações e forma de inundação do solo). Associados à inundação, são fatores importantes a classe e textura do solo, seu histórico de utilização, principalmente quanto ao manejo do solo antes da semeadura do arroz, como o tipo de preparo do solo utilizado e a qualidade e quantidade de resíduos vegetais adicionados ao solo. O manejo do solo e dos resíduos culturais afetam a composição da solução do solo formada após a inundação, em relação à quantidade e qualidade de compostos orgânicos formados na decomposição anaeróbia da matéria orgânica, à concentração de cátions, principalmente ferro e manganês, ao potencial redox (Eh) e ao pH (Le Mer & Roger, 2001).

A variedade ou cultivar de arroz, sua capacidade de perfilhamento, de produção de exsudatos radiculares ao longo do período de cultivo, bem como a fase de desenvolvimento das plantas são fatores também importantes no efluxo de CH_4 do solo para a atmosfera em sistemas de produção de arroz sob inundação do solo (Lindau et al., 1995; Wang et al., 1997).

2.3.3. Fatores controladores do efluxo de CH_4 de solos inundados

O efluxo de CH_4 de solos agrícolas inundados é influenciado por fatores que afetam:

1. a difusão de gás, o estado de oxi-redução do meio e as transferências de CH_4 , principalmente a presença de água e de vegetação (Lindau et al., 1990; Nouchi et al., 1990; Cai et al., 1997);
2. a atividade microbiana em geral, como a temperatura do solo, o pH e o Eh do meio, a disponibilidade de substrato e as propriedades físicas e químicas do solo (Chidthaisong & Watanabe, 1997; Wassmann et al., 1998; Bodegom & Stams, 1999; Hulzen et al., 1999);

3. a metanogênese, em particular reações de redução (Ponnamperuma, 1972; Frenzel et al., 1999; Singh, 2001);
4. a atividade da enzima mono-oxigenase, como a concentração de H_2 (g), CH_4 , amônio, NO_3^- , nitrito e cobre (Lindau et al., 1990; Kravchenko et al., 2002); e
5. o desenvolvimento das plantas de arroz, no que se refere ao aspecto nutricional das plantas, à produção de fitomassa aérea e radicular, assim como à forma de distribuição do sistema radicular no perfil do solo (Sousa, 2001).

Desta forma, os fatores que afetam o efluxo de CH_4 podem ser agrupados como aqueles relacionados às propriedades físicas e químicas do solo, às características das plantas e ao manejo do solo antes da instalação da cultura do arroz e da água de inundação durante o cultivo do arroz. Para um mesmo local, mesma cultivar de arroz e mesma condução ao longo da estação de cultivo, tipos diferentes de manejo do solo antes da instalação da cultura podem ser decisivos nos resultados do efluxo de CH_4 . Nessa abordagem, o preparo ou não do solo e a adição de resíduos orgânicos de origem vegetal parecem ser pontos importantes para determinar diferenças entre sistemas de manejo do solo quanto ao efluxo de CH_4 .

Os efeitos do preparo ou não do solo sobre a produção de CH_4 podem ser classificados em residuais do período anterior à estação de cultivo na qual se está medindo o efluxo e de curto prazo durante a estação de cultivo do arroz. O preparo do solo em PC, associado ou não à adição de resíduos culturais, ao facilitar o desenvolvimento de raízes do arroz em profundidade no solo, ao aumentar a disponibilidade de fontes de C orgânico passíveis de decomposição e ao localizar esses resíduos em zonas mais profundas e reduzidas do solo sob inundação, pode afetar fatores proximais que intensificam a metanogênese (Figura 2) (Schimel et al., 1993).

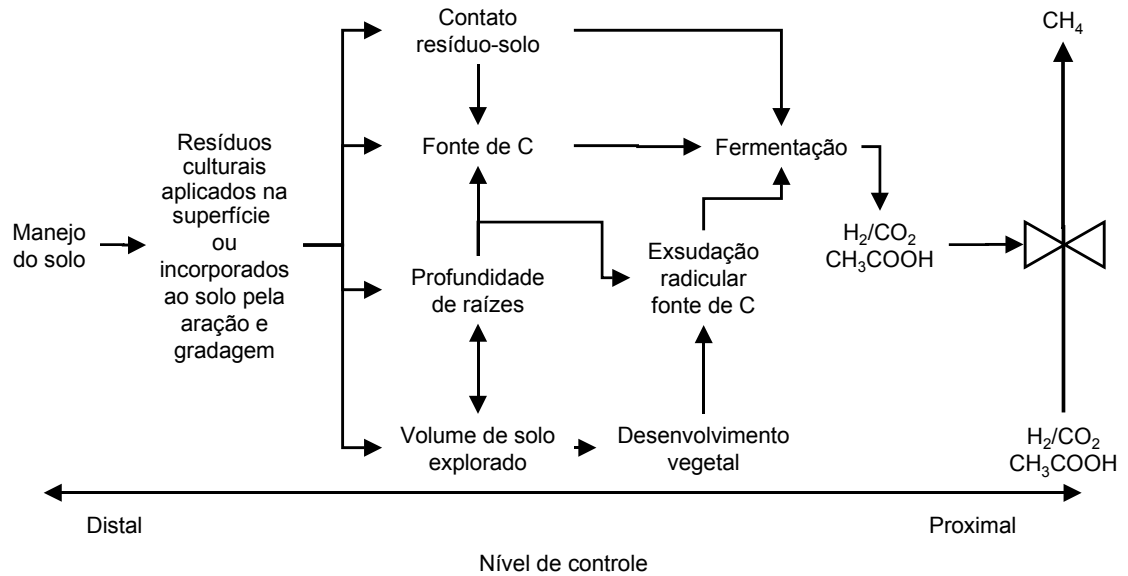


Figura 2. Modelo conceitual dos efeitos de práticas de manejo (fatores distais) nas concentrações de H_2/CO_2 e CH_3COOH (fatores proximais) no controle da metanogênese em solo anaeróbico. Adaptado de Schimel et al. (1993).

Um maior efluxo de CH_4 do solo em PC poderia, desta forma, estar relacionado à incorporação dos resíduos de culturas hibernais no solo, aumentando a área superficial dos mesmos à ação dos microrganismos responsáveis pela sua decomposição e, portanto, aumentando a liberação de compostos orgânicos para a metanogênese, bem como ao efeito do preparo do solo na redução da resistência física ao enraizamento das plantas de arroz no solo, resultando em maior densidade de raízes em profundidade em comparação ao solo em PD.

Em contraposição, a aplicação superficial de resíduos vegetais no solo em PD aumenta o fornecimento de fontes de C, traduzindo-se no seu principal efeito sobre fatores proximais da metanogênese. Com a aplicação superficial, a menor área de contato dos resíduos com o solo limita a sua colonização microbiana e, portanto, também a sua decomposição. Além disso, é esperado que as raízes do arroz sejam mais superficiais no solo não preparado, com menor volume de solo explorado. Contudo, do ponto de vista de nutrição vegetal, esse aspecto não chega a ser uma desvantagem, visto que é nas camadas superficiais que ocorre o acúmulo de nutrientes no solo em PD, e talvez decorra daí a maior concentração de raízes nessas camadas.

Em relação à produção e ao efluxo de CH₄ do solo em PD, as prováveis menor decomposição dos resíduos vegetais e maior concentração de raízes em camadas superficiais do solo são aspectos importantes. Uma menor decomposição significa menos compostos orgânicos para a metanogênese, enquanto uma maior concentração de raízes em camadas superficiais do solo representam maior probabilidade destas raízes estarem em zonas menos reduzidas, com valores de Eh mais altos, impedindo desta forma a metanogênese. Além disso, uma massa maior de raízes representa possibilidade de zonas mais ácidas e oxidadas próximo à superfície delas, devido à liberação de O₂ (Kirk et al., 1994), situações nas quais o CH₄ tem menos chances de ser produzido (Conrad, 1989; Schimel et al., 1993).

2.3.4. Efluxo de CH₄ em lavouras de arroz irrigado no Brasil

A primeira estimativa da contribuição do cultivo de arroz irrigado no efluxo de CH₄ no Brasil foi realizada em 1998 por pesquisadores do CNPMA e colaboradores. O efluxo anual estimado foi de 0,300 Tg de CH₄ (Tg = 10¹² g), considerando-se que a cultura do arroz irrigado contribui com 55 % do total do arroz produzido no país e ocupa uma área aproximada de 1,5 Mha (Embrapa, 1998).

A necessidade de redução das incertezas sobre o efluxo de CH₄ em solos cultivados com arroz irrigado (IPCC, 2001), de geração de informações sobre o tema em consideração no Brasil e de entendimento dos fatores que controlam esse efluxo, como forma de mitigá-lo, tornam prementes medições diretas do efluxo de CH₄ de solos cultivados com arroz irrigado. Neste contexto, considerando que no Brasil o cultivo do arroz irrigado está concentrado na região sul, sobretudo no Rio Grande do Sul, aliado ao cultivo do arroz neste estado em solo sob PC e PD, a geração de informações sobre o efluxo de CH₄ nesta região é importante para atender essas necessidades.

3. ESTUDO I

Estoque de C orgânico e efluxo de CO₂ de um Argissolo em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro

3.1. Introdução

A função do solo agrícola em contribuir com a qualidade do ambiente é a que mais tem recebido atenção na atualidade. Conciliar esta função com a de produzir alimentos é um desafio ao homem moderno quanto ao uso do solo. Neste contexto, e em relação ao aquecimento global, os princípios bioquímicos de processos produtores de GEE no solo agrícola e os fatores antropogênicos e ambientais que influenciam esses processos são itens da pauta internacional de pesquisa sobre as relações das atividades humanas com as mudanças climáticas globais.

O uso contínuo do sistema de preparo convencional (PC), de maneira geral, reduz o estoque de C orgânico do solo, bem como aumenta o efluxo de C-CO₂ para a atmosfera, sobretudo nos primeiros meses após a aração e gradagem do solo. Conhecer em detalhe como o sistema de plantio direto (PD) atua em sentido contrário a esses efeitos do PC nas condições brasileiras de clima, de solo e de manejo deste é uma ação efetiva no sentido de conciliar a produção de alimentos com a qualidade do ambiente, reforçada pela expressiva adoção do sistema PD no Brasil, estimada entre 15 e 18 milhões de hectares (Febrapdp, 2004).

3.2. Hipóteses e objetivos

Hipóteses

As hipóteses formuladas para este estudo foram:

1. após 18 anos de condução do experimento e na mesma sucessão de culturas, o estoque de C orgânico do solo em PD é maior do que o do solo em PC, e, da mesma forma, no solo com a sucessão ervilhaca/milho (E/M) em relação ao com a sucessão aveia/milho (A/M), independente se em PD ou se em PC;
2. o efluxo de CO₂ para a atmosfera é menor no solo em PD do que no solo em PC, independente do sistema de culturas, enquanto que, entre estas, a presença de leguminosa aumenta o efluxo de CO₂, independente se em PD ou em PC, sendo a magnitude destas variações dependente da estação do ano e do tempo após o qual as práticas de aplicação de resíduos e preparo do solo são realizadas; e
3. o solo em PD é mais conservador de C orgânico do que o solo em PC, independente do sistema de culturas, sendo o cultivo de leguminosa um fator determinante para este resultado, quer seja no solo em PD ou em PC.

Objetivos

Os objetivos definidos para testar essas hipóteses foram:

1. avaliar os efeitos dos sistemas PC (A/M e E/M) e PD (A/M e E/M) no estoque de C orgânico do solo;
2. avaliar os efeitos dos sistemas PC (A/M e E/M) e de PD (A/M e E/M) no efluxo de CO₂ do solo para a atmosfera; e
3. avaliar as relações do efluxo de CO₂ com a temperatura e umidade do solo.

3.3. Material e métodos

3.3.1. O experimento: localização e histórico

Os efeitos dos sistemas de manejo do solo no fluxo de CO₂ no sistema solo-atmosfera foram avaliados a campo, em experimento de longa duração localizado na Estação Experimental Agronômica (30° 05' 27" S; 51° 40' 18" W; 46 m de altitude), da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, no município de Eldorado do Sul (RS) e instalado em um Argissolo Vermelho distrófico típico (Embrapa, 1999), derivado de granito, de textura franco-argilo-arenosa (540, 240 e 220 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente) na camada de 0 a 0,15 m.

O experimento foi iniciado em setembro de 1985 (Freitas, 1988). Anterior à instalação, o solo do experimento foi cultivado durante 15 anos com girassol (*Helianthus annuus*) e colza (*Brassica napus*) e sendo revolvido com enxada rotativa várias vezes no ano. Como agravante, parte da fitomassa era retirada das parcelas, o que resultou em um solo degradado, principalmente em relação às suas propriedades físicas. Após esse período e nos dois anos anteriores à instalação do experimento, o solo ficou em pousio, com desenvolvimento de vegetação espontânea.

A disposição dos tratamentos do experimento a campo segue o delineamento de blocos casualizados, em parcelas subdivididas, com três repetições. Os sistemas de manejo do solo consistem de preparo convencional, preparo reduzido e plantio direto nas parcelas principais (15 x 20 m), cultivados com aveia (*Avena strigosa* Schreb)/milho (*Zea mays* L.), ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.)/milho e aveia+ervilhaca/milho+caupi (*Vigna unguiculata*) nas subparcelas (5 x 20 m). A parcela principal foi dividida ao meio, no sentido transversal à sua maior dimensão (15 x 10 m), estabelecendo-se duas faixas, com uma delas servindo de testemunha à outra quanto à aplicação de 180 kg de nitrogênio por hectare (Figura 3). O PC consiste de uma aração e duas gradagens, somente na primavera, enquanto que no PD, a mobilização do solo é apenas na linha de semeadura. No início do outono e da primavera, os resíduos das culturas de verão e inverno, respectivamente, foram manejados com rolo-faca.

O clima da região é subtropical úmido (Cfa segundo Köppen). Em 30 anos (1970 a 2000), a média anual da temperatura do ar é de 19,2° C, com médias mensais variando entre 9° C e 25° C; janeiro e fevereiro são os meses mais quentes e junho e julho os mais frios do ano; e a precipitação média anual é de 1446 mm (Bergamaschi et al., 2003). As médias mensais da temperatura do ar, da radiação solar global e da precipitação no período de avaliação do efluxo de CO₂ (novembro de 2002 a março de 2004) são apresentadas na tabela 1.

Tabela 1. Condições meteorológicas mensais no período de novembro de 2002 a março de 2004.

Ano/mês	Temperatura média do ar ° C	Radiação solar cal cm ⁻² dia ⁻¹	Precipitação mm
2002			
Novembro	21	431	144
Dezembro	23	458	224
2003			
Janeiro	24	544	65
Fevereiro	24	406	197
Março	23	400	91
Abril	18	299	116
Maio	16	249	41
Junho	16	145	161
Julho	13	185	139
Agosto	13	266	61
Setembro	15	314	69
Outubro	19	400	277
Novembro	21	492	119
Dezembro	21	521	203
2004			
Janeiro	24	551	62
Fevereiro	23	518	141
Março	22	522	76

No presente estudo, o efluxo de CO₂ foi avaliado no solo dos sistemas PC e PD, nos sistemas de culturas aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M), ambos sem N mineral. A área avaliada (2 x 2 m) foi localizada em um canto da parcela dos tratamentos, de modo a facilitar o acesso às câmaras e evitar danos ao restante da parcela, e denominada de parcela de avaliação. Para permitir que nesta houvesse crescimento de plantas, como nas demais partes da parcela, e minimizar as alterações físicas ao solo, a sua localização foi alternada a cada estação de cultivo, entretanto

sempre com um de seus lados em limite com a área de trânsito do experimento (Figura 3).

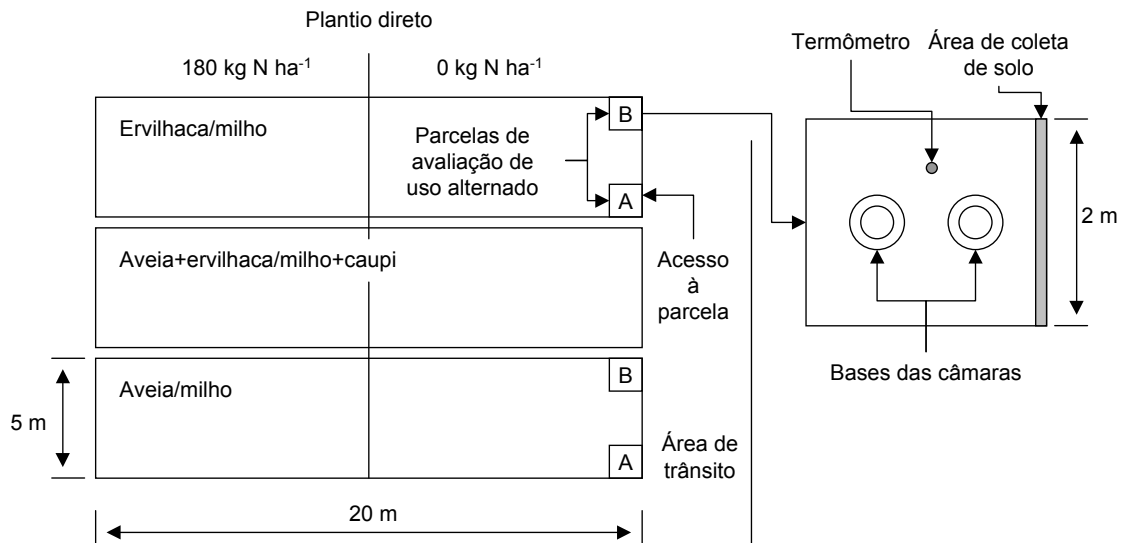


Figura 3. Esquema da disposição de tratamentos avaliados e equipamentos utilizados no estudo do efluxo de CO_2 do solo para a atmosfera. Destaque para uma parcela de avaliação do solo em PD.

3.3.2. Avaliação do estoque de C orgânico do solo

O estoque de C do solo foi calculado com base nos teores de C orgânico em amostras coletadas em outubro de 2003. As amostras foram coletadas em quatro camadas (0-0,025; 0,025-0,05; 0,05-0,10; e 0,10-0,20 m), secas ao ar e moídas em gral de porcelana. A análise da concentração de C orgânico foi por combustão seca, em analisador Shimadzu do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Departamento de Solos, na Faculdade de Agronomia da UFRGS, em Porto Alegre. Os teores foram utilizados para o cálculo do estoque de C orgânico em cada camada, em base de massa equivalente (Ellert & Bettany, 1995), sendo o solo sob campo nativo, próximo ao experimento, utilizado como referência (Lovato, 2001).

Para permitir a comparação dos estoques de C orgânico do solo entre 2003 (massa equivalente) e 1985 (camada equivalente), as amostras de solo coletadas em 2003 também foram analisadas pelo método da combustão úmida (Tedesco et al., 1995) e os seus resultados correlacionados aos do método da combustão seca ($r^2 = 0,95$). Desta forma, os dados de 1985 foram

corrigidos e o estoque de C orgânico calculado em base de massa equivalente, com o solo sob campo nativo também utilizado como referência (Lovato, 2001).

A diferença do estoque de C orgânico no solo (0 a 0,20 m) dos tratamentos entre 1985 e 2003 foi dividida por 18 (anos entre 1985 e 2003), resultando na taxa anual de acúmulo ou perda de C no período considerado.

Os resultados de C orgânico em 2003, além dos comentários relativos aos efeitos dos sistemas de manejo, foram abordados em relação a dados do acervo de dissertações e teses também realizadas no experimento avaliado no presente estudo, como por exemplo as de Freitas (1988), Bayer (1996), Vargas (1997); Lovato (2001) e Vargas (2002). Dados recentes (2002 e 2003) produzidos pela equipe de Manejo do Solo, referentes principalmente a C e resíduos vegetais, também foram utilizados.

3.3.3. Avaliação do efluxo de CO₂ do solo

As avaliações do efluxo de CO₂ para a atmosfera foram realizadas no período de novembro de 2002 a março de 2004, sendo a primeira avaliação entre os dias 8 e 9/11/02 e a última entre os dias 17 e 18/03/04, totalizando 33 avaliações, em um período de 496 dias. A frequência das avaliações foi quinzenal ou mensal, de acordo com a estação do ano e com as práticas de manejo, sendo intensificadas após a rolagem das culturas de inverno e o preparo do solo na primavera de 2003. Em cada mês do período foram realizadas no mínimo duas avaliações, com exceção dos meses de dezembro (2002), julho e setembro (2003), e janeiro, fevereiro e março (2004), nos quais foi realizada somente uma avaliação.

O uso das parcelas de avaliação (A e B, Figura 3) obedeceu o calendário agrícola, com trocas de acordo com as atividades de rolagem da palhada das culturas, preparo do solo e semeadura das culturas a cada estação de cultivo. Por isso, as avaliações do efluxo de CO₂ foram divididas em 4 períodos: o primeiro período foi de 8/11/2002 a 25/03/2003 e iniciado 54 dias após a rolagem das culturas de inverno e 44 dia após o preparo do solo em 2002, sendo que no mês de abril de 2003 não houve avaliação; o segundo período foi de 16/05 a 18/10/2003 e iniciado no fim do outono e finalizado na primavera de 2003; o terceiro período foi de 22 a 30/10/2003, entre a rolagem

das culturas do inverno de 2003 e a semeadura do milho; o quarto período foi de 6/11/2003 a 18/03/2004, iniciado na primavera de 2003 e finalizado em fevereiro de 2004.

As parcelas de avaliação foram mantidas com resíduos vegetais e sem plantas, evitando a contribuição da respiração das raízes das plantas no efluxo de CO₂. Portanto, foram avaliados os efeitos acumulados de sistemas de manejo do solo (preparo e culturas) após 18 anos da instalação do experimento.

O efluxo de CO₂ foi medido pelo método recomendado por Anderson (1982), com modificações, descritas a seguir:

- a câmara foi construída com peças de PVC (policloreto de vinila) (metal no original);
- a altura da câmara utilizada foi de 0,20 m (0,30 m no método original);
- um orifício foi feito na parte superior da câmara, para equilibrar a pressão interna da câmara com a pressão atmosférica (sem orifício no original); e
- nas avaliações, a câmara foi disposta sobre a canaleta de uma base metálica (ferro) em forma de anel (inserção direta da câmara no solo no original).

Desta forma, o sistema de amostragem foi composto por uma câmara, por uma base metálica, em forma de anel e com uma canaleta (0,07 m) para receber a câmara; por um tripé de PVC (0,05 m) e um recipiente plástico (0,6 L) com tampa com rosca. A câmara consistiu de um cilindro de PVC (0,25 x 0,20 m), com uma tampa, também de PVC, colada em uma de suas extremidades, enquanto que na outra extremidade foi colada uma borracha para ajudar na vedação do sistema (Figura 4).

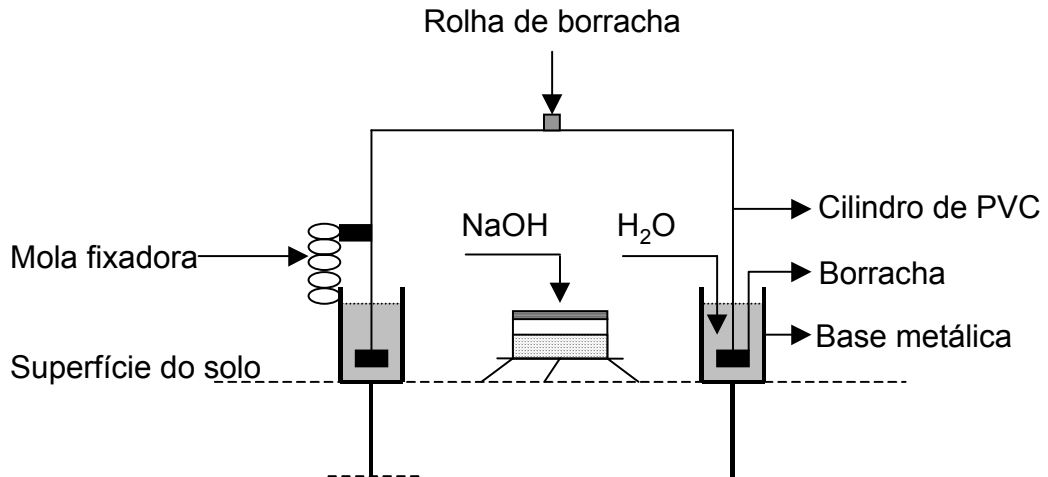


Figura 4. Esquema do sistema para medição do efluxo de CO₂ do solo. Modificado de Anderson (1982).

No 1^o, 2^o e 3^o período de avaliação foram instaladas duas bases nas parcelas de avaliação das três repetições do experimento, totalizando seis câmaras por tratamento, enquanto que no 4^o período a instalação foi somente em duas repetições do experimento, contudo preservando-se o número de câmaras por tratamento pelo uso de três câmaras por parcela de avaliação. Esta mudança foi necessária porque uma repetição do experimento foi destinada para o estudo do fluxo de CO₂, N₂O e CH₄ no sistema solo-atmosfera, em parceria com o Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), da Universidade do Estado de São Paulo (USP).

As bases foram instaladas nas entrelinhas dos cultivos anteriores a cada período de avaliação. As bases foram inseridas no solo a uma profundidade de 0,05 m, permanecendo durante toda uma estação de cultivo, evitando perturbações no solo a cada avaliação do efluxo de CO₂, e retiradas nos momentos de práticas de manejo.

Os procedimentos durante as avaliações são descritos a seguir. Às nove horas do primeiro dia, 40 mL de hidróxido de sódio 0,5 M foram colocados no recipiente plástico, o qual foi suspenso pelo tripé de PVC, sendo ambos postos dentro da base da câmara. Esta foi colocada imediatamente dentro da canaleta da base, a qual já continha água para vedação do sistema. O orifício da parte superior da câmara ficou aberto por alguns segundos e foi fechado em seguida por uma rolha de borracha, vedando o interior da câmara em relação à atmosfera exterior. Para maior segurança do sistema, molas metálicas fixaram a câmara na base (Figura 4).

Em teoria, com o passar do tempo da vedação, o CO₂ liberado do solo foi armazenado na câmara até difundir para a solução alcalina e ser absorvido por ela. Após 24 horas da instalação da câmara, o recipiente plástico foi retirado da câmara e imediatamente fechado com a tampa. A solução alcalina foi titulada com ácido clorídrico 0,5 M, tendo a fenolftaleína como indicadora. Esta última etapa foi realizada ora na própria Estação Experimental da UFRGS, ora no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Departamento de Solos, na Faculdade de Agronomia da UFRGS, em Porto Alegre.

Com o objetivo de avaliar os efeitos da temperatura e da umidade do solo no efluxo de CO₂, a partir da 11^a avaliação (maio de 2003), a temperatura do solo (0,05 m de profundidade) foi registrada às 9 e 15 horas do primeiro dia da avaliação e às 9 horas do dia seguinte, e o solo amostrado com trado nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m de profundidade para determinação da umidade atual (Embrapa, 1997). Para a medição da temperatura do solo foram utilizados termômetros de mercúrio, os quais foram instalados em somente duas repetições do experimento. As amostras de solo foram coletadas em área reservada da parcela de avaliação (Figura 3).

A taxa do efluxo de CO₂ acumulado em 24 horas foi calculada conforme recomendado por Anderson (1982) e os resultados apresentados como efluxo médio mensal e total do período avaliado. A média mensal foi calculada pelo quociente da área sob a curva de efluxo do mês (método do trapézio) pelo seu número de dias. Quando as avaliações não coincidiram com o início e/ou final do mês, o efluxo nestes períodos foi calculado por interpolação de resultados de avaliações imediatamente adjacentes no tempo. O efluxo total de cada sistema de manejo foi calculado por integração da área sob a sua curva de efluxo no período.

3.3.4. Informações meteorológicas

Os dados de temperatura do ar, radiação solar e precipitação pluviométrica foram obtidos no Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia (UFRGS), cuja base física está a ± 1 km do experimento avaliado.

3.3.5. Análises matemáticas e estatísticas

Os resultados dos estoques de C orgânico, da temperatura e da umidade do solo dos sistemas de manejo a cada avaliação foram submetidos à análise de variância e as diferenças entre as suas médias testadas pelo teste de Duncan ao nível de 5 %. A comparação do efluxo de CO₂ entre os sistemas de manejo foi feita com base no desvio padrão de suas médias, também a cada avaliação.

A temperatura analisada foi a média das 24 horas nas quais o sistema de avaliação ficou no campo, daqui para frente denominada de “temperatura média diária”. Esta foi calculada supondo as temperaturas das 9 horas, tanto do 1º quanto do 2º dia de avaliação, como sendo mínimas do período, e a temperatura das 15 horas como sendo a temperatura máxima do período dessas 24 horas. Com as temperaturas das nove horas foi calculada a média das mínimas, com as quais e a temperatura máxima foi calculada a média das 24 horas. A umidade do solo foi analisada por camada (0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m). As relações entre o efluxo de CO₂ e a temperatura e umidade do solo dos sistemas de manejo foram analisadas por correlação.

3.4. Resultados e discussão

3.4.1. Estoque de C orgânico do solo

No 18º ano de condução do experimento, o solo em PD E/M apresentou o maior estoque de C orgânico (0-0,20 m), o solo em PC A/M apresentou o menor estoque, enquanto que no solo em PC E/M e em PD A/M os estoques foram intermediários e não diferentes entre si. Entre 1985 e 2003, o solo em PD E/M acumulou C orgânico à taxa anual de 0,15 Mg ha⁻¹, enquanto que o solo dos demais sistemas perdeu C, sendo a maior perda no solo em PC A/M (0,31 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) (Tabela 2). Em relação aos estoques em 1985, o PD E/M aumentou o estoque de C orgânico do solo em 8 %, enquanto que os sistemas PC E/M (5,4 %), PD A/M (6,6 %) e PC A/M (16,8 %) continuaram reduzindo seus estoques.

Tabela 2. Estoques e variação de C orgânico (0-0,20 m) do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M), entre 1985 e 2003.

Sistema	Estoques		Variação no período ²	
	1985	2003	---Mg ha ⁻¹ ---	--Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ --
	-----Mg ha ⁻¹ -----			
PC A/M	33,4	27,8 B b ¹	- 5,6	- 0,31
PC E/M	33,4	31,6 B a	- 1,8	- 0,10
PD A/M	33,4	31,2 A b	- 2,2	- 0,12
PD E/M	33,4	36,1 A a	+ 2,7	+ 0,15

¹Letras maiúsculas comparam PC e PD dentro de A/M e de E/M e minúsculas A/M e E/M dentro de PC e de PD, Duncan ao nível de 5 %. ²Sinais negativo e positivo significam efluxo e influxo de C orgânico no solo, respectivamente.

A diferença entre os estoques de C orgânico do solo em PD E/M e em PC A/M foi de 8,3 Mg ha⁻¹. Corrigindo os dados de C orgânico em 1990 (Bayer et al., 2000b) e em 1998 (Lovato, 2001) para a camada de 0 a 0,20 m e em base de massa equivalente, as diferenças dos estoques entre esses sistemas foram de 5,77 Mg ha⁻¹ no 9º ano e de 6,38 Mg ha⁻¹ no 13º ano do experimento, resultando, respectivamente, em taxas anuais de acúmulo de 0,64 Mg ha⁻¹ e 0,49 Mg ha⁻¹. Em 2003, a taxa foi de 0,46 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, delineando, portanto, uma curva decrescente do acúmulo de C orgânico no tempo. Segundo Lovato (2001), isso é esperado em virtude da tendência de estabilização dos estoques de C orgânico com o tempo de condução do experimento.

Os estoques de C orgânico do solo em PC E/M e em PD E/M foram, respectivamente, 14 e 16 % maiores do que os seus correspondentes na sucessão A/M. A adição de N a partir dos resíduos da ervilhaca, aumentando a produtividade do milho e, portanto, a quantidade de palha que permaneceu no solo após a colheita, certamente contribuiu para esses maiores estoques de C orgânico do solo (Lovato, 2001). Amado et al. (1998, 2001) e Drinkwater et al. (1998) têm destacado o uso de leguminosas em sistemas de culturas como forma de aumentar o estoque de C orgânico em solos agrícolas, o que acontece mediante aumento da produção de fitomassa e, portanto, da quantidade de resíduos culturais que retorna ao solo. Esses autores destacam ainda que, além de equilibrar as funções de um agroecossistema com a melhoria da qualidade do solo, o uso de leguminosas resulta em menor custo de produção, por diminuir a necessidade de fertilizante nitrogenado mineral e de energia para operações de aplicação. Em termos de contribuição total de

um agroecossistema para o aumento do efeito estufa antrópico, essas reduções, por sua vez, podem minimizar de forma significativa o efluxo de CO₂ para a atmosfera (Drinkwater et al., 1998).

A ausência da aração e da gradagem do solo é a principal causa pelo maior estoque de C orgânico no sistema PD, em comparação ao PC. Do ponto de vista de efluxo de CO₂, a ausência dessas operações representa também um menor efluxo de CO₂ a partir do uso de combustíveis fósseis, o qual, somado ao menor efluxo de CO₂ diretamente do solo, acentua ainda mais as vantagens do PD em relação ao PC.

3.4.2. Efeitos dos sistemas de manejo do solo no efluxo de CO₂

3.4.2.1. Efeitos no efluxo médio mensal

As curvas do efluxo de CO₂ do solo dos sistemas de manejo no período avaliado e, em destaque, o efluxo após a rolagem das culturas de inverno e o preparo do solo em outubro são apresentados na figura 5a e 5b.

As oscilações das curvas do efluxo de CO₂ do solo dos sistemas de manejo foram relativamente semelhantes ao longo do período de avaliação. As curvas foram decrescentes do verão de 2002/03 até o inverno seguinte, crescentes da primavera de 2003 até o verão de 2003/04, e voltaram a ser decrescentes a partir de então (Figura 5a). Nos meses de novembro e dezembro de 2002, as taxas do efluxo de CO₂ do solo dos sistemas variaram entre 3,75 e 4,70 g m⁻² dia⁻¹, valores estes 29 e 61 % maiores do que a média geral do período de avaliação (2,91 g m⁻² dia⁻¹). O efluxo em fevereiro de 2003 foi influenciado por chuvas de até 80 mm, mesmo com temperaturas acima de 20 ° C, resultando em valores 50 % menor do que os obtidos no mesmo mês em 2004 (Figura 5a). No período de outono/inverno de 2003, as taxas, na média dos sistemas de manejo, foram 36 % menores do que a média geral. Na primavera/verão seguinte, as taxas variaram de 1,80 g m⁻² dia⁻¹ em setembro de 2003 a 5,20 g m⁻² dia⁻¹ em janeiro de 2004, valores estes respectivamente 38 % menor e 79 % maior do que a média geral do período avaliado.

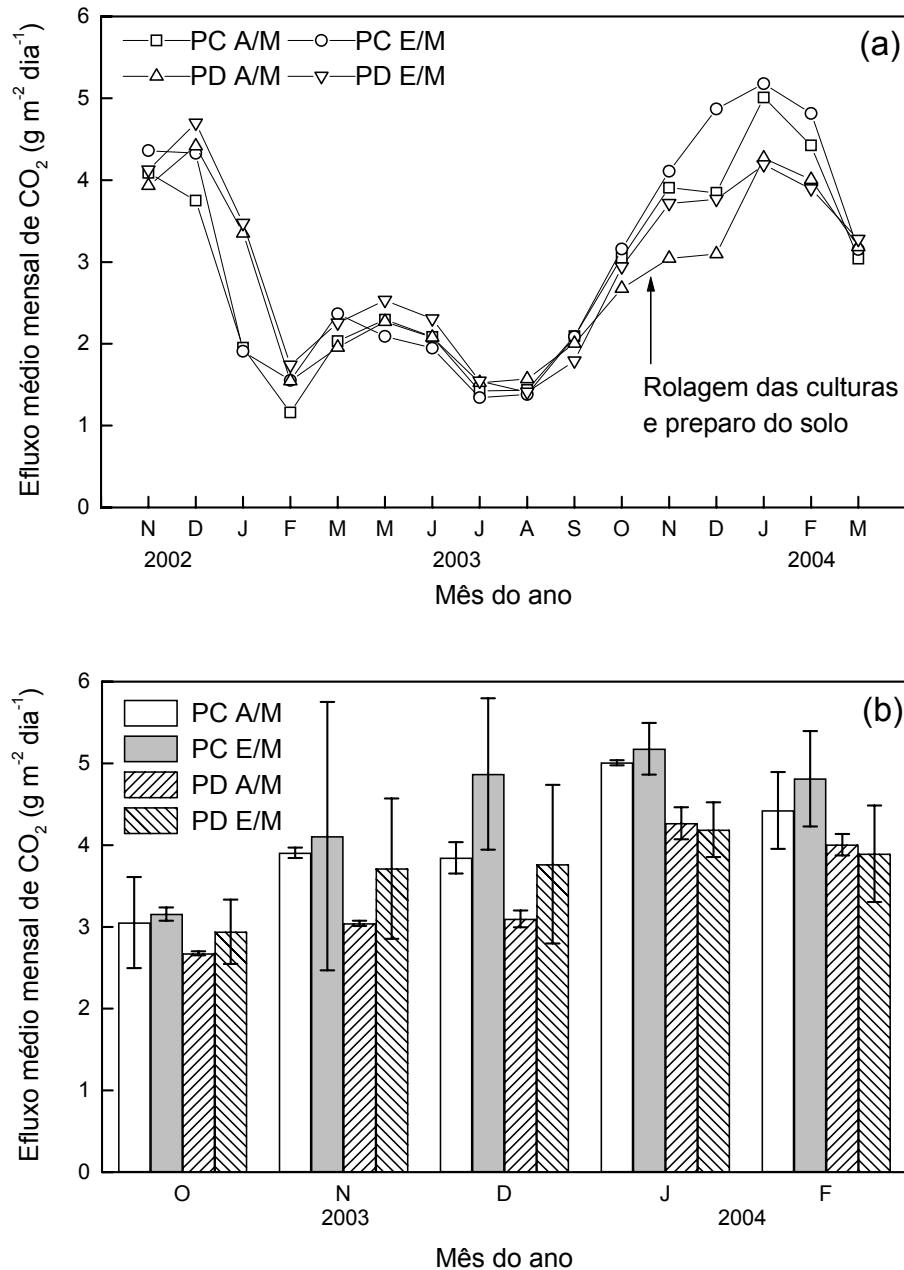


Figura 5. Efluxo de CO₂ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M) (a) no período de novembro de 2002 a março de 2004 e (b) nos meses após as práticas de manejo do solo. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

O efluxo médio mensal de CO₂, de maneira geral, não foi diferente entre os sistemas de manejo ao longo de todo o período avaliado, sobretudo de novembro de 2002 até setembro de 2003 (Figura 5a, Apêndice 1). Este resultado pode ser, em parte, atribuído aos elevados coeficientes de variação do efluxo de CO₂ entre as câmaras dos sistemas de manejo (32-98 %) e entre as datas de avaliação (38-48 %). Contudo, após a rolagem das culturas de

inverno e, principalmente, o preparo do solo (outubro de 2003), o solo em PC apresentou tendência de maior efluxo de CO₂ do que o solo em PD, independente do sistema de cultura. A mesma tendência aconteceu com o sistema E/M em relação ao A/M, sobretudo no solo em PC, contudo sem diferença estatística. No mês de janeiro de 2004, o efluxo de CO₂ do solo em PC foi maior do que o do solo em PD, independente do sistema de cultura (Figura 5b).

As médias do período total de avaliação do efluxo de CO₂ do solo dos sistemas de manejo foram de 2,84 ($\pm 1,20$) g m⁻² dia⁻¹ no PC A/M, 3,05 ($\pm 1,37$) g m⁻² dia⁻¹ no PC E/M, 2,80 ($\pm 1,0$) g m⁻² dia⁻¹ no PD A/M e 2,97 ($\pm 1,06$) g m⁻² dia⁻¹ no PD E/M, valores estes não diferentes entre si e na ordem de magnitude das médias citadas na literatura para tempo de avaliação relativamente semelhante ao do presente estudo (Lundegårdh, 1927; Duley, 1939; Freijer & Bouten, 1991; Jensen et al., 1996; Rochette et al., 1997; Duiker & Lal, 2000).

O preparo do solo, em combinação com outras práticas de manejo do solo e circunstanciado por fatores do ambiente (precipitação e temperatura do ar) e do solo (temperatura e umidade), tem efeitos marcantes no efluxo de CO₂ para a atmosfera (Buyanosky et al., 1986; Brumme & Beese, 1992; Sanhueza et al., 1994; Franzluebbers et al., 1995; Fortin et al., 1996; Reicosky et al., 1997; Kessavalou et al., 1998; Ball et al., 1999; Reicosky et al., 1999). Contudo, considerando suas interações, os principais efeitos do preparo do solo são sobre os fatores que estão direta ou indiretamente relacionados à atividade microbiana, da qual depende a produção de CO₂. Os fatores influenciados diretamente pelo preparo são as modificações na estrutura física do solo e suas conseqüências sobre a temperatura e umidade do solo e sobre os processos de trocas gasosas entre o solo e a atmosfera; além do aumento da disponibilidade de C oxidável (da matéria orgânica do solo e de resíduos adicionados ao solo) para os microrganismos do solo.

Quanto ao efeito do tipo de resíduos adicionados ao solo, a relação C:N dos mesmos influenciou o efluxo de CO₂ nos dois primeiros meses após a rolagem das culturas (outubro de 2003) no solo em PD. No solo em PC, esse efeito não foi tão claro e consistente. A menor relação C:N da ervilhaca (15,4), em relação à da aveia (36,3) pode explicar a tendência de maior efluxo de CO₂

do solo sob a sucessão contendo essa leguminosa. Resíduos com relação C:N baixa são mais facilmente decompostos pelos microrganismos do solo do que os com relação C:N alta (Aulakh et al., 1991; Quemada & Cabrera, 1995; Tian et al., 1997). Quanto ao uso de leguminosa em sistemas de manejo do solo, Drinkwater et al. (1998) sugerem que o uso resíduos orgânicos com baixa relação C:N, combinado com maior diversidade de espécies em seqüências ou sucessões de culturas, aumenta de forma significativa a retenção de C e N no solo, com implicações importantes para o balanço destes nutrientes em escala regional e global, e para a produção sustentável e a qualidade ambiental.

3.4.2.2. Efluxo total de C-CO₂ no período avaliado (496 dias)

Os efluxos totais de C-CO₂ do solo dos sistemas de manejo foram de 3,7 (±0,25) Mg ha⁻¹ no PC A/M, 4,0 (±0,55) Mg ha⁻¹ no PC E/M, 3,6 (±0,12) Mg ha⁻¹ no PD A/M e 3,9 (±0,40) Mg ha⁻¹ no PD E/M, valores estes não diferentes entre si (Figura 6). Com base nos resultados dos efluxos totais, se poderia comentar que, aos 18 anos do início do experimento, os sistemas de manejo estariam afetando de forma praticamente igual a dinâmica anual do C no sistema solo-atmosfera e que, portanto, os estoques de C orgânico do solo dos sistemas não estariam sendo alterados. Contudo, os resultados do estoque de C orgânico do solo (Tabela 2) demonstram que o solo em PD E/M ainda está recuperando o seu estoque de C, enquanto que no solo dos demais sistemas a redução dos estoques de C continua.

Em referência ao que foi comentado, uma questão relevante a ser esclarecida é como o solo em PD E/M mantém ou aumenta o seu estoque de C orgânico se a perda de C-CO₂ do seu solo é relativamente igual à dos outros sistemas de manejo? A interpretação conjunta dos resultados do estoque de C orgânico e do efluxo de C-CO₂ do solo nos sistemas de manejo parece ser o início para esclarecimento dessa aparente contradição. Para tanto, conforme explicado no item 2.2.2 da revisão bibliográfica, os efluxos de CO₂ do solo dos sistemas de manejo foram divididos pelos seus respectivos estoques, produzindo um índice que representa a quantidade de C que o solo está perdendo para a atmosfera na forma de CO₂, para uma mesma quantidade de

C que está permanecendo no solo. Ou seja, o quanto conservador em C é o sistema de manejo.

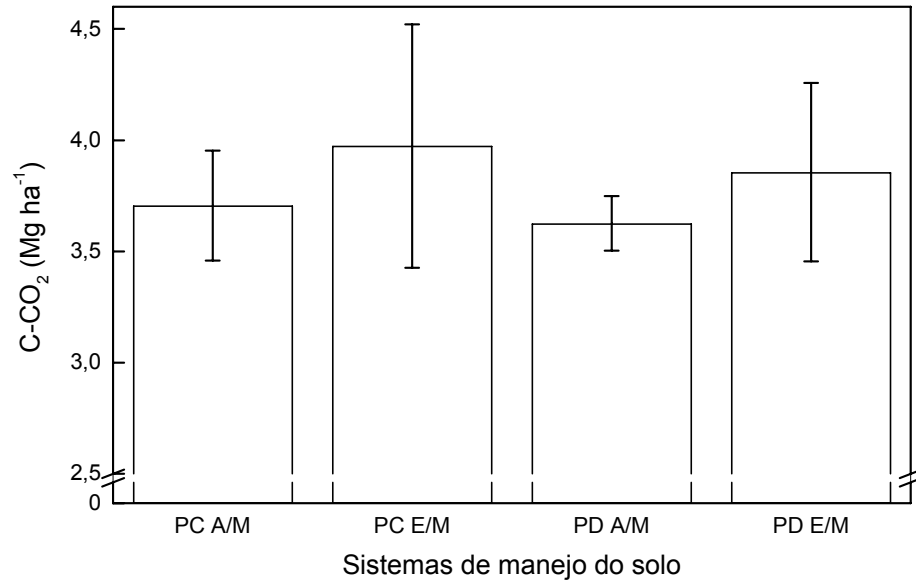


Figura 6. Efluxo total de C na forma de CO₂ (C-CO₂) do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M). As barras verticais representam o desvio padrão da média.

Os índices entre os sistemas PC e PD no mesmo sistema de cultura e dos sistemas de culturas A/M e E/M em PC em PD não foram diferentes. Entretanto, o solo em PD E/M apresentou um índice [108 (±7,0) g kg⁻¹] menor do que o índice do PC A/M [136 (±17) g kg⁻¹] (Figura 7). Além disso, em termos absolutos, o solo cultivado com E/M apresentou um índice menor do que o cultivado com A/M, independente se em PC ou em PD, demonstrando que, para haver retenção de C no solo, é necessário que isso ocorra também com o N orgânico.

Ao longo do tempo, em comparação ao solo preparado convencionalmente e com incorporação de resíduos culturais, o solo não preparado e com adição de resíduos vegetais na superfície do solo tem apresentado menor temperatura e maior umidade (Salton & Mielniczuk, 1995); menor perda de N, na forma de nitrato, por lixiviação (Amado et al., 1998; Drinkwater et al., 1998); maior atividade e biomassa microbiana, sobretudo fúngica (Holland & Coleman, 1987; Vargas, 1997, 2002); maior proteção física e química da MOS (Baldock & Skjemstad, 2000; Young & Ritz, 2000; Bayer et

2001) entre outros efeitos, os quais, em interação, podem explicar como o solo em PD E/M está mantendo e aumentando o seu estoque de C orgânico, em relação ao solo dos demais sistemas de manejo (Tabela 2), embora a sua perda de C-CO₂ seja em quantidade igual aos demais sistemas. Uma explicação mais detalhada da questão demanda um novo trabalho, desenhado com esse objetivo específico.

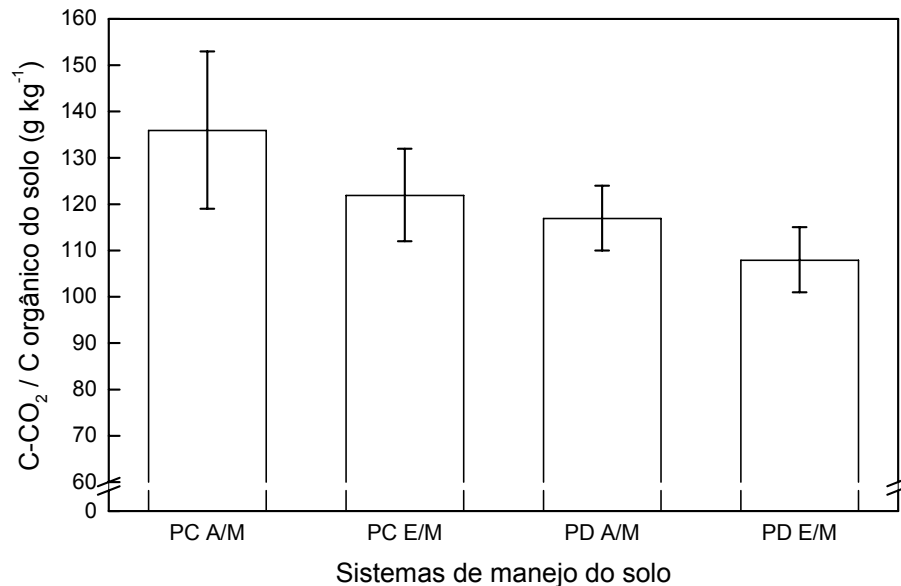


Figura 7. Dinâmica do C entre o solo dos sistemas de manejo avaliados e a atmosfera. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

Esses resultados, como já comentado, reforçam a importância da associação do não preparo com o uso de leguminosas em sistemas de manejo do solo, como forma de recuperar e manter a qualidade do solo, garantindo assim duas de suas importantes funções, quais sejam, de produzir alimentos e de manter e melhorar a qualidade do ambiente.

3.4.2.3. Relações entre o efluxo de CO₂ e a temperatura e umidade do solo

A temperatura média do ar e a radiação solar ao longo do período avaliado apresentaram valores de decrescentes a mínimos do final do verão de 2002 ao outono/inverno de 2003, e de crescentes a máximos da primavera de 2003 ao verão de 2003/2004. A precipitação pluviométrica foi relativamente

bem distribuída ao longo do período, exceto para o mês de fevereiro, no qual choveu 40 % mais em 2003 do que em 2004 (Tabela 1).

A temperatura média diária do solo (0,05 m de profundidade), na média dos sistemas de manejo, aumentou em 22° C entre julho de 2003 e fevereiro de 2004. No período de novembro de 2003 a março de 2004, e na média dos sistemas de culturas, a faixa de variação da temperatura média diária foi de 25 a 33 ° C no solo em PC e de 22 a 29 ° C no solo em PD (Apêndice 2). Neste período, a temperatura média diária do solo em PC foi maior do que a do solo em PD, independente do sistema de cultura, enquanto que não houve diferença entre os sistemas de culturas, quer seja no solo em PC ou em PD (Figura 8). Não houve diferença entre os sistemas de manejo quanto a temperatura do solo no período de maio a outubro de 2003.

Esses resultados demonstram que, em relação ao solo em PD, o preparo do solo em outubro de 2003, ao contribuir para o aumento de temperatura do solo, já crescente desde julho do mesmo ano, foi um fator a mais para a tendência de maior efluxo de CO₂ do solo em PC (Figura 5a e 5b).

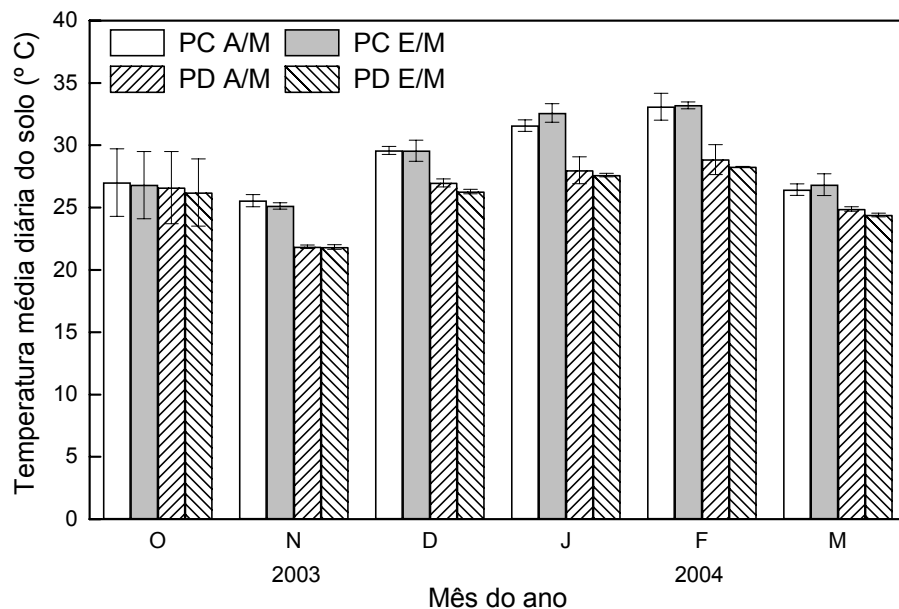


Figura 8. Temperatura média diária do solo a 0,05 m de profundidade, em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M). Período de outubro de 2003 a março de 2004. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

A correlação entre o efluxo de CO₂ e a temperatura do solo foi positiva em todos os sistemas de manejo ($r = 0,88$, $p < 0,0001$). Contudo, o coeficiente de correlação, na média dos sistemas de culturas, foi maior para o sistema PC ($r = 0,91$) do que para o sistema PD ($r = 0,84$), indicando que houve uma relação mais direta do efluxo em relação à temperatura no solo em PC, e que outros fatores, além da temperatura do solo, podem estar influenciando o efluxo de CO₂ do solo em PD (Figura 9). Desta forma, a variação da temperatura média diária do solo explicou 71 e 83 % da variação no efluxo de CO₂ do solo em PD e em PC, respectivamente. Esses resultados corroboram a afirmação feita no último parágrafo, ou seja, em relação ao solo em PD, o preparo do solo criou condições propícias para a ocorrência de maiores temperaturas no solo em PC, o que possivelmente contribuiu para a tendência de maior efluxo de CO₂ nesse sistema. De forma geral, quanto maior é a temperatura, menor é a energia de ativação que deve ser atingida para que uma reação aconteça (Paul & Clark, 1996). Neste caso, a ausência de cobertura do solo em PC, ao permitir incidência direta de raios solares, aumentou a temperatura do solo, que, por sua vez, “intensificou” a atividade microbiana e, portanto, o efluxo de CO₂ do solo para a atmosfera.

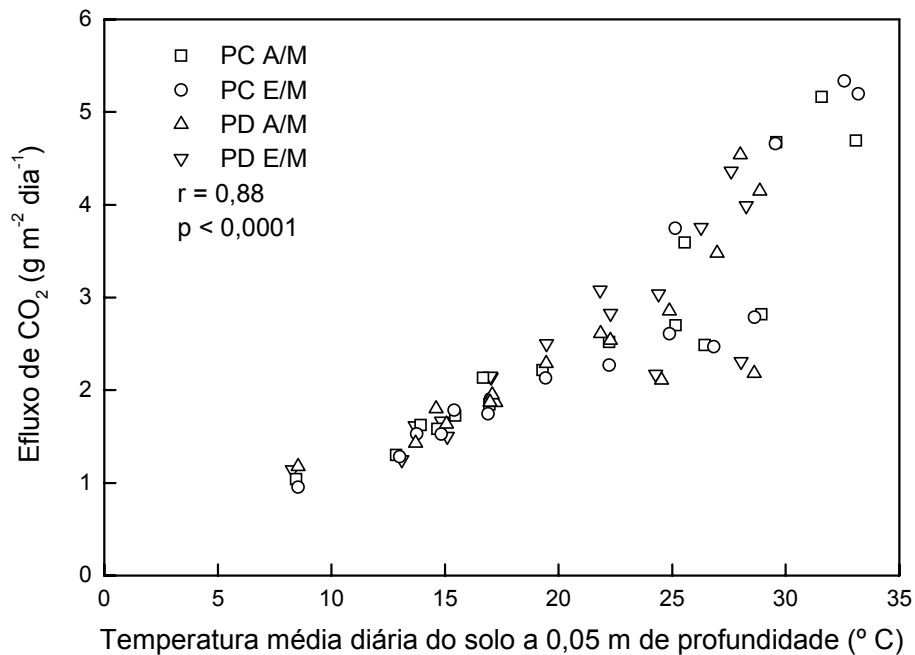


Figura 9. Relação entre o efluxo de CO₂ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M) e a temperatura média diária do solo a 0,05 m de profundidade. Período de maio de 2003 a março de 2004.

No solo em PD, a aplicação superficial de resíduos, mediante seus efeitos de diminuição na incidência direta de raios solares sobre o solo e de redução de sua perda de água (Salton & Mielniczuk, 1995; Bragagnolo & Mielniczuk, 1990a e 1990b) atuou no sentido de evitar que a temperatura do solo aumentasse tanto quanto no solo em PC e, portanto, em reduzir o efluxo de CO₂ para a atmosfera.

A produção do CO₂ no solo é essencialmente uma atividade microbiana, a qual, em não havendo limitação de outros fatores (oxigênio, umidade, pH, compostos orgânicos, nutrientes etc.) é regulada pela temperatura do solo. Esta influencia não somente as taxas de reações das células microbianas, mas também características físico-químicas do meio, como a viscosidade e a tensão superficial da água do solo que interferem na difusão de gases do solo para a atmosfera (Paul and Clark, 1996).

Outro aspecto relevante entre os sistemas PC e PD quanto a produção de CO₂ é a composição microbiana e sua localização no perfil do solo, como destacado por Doran (1987) e Vargas (2002). Estes autores encontraram maiores populações de organismos desnitrificadores e de fungos em camadas superficiais do solo em PD e de microrganismos aeróbios ao longo de toda a camada arável do solo em PC. Estes aspectos estão relacionadas com os efeitos dos sistemas de manejo do solo na distribuição de C e N no perfil do solo. Contudo, as alterações físicas promovidas pelo preparo do solo, e que repercutem na capacidade do solo em reter mais ou menos água, têm forte efeito sobre a composição e distribuição de microrganismos no perfil do solo. A umidade gravimétrica do solo dos sistemas de manejo avaliados neste estudo não foi afetada significativamente pelos mesmos, nas três camadas amostradas (Apêndice 3). A boa distribuição e frequência de chuvas, especialmente no inverno com baixas temperaturas do ar (Tabela 1) e do solo (Apêndice 2), podem estar associadas a esse resultado.

Contudo, na camada superficial (0 a 0,05 m), embora o coeficiente de correlação entre o efluxo de CO₂ e a umidade gravimétrica tenha sido baixo, a correlação foi negativa e significativa (Figura 10), o que permite inferir que o aumento de umidade é outro fator que influencia o efluxo de CO₂ do solo, de maneira inicial aumentando, atingindo um ponto de máxima e depois reduzindo-o.

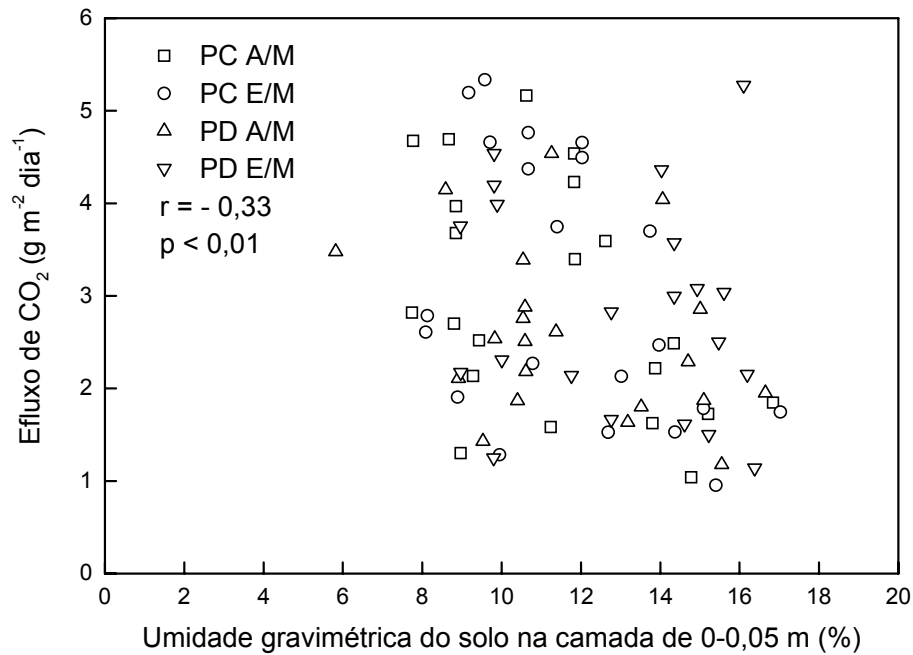


Figura 10. Relação entre o efluxo de CO₂ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), nas sucessões aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M) e a umidade gravimétrica do solo na camada de 0 - 0,05 m de profundidade. Período de maio de 2003 a março de 2004.

A correlação múltipla entre o efluxo de CO₂ do solo, a temperatura média diária e a umidade gravimétrica do solo (0 a 0,05 m) não foi significativa para a inclusão deste último fator no modelo de análise.

A manutenção de resíduos na superfície do solo, evitando a incidência direta da radiação solar sobre o solo, e maior capacidade de armazenar água do solo em PD (Salton & Mielniczuk, 1995; Costa et al., 2003), devido ao seu maior estoque de C orgânico (Bayer et al., 2000b), podem explicar parte dos resultados obtidos no presente estudo. No mesmo experimento avaliado neste estudo, Salton & Mielniczuk (1995) verificaram que, entre setembro de 1990 a janeiro de 1991 (5^o/6^o anos de condução), o solo sob PD com aveia + trevo/milho, atualmente PD E/M, apresentou, ao longo do período, menores temperaturas máximas e menor amplitude de variação, ocorrendo o inverso no solo sob PC. Verificaram também que o solo sob PD E/M apresentou os maiores valores de umidade em todo o período, com resultado também inverso para o PC, sobretudo na camada superficial do solo (0 a 0,05 m).

A temperatura do solo influencia a atividade microbiana do solo, a qual, por sua vez, não havendo restrição de fontes de energia e de nutrientes e havendo no solo condições para a difusão do CO_2 para a atmosfera exterior ao solo, responde de forma direta ao aumento da temperatura. A umidade do solo é a principal controladora da difusão de gases produzidos no solo, sendo que a velocidade de difusão de gases na água é 10.000 vezes menor do que no ar atmosférico. Além disso, a água do solo tem efeito direto sobre a atividade microbiana, bem como é reguladora de variações de temperatura no meio em que ela se encontra, no caso o solo. Nesse contexto, as interações entre os organismos e a rede de poros (contínuos ou não) do solo, e o papel da estrutura do solo em mediar o movimento de O_2 aos sítios de atividade microbiana são dois fatores são importantes e que devem ser considerados em trabalho de natureza semelhante ao do presente estudo (Young & Ritz, 2000). A rede de poros contínuos que ocorre no solo em PD, em função da ação de raízes das plantas cultivo após cultivo, e descontínuos no PC, devido ao rompimento da estrutura do solo a cada operação de preparo, interferem sobremaneira no efeito associado da temperatura com a umidade do solo nas trocas gasosas deste com a atmosfera.

3.5. Conclusões

Após 18 anos de condução do experimento, o estoque de C orgânico do solo em PD E/M e A/M foi maior do que o do solo em PC E/M e A/M, respectivamente para os sistemas de culturas e, da mesma forma, a sucessão E/M em relação à A/M, independente se em PD ou em PC.

O efluxo médio mensal de CO_2 para a atmosfera antes do preparo do solo não foi diferente entre os sistema PC e PD, independente do sistema de culturas, e da mesma forma entre os sistemas de culturas, independente se em PD ou em PC. Após o preparo do solo, o PC apresentou tendência de maior efluxo médio mensal de CO_2 do que o PD, de forma mais evidente entre PC E/M e PD A/M, o que perdurou até três meses após o preparo. A magnitude do efluxo de CO_2 foi maior na primavera/verão do que no outono/inverno. O efluxo anual acumulado de CO_2 para a atmosfera não foi diferente entre os

sistemas de manejo, qualquer que tenha sido a combinação utilizada para comparação.

A razão C-CO₂ / C orgânico, entendida como a capacidade do sistema em conservar C no solo, demonstrou que o sistema PD foi mais conservador do que o PC, independente da sucessão cultural, ocorrendo o mesmo com o E/M em relação ao A/M, independente se em PD ou em PC. A ordem final da capacidade dos sistemas de manejo em conservar C no solo foi PD E/M > PD A/M > PC E/M > PC A/M.

Com o preparo convencional, a radiação solar atuou de forma direta sobre a superfície do solo, aumentando a sua temperatura e, por consequência, a atividade microbiana sobre a matéria orgânica do solo e resíduos vegetais, resultando na sua tendência de maior efluxo de CO₂ em relação ao solo em plantio direto. Para o presente estudo, o preparo e a temperatura do solo foram, respectivamente, os principais fatores antrópico e ambiental que influenciaram o efluxo de CO₂ para a atmosfera. Em contraposição, a manutenção de uma camada de resíduos vegetais sobre a superfície do solo atenuou a ação da radiação solar, o que, em associação aos efeitos de longo prazo das proteções física, química e biológica do C orgânico do solo, contribuiu para a tendência de menor efluxo de CO₂ do solo em plantio direto.

Os resultados apresentados neste estudo demonstram que não preparar o solo e adicionar resíduos vegetais de leguminosas ao mesmo podem se constituir em práticas importantes no contexto de mudanças climáticas globais e de mercado de C, quer seja a mitigando a própria participação do setor agrícola no efluxo de CO₂, quer seja contribuindo para abater a participação de outros setores da atividade humana.

4. ESTUDO II

Estoque de C orgânico e efluxo de CH₄ de um Gleissolo em preparo convencional e plantio direto cultivado com arroz irrigado

4.1. Introdução

O CH₄ é um componente intrínseco à atmosfera terrestre, sendo um dos responsáveis pelo efeito estufa natural, além do dióxido de C, do óxido nitroso e do vapor d'água. O aumento da concentração de CH₄ na atmosfera, sobretudo no último século, tem sido considerado um dos responsáveis pelo "efeito estufa antrópico". A este tem sido atribuída parte das mudanças climáticas globais.

O solo cultivado com arroz irrigado é uma das principais fontes de CH₄ para a atmosfera. Contudo, como já mencionado, é uma das poucas atividades antrópicas com possibilidade de manejo no sentido de mitigar esse efluxo. A produção de arroz irrigado por inundação contínua é uma atividade econômica importante no Rio Grande do Sul, sendo responsável por aproximadamente 50 % da produção nacional de arroz. Na safra 2003/04, a área colhida com arroz irrigado neste estado foi de 1.032.804 hectares, com produtividade média de 6.110 quilogramas por hectare. Os sistemas de cultivo utilizados no Rio Grande do Sul se diferenciam quanto ao preparo (aração, gradagem e nivelamento) ou não do solo (plantio direto), ao momento do preparo do solo (cultivo mínimo) e à forma de implantação das plantas de arroz (semeadura ou transplante de mudas) (Irga, 2004).

Um consenso mundial é de que práticas agrícolas com potencial de mitigar o efluxo de CH₄ do solo precisam ser identificadas, estudadas e implementadas, contudo sem comprometer a produtividade do arroz. Nesse

contexto, no Brasil estudos com esse objetivo estão em fase inicial e um dos objetivos do estudo ora apresentado é contribuir nesse sentido. Além disso, na literatura nacional e internacional não existem relatos do efluxo de CH₄ de solo cultivado com arroz irrigado sob plantio direto, sobretudo em experimentos de longa duração.

Os sistemas de preparo convencional (PC) e de plantio direto (PD) possivelmente têm efeitos distintos no efluxo de CH₄ do solo cultivado com arroz irrigado por inundação contínua do solo. Para um mesmo local, iguais classe de solo e cultivar de arroz, essa distinção pode ser, em parte, consequência do revolvimento e da incorporação de resíduos vegetais ao solo em PC, e do não preparo do solo e aplicação de resíduos vegetais na superfície do solo em PD. A hipótese deste estudo é que o efluxo de CH₄ do solo em PC é maior do que o do solo em PD. Para testar esta hipótese, foram definidos os seguintes objetivos:

1. avaliar o efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera em duas safras do cultivo de arroz irrigado por inundação nas condições subtropicais do Brasil;
2. avaliar os efeitos do preparo (PC) e do não preparo (PD) do solo sobre o efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera; e
3. avaliar as relações do efluxo de CH₄ com fatores climáticos, de solo e da solução do solo, e com fatores morfológicos e de rendimento do arroz.

4.2. Material e métodos

4.2.1. O experimento: localização e histórico

A pesquisa foi realizada na Estação Experimental do Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA), no município de Cachoeirinha, estado do Rio Grande do Sul. A latitude, a longitude e a altitude média do local (posto meteorológico da Estação) são 29°57'02" S, 51°06'02" W e 7 m, respectivamente. O clima da região é subtropical úmido – Cfa segundo classificação de Köppen. De 1976 a 2002, a temperatura média anual do ar é de 20 ° C, enquanto que as médias anuais da mínima e da máxima são de 14 e

26 ° C, respectivamente. No mesmo período, a média anual da precipitação pluviométrica é de 1.394 mm e a da radiação solar de 357 cal cm⁻² dia⁻¹ (Fepagro, 2003).

O experimento foi instalado em um Gleissolo Háplico Ta distrófico (Embrapa, 1999), de textura franca, e está em condução desde a safra de 1994/95. Estão sendo avaliados os efeitos dos sistemas de cultivo com preparo convencional do solo (PC), plantio direto (PD) e pré-germinado na produtividade de grãos do arroz e no consumo de água no cultivo. O arroz (*Oryza sativa* L.) é a cultura principal do experimento e o azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) é a cultura de cobertura do solo no inverno. Anterior a 1994, o solo da área do experimento foi utilizado também na produção de arroz, em sistema de cultivo com preparo convencional do solo. Os sistemas estão dispostos a campo em blocos (28 x 40 m) ao acaso, com três repetições. Entretanto, neste estudo as avaliações foram realizadas somente em uma repetição dos sistemas PC e PD.

A seguir são descritos os sistemas de cultivo, com ênfase no manejo do solo (preparo ou não do solo) e das culturas (arroz e azevém), descrevendo a condução do experimento no período da safra e de entressafra do arroz.

O solo dos blocos do PC foi sistematizado somente no início do experimento, devido ao seu tamanho reduzido para as operações de sistematização tradicional, contudo sempre foi arado e gradeado antes de cada estação de cultivo. Desde o início do experimento e de modo geral, após a colheita do arroz, a sua palhada e raízes ficaram no solo e o solo não foi preparado. De acordo com as condições climáticas, o azevém foi semeado no início do outono e vegetou durante o outono/inverno, com germinação também de sementes da safra anterior. Durante o mês de outubro, o azevém foi dessecado quimicamente, seus resíduos fracionados e distribuídos sobre o solo, o qual em seguida foi arado e gradeado. Antes da semeadura, durante o mês de novembro, o solo foi novamente gradeado. Com exceção da aração e gradagem, o manejo do solo em PD foi igual ao do solo em PC.

4.2.2. Estação de cultivo 2002/03

4.2.2.1. Implantação e condução da lavoura de arroz

O azevém foi dessecado quimicamente (glifosato, 4 L ha⁻¹) em ambos os sistemas de cultivo em 18/10/02 e o fracionamento dos resíduos foi realizado duas semanas após a dessecação. Em 10/12/02, o herbicida foi aplicado novamente e na mesma dose, mas somente no PD. Duas gradagens (03/11 e 10/12/02) para incorporação dos resíduos do azevém e uniformização (destorroamento) do solo para a semeadura foram realizadas no PC. A quantidade de massa seca de azevém aplicada ao solo de ambos os sistemas de cultivo foi assumida com sendo igual à da safra 2001/02, estimada em 3,5 Mg ha⁻¹ (Bohnen et al., 2002).

A semeadura do arroz (10/12/02) foi mecânica e em linha, utilizando-se uma semeadora de parcela com 10 linhas e 0,175 m entre linhas, com regulagem para atingir uma densidade de semeadura de 125 kg de sementes por hectare. A cultivar utilizada foi a IRGA 422 CL, cujo ciclo médio estimado é de 121 dias. Para controle do arroz vermelho (*Oryza sativa* L), em ambos os sistemas de cultivo e com as plantas apresentando de três a quatro folhas, foi realizada (27/12/02) a aplicação de um litro do herbicida Only mais 0,5 % v/v do adjuvante Dash. A inundação do solo ocorreu em 30/12/02.

No início das coletas de ar (07/01/2003), o solo dos sistemas PC e PD (0 – 0,20 m) apresentou, respectivamente: pH em água (1:1) de 5,1 e 5,0; C orgânico de 9,0 e 10,0 g kg⁻¹; N total de 0,45 e 0,95 g kg⁻¹; CTC de 6,6 e 6,1 cmol_c L⁻¹; e saturação por base de 48,5 e 46,0 %.

Na adubação de base foram aplicados 10 kg N-uréia ha⁻¹ e 200 kg ha⁻¹ da fórmula 0-20-30. As adubações nitrogenadas de cobertura foram realizadas em 30/12/02 (50 kg N ha⁻¹, estágio V4), em 31/01/03 (40 kg N ha⁻¹, estágio V8) e em 19/02/03 (30 kg N ha⁻¹, início da diferenciação da panícula).

A drenagem da água de inundação das parcelas ocorreu em 01/04/03. Como na época o solo estava muito úmido, impedindo o uso de máquinas, a colheita do arroz foi manual e realizada em abril e em três etapas: no dia 03 foram colhidas amostras de plantas para avaliação da produtividade nas parcelas; no dia 05 todas as plantas das parcelas foram colhidas, com

exceção das plantas que ficaram dentro de um quadrado (10 m de lado) como bordadura em torno das câmaras. Estas plantas e as que estavam dentro da base da câmara foram colhidas no dia 22 de abril.

4.2.2.2. Amostragem de solo e de raízes e análises

Três amostragens de solo foram realizadas: as duas primeiras para a sua caracterização química, no início (08/01/2003) e no final (10/04/2003) do período de coleta das amostras de ar, e a terceira (15/04/2003) para estimar o estoque de C orgânico do solo. A massa seca de raízes de plantas de arroz foi avaliada, adicionalmente, nas amostras de solo da segunda amostragem.

A primeira amostragem foi realizada com a inserção de tubos de PVC no solo até a profundidade de 0,20 m, coletando-se três subamostras por sistema de cultivo. Após a drenagem da água de inundação, o solo nos tubos foi seccionado nas camadas de 0 a 0,10 e de 0,10 a 0,20 m de profundidade. As amostras, após serem retiradas dos tubos, foram secas ao ar e peneiradas (malha de 0,002 m).

A segunda amostragem foi realizada com as plantas de arroz no estádio de grão pastoso, no qual foi assumido que a massa de raiz ainda seria representativa da estação de cultivo. Foi utilizado o método do monólito (Bohm, 1979), coletando-se duas subamostras por sistema de cultivo. Os monólitos (0,15 x 0,25 x 0,30 m) foram congelados até o momento das análises, quando então, no sentido da profundidade, foram subdivididos nas camadas de 0 a 0,10, 0,10 a 0,20 e 0,20 a 0,30 m, para formar as unidades de análise, das quais foram retiradas subamostras para as análises químicas do solo e da massa seca de raízes do arroz (Figura 11).

Após a retirada de subamostras para as análises químicas, com cuidado para que não houvesse raízes nas mesmas, as unidades de análise repousaram por uma noite em hipoclorito de sódio 0,5 % para degelar e separar as raízes das partículas de argila. No dia seguinte, as raízes foram separadas do solo por lavagem com jatos suaves de água, sobre peneiras (0,00238; 0,00168; 0,00141 e 0,00119 m de malha), secas em estufa (60 °C) até peso constante e pesadas (0,01 g). Foram calculadas a massa radicular (Morita & Yamazaki, 1993) em cada camada e em todo o monólito (peso seco

de raízes/volume de solo) e a percentagem de massa seca de raízes em cada camada [100 x (massa de raiz na camada de análise/massa de raiz em todo o monólito)].

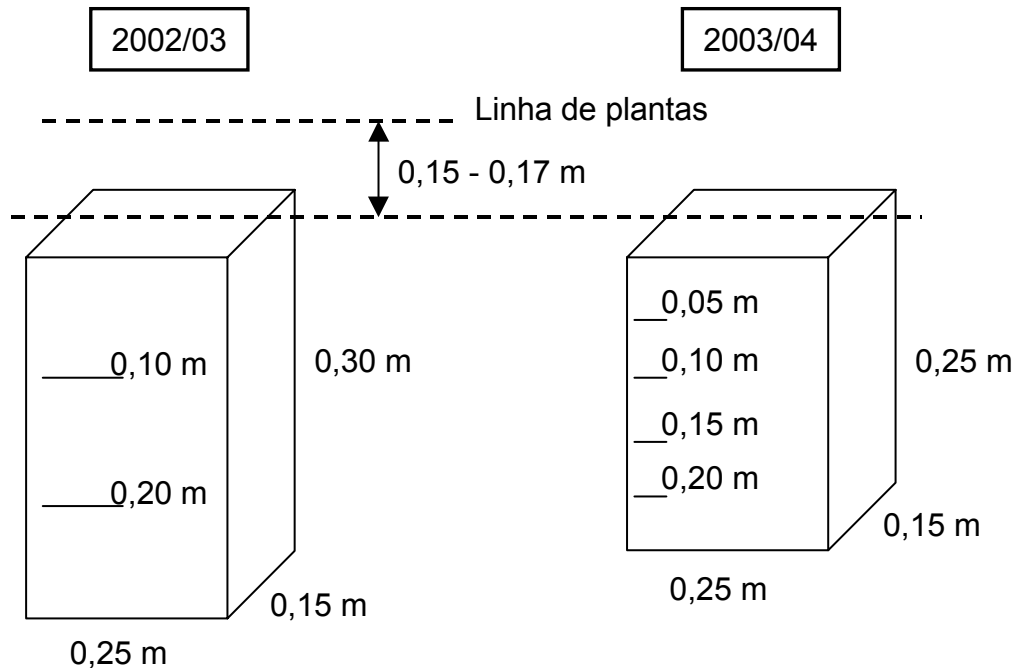


Figura 11. Representação dos monólitos de solo coletados nas estações 2002/03 e 2003/04.

A terceira amostragem foi realizada nas três repetições de campo dos sistemas de cultivo, coletando-se três subamostras por repetição para formar uma amostra composta, e em sete camadas (0 a 0,025; 0,025 a 0,05; 0,05 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40 e 0,40-0,50 m). Em uma repetição de cada sistema de cultivo, o solo foi amostrado com anéis de metal (0,05 m de altura e 0,042 m de raio) para avaliação de sua densidade nas camadas de 0 a 0,05; 0,05 a 0,10; 0,125 a 0,175; 0,225 a 0,275; 0,325 a 0,375 e 0,425 a 0,475 m de profundidade.

As análises químicas das amostras de solo da primeira e segunda coleta foram realizadas no Laboratório de Análises de Solo, do Departamento de Solos, da Faculdade de Agronomia da UFRGS, segundo metodologia descrita em Tedesco et al. (1995). Foram quantificadas a percentagem de argila, o teor de matéria orgânica, pH em água, as concentrações de alumínio, cálcio, magnésio e potássio trocáveis, fósforo disponível e acidez potencial (hidrogênio + alumínio). A partir dos resultados destas análises, foram

calculadas a capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva do solo e a saturação da CTC por bases. Somente nas amostras da primeira coleta, foram quantificados o C orgânico (dicromato de potássio) e o N total (micro Kjeldahl) (Tedesco et al., 1995).

O C orgânico e a densidade do solo nas amostras da terceira coleta foram analisados no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia da UFRGS. As amostras de solo foram secas ao ar e moídas em gral de porcelana, sendo que a análise da concentração de C orgânico foi por combustão seca (analisador Shimadzu). O estoque de C orgânico do solo foi calculado com base nos teores de C orgânico em cada camada, em base de massa equivalente (Ellert & Bettany (1995), sendo o solo sob PC utilizado como referência. A densidade do solo foi estimada pelo método do anel volumétrico (Embrapa, 1997).

4.2.2.3. Amostragem da água de inundação e da solução do solo e análises

Com o objetivo de caracterizar a água de inundação, duas coletas foram realizadas diretamente no canal de irrigação das parcelas, sendo a primeira coleta no início de janeiro e a segunda no final de março de 2003. Na amostra da primeira coleta foram medidos o pH e a condutividade elétrica no laboratório de Solos e Água do IRGA, enquanto que os teores de potássio, fósforo, N mineral na forma de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) (Tedesco et al., 1995) foram medidos no Laboratório de Análises de Solo, do Departamento de Solos, da Faculdade de Agronomia da UFRGS. A sensibilidade do método para amônio e nitrato foi de $0,068 \text{ mg L}^{-1}$, com correção da concentração do H_2SO_4 e do volume utilizado na titulação. Na segunda amostra, foi quantificado somente o C orgânico dissolvido – COD (combustão seca - analisador Shimadzu).

A cada coleta das amostras de ar, foram também coletadas amostras da solução do solo. O sistema de coleta foi instalado entre as linhas do arroz e a 0,05 m de profundidade, com quatro repetições por sistema de cultivo. A instalação foi realizada após a semeadura do arroz e antes da inundação definitiva do solo. O sistema de coleta foi construído com cano de

PVC com 0,025 m de diâmetro interno e consistiu de duas partes: o coletor propriamente dito e seu suporte. O coletor tinha 0,04 m de comprimento, com as extremidades recobertas com tela de nylon com abertura de 10^{-4} m (Figura 12), e no seu centro foi afixado um tubo de polietileno com 0,7 m de comprimento e 0,006 m de diâmetro interno. Na outra extremidade deste foi colocado um tampão de plástico para vedação do sistema. O coletor foi afixado em outro cano de PVC também de 0,025 m de diâmetro interno e com 0,6 m de comprimento. Este serviu para sustentação do coletor e proteção do tubo de polietileno.

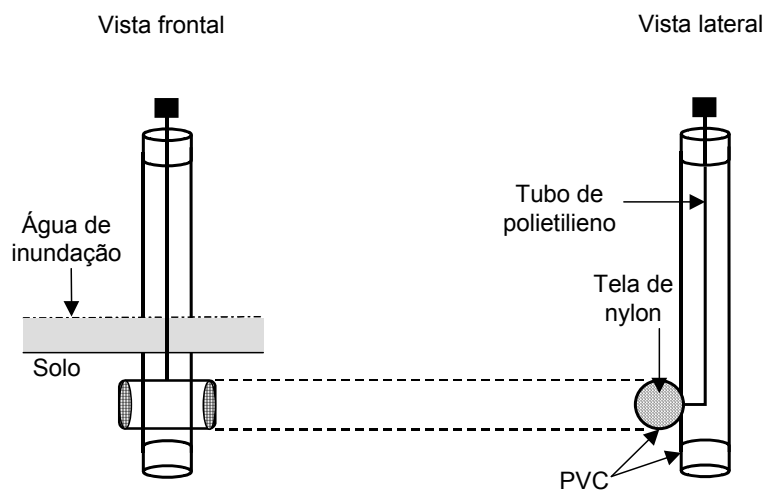


Figura 12. Representação do sistema de coleta da solução do solo utilizado na safra 2002/03.

As coletas da solução do solo foram realizadas entre 7 e 8 horas da manhã, antes da amostragem de ar, com a conexão de uma seringa comercial em polipropileno de 60 mL à extremidade do tubo de polietileno que estava fechada com o tampão. As amostras foram levadas para o laboratório de Solos e Água do IRGA para os procedimentos descritos a seguir. A solução do solo não foi amostrada na primeira e na última coleta das amostras de ar.

Nas amostras da solução do solo foram medidos o pH e as concentrações de potássio, cálcio, magnésio, COD, N-NH_4^+ e N-NO_3^- . O pH foi medido por eletrodo combinado, ligado a um potenciômetro. As análises das amostras da solução do solo e da segunda coleta da água de inundação foram realizadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFRGS.

Após a medição do pH, uma parte da solução foi filtrada (membrana de celulose recuperada de $0,2 \mu\text{m}$) e retirada uma alíquota de 9 mL, a qual foi

transferida para frascos de plástico rígido contendo 1 mL de HCl 2 mol L⁻¹. Na solução final foram quantificados os teores de COD (combustão seca, analisador Shimadzu), potássio (fotômetro de chama Digimed, NK-2000), cálcio e magnésio (espectrofotômetro de absorção atômica (Perkin Elmer, 403). Outra parte da solução do solo (\pm 30 mL) foi colocada também em frascos de plástico rígido e congelada para posterior quantificação dos teores de nitrogênio mineral na forma de amônio e nitrato + nitrito (micro Kjeldahl, Tedesco et al., 1995).

A água utilizada para inundação do solo das parcelas experimentais foi captada do rio Gravataí, o qual é atualmente o receptor de águas pluvial, rural, urbana e industrial da região em que está localizada a Estação Experimental do IRGA. Em termos de qualidade (Conama 20/86), a água do trecho final do rio Gravataí, de Cachoeirinha até a foz em Porto Alegre, é considerada crítica sobretudo no verão, época de estiagem na região. Portanto, a água do Gravataí, nesse trecho, pode ser assim caracterizada: reduzida concentração de oxigênio dissolvido, alta demanda bioquímica de oxigênio, presença de coliformes fecais, alta turbidez, altas concentrações de sólidos totais, nitrogênio e fosfato (Fepam, 2003).

4.2.2.4. Amostragem e medição das plantas de arroz

Amostras de parte aérea do arroz foram coletadas em locais distantes das câmaras, estando as plantas com 4 a 6 folhas, nas fases de formação das panículas, de grão leitoso e pastoso, correspondendo a 9, 42, 66, 70 e 77 dias após a inundação do solo - DAI, respectivamente. As amostras foram coletadas pelo método do quadrado (0,5 x 0,5 m), com três subamostras por sistema de cultivo. As plantas foram cortadas rente ao solo, acondicionadas em sacos de papel, secas em estufa (60 ° C) até peso constante, e então pesadas (0,1 g).

O tamanho das plantas de arroz foi medido a cada coleta de ar, em seis plantas por câmara utilizando-se uma trena métrica.

Ao final da estação de cultivo, as plantas de dentro de cada base da câmara foram amostradas e contado o número de panículas, o qual foi suposto igual ao número de plantas (Murayama, 1995). A produtividade foi estimada

com base na amostragem realizada em 03 de abril, pelo método do quadrado (2 x 2 m), com três subamostras por bloco dos sistemas de cultivo.

4.2.2.5. Amostragem do ar das câmaras

O método da câmara fechada foi utilizado para as coletas das amostras de ar (Mosier, 1989). A metodologia é baseada na proposta de Padronização Global de Medição (PGM) do efluxo de CH_4 , coordenada pelo Comitê de Cultivo de Arroz e Fluxo de Gases (RICE).

As câmaras (0,60 x 0,60 m) foram construídas em alumínio e compostas de uma base, de extensores e um topo (Figura 13). No momento das coletas de ar, a água de inundação foi utilizada para a vedação entre os componentes da câmara.

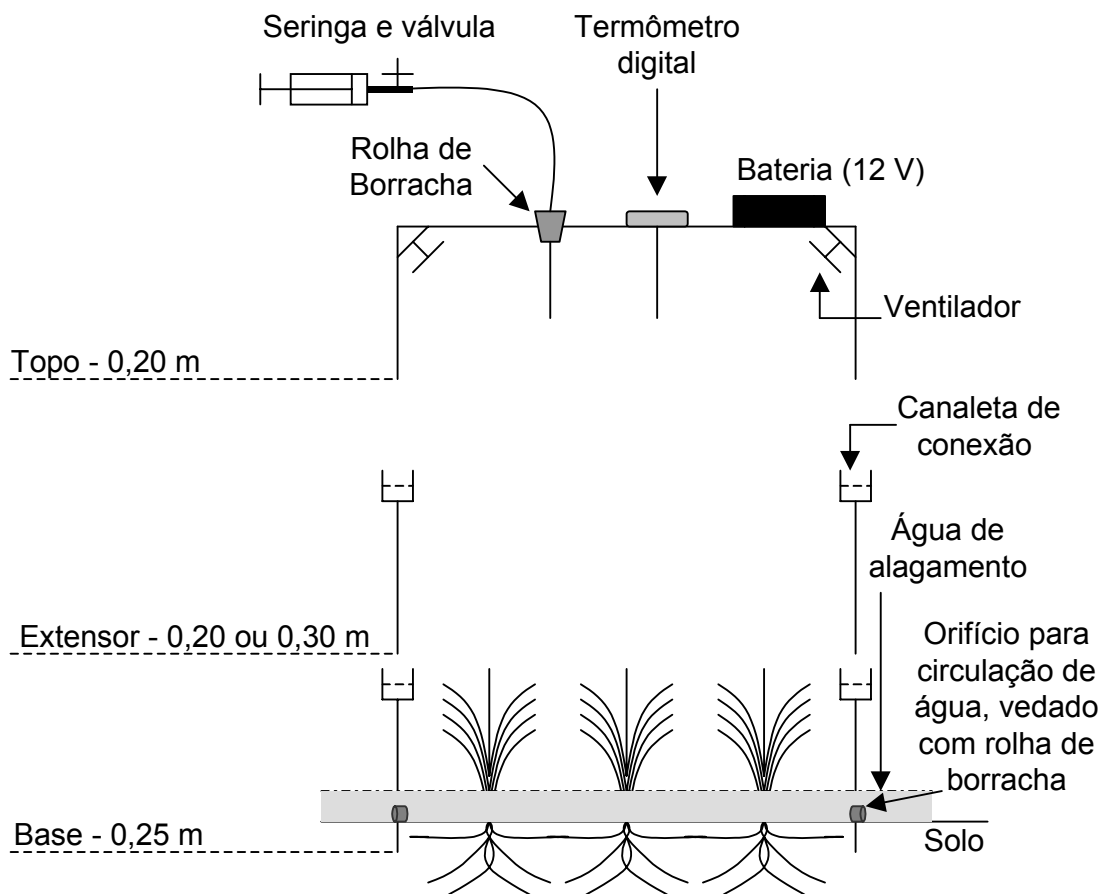


Figura 13. Representação da câmara utilizada para a coleta das amostras de ar no sistema solo-água-atmosfera.

No topo, dois ventiladores misturaram o ar do interior da câmara durante a coleta, evitando a formação de gradientes de concentração, enquanto que um termômetro digital com precisão de 0,1 ° C registrava a temperatura do interior da câmara. Os extensores ajustaram a altura da câmara à das plantas de arroz ao longo do cultivo. Em lados opostos das bases dois orifícios ($\phi = 0,026$ m), permitiram a circulação da água de inundação quando as coletas de ar não estavam sendo realizadas. Durante as coletas, estes orifícios foram vedados com rolhas de borracha.

As amostras de ar do interior da câmara foram coletadas com seringas plásticas de polipropileno (60 mL) equipadas com válvulas para a retenção das amostras. Antes das coletas, as seringas foram aquecidas por 2 horas a 40° C e “lavadas” com gás N₂ (4.0), de modo a evitar a presença de compostos gasosos e, portanto, interferências nas análises cromatográficas. Após isso, as seringas foram acondicionadas em caixas de isopor até o momento das coletas. As coletas das amostras de ar foram realizadas aos 5, 10, 15, 20 e 25 minutos após o fechamento da câmara. Durante as coletas, foram registradas as temperaturas do ar (1 m), da água de inundação e do solo (0,02, 0,05 e 0,10 m de profundidade).

Foram instaladas duas bases (0,05 m de profundidade) em cada sistema de cultivo (06/01), que permaneceram fixas no solo durante todo o período de avaliação do efluxo de CH₄. As bases foram denominadas de A e B no PC, e C e D no PD. O acesso às bases e a não perturbação dos solos nos sistemas foram garantidas pela construção de passarelas de madeira (Figura 14).

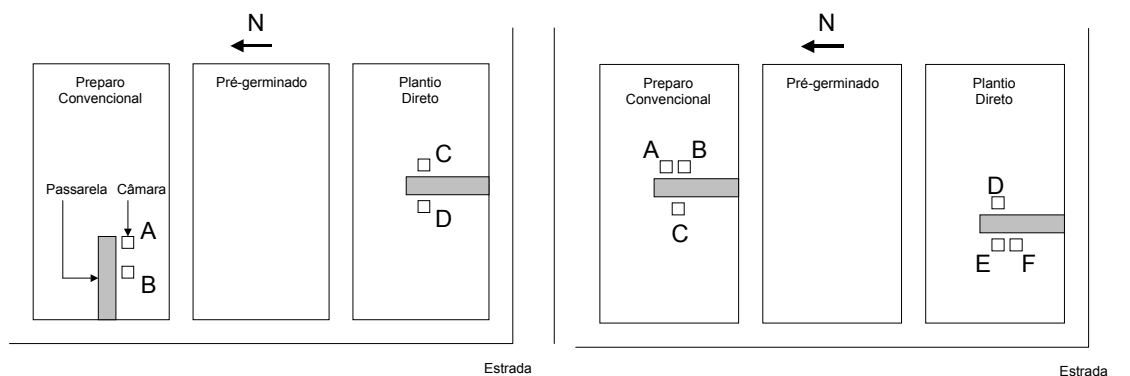


Figura 14. Representação da disposição das bases e das passarelas nas repetições dos sistemas de cultivos avaliados. Arranjo nas safras 2002/03 (à esquerda) e 2003/04 (à direita).

Os tipos de amostragens de ar foram três: 1) a coleta normal, para avaliar o efluxo de CH₄ nas condições subtropicais do Rio Grande do Sul e os efeitos dos sistemas PC e PD no efluxo de CH₄ do solo durante o cultivo do arroz irrigado; 2) a coleta de 24 horas, para avaliar as flutuações da curva de efluxo de CH₄ durante períodos de 24 horas, com resultados utilizados para estimar o efluxo médio diário; e 3) a coleta em solo com e sem plantas de arroz, para avaliar o efeito da presença das plantas de arroz no efluxo de CH₄ para a atmosfera. Nos apêndices 4 e 5 são apresentados os estudos referentes aos dois últimos tipos de amostragens de ar, os quais foram realizados para auxiliar na interpretação dos resultados das coletas normais. No total, foram realizadas dezessete coletas normais, três coletas de 24 horas e uma coleta com e sem plantas.

A primeira coleta foi realizada em 07/01/2003, ou seja, um mês após a semeadura e 8 DAI, estando as plantas de arroz na fase de 4 a 6 folhas. A última coleta, com o solo ainda inundado, foi no dia 31/03 (91 DAI), enquanto que a coleta final, com as parcelas drenadas, foi em 14/04 (105 DAI).

As coletas normais foram semanais, sempre no período da manhã das segundas-feiras, a partir das 9:00 horas e de forma seqüencial nas bases A e B no PC e C e D no PD (Figura 14). As coletas após a retirada da água de inundação (drenagem das parcelas) foram realizadas nos dias 03, 07 e 14/04. Nos dias 03 e 07, o solo ainda estava saturado, enquanto que no dia 14, a umidade volumétrica média na camada de 0-17,5 cm de profundidade era de 0,36 m³ m⁻³ no PC e 0,5 m³ m⁻³ no PD.

4.2.2.6. Análise cromatográfica

Ao final das coletas, as seringas foram novamente acondicionadas em caixas de isopor, contendo gelo em gel para resfriamento, as quais foram seladas e então enviadas para o CNPMA, em Jaguariúna (SP), onde as amostras de ar foram analisadas por cromatografia gasosa, no prazo de 24 horas. O cromatógrafo utilizado foi um HP-6890, equipado com detector de ionização de chama e coluna capilar (30 m e diâmetro interno = 530 µm). A injeção da amostra foi automática com uma válvula de 6 vias e “loop” de 0,5 mL. Para a curva de calibração foi utilizado padrão certificado de 4,85 ppm de

CH₄ em ar sintético. O método do padrão externo foi utilizado para quantificação da concentração de CH₄ nas amostras.

A taxa de aumento da concentração de CH₄ dentro da câmara (ppm/minuto), após o seu fechamento, foi calculada por regressão linear simples entre a concentração de CH₄ (y) nas amostras em função do tempo de coleta (x) e consistiu na primeira derivada da equação resultante desta regressão.

A taxa do efluxo de CH₄ foi calculada conforme recomendado no estudo publicado pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 1992), pela seguinte fórmula:

$$F = h * (\Delta C/\Delta T),$$

onde F é a taxa de efluxo (mg m⁻² h⁻¹ ou dia⁻¹), h é a altura da câmara (m) e $\Delta C/\Delta T$ é a taxa de aumento da concentração de CH₄ após o fechamento da câmara para as coletas de ar. O volume da câmara foi corrigido em função de sua temperatura interna e, como a altitude da Estação Experimental do IRGA é de 7 m, o volume da câmara não foi corrigido em função da pressão atmosférica local.

4.2.3. Estação de cultivo 2003/04

Na safra 2003/04 não foram realizadas a amostragem de solo e da água de inundação, as coletas de ar em 24 horas e no solo com e sem plantas, a análise de potássio, cálcio e magnésio na solução do solo. Entretanto, foram realizadas a medição do potencial redox (Eh), analisados os teores dos ácidos acético, propiônico e butírico, de ferro (Fe²⁺) e de manganês (Mn²⁺) na solução do solo e a distribuição de raízes no perfil do solo.

4.2.3.1. Implantação e condução da lavoura

O azevém foi dessecado quimicamente (glifosato, 2 L ha⁻¹) em 30/09/03 em ambos os sistemas de cultivo e fracionado duas semanas após a dessecação. Em 20/10/03, uma nova dessecação foi realizada somente no PD. Após a dessecação (06/10/03), em cada bloco dos sistemas de cultivo, foram

coletadas três subamostras de azevém para a estimativa da quantidade de resíduo aplicado ao solo, cujos resultados foram 5,2 e 3,8 Mg de matéria seca por hectare no PD e no PC, respectivamente. No PC, foram realizadas uma aração (20/10/03), para inversão do solo e incorporação dos resíduos do azevém, e gradagens (23/10/03) até que o solo estivesse uniformemente destorroado e nivelado.

Os procedimentos para a semeadura do arroz (08/11/03) e a cultivar utilizada foram as mesmas na safra 2002/03, assim como também os procedimentos para controle do arroz vermelho (01/12/03). A inundação do solo foi em 02/12/03. O solo não foi amostrado para caracterização química no início das coletas de ar, como na safra anterior. Na adubação de base (08/11/03) foram aplicados 300 kg ha^{-1} da fórmula 05-20-30 (15 kg N ha^{-1}). As adubações nitrogenadas (uréia) de cobertura foram realizadas em 2/12/03 (55 kg N ha^{-1} , fase de 4 folhas), em 29/12/03 (25 kg N ha^{-1} , fase de 8 folhas) e em 05/01/04 (50 kg N ha^{-1} , fase de diferenciação da panícula).

A drenagem do solo das parcelas foi realizada em 08/03/04. A colheita do arroz foi realizada em três etapas: em 17/03/04, foram colhidas manualmente amostras de plantas para avaliação da produtividade nos blocos; em 23/03/04, com exceção das plantas que ficaram dentro de um quadrado de 10 m de lado, como bordadura das bases das câmaras, as demais plantas dos blocos foram colhidas mecanicamente. As plantas da bordadura e as que estavam dentro da base da câmara foram colhidas no dia 23/03/04.

4.2.3.2. Amostragem de solo e de raízes e análises

A amostragem de solo e raízes foi realizada em 14/01/04 (43 DAI), momento no qual as plantas apresentavam de 8 a 9 folhas, utilizando-se o método do monólito (Bohm, 1979). Os monólitos ($0,15 \times 0,25$ e $0,25 \text{ m}$, Figura 11) foram congelados até o momento das análises, quando então foram divididos, no sentido da profundidade, nas camadas de 0 a 0,05, 0,05 a 0,10, 0,10 a 0,15, 0,15 a 0,20 e 0,20 a 0,25 m, para formar as unidades de análise. Os procedimentos para separação das raízes do solo foram semelhantes aos de 2002/03.

Em cada unidade de análise, as raízes frescas foram pesadas e medido os seus comprimentos (Tennant, 1975). Foram calculadas a densidade de raízes no monólito (comprimento das raízes/volume do solo) (Yoshida, 1981) e a percentagem de raízes em cada camada [100 x (comprimento na unidade de análise / comprimento das raízes em todo o monólito)].

4.2.3.3. Amostragem da solução do solo para COD, Fe²⁺, Mn²⁺ e ácidos orgânicos

As amostras foram coletadas com o solo inundado, nas entrelinhas do arroz e a 0,05 m de profundidade da superfície do solo, e filtradas a campo em todas as coletas de ar. As amostragens ocorreram entre 8 e 14 horas, com 4 repetições por sistema de cultivo.

O sistema de coleta consistiu de um tubo de PVC (diâmetro interno de 0,0127 m e comprimento de 0,30 m), com camadas de telas e filtro (membrana de celulose recuperada de 0,2 µm) em uma de suas extremidade e com uma seringa plástica de polipropileno (60 mL) conectada na outra extremidade (Figura 15).

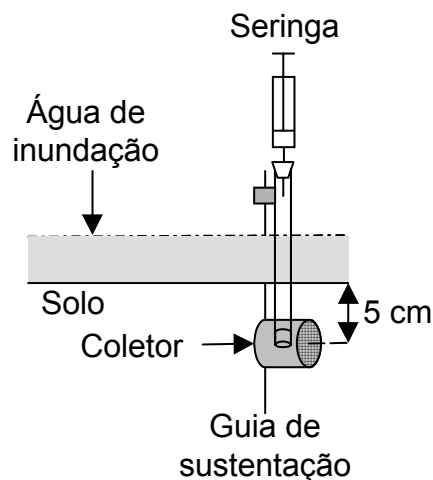


Figura 15. Representação do sistema de coleta da solução do solo utilizado na safra 2003/04.

Antes da colagem do filtro, uma tela em tecido de algodão foi colada (adesivo especial para PVC, composto de borracha sintética e solventes orgânicos) na superfície transversal da parede do tubo de PVC, para evitar o rompimento do filtro devido à pressão negativa gerada pela seringa no

momento das coletas. O filtro foi colado sobre aquela tela e com mesmo tipo de cola. Sobre o filtro foi colada (cola comercial de secagem rápida) mais uma tela de nylon (malha de 0,0001 m), para evitar danos ao filtro no momento da inserção do tubo de PVC no solo. Após cada coleta, a tela e o filtro foram retirados e os tubos de PVC foram lavados com água destilada e secos ao ar.

A seringa foi conectada ao tubo de PVC através de uma rolha de borracha, em cujo centro foi perfurado um orifício, no qual o bico da seringa era inserido. A função da seringa era gerar pressão negativa dentro do tubo de PVC e, desta forma, promover a passagem da amostra de solução do solo para dentro do mesmo.

Nas amostragens, o tubo de PVC era inserido no solo (aproximadamente 0,05 m de profundidade) e o êmbolo da seringa era puxado até o final do curso da mesma e mantido travado durante o tempo (5 a 6 horas) em que o sistema ficava no campo. Após esse tempo, o tubo de PVC, com a amostra em seu interior, era retirado do solo, sendo as amostras imediatamente levadas para o laboratório de solo e água do IRGA, de modo a evitar a oxidação do Fe^{2+} e do Mn^{2+} na solução, onde 9 mL foram transferidos para frascos de plástico rígido contendo 1 mL de HCl 2 mol L^{-1} . Os teores de COD dissolvido foram quantificados como em 2002/03, enquanto que os de Fe^{2+} e Mn^{2+} foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica (Perkin Elmer, 403).

Utilizando-se o mesmo sistema de coleta descrito anteriormente, amostras de solução do solo foram coletadas aos 2, 4, 6, 9, 13, 17, 20, 35, 41, 48 e 55 dia após a inundação do solo, e analisadas quanto à concentração dos ácidos acético, propiônico e butírico. Da solução filtrada, 5 mL foram transferidos para frascos de vidro contendo 200 μL de ácido fórmico, para manter um pH menor do que 2,0 e evitar o desenvolvimento de microrganismos que pudessem alterar a amostra. A solução final foi analisada em cromatógrafo a gás (Varian 3700), com detector de ionização de chama e coluna Carbowax (20 m). As concentrações do ácido butírico foram abaixo da sensibilidade do sistema de análise ($<0,1 \text{ mg L}^{-1}$).

De acordo com o pKa de cada ácido orgânico e o pH da solução (Schwarzenbach et al., 1993), foi calculado a forma (não dissociada ou dissociada) predominante de cada ácido na solução do solo. Essa informação é

importante porque esses ácidos, quando predominantemente na forma não dissociada e em concentração de 10^{-2} a 10^{-3} ou superiores, podem ser tóxicos às plantas de arroz (Rao & Mikkelsen, 1977a e b; Cannel & Lynch, 1984).

4.2.3.4. Amostragem da solução do solo para medição do potencial redox, da condutividade elétrica, do pH e do N mineral

A amostragem semanal da solução do solo para a medição do potencial redox (Eh) e avaliação da condutividade elétrica, do pH e do conteúdo de N mineral (amônio e nitrato+nitrito) foi realizada no mesmo sistema de coleta. Este consistiu de um tubo de vidro (diâmetro interno e externo de 0,024 m e 0,067 m, respectivamente, e comprimento de 0,30 m) afixado perpendicularmente a um tubo de PVC (diâmetro interno de 0,025 m e comprimento de 0,04 m), estando este com as extremidades recobertas com tela de nylon (malha de 10^{-4} m). Foi utilizada cola comercial de secagem rápida para fixação e vedação entre os tubos. Na outra extremidade do tubo de vidro, foi afixada uma agulha com resina de silicone, a qual foi mantida com um tampão de plástico para vedação do sistema entre as coletas. As amostras foram coletadas por sucção com seringas em polipropileno (60 mL) (Figura 16).

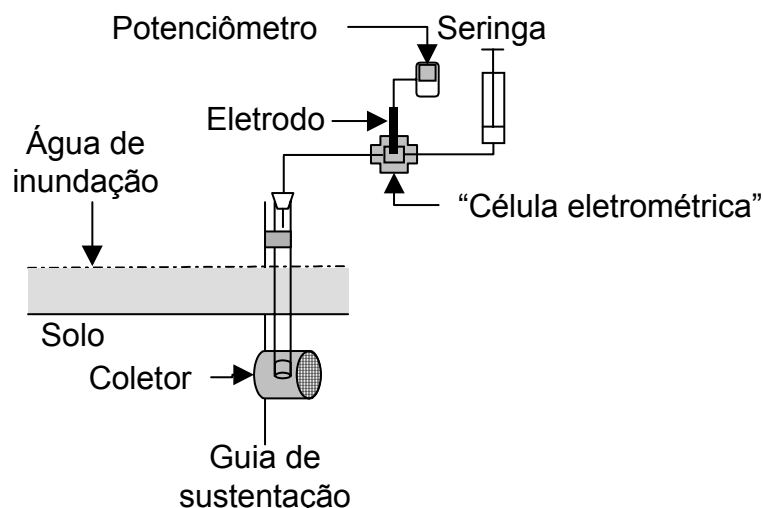


Figura 16. Representação do sistema de coleta da solução do solo para medição do Eh, da condutividade elétrica, do pH e do N mineral.

Uma "célula eletrométrica", construída em resina acrílica e contendo um eletrodo combinado de platina (Digimed, DMR – CP1), foi interposta entre o

coletor de solução do solo e a seringa (Sousa, 2001). O eletrodo, ligado a um potenciômetro (Oakton, WD-35615) de leitura direta do Eh (mV), foi instalado em um compartimento da célula, pelo qual passava a água succionada pela seringa, desta forma evitando o contato da solução com o oxigênio atmosférico (Figura 16).

O sistema de coleta foi instalado após a semeadura do arroz e antes da inundação do solo, com quatro repetições por sistema de cultivo, nas entrelinhas do arroz, próximo às bases das câmaras de coleta de ar, e a 0,05 e 0,20 m de profundidade.

A sucção da solução do solo foi realizada de forma lenta, até que o compartimento do eletrodo ficasse cheio, quando então era ligado o potenciômetro. Após estabilização do valor de Eh, este foi anotado e o aparelho desligado. Em seguida, eram coletadas as amostras para as demais avaliações.

As coletas foram realizadas entre 14 e 18 horas, após a amostragem de ar, sendo então as amostras levadas para o laboratório de Solos e Água do IRGA para procedimentos iguais aos descritos para 2002/03.

4.2.3.5. Amostragem e medição das plantas de arroz

Ao final da estação de cultivo, foram amostradas as plantas de dentro da base de cada câmara e contado o número de panículas, o qual foi suposto como igual ao número de plantas (Murayama, 1995). A produtividade foi estimada com base na amostragem realizada em 17 de março, pelo método do quadrado (2 x 2 m), com três subamostras em cada sistema de cultivo.

4.2.3.6. Amostragem e análise do ar das câmaras

As coletas de ar foram simultâneas nos sistemas de cultivo, e somente coletas semanais foram realizadas. Antes da inundação do solo, foram instaladas (02/12/04) três bases em cada sistema de cultivo. A primeira coleta foi realizada em 03/12/2003 (1 DAI - V4), a última com o solo ainda inundado foi em 08/03 (97 DAI), enquanto que a coleta final foi em 22/03 (111

DAI), com os blocos drenados e o solo seco. A análise das amostras de ar no CNPMA (Jaguariúna, SP) seguiu o mesmo método da safra 2002/03.

4.2.3.7. Informações meteorológicas

A temperatura do ar, a radiação solar e a precipitação pluviométrica diárias durante a estação de cultivo do arroz foram obtidas no acervo da Estação Meteorológica do IRGA.

4.2.3.8. Análises matemáticas e estatísticas

Os resultados dos estoques de C orgânico foram submetidos à análise de variância e as diferenças entre as suas médias testadas pelo teste de Duncan ao nível de 5 %. O efluxo de CH₄ entre os sistemas de cultivo, assim como as demais avaliações realizadas com subamostras, foi comparado por data de avaliação e com base no desvio padrão das médias dos sistemas de cultivo.

A integral da área sob a curva do efluxo de CH₄ foi calculada por fase de desenvolvimento do arroz, cujo somatório correspondeu ao efluxo total ou sazonal do período de cultivo do arroz. As relações entre o efluxo de CH₄ e os fatores meteorológicos, da solução do solo e de planta foram analisadas por correlação. A radiação solar utilizada foi a média aritmética da semana anterior a cada coleta de ar.

4.3. Resultados e discussão

4.3.1. Condições meteorológicas nas safras avaliadas

A quantidade de chuva total, a radiação solar média e a temperatura média do ar nos meses de setembro a abril, nos biênios 2002/03 e 2003/04, são apresentadas na figura 17. Em 2002, o somatório de chuva dos meses de setembro, outubro e novembro foi de 607 mm, enquanto que no mesmo período de 2003, esse somatório foi de 398 mm. Ressalte-se que nesses meses são realizadas as atividades de implantação da lavoura do arroz

(dessecação química e fracionamento dos resíduos do azevém, preparo do solo e semeadura). Desta forma, o período chuvoso em 2002, antecedendo o cultivo do arroz, atrasou a semeadura, a inundação definitiva do solo, assim como encurtou o período de cultivo do arroz na safra 2002/03 em rela o   safra 2003/04.

A precipita o pluviométrica mensal no cultivo do arroz foi maior, com exce o de dezembro, na safra 2002/03 do que na safra 2003/04. Destaca-se o alto valor de precipita o (322 mm) que ocorreu no mês de fevereiro da primeira safra.

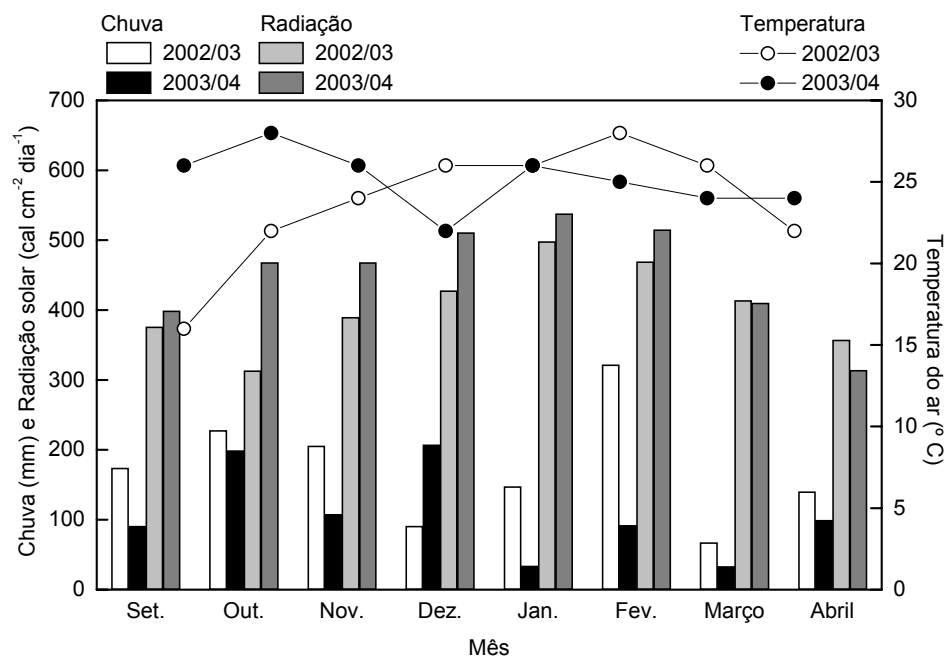


Figura 17. Valores mensais de chuva total e de médias da radia o solar e temperatura do ar antes e durante o cultivo do arroz nas safras 2002/03 e 2003/04. Esta o experimental do IRGA, Cachoeirinha (RS).

A radia o solar média foi maior nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro da safra 2003/04 do que nos mesmos meses da safra 2002/03. O contrário ocorreu no mês de abril e praticamente não houve diferença entre as safras no mês de março.

A temperatura média do ar foi maior nos meses de dezembro, fevereiro e março da safra 2002/03 do que nos mesmos meses da safra 2003/04, enquanto que no mês de janeiro não houve diferença entre as safras. A temperatura média do ar no mês de abril foi maior na safra 2003/04.

4.3.2. Estação de cultivo 2002/03

4.3.2.1. Caracterização do solo

As características físicas e químicas de solo nas camadas avaliadas praticamente não variaram, em valores absolutos, entre os sistemas de cultivo no início e no final das coletas de ar, e entre estes períodos dentro de cada sistema de cultivo (Tabela 3).

Tabela 3. Caracterização física e química do Gleissolo nos sistemas de preparo convencional e plantio direto, nas camadas de 0 a 0,10 m e 0,10 a 0,20 m, no início e no final das coletas de ar.

	Preparo convencional				Plantio direto			
	0-0,10 m		0,10-0,20 m		0-0,10m		0,10-0,20 m	
	Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final
Argila (%)	26,0	24,0	28,0	26,0	23,0	24,0	27,0	23,0
Densidade (g cm ⁻³)*		1,4		1,7		1,6		1,8
pH água (1:1)	5,2	5,0	5,0	5,3	5,2	5,1	4,8	5,3
C orgânico (g kg ⁻¹)	10,0	10,6	8,0	8,0	15,0	10,0	5,0	6,0
N total (g kg ⁻¹)**	1,2		0,7		1,5		0,4	
CTC (cmol _c L ⁻¹)	6,3	5,5	6,9	6,1	6,5	5,3	5,7	4,9
Saturação por bases (%)	45,0	38,0	52,0	51,0	47,0	32,0	45,0	44,0

* Quantificado somente no final das coletas. ** Quantificado somente no início das coletas.

Os valores de densidade do solo variaram de 1,3 a 1,8 Mg m⁻³ e não foram diferentes entre os sistemas em todas as camadas (Tabela 4). Em ambos os sistemas de manejo, a densidade da camada de 0 a 0,05 m foi significativamente menor do que as demais camadas, o que pode estar relacionado à maior presença de raízes nessa camada do solo.

Tabela 4. Densidade em camadas do solo nos sistemas de preparo convencional e plantio direto.

Camada	Preparo convencional		Plantio direto		CV ¹
m	-----Mg m ⁻³ -----				%
0-0,05	1,4	b ² ns ³	1,3	b ns	5,0
0,05-0,10	1,7	a ns	1,8	a ns	7,0
0,125-0,175	1,8	a ns	1,8	a ns	3,0
0,225-0,275	1,8	a ns	1,8	a ns	6,0
0,325-0,375	1,7	a ns	1,7	a ns	0,5
0,425-0,475	1,8	a ns	1,7	a ns	6,0
CV, %	5,6		3,4		

¹CV = coeficiente de variação; ²Letras minúsculas comparam camadas no sistema, Duncan a 5 %; ³ns = não significativo por camada entre os sistemas de cultivo.

Os teores de C orgânico nas camadas do solo não foram significativamente diferentes entre os sistemas de cultivo. Entretanto, o teor de C orgânico do solo em PD foi 141 % maior do que o do solo em PC na camada de 0 a 0,025 m. Nas demais camadas, o solo em PC apresentou pequena superioridade, em termos absolutos, em relação ao solo em PD (Figura 18), o que pode ser relacionado à incorporação anual de resíduos vegetais pela aração e gradagem do solo. Como consequência, os estoques de C orgânico do solo (0 a 0,50 m) dos sistemas de cultivo foram estatisticamente iguais, com o PC e o PD apresentando 51 e 53 Mg C ha⁻¹, respectivamente.

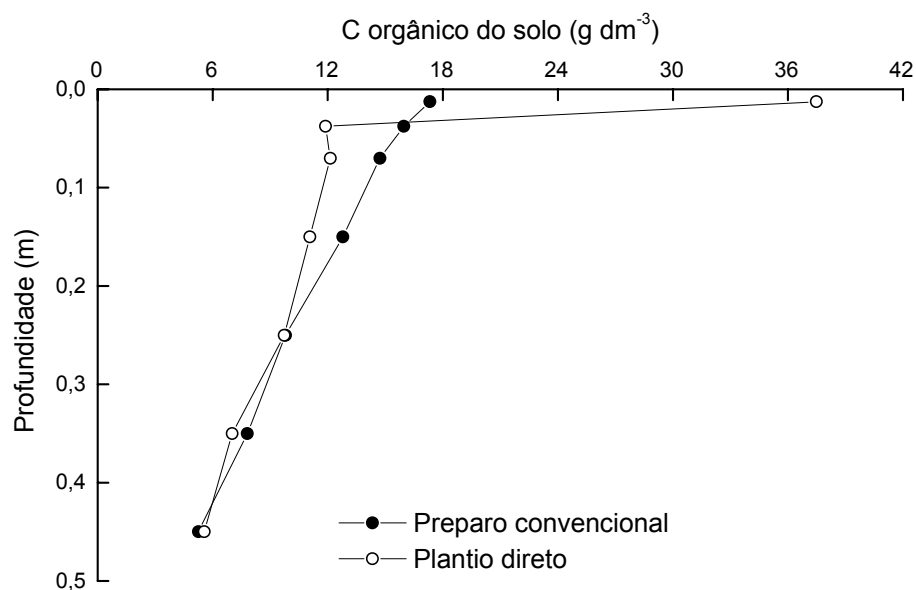


Figura 18. C orgânico do solo em preparo convencional e plantio direto, na camada de 0 a 0,50 m de profundidade. Safra 2002/03.

4.3.2.2. Caracterização da água de inundação e da solução do solo durante o cultivo do arroz

A análise química da água de inundação apresentou os seguintes resultados: pH = 7,1; 138 $\mu\text{S cm}^{-1}$ de condutividade elétrica; 0,28 mg L⁻¹ de P-PO₄⁻³; 2,8 mg L⁻¹ de potássio; 2,9 mg L⁻¹ de N-NH₄⁺ < 0,1 mg L⁻¹ de N-NO₃⁻ e 14,15 mg L⁻¹ de COD. Considerando que o COD seja essencial para os processos microbianos produtores de CH₄ em cultivo de arroz irrigado e um consumo médio de água de 7.856 m³ ha⁻¹ para o PC de 7.145 m³ ha⁻¹ para o PD (Marcolin et al., 2001), a concentração de COD de 14,15 mg L⁻¹ na água de

inundação representaria o fornecimento de 111 e 101 kg ha⁻¹ de C orgânico passíveis de utilização na metanogênese no solo em PC e em PD, respectivamente. Nesse sentido, salienta-se que a qualidade desta água pode ser um fator importante a ser considerado em estudos de efluxo de CH₄ a partir de sistemas de cultivo de arroz irrigado.

A composição eletroquímica da solução do solo durante o cultivo do arroz é apresentada na tabela 5. Os teores de COD, de N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, cátions, pH e condutividade elétrica foram, de maneira geral, decrescentes ao longo da estação de cultivo em ambos os sistemas de manejo do solo. Esse comportamento possivelmente ocorreu em resposta ao consumo de C na produção de CH₄ e formação de biomassa microbiana, ao consumo de nitrato em reações de redução e dos cátions pelas plantas, os quais por sua vez determinaram redução na condutividade elétrica. O decréscimo nos valores de pH pode ser relacionado também ao consumo dos cátions pelas plantas, que liberam hidrogênio para manter o balanço eletroquímico, em nível celular, nessa troca de íons positivos. Segundo Kirk et al. (1994), dois processos produzem significativa diminuição do pH (de 1 a 2 unidade de pH) na rizosfera de plantas de arroz em ambiente anaeróbio: 1) a geração de íons H⁺ na oxidação de Fe²⁺ pelo O₂ liberado pelas raízes do arroz e 2) a liberação de íons H⁺ das raízes para balancear o excesso de absorção de cátions em relação a ânions.

As concentrações de COD e N na solução do solo foram decrescentes ao longo da estação de cultivo, refletindo o consumo daquele na metanogênese e o consumo de N-NH₄⁺ pelas plantas. Destaque é dado ao amônio que, com comportamento semelhante à água de inundação, no início do cultivo apresentava concentrações de 42,30 mg L⁻¹ no solo em PC e 58,70 mg L⁻¹ em PD, e ao final do cultivo (112 dias), respectivamente de 0,27 mg L⁻¹ e 0,15 mg L⁻¹.

Tabela 5. Composição da solução do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo (DAI) e a 0,05 m de profundidade.

DAI	COD ¹	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	K	Ca	Mg	pH	CE ²
-----mg L ⁻¹ -----								μS cm ⁻¹
-----PREPARO CONVENCIONAL-----								
9	135,2	42,30	0,64	25	57	13	6,5	284
14	82,4	9,10		14	42	9	6,2	167
22	65,1	0,14		3	34	6	6,2	76
28	49,8	0,15		3	34	6	6,1	65
35	49,5	0,07		2	33	6	6,0	146
42	27,1	0,72	< 0,068	1	14	2	6,0	83
49	27,1	0,31		ND	16	2	5,6	83
56	19,6	0,34		ND	10	1	5,7	95
66	34,7	0,38		9	18	3	5,6	149
70	42,8	0,21		10	18	2	5,5	149
77	31,2	0,34		12	16	2	5,6	80
84	18,1	0,27	< 0,068	11	11	2	5,5	46
-----PLANTIO DIRETO-----								
9	170,3	58,70	0,62	24	43	10	6,7	312
14	94,6	10,20		17	36	9	6,2	197
22	72,4	1,17		8	31	6	6,0	72
28	40,1	0,68		8	31	6	5,9	42
35	39,7	0,46		2	29	5	5,8	118
42	40,4	0,61	< 0,068	ND	17	3	5,9	85
49	32,7	0,21		ND	17	3	5,9	113
56	33,9	0,51		ND	16	3	5,7	111
66	39,6	0,56		1	17	3	5,6	105
70	35,4	0,15		4	17	3	5,6	108
77	41,8	0,24		7	15	2	5,6	43
84	25,0	0,15	< 0,068	4	16	3	5,7	43

¹ C orgânico dissolvido; ² Condutividade elétrica.

4.3.2.3. Caracterização das plantas e produtividade do arroz

Praticamente não houve diferença na altura de plantas entre os sistemas de manejo (Apêndice 6). Em ambos os sistemas, as plantas atingiram a sua altura máxima entre 70 e 77 DAI, momento no qual a amostragem para quantificação da massa seca de parte aérea foi encerrada.

Em todas as datas de coletas, os valores absolutos de massa seca de parte aérea das plantas de arroz foram maiores no solo em PC do que em PD (Apêndice 7). A massa seca de raiz apresentou tendência de distribuição diferente nas camadas amostradas nos sistemas, com o PD apresentando um gradiente de redução com a profundidade levemente maior em relação ao PC (Apêndice 8).

O solo em PD apresentou aproximadamente 6 % a mais de plantas do que em PC. Contudo, a produtividade no PC foi 16 % maior do que no PD. A produtividade média dos sistemas de manejo no período de 1994 a 2001 é de 6,7 Mg ha⁻¹ no PC e de 6,1 Mg ha⁻¹ no PD (Marcolin et al., 2001).

4.3.2.4. Apresentação geral do efluxo durante a safra

As curvas do efluxo de CH₄ do solo em PC e em PD flutuaram de forma similar durante a estação de cultivo do arroz (Figura 19). O efluxo foi crescente do 8^o ao 35^o DAI, quando então atingiu o seu maior pico de toda a estação de cultivo, a partir do qual decresceu até o 56^o DAI. Deste dia em diante, o efluxo voltou a crescer e atingiu um segundo pico no 66^o DAI, decrescendo a partir daí até o final das coletas. Estes resultados são similares aos obtidos por Sass & Fisher (1991) e Watanabe et al. (1995).

O efluxo de CH₄ foi maior no solo em PC do que no solo em PD a partir do 22^o até o 98^o DAI. Não houve diferença de efluxo entre os sistemas na última coleta (Figura 19, Tabela 6).

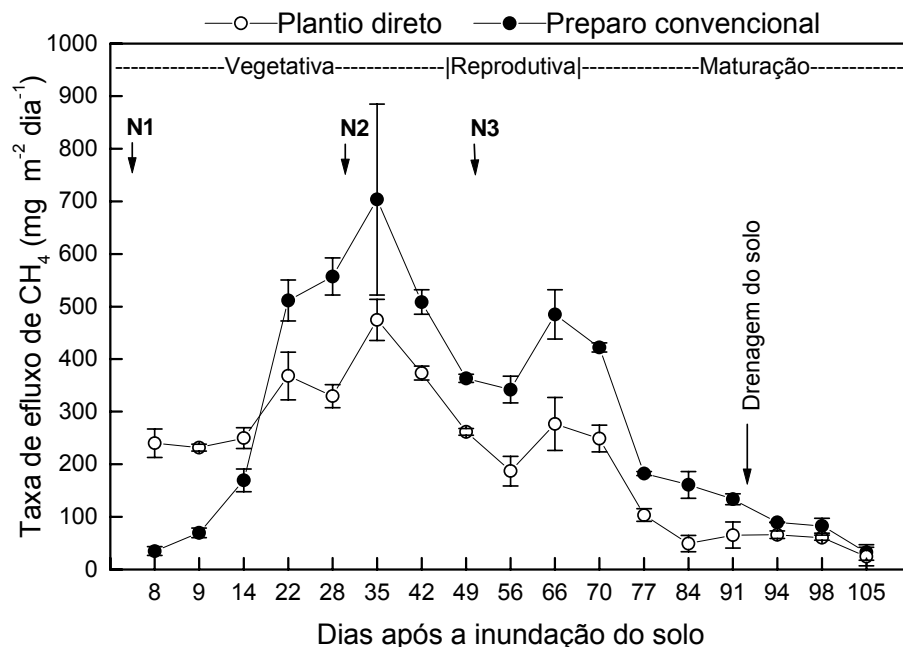


Figura 19. Taxa de efluxo de CH₄ do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo e nas fases de desenvolvimento do arroz. As barras verticais representam o desvio padrão da média. N1, N2 e N3 são aplicações de N-uréia.

Na tabela 6 são apresentadas as taxas do efluxo de CH₄ do solo em PC e em PD durante o cultivo do arroz. No período avaliado, a média do efluxo (\pm desvio padrão) do solo em PC foi de 285 (\pm 214) mg CH₄ m⁻² dia⁻¹ e de 212 (\pm 133) mg m⁻² CH₄ m⁻² dia⁻¹ do solo em PD. Os intervalos citados na literatura do efluxo de CH₄ do solo com arroz irrigado por inundação contínua são de 62 a 648 mg m⁻² dia⁻¹ (Mitsch & Wu, 1995) e de 0 a 1920 mg m⁻² dia⁻¹ (Le Mer & Roger, 2001).

Tabela 6. Taxa do efluxo de CH₄ (\pm desvio padrão) do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), em dias após a inundação do solo (DAI) e fases de desenvolvimento do arroz, e média do efluxo na estação de cultivo e efluxo sazonal.

DAI	Estádio	PC		PD	
-----mg m ⁻² dia ⁻¹ -----					
8	V4-V6	35 \pm	8	240 \pm	27
9	V4-V6	70 \pm	9	231 \pm	6
14	V6-V7	169 \pm	22	250 \pm	20
22	V7	511 \pm	39	368 \pm	45
28	V7-V8	557 \pm	35	330 \pm	22
35	V8	703 \pm	182	474 \pm	39
42	Diferenciação da panícula	508 \pm	23	374 \pm	13
49	Diferenciação da panícula	363 \pm	8	261 \pm	6
56	Diferenciação da panícula	342 \pm	26	187 \pm	29
66	Emissão da panícula	485 \pm	47	276 \pm	50
70	Grão leitoso	422 \pm	8	249 \pm	25
77	Grão pastoso	183 \pm	4	103 \pm	12
84	Maturação	161 \pm	25	49 \pm	16
91	Maturação	134 \pm	11	65 \pm	25
94	Solo drenado	89 \pm	1	66 \pm	6
98	Solo drenado	83 \pm	14	61 \pm	5
105	Solo drenado	33 \pm	15	24 \pm	18
Média sazonal		285 \pm	214	212 \pm	133
Efluxo sazonal (g m ⁻²)		32 \pm	2,4	22 \pm	0,6

4.3.2.5. Efluxo inicial de CH₄ e fatores controladores

O efluxo de CH₄ do solo em PD foi significativamente maior do que o do solo em PC nas três primeiras coletas (Figura 20 e Tabela 6). Aos 9 DAI, os valores absolutos de COD e de N-NH₄⁺ na solução do solo em PD foram maiores do que na solução do solo em PC (Figura 20). Supondo que essas diferenças entre os sistemas fossem ainda maiores para o 8^o DAI, o maior efluxo de CH₄ do solo em PD nesses dias pode ser atribuído às suas maiores

concentrações de COD e de N-NH_4^+ na sua solução do solo. Aos 14 DAI, as concentrações N-NH_4^+ não foram diferentes entre os sistemas, contudo, as de COD, embora estatisticamente não diferentes, ainda eram maiores no solo em PD, podendo explicar o maior efluxo de CH_4 (Figura 20).

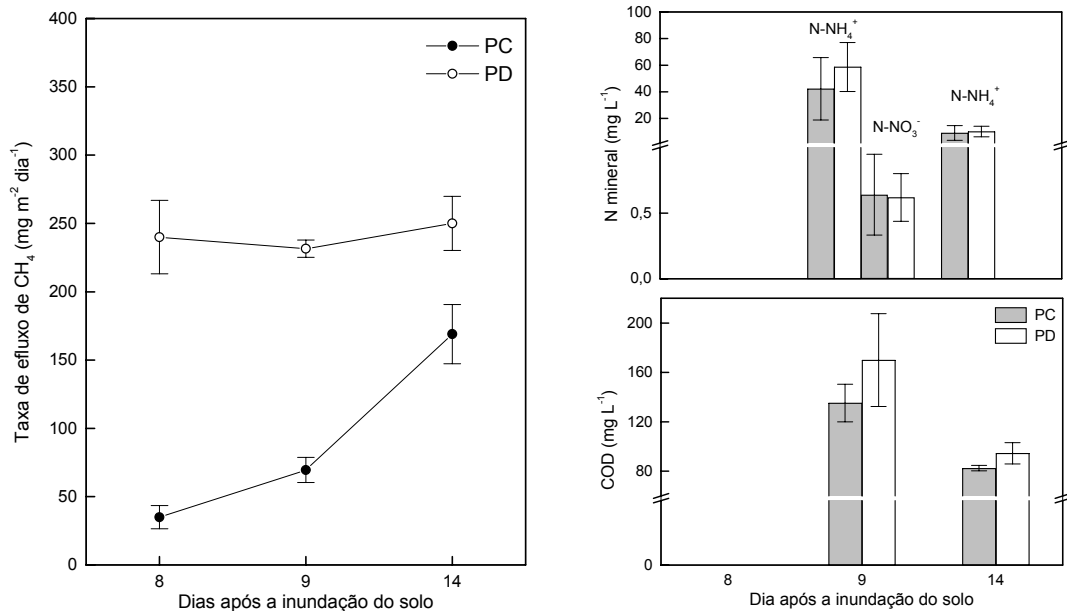


Figura 20. Taxas de efluxo de CH_4 e concentrações de COD, N-NO_3^- e N-NH_4^+ na solução do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), em dias após a inundação do solo. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

Em condições de solo inundado, maiores concentrações de COD são indicadoras diretas de maior metanogênese (Singh, 2001; Tanji et al., 2003). Adicionalmente, nessas condições, e de valores baixos de Eh, o NH_4^+ tem sido considerado como a principal fonte de N para os organismos metanogênicos (Knowles, 1993), o que poderia resultar em maior biomassa microbiana e, portanto, em maior produção de CH_4 . Entretanto, segundo Conrad (1989) uma maior biomassa microbiana nem sempre pode ser associada a maior efluxo de CH_4 , sendo mais importante a composição de microrganismos nessa biomassa.

A maior concentração de COD na solução do solo em PD pode ser relacionada à manutenção dos resíduos do azevém sobre a sua superfície. Sousa (2001) verificou que, nas primeiras semanas após a inundação do solo, a produção de ácidos orgânicos foi maior quando os resíduos foram aplicados sobre a superfície do solo (sem incorporação), em comparação a resíduos

incorporados ao solo. Esse autor verificou também que, entre os ácidos produzidos, o acético foi o que apresentou a maior concentração na solução do solo. Este ácido é um dos produtos da decomposição anaeróbia de resíduos orgânicos e prontamente utilizável na metanogênese (Wassmann et al., 1998). A aplicação de resíduos orgânicos vegetais aumenta a produção e o efluxo de CH_4 no solo quando de sua inundação, porque os resíduos promovem a diminuição do potencial redox do solo e são fontes de compostos orgânicos para os microrganismos metanogênicos (Watanabe et al., 1995; Neue et al., 1996). A quantidade e a qualidade de resíduos orgânicos, a forma de aplicação destes resíduos e a disponibilidade de compostos oxidados comandam o momento de início e a intensidade da redução do solo quando este é inundado (Corton et al., 2000; Le Mer & Roger, 2001).

Desta forma, a maior concentração inicial de COD na solução do solo em PD (Figura 20) pode ter resultado em valores de Eh mais baixos, favoráveis para ocorrer a produção de CH_4 , do que na solução do solo em PC (Knowles, 1993; Le Mer & Roger, 2001; Singh, 2001). O potencial redox não foi medido nesta safra devido a problemas com o eletrodo no início das coletas.

4.3.2.6. Efluxo de CH_4 nas demais fases de desenvolvimento do arroz e fatores controladores

Os dois maiores picos de efluxo de CH_4 durante o cultivo (35 e 66 DAI) (Figura 19) podem ser relacionados à dinâmica de fornecimento de C para a metanogênese, a partir dos resíduos do azevém, da MOS e dos exsudatos radiculares das plantas de arroz. Adicionalmente, também podem ser atribuídos às mudanças morfo-fisiológicas que ocorrem nas plantas no final da fase vegetativa, na qual as plantas atingem o número máximo de perfilhos, e na emissão das panículas, na fase reprodutiva (Lindau et al., 1991), fases em que ocorreram esses picos.

O primeiro pico pode ser devido à produção de compostos orgânicos na decomposição anaeróbia dos resíduos do azevém, aliada à de compostos orgânicos lábeis da MOS, metabolizáveis pelos microrganismos metanogênicos (Neue et al., 1996), bem como, também, pode estar relacionado com o aumento da exsudação de compostos orgânicos pelas raízes das plantas de

arroz, que acontece com o avançar do seu desenvolvimento. Estes exsudados servem também de substrato para os organismos metanogênicos, aumentando a produção de CH_4 (Aulakh et al., 2001). Segundo esses autores, existe correlação positiva entre a massa seca de parte aérea e de raiz das plantas de arroz com a exsudação de compostos orgânicos, portanto sendo essa exsudação comandada pelo aumento da massa de parte aérea e de raiz das plantas de arroz, as quais, por sua vez, dependem da taxa fotossintética das plantas. Esta é função da radiação solar e do estado de nutrição das plantas de arroz, entre outros fatores (Taiz & Zeiger, 1991). A partir do 22º DAI, as diferenças quanto ao COD na solução do solo entre os sistemas de cultivo foram menores do que aos 9 e 14 DAI (Tabela 5), o que reforça a suposição sobre a maior exsudação de compostos orgânicos pelas raízes das plantas no solo em PC em relação ao solo em PD.

Nesse sentido, em relação ao solo em PD, as maiores concentrações de COD, em termos absolutos, na solução do solo em PC no 28º e 35º DAI (Tabela 5), somadas à maior participação de exsudatos radiculares, inferida da maior matéria seca de parte aérea das plantas do PC (Figura 21), poderiam explicar o seu maior efluxo de CH_4 a partir do 22º DAI.

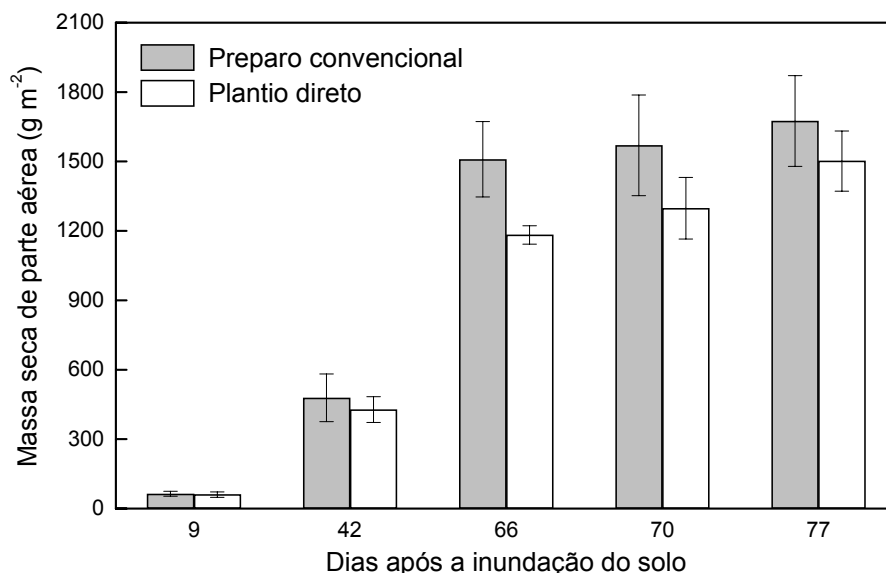


Figura 21. Massa seca de parte aérea de plantas de arroz do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

Contudo, na fase inicial de desenvolvimento do arroz, cultivado em solo que tenha recebido a aplicação de resíduos vegetais, a maior contribuição de C para a metanogênese é da decomposição desses resíduos e de frações lábeis da MOS, com menor contribuição dos exsudatos radiculares (Watanabe et al., 1999).

O aumento de perfilhos e folhas e, por conseguinte, do número de canais de saída de CH₄ do solo via planta, também pode ter contribuído para a intensidade do primeiro pico do efluxo de CH₄ (Huang et al., 1997; Nouchi et al., 1990).

O segundo pico pode estar relacionado com a intensa liberação de exsudatos pelas raízes do arroz durante as fases de diferenciação das panículas, de emborrachamento, de emissão das panículas e, finalmente, de florescimento, na fase reprodutiva do arroz (Aulakh et al., 2001). Além disso, a partir desta fase as folhas mortas que caem formando uma liteira sobre o solo, os perfilhos que não produziram panícula e as raízes senescentes, e suas escamações, e/ou mortas das plantas de arroz, em adição aos exsudatos radiculares, passam a ter significativa participação no fornecimento de C aos organismos metanogênicos (Watanabe et al., 1999). A decomposição anaeróbia desses materiais reduz o potencial redox e é fonte de C para a metanogênese em solos inundados, aumentando a produção de CH₄ (Lauren & Duxbury, 1993; Cai et al., 1997; Chidthaisong & Watanabe, 1997).

Nesse contexto, sobretudo a partir do primeiro pico (35 DAI), o maior efluxo de CH₄ do solo em PC, em relação ao solo em PD, pode ser atribuído à provável maior exsudação de compostos orgânicos pelas raízes de sua plantas, inferida da sua maior matéria seca de parte aérea (Figura 21).

A radiação solar influencia a taxa fotossintética das plantas, a qual determina a sua produção de matéria seca (Tanaka, 1976; Taiz & Zeiger, 1991) e, conseqüentemente, a liberação de compostos orgânicos pelas raízes das plantas (Stevenson, 1967; Aulakh et al., 2001). Para as condições do presente estudo, as variações na radiação solar explicaram 57 e 72 % das variações do efluxo de CH₄ do solo em PC e em PD, respectivamente (Figura 22).

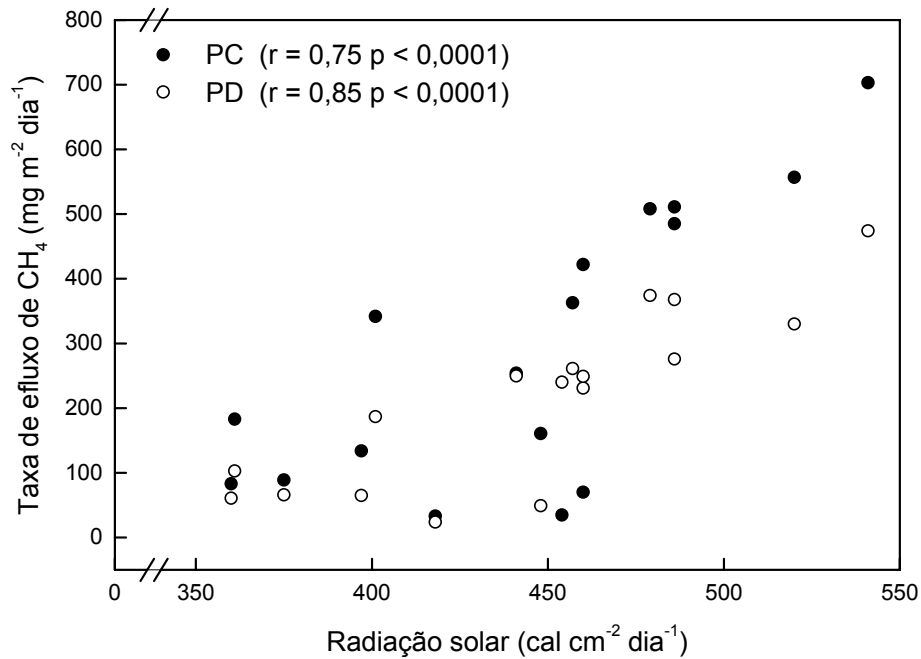


Figura 22. Relação entre as taxas de efluxo de CH₄ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) e a radiação solar.

A aplicação de N em cobertura é outro fator que pode alterar a magnitude de picos de efluxo de CH₄. A primeira aplicação de N (31/01/03) ocorreu dois dias antes do pico detectado aos 35 DAI, ou seja, com a curva de efluxo crescente, o que pode ter incrementado mais ainda o pico em ambos os sistemas. Contudo, a segunda aplicação ocorreu com a curva de efluxo decrescente (Figura 20). Os efeitos da aplicação de N no efluxo de CH₄ em solo inundado são complexos e, às vezes, contraditórios. Segundo Cai et al. (1997), o efluxo de CH₄ foi reduzido em 7 e 14 % com a aplicação de 100 e 300 kg N ha⁻¹, respectivamente, em relação ao tratamento controle. Em contraposição, Lindau et al. (1991) verificaram que a adubação com uréia aumentou de forma significativa o efluxo de CH₄. Os tratamentos utilizados por estes autores foram 0, 100, 200 e 300 kg N ha⁻¹, com respectivos efluxos de 6,0, 8,9, 9,8 e 11,2 kg CH₄ ha⁻¹ dia⁻¹. A avaliação do efeito de uma prática agrícola específica no efluxo de CH₄ exige um sistema testemunha ou coletas de amostras de ar antes e logo após a realização dessa prática, o que não foi possível de implementar no presente estudo.

Em síntese, como a radiação solar foi igual para as plantas de ambos os sistemas de cultivo, “postula-se” que, como a matéria seca de parte aérea das plantas do PC apresentou tendência de ser maior do que das

plantas do PD, houve maior exsudação de compostos orgânicos pelas raízes, os quais foram utilizados na metanogênese e causaram o maior efluxo de CH₄ em relação ao solo em PD.

Adicionalmente, a maior matéria seca de parte aérea pode ser associada a um maior sistema radicular, com possível maior liberação de C das raízes, potencializando a produção de CH₄ (Wang et al., 1997). Lindau & Bollich (1993b), quantificando o efluxo de CH₄ em solo sem e com plantas de arroz, mostraram que a quantidade emitida durante a estação de cultivo do arroz foi positivamente correlacionada com a matéria seca de parte aérea.

A tendência de maior matéria seca de parte aérea das plantas de arroz no solo em PC pode ser em resposta a um somatório de fatores. A dinâmica de decomposição dos resíduos (de parte aérea e de raiz) do arroz, em todo o período de entressafra, e do azevém, próximo à semeadura do arroz, associada aos efeitos do preparo ou não do solo, podem determinar diferenças significativas na composição da solução do solo, tanto do ponto de vista de fornecimento de nutrientes, como da presença de ácidos orgânicos potencialmente tóxicos às plantas recém germinadas (Tadano & Yoshida, 1978). Segundo esses autores, a inundação do solo, ao promover o aumento do pH, dissocia os ácidos orgânicos e reduz a ação tóxica dos mesmos, sobretudo do ácido butírico. Contudo, o solo não é inundado até que as plantas tenham formado de quatro a cinco folhas. Nesta fase, portanto, na decomposição microbiana dos resíduos presentes, de forma concentrada, sobre a superfície do solo em PD podem ser produzidos ácidos orgânicos em concentrações mais altas do que no solo em PC, no qual os resíduos já passaram por períodos de decomposição, entre o primeiro (após a dessecação e fracionamento) e o segundo preparo do solo (na pré semeadura), podendo resultar em plantas com desenvolvimento inicial retardado no solo em PD, com conseqüências para o restante da estação de cultivo (Cannel & Lynch, 1984). Um dos efeitos adversos desses ácidos orgânicos às plantas de arroz, sobretudo na fase inicial de desenvolvimento, é a inibição da absorção de fósforo e potássio (Rao & Mikkelsen, 1977b).

Dos efeitos do preparo do solo, a menor resistência física ao enraizamento das plantas, associada à aplicação de adubos, sobretudo nitrogenados, e resíduos vegetais em camadas mais profundas no perfil do

solo, pode permitir a exploração de um maior e mais profundo volume de solo, com reflexos no estado de nutrição das plantas no início de seu desenvolvimento. Corroborando essa hipótese, no início da estação de cultivo, a saturação da CTC por bases e o N total eram maiores na camada de 0,10 a 0,20 m do solo em PC em comparação ao solo em PD (Tabela 3). Adicionalmente, raízes em camadas mais profundas, e na presença de resíduos em decomposição anaeróbica, poderiam drenar mais CH_4 dessas camadas, em comparação a raízes em camadas mais superficiais do solo. Na fase de maturação (estádio de grão pastoso), a densidade de massa de raízes nas camadas de 0,10 a 0,20 e 0,20 a 0,30 m no solo em PC apresentou tendência de ser maior do que no solo em PD (Figura 23).

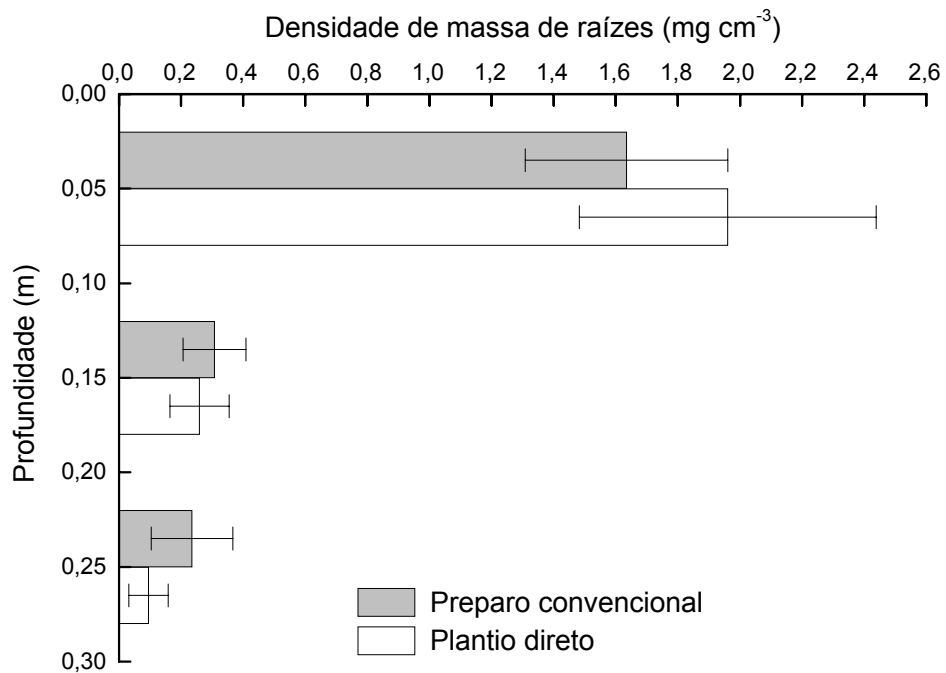


Figura 23. Densidade de massa de raízes em profundidades do solo em preparo convencional e plantio direto. As barras horizontais representam o desvio padrão da média.

De forma inversa, o menor efluxo de CH_4 do solo em PD pode estar relacionado às suas raízes mais superficiais, em relação ao solo em PC, o que pode ser devido à maior concentração de nutrientes, oriundos da MOS e da adubação de base (principalmente quanto a presença de N) na sua superfície. Desta forma, as raízes explorariam menor volume de solo e estariam em zonas mais oxidadas do perfil do solo, com conseqüente menor potencial de produção de CH_4 .

4.3.2.7. Coletas após a drenagem do solo

Após a drenagem do solo, o efluxo de CH₄ foi decrescente no solo de ambos os sistemas de cultivo, com valores finais de 33 e 24 mg m⁻² dia⁻¹ no PC e no PD, respectivamente. Isso é devido à redução da umidade do solo após a sua drenagem (Bronson et al., 1997), resultando em um solo oxidado, paralisando a atividade dos microrganismos metanogênicos, que são anaeróbios obrigatórios (Le Mer & Roger, 2001). Vale ressaltar que após a drenagem, uma precipitação de 16 mm aos 94 DAI saturou o solo novamente, retardando a redução do efluxo de CH₄ em ambos os sistemas de cultivo (Tabela 6).

A drenagem do solo após a colheita do arroz reduz o efluxo de CH₄, entretanto ao mesmo tempo pode favorecer condições para a produção de óxido nitroso (N₂O), cujo potencial de aquecimento global estimado para 100 anos é 10 vezes maior do que o CH₄ (Rodhe, 1990; Duxbury et al., 1993). O aumento de condições aeróbias no solo pode permitir a nitrificação de NH₄⁺ mineralizado da MOS e dos resíduos de colheita. Assim, o NO₃⁻ produzido pode ser desnitrificado (Patrick & Reddy, 1978; Bronson & Singh, 1995; Bronson et al., 1997; Kravchenko et al., 2002). Mesmo com o solo inundado, acredita-se que a nitrificação aconteça em uma camada superficial do solo e na zona oxidada da rizosfera, com o nitrato difundindo para zonas reduzidas do solo e sendo imediatamente desnitrificado (Bronson & Singh, 1995). Bronson et al. (1997) destacam a necessidade de se medir o efluxo de N₂O no período de entressafra do arroz.

4.3.2.8. Fatores ambientais controladores do efluxo de CH₄ durante o cultivo do arroz

As variações no efluxo de CH₄ do solo foram correlacionadas com as variações temperatura do solo e da radiação solar em ambos os sistemas de cultivo. De forma associada, estas explicaram 65 % (p < 0,001) e 90 % (p < 0,0001) das variações no efluxo de CH₄ do solo em PC (Figura 24a) e PD (Figura 24b), respectivamente.

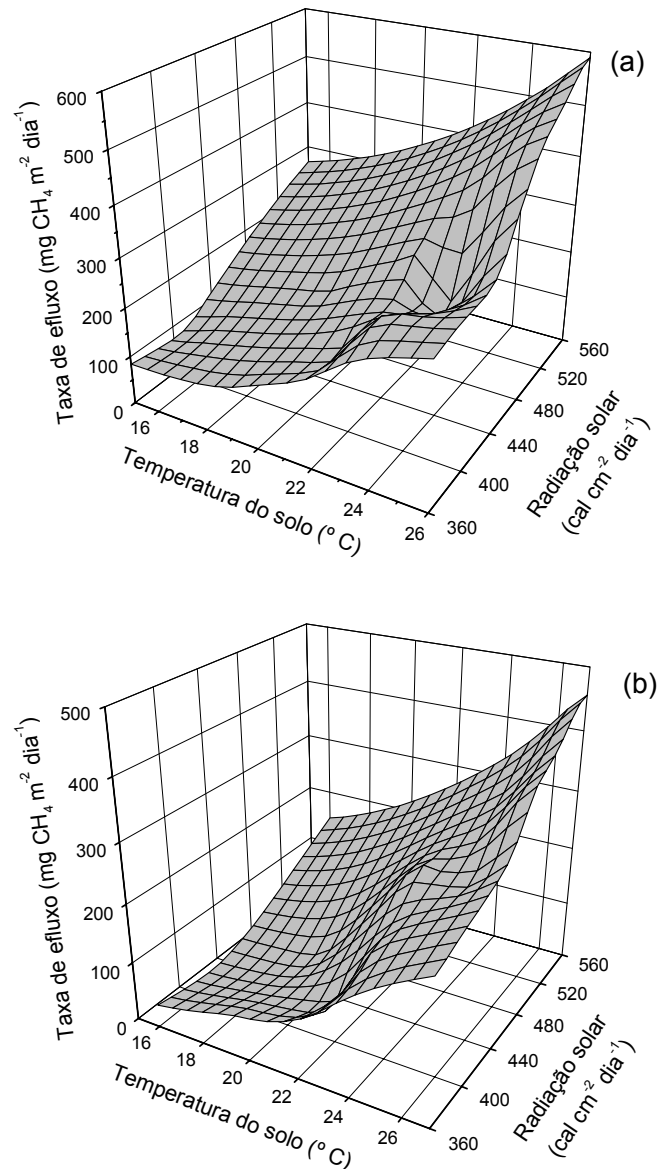


Figura 24. Relação entre efluxo de CH₄ do solo em a) preparo convencional e b) plantio direto e a temperatura média do solo e a radiação solar.

Como não houve diferença significativa na temperatura do solo entre as profundidades de 0,02, 0,05 e 0,10 m dentro de cada sistema, no cálculo da correlação foi utilizada a média aritmética da temperatura das três profundidades.

A temperatura do solo aumenta a atividade microbiana e, conseqüentemente, a decomposição de compostos orgânicos no solo, aumentando o fornecimento de substratos para os organismos metanogênicos (Knowles, 1993; Schimel et al., 1993).

A radiação solar aumenta a taxa fotossintética das plantas, resultando em maior massa de parte aérea e de raízes, as quais são

relacionadas positivamente com a quantidade de exsudatos liberados pelas raízes durante o desenvolvimento do arroz, os quais são fontes de C para a metanogênese (Aulakh et al., 2001).

4.3.2.9. Efluxo sazonal de CH₄

O efluxo sazonal de CH₄ (105 dias) do solo em PC e em PD foi de 32 e de 22 g m⁻², respectivamente (Tabela 6). Na média dos dois sistemas de cultivo, 50 % do efluxo sazonal ocorreu na fase vegetativa, após a inundação do solo, 30 % na fase reprodutiva e 20 % na fase de maturação dos grãos de arroz.

A diferença de efluxo sazonal de CH₄ entre os sistemas de cultivo é eqüivalente a 2.100 kg CO₂-equivalentes ha⁻¹, representando aproximadamente 0,57 Mg de C equivalente ha⁻¹, superior ao atual valor da taxa anual de acúmulo de C no Argissolo de Eldorado do Sul (Tabela 2). Contudo, ressalta-se que esse “seqüestro” no solo inundado ocorre em apenas quatro meses. Portanto, para as condições da safra avaliada, o solo em PD apresentou potencial de mitigar o efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera, o qual deve ser ainda corrigido em termos de um período anual de avaliação.

4.3.2.10. Efluxo sazonal de CH₄ versus produtividade de grãos de arroz

Os resultados do presente estudo demonstram que o sistema PD tem potencial de mitigar o efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera. Contudo, a produtividade de grãos no solo do PD foi uma tonelada menor do que no sistema PC (Figura 25). A real contribuição do PD na qualidade ambiental deve considerar o efluxo de CH₄ por unidade de arroz produzido.

Nesse sentido, para cada quilograma de grãos de arroz produzido na safra, o efluxo de CH₄ foi de 35 e 44 g no solo em PD e em PC, respectivamente, reforçando o benefício ambiental do sistema PD na mitigação dos impactos do cultivo do arroz irrigado ao ambiente.

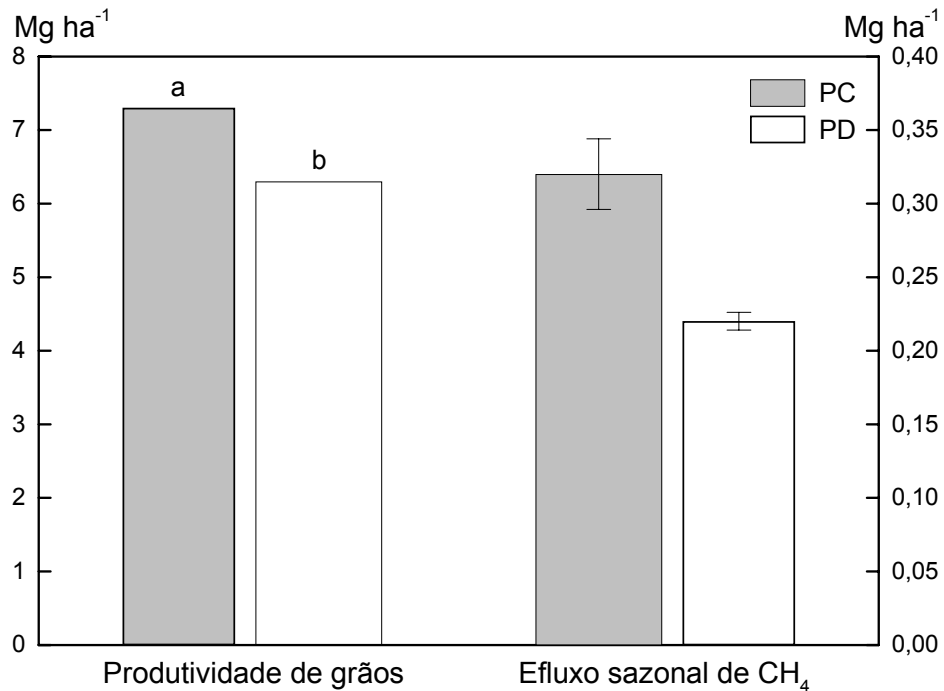


Figura 25. Produtividade de grãos de arroz e efluxo sazonal de CH₄ do solo em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD). As letras diferentes sobre as barras representam diferença significativa pelo teste de Duncan, ao nível de 5 %, e as barras verticais representam o desvio padrão da média.

A pesquisa de medidas para a redução do efluxo de CH₄ do solo deve ter também como meta não reduzir a produtividade de grãos de arroz (Denier van der Gon et al., 2002; Sass & Cicerone, 2002). Segundo Sass & Cicerone (2002), a demanda por alimento da crescente população mundial e os possíveis efeitos das mudanças climáticas globais sobre as plantas cultivadas desafiam a comunidade científica (agrícola) a estar atenta às interações dessas duas pressões ambientais e a acelerar os esforços para desenvolver cultivares de arroz de alta produtividade que tenham baixo efluxo de CH₄.

Adicione-se e/ou contraponha-se à opinião desses autores, o desenvolvimento de práticas de manejo do solo que minimizem a produção de CH₄ no solo. O não preparo do solo no PD pode ser uma prática importante nesse sentido, faltando, contudo, ajustar outras práticas do sistema (adubação mineral, aplicação de resíduos vegetais, manejo da água de inundação do solo, uso de cultivares etc.) para aumento da produtividade de grãos de arroz, ao menos comparáveis à do sistema PC.

Considerando os possíveis efeitos das mudanças climáticas sobre a agricultura, o consenso internacional é de que, em um mundo de incertezas com um alto risco de mudança climática, seria prudente implementar estratégias de segurança que, simultaneamente, acelerem pesquisas básicas sobre o assunto, bem como sobre as causas e os impactos das mudanças climáticas, e que introduzam medidas de precaução (Bach, 1989).

4.3.3. Estação de cultivo 2003/04

4.3.3.1. Apresentação geral do efluxo durante a safra

O aspecto geral das curvas do efluxo de CH₄ do solo em PC e em PD foi similar durante o cultivo do arroz (Figura 26). A taxa inicial e final do efluxo de CH₄, bem como a amplitude e a média (\pm desvio padrão) do período avaliado foram respectivamente de 4; 6; 654 e 328 (\pm 233) mg m⁻² dia⁻¹ no PC, e de 4; 16; 613 e 298 (\pm 185) mg m⁻² dia⁻¹ no PD (Tabela 7).

O efluxo de CH₄ do solo em PC foi crescente do 1º ao 35º DAI, quando então atingiu o maior pico de toda a estação, a partir daí decresceu até o 48º DAI. A partir deste dia, o efluxo cresceu novamente e atingiu um segundo pico no 55º DAI, e então decresceu até o 97º DAI, e cresceu novamente, atingindo um terceiro pico aos 104 DAI e retornou a decrescer até a última amostragem de ar. O efluxo de CH₄ na última coleta foi praticamente igual ao efluxo da primeira coleta (Tabela 7).

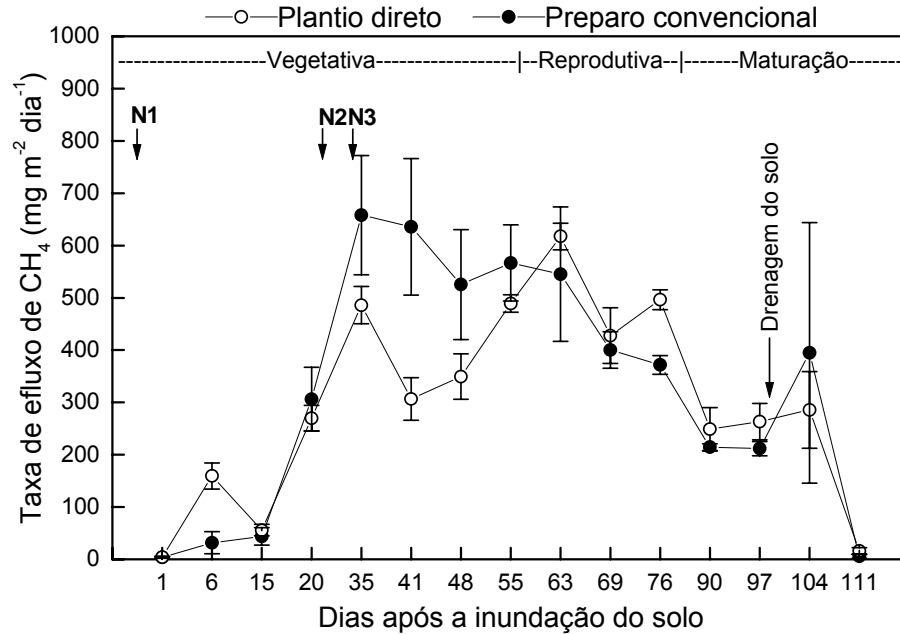


Figura 26. Taxa de efluxo de CH_4 do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo e nas fases de desenvolvimento do arroz. As barras verticais representam o desvio padrão da média. N1, N2 e N3 são aplicações de N-uréia.

Tabela 7. Taxa do efluxo de CH_4 (\pm desvio padrão) do solo em preparo convencional (PC) e em plantio direto (PD), em dias após a inundação do solo (DAI) e fases de desenvolvimento do arroz, e média do efluxo na estação de cultivo e efluxo sazonal.

DAI	Estádio	PC	PD
-----mg m ⁻² dia ⁻¹ -----			
1	V4	4 ± 1	4 ± 2
6	V5	32 ± 21	159 ± 25
15	V6-V7	44 ± 17	56 ± 11
20	V6-V7	306 ± 61	270 ± 25
35	V7-V8	658 ± 114	486 ± 36
41	V8	636 ± 131	307 ± 41
48	V9 – Diferenciação da panícula	525 ± 105	350 ± 43
55	V10 – V11 – emborrachamento	567 ± 73	489 ± 17
63	V12 – emissão da panícula	546 ± 128	617 ± 26
69	Florescimento	400 ± 35	428 ± 53
76	Fecundação	372 ± 18	496 ± 19
90	Grão pastoso	214 ± 7	249 ± 41
97	Maturação – drenagem do solo	211 ± 13	264 ± 35
104	Maturação: solo drenado	395 ± 249	286 ± 73
111	Maturação: solo drenado	6 ± 3	16 ± 6
Média sazonal		328 ± 65	298 ± 30
Efluxo sazonal (g m ⁻²)		38 ± 5,5	36 ± 1,3

No solo em PD, o efluxo de CH₄ também foi crescente a partir do 1º DAI e apresentou um pico já na segunda coleta (6 DAI), a partir da qual decresceu até o 15º DAI e retornou a crescer até o segundo pico aos 35 DAI. A partir deste dia, o efluxo decresceu novamente até o 41º DAI e então cresceu e atingiu o terceiro e maior pico de toda a estação (63 DAI). A partir daí, foi decrescente até o 69º DAI, cresceu novamente e atingiu um quarto pico aos 76 DAI, e decresceu até a coleta aos 90 DAI, quando então cresceu novamente e atingiu o quinto e último pico, após o qual decresceu até final do período de amostragem de ar. O efluxo de CH₄ na última coleta ($16 \pm 6 \text{ mg m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) foi cerca de quatro vezes maior do que o da primeira coleta ($4 \pm 2 \text{ mg m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) (Tabela 7).

A partir do 55º DAI até o final das coletas das amostras de ar, o efluxo de CH₄ não foi diferente entre os sistemas de cultivo, com exceção do 76º DAI, no qual o efluxo do solo em PD foi maior do que o efluxo do solo em PC.

Em ambos os sistemas de cultivo, o último pico de CH₄ do solo (104 DAI) é atribuído à transferência para a atmosfera de CH₄ que estava aprisionado no solo (Byrnes et al., 1995; Neue et al., 1996; Le Mer & Roger, 2001), como efeito da drenagem do solo iniciada no 97º DAI. Segundo Neue et al. (1996), significativa quantidade do CH₄ formado no solo anaeróbico pode permanecer preso neste enquanto perdura a inundação. Com a drenagem, parte do CH₄ é oxidado, mas parte significativa é transferida para a atmosfera à medida que diminui a umidade do solo.

4.3.3.2. Processos de redução do solo e efluxo de CH₄ nos dois primeiros meses após a inundação do solo

As variações nas curvas dos indicadores dos processos de redução (NO₃⁻, Mn²⁺, Fe²⁺, Eh e pH), das concentrações de C orgânico (total e na forma de ácidos orgânicos) na solução do solo e do efluxo de CH₄ durante os dois primeiros meses após o início da inundação do solo em PD e em PC são apresentadas nas figuras de 27 a 29.

De maneira geral, as concentrações de NO₃⁻, Mn²⁺ e Fe²⁺ na solução do solo em ambos os sistemas de cultivo foram maiores nas três primeiras

semanas após a inundação do solo, a partir das quais diminuíram e entraram em fase de estabilização, com exceção do pico na concentração dos três elementos entre o 40° e 50° DAI no solo em PC (Figura 27).

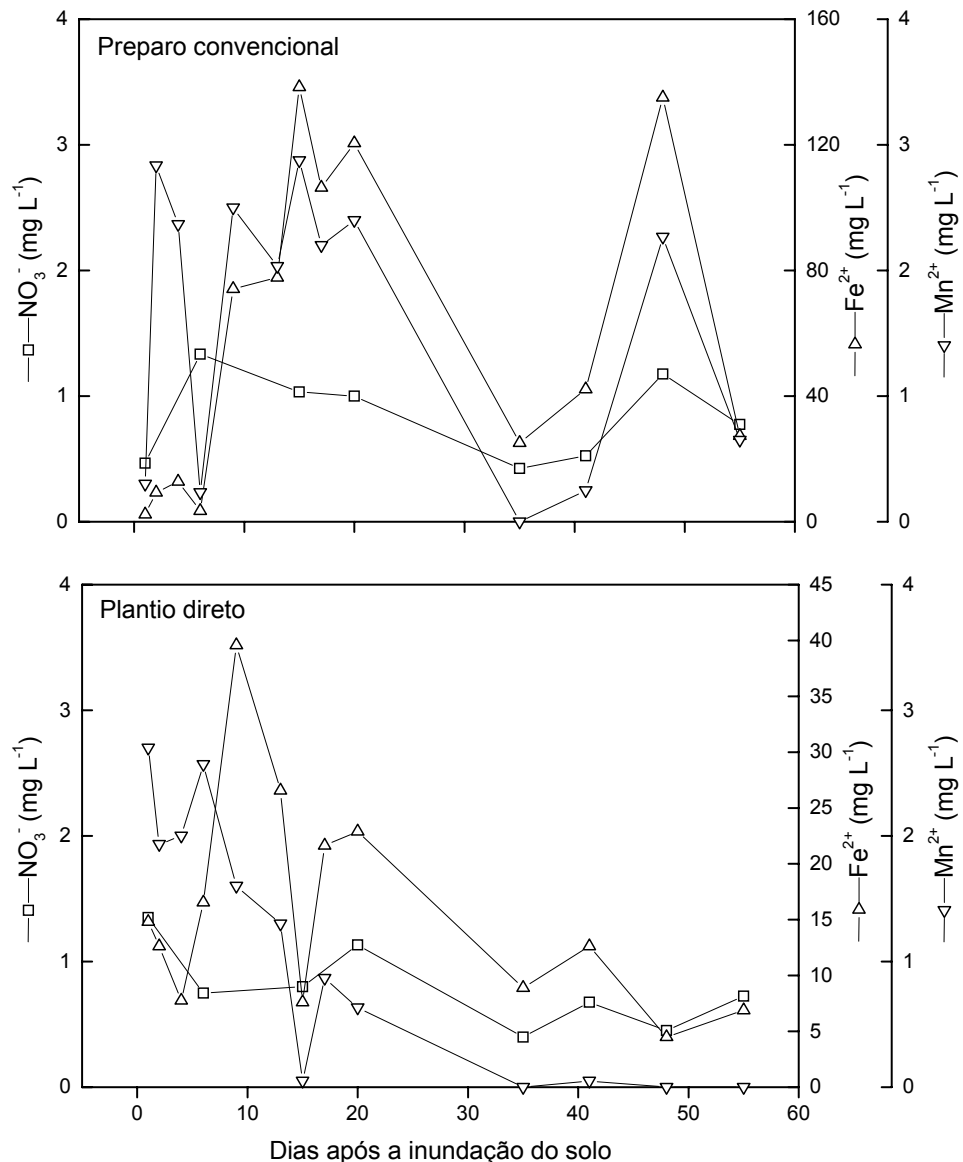


Figura 27. Concentrações de nitrato (NO_3^-), ferro (Fe^{2+}) e manganês (Mn^{2+}) na solução do solo (0,05 m de profundidade da superfície do solo) em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo.

A diminuição da concentração do NO_3^- indica a sua utilização como primeiro receptor alternativo de elétrons na respiração dos microrganismos em condições de anaerobiose devido à inundação. As altas concentrações iniciais de Mn^{2+} , seguidas pelas de Fe^{2+} também indicam a utilização de suas formas oxidadas como receptores alternativos de elétrons na respiração dos

microrganismos em condições anaeróbias e estão conforme predito pela teoria termodinâmica e constatado por Jordan Jr. et al. (1967), Cho & Ponnaperuma (1971), Ponnaperuma (1972) e Lueders & Friedrich (2000). A diminuição nas concentrações de Mn^{2+} e Fe^{2+} na solução do solo é em resultado a reações de precipitação destes elementos na forma de óxidos e passagem dos mesmos para o complexo de troca do solo (Ponnaperuma, 1972; Liesack et al., 2000).

De acordo com a seqüência de redução predita pela teoria termodinâmica, segundo a qual os receptores de elétrons com maior Eh são reduzidos antes do que aqueles com menor Eh (Stumm & Morgan, 1981; Peters & Conrad, 1996), o NO_3^- e o Mn^{4+} foram reduzidos simultaneamente e antes do Fe^{3+} (Figura 27).

A concentração de NO_3^- foi decrescente do primeiro dia de inundação em diante no solo em PD ($1,4 \text{ mg L}^{-1}$) e do sexto dia ($1,3 \text{ mg L}^{-1}$) em diante no solo em PC, variando a partir daí em ambos os sistemas de cultivo entre $1,1$ e $0,4 \text{ mg L}^{-1}$, indicando a sua utilização como receptor alternativo de elétrons na ausência de O_2 (Ponnaperuma, 1972; Stumm & Morgan, 1981). Esses valores são, respectivamente, 11 e 4 vezes maiores do que a concentração de NO_3^- ($< 0,1 \text{ mg L}^{-1}$) da água de inundação antes da entrada nos blocos do experimento. A sensibilidade do método para esta análise foi de $0,068 \text{ mg L}^{-1}$, (Tedesco et al., 1995).

É importante ressaltar que a altura da lâmina da água de inundação, normalmente utilizada no experimento ($0,1 \text{ m}$), foi alcançada aproximadamente em 24 horas após o início da inundação. Neste tempo, é provável que grande parte do NO_3^- tenha sido desnitrificado, conduzindo à suposição de que a sua concentração era ainda maior durante o primeiro dia de inundação (Figura 27).

Em seguida, as concentrações de Mn^{2+} e Fe^{2+} aumentaram na solução do solo, indicando a utilização de Mn^{4+} e Fe^{3+} como receptores alternativos de elétrons na respiração anaeróbia. A utilização de óxidos e hidróxidos de Mn como receptores antes dos óxidos e hidróxidos de Fe foi como predita pela termodinâmica (Figura 27). A exata identificação e separação da seqüência dos processos de redução, conforme a teoria termodinâmica, nem sempre é possível, o que depende do método de monitoramento dos principais indicadores dos processos de redução (Gao et al., 2002; Tanji et al., 2003), além de outros fatores não monitorados nesta

pesquisa, como por exemplo da pressão parcial de CO_2 , a qual determina o pH, o potencial redox e a solubilidade de ferro, manganês e cálcio em solo inundado (Cho & Ponnaperuma, 1971), e depende também da sobreposição das condições redox nas quais os sistemas enzimáticos dos microrganismos estão em atividade (Peters & Conrad, 1996). Segundo Stumm & Morgan (1981), a redução de MnO_2 deve ocorrer nos mesmos valores de Eh (potencial da atividade de elétrons, no original) em que ocorre a redução do NO_3^- .

No solo em PC, em comparação ao solo em PD, a maior variação na concentração de Mn^{2+} e de Fe^{2+} , tanto na frequência quanto na magnitude dos picos, e a menor concentração de C orgânico na solução do solo podem ser relacionadas à incorporação da MOS e dos resíduos do azevém pelo preparo do solo. É possível que este tenha diluído o material orgânico na massa de solo da camada de revolvimento e, portanto, criado zonas de atividade microbiológica menos intensa inicialmente, em relação ao solo em PD, mas que aumentaram com o passar do tempo de inundação. Neste sentido, a localização dos resíduos no perfil do solo é de grande importância, visto que resíduos em maior profundidade podem intensificar as reações de redução do solo como um todo.

O revolvimento do solo, além de estimular a decomposição dos materiais orgânicos antes da inundação, altera a dinâmica populacional dos microrganismos quando da inundação do solo, demandando mais tempo para o início de uma decomposição anaeróbia mais efetiva (Conrad, 1989), sobretudo em comparação à dinâmica populacional microbiana no solo em PD.

As reduções do NO_3^- , Mn^{4+} e Fe^{3+} resultaram na diminuição do Eh e aumento do pH (Figura 28). O rápido decréscimo no Eh em solos ácidos, como o do experimento, é benéfico por causa do recíproco aumento do pH, que elimina a toxidez por alumínio, minimiza os danos às plantas pelo Fe^{2+} , CO_2 e, principalmente, ácidos orgânicos (Cho & Ponnaperuma, 1971).

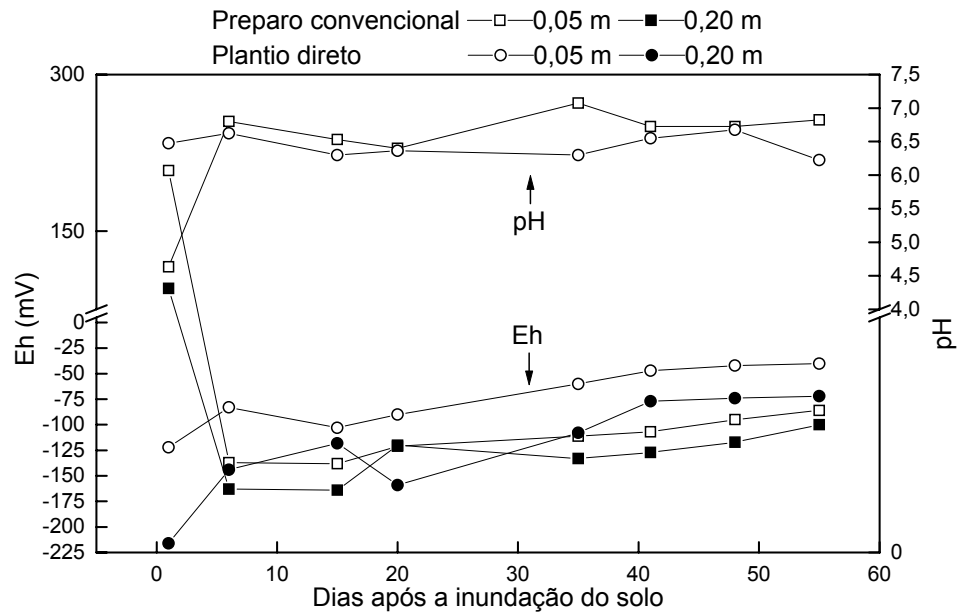


Figura 28. Potencial redox (Eh), a 0,05 e 0,20 m de profundidade, e hidrogeniônico (pH), a 0,05 m de profundidade, na solução do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo.

Com a inundação, o solo que antes estava em estado predominantemente oxidado, passou a estar predominantemente reduzido, em consequência da decomposição anaeróbia de frações lábeis da MOS e dos resíduos do azevém (Figura 26) (Ponnanperuma, 1972; Peters & Conrad, 1996; Lueders & Friedrich, 2000). Como resultado da decomposição de compostos hidrossolúveis da MOS e dos resíduos do azevém, a concentração de C orgânico aumentou na solução do solo, bem como as concentrações dos ácidos acético e propiônico. Como consequência do alto valor de pH na solução do solo de ambos os sistemas, a forma dissociada (acetato e propionato) desses ácidos (Schwarzenbach et al., 1993) foi predominante na solução do solo (Figura 29).

As modificações na eletroquímica da solução do solo após a sua inundação aconteceram antes no solo em PD do que no solo em PC. Contudo, neste sistema as modificações foram mais acentuadas e como predito pela teoria termodinâmica. Um dia após a inundação, as concentrações de NO_3^- e Mn^{2+} na solução do solo em PD já estavam decrescendo, enquanto que as mesmas no solo em PC estavam ainda aumentando, o que foi comprovado com os resultados nas coletas subsequentes. Esse decréscimo é indicador de que a decomposição anaeróbia já era intensa durante o primeiro dia de

inundação no solo em PD. A inundação do solo foi iniciada em 02 de dezembro e foi concluída no dia seguinte. Entrementes, as reações de redução aconteceram e resultaram nos valores do sexto dia após a inundação do solo (segunda coleta de amostras de ar e solução do solo), o que é confirmado pelo pico de C orgânico (274 mg L⁻¹) (Figura 29) e de valores relativamente estáveis de pH e Eh na coleta do 6º DAI (Figura 28).

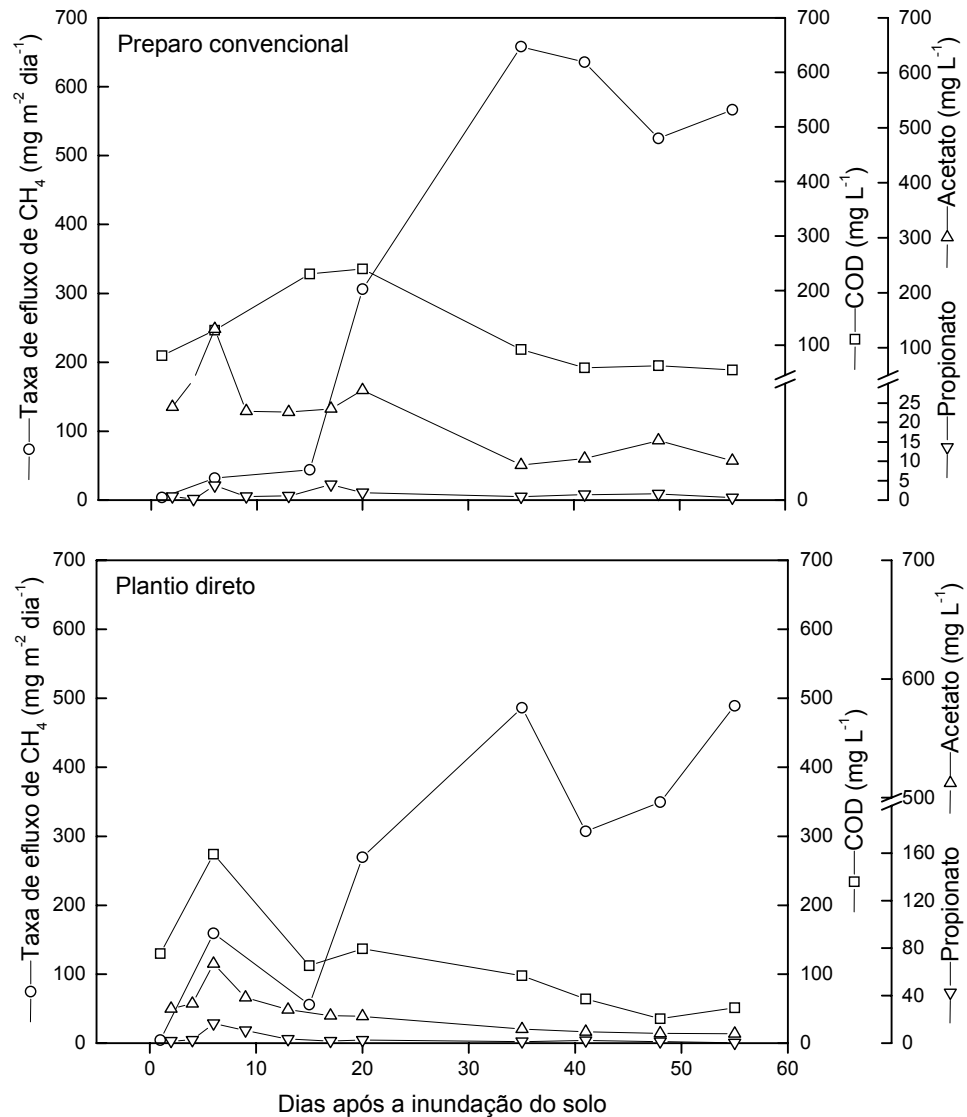


Figura 29. Taxa de efluxo de CH₄ e concentrações de C orgânico dissolvido (COD), de acetato e propionato na solução do solo (a 0,05 m de profundidade) em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo.

A maior quantidade de massa seca de resíduos do azevém no solo em PD (5,2 Mg ha⁻¹) em relação ao solo em PC (3,8 Mg ha⁻¹), antes da

inundação, pode explicar o comportamento descrito anteriormente para as modificações na eletroquímica da sua solução imediatamente após a sua inundação. Segundo Ponnaperuma (1972), a intensidade das reações de redução em um solo após a sua inundação está relacionada à presença de materiais orgânicos, que são fontes de elétrons e nutrientes para a atuação dos microrganismos adaptados ao ambiente anaeróbio. Além disso, a localização desses materiais orgânicos no perfil do solo também pode ser um fator determinante para explicar as diferenças entre os sistemas de cultivo. Com isso, fica destacada a influência que o preparo ou não do solo pode ter sobre fatores proximais da metanogênese.

No solo em PC, os resíduos do azevém foram incorporados na camada de revolvimento (0 a 0,20 m), enquanto que no solo em PD foram distribuídos sobre a superfície do solo, onde se concentraram e, provavelmente, resultaram em um maior potencial de reações nos primeiros dias de inundação do solo. Outros fatores podem estar relacionados a essa dinâmica diferencial entre os sistemas de cultivo, como por exemplo os efeitos do preparo do solo no aumento de exposição da MOS à atividade microbiana quando da ruptura da estrutura do solo e de seus agregados (De Datta & Hundal, 1984), o que não acontece no solo em PD. Isso, por sua vez, explicaria a menor intensidade dos processos de redução no solo em PD, sobretudo a partir da segunda semana de inundação.

O primeiro pico de efluxo de CH_4 ($159 \text{ mg m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) do solo em PD (Figura 29) foi aos 6 DAI, quando o Eh estava em torno de -100 mV (0,05 m), o que pode ser explicado como consequência do pico de COD (274 mg L^{-1}). Embora este e os ácidos orgânicos tenham sido analisados em amostras diferentes, os maiores picos dos ácidos (67 mg L^{-1} para o acetato e $16,6 \text{ mg L}^{-1}$ para o propionato) no solo em PD ocorreram nesse mesmo dia, reforçando aquela explicação, especialmente devido à presença do acetato, um dos principais precursores do CH_4 (Conrad, 1989; Peters & Conrad, 1996). No solo em PC, o acetato também apresentou pico de concentração aos 6 DAI, contudo com o COD ainda em escala crescente, mas já com presença de efluxo de CH_4 , embora não tão agudamente como no solo em PD (Figura 29).

O efluxo de CH_4 associado a altos valores de Eh obtido no presente estudo não está de acordo com o proposto por Pannanperuma (1972), ou seja,

Eh mínimo de -200 mV. Todavia, resultados semelhantes aos do presente estudo também foram verificados por Peters & Conrad (1996), com metanogênese ocorrendo em Eh entre $+70$ e 0 mV. Além de aspectos termodinâmicos, o modo como é feita a medição do Eh (eletrodo de platina) é um importante aspecto a ser considerado para efeito de comparação dos resultados. Quanto à termodinâmica, Peters & Conrad (1996) atribuíram a discordância de seus resultados com o predito pela teoria termodinâmica (Ponnanperuma, 1972) ao provável fato de que o Eh medido eletroquimicamente (eletrodo de platina) nem sempre pode ser interpretado como tendo significado termodinâmico. Além disso, esses autores ressaltam dois aspectos importantes quanto à relação do início da metanogênese com fatores eletroquímicos medidos na solução do solo: 1) a redução seqüencial certamente não é devido somente a reações químicas, todavia é principalmente o resultado de dominância metabólica de determinados microrganismos em um dado intervalo de redução, e 2) a produção de CH_4 é um processo estritamente microbiano.

A medição do Eh pode ser diretamente no solo inundado, com a inserção do eletrodo, ou indiretamente em amostras da solução do solo sob atmosfera saturada com gás inerte para induzir a condição anaeróbia, N_2 por exemplo, como realizado por Peters & Conrad (1996), ou como realizada no presente estudo. Em comparação aos resultados do presente estudo, teste da medição direta resultou em valores de Eh menores, sobretudo em período mais avançado do desenvolvimento do arroz. As medições diretas não foram realizadas em todas as datas de medição de CH_4 para não danificar o único eletrodo de platina disponível.

A profundidade em que o coletor de solução do solo foi instalado e a sua distância até as raízes do arroz também podem estar relacionadas ao efluxo de CH_4 em altos valores de Eh. Nesta pesquisa, os coletores foram instalados a $0,05$ m de profundidade e isso pode realmente ter influenciado os resultados do Eh, sobretudo para o solo em PD, visto que a densidade de massa de raízes das plantas de arroz desse sistema é maior nessa camada (Figura 23), em relação ao solo em PC. A influência da profundidade de instalação dos coletores pode ser demonstrada na figura 28. Em ambos os sistemas de cultivo, os valores de Eh a $0,20$ m foram menores do que a $0,05$ m,

com maiores diferenças no solo em PD. Como a estabilização das leituras de Eh a 0,20m demandavam mais tempo do que as leituras a 0,05 m, e as demais coletas tinham etapas de preparo em laboratório, além de coleta a campo, demandando também significativo tempo, e como a programação era de que todas as coletas e medidas na solução do solo fossem feitas no mesmo dia da coleta das amostras de ar, não foram realizadas amostragens da solução do solo a 0,20 m, o que impediu de se avaliar a concentração de COD nesta profundidade. Todavia, os coletores foram instalados entre as linhas do arroz, o que pode ter minimizado de alguma forma o efeito da proximidade das raízes das plantas de arroz nos valores de Eh.

A superfície das raízes é uma zona aeróbia, onde microrganismos que oxidam o CH_4 a CO_2 podem sobreviver (Conrad, 1989; Knowles, 1993). Contudo, ressalta-se que, como já demonstrado, a densidade de massa de raízes do arroz tende a ser maior na camada (0-0,1 m) superficial do solo em PD (Figura 23), o que pode exercer maior influência para aumentar os valores de Eh, em comparação às raízes do arroz no solo em PC. Lindau et al. (1991) obtiveram efluxo de CH_4 também com Eh maiores do que -200 mV, mas consideraram mais a variação dos seus resultados, atribuindo-a à proximidade do eletrodo a zonas oxidadas ou reduzidas em volta das raízes do arroz. Além disso, a falta de relação do efluxo de CH_4 com o Eh (Figura 30) no presente estudo pode ser relacionada, em parte, ao fato de que o coletor de solução estivesse em local que não era o principal ponto de produção de CH_4 .

Observa-se que parte do efluxo de CH_4 do solo em PC ocorreu em Eh próximo a -100 mV, enquanto que do solo em PD isso ocorreu em Eh próximo a -50 mV (Figura 30). Este resultado pode explicar porque o efluxo, em grande parte durante a fase vegetativa do arroz, foi maior no solo em PC em relação ao solo em PD (Figura 26).

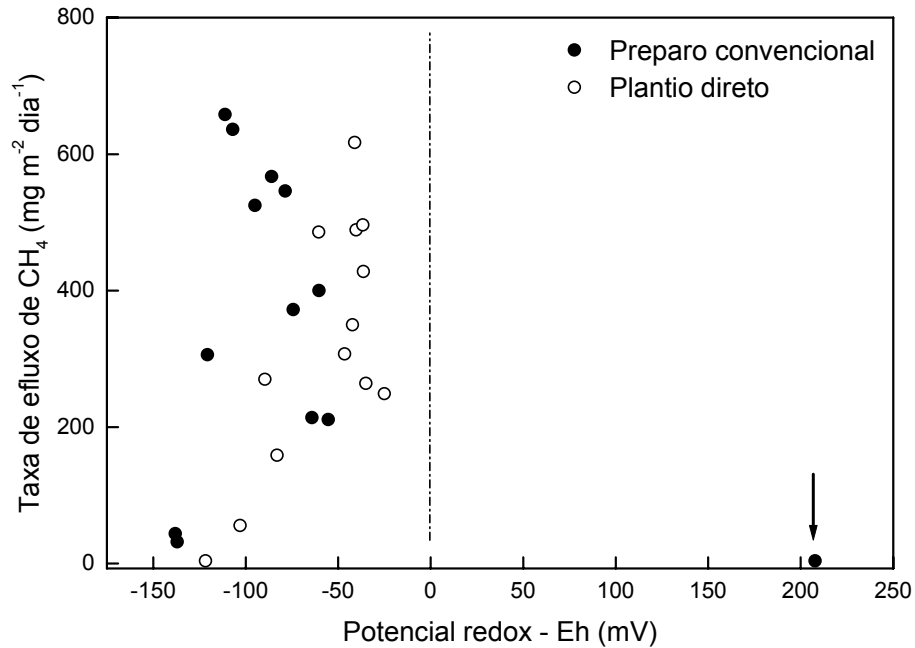


Figura 30. Taxa de efluxo de CH₄ do solo em preparo convencional e plantio direto em relação aos valores de Eh. A seta no canto inferior direito do gráfico representa efluxo de CH₄ do solo em PC com Eh positivo.

Uma questão que pode ser formulada é a seguinte: como a concentração de C orgânico na camada superficial (0 a 0,025 m) do solo em PD é maior do que a do solo em PC (Figura 18), não seriam esperadas maiores taxas de redução na solução do solo em PD? Talvez não, porque na camada superficial do solo as trocas gasosas, principalmente de O₂, com a atmosfera adjacente é, teoricamente, maior do que em camadas mais profundas. Outro aspecto é referente à atividade microbiana sobre esse C orgânico no solo em PD. Como o solo não é revolvido, postula-se que o C orgânico esteja sob maior proteção ao ataque microbiano do que o C orgânico no solo em PC. Isto, por sua vez, pode impedir o aumento do pH com a inundação do solo pela falta de fonte de elétrons para as atividades metabólicas dos microrganismos, sobretudo nos processos de redução. Segundo Conrad (1989), os processos de fermentação e “turnover” de H₂ são limitados em meio ácido. Como adaptação à produção de CH₄ limitada pelo pH, o aumento deste estimula a produção de CH₄ e a decomposição da matéria orgânica para prevenir acúmulo de produtos da fermentação (ácidos graxos), os quais acidificariam mais ainda o ambiente. Se, por algum desequilíbrio nas rotas de decomposição (ou na dinâmica populacional microbiana), o pH do meio diminuir, pode haver redução na taxa da decomposição em condições

anaeróbias, com conseqüente acúmulo de MO, a menos que, em solos agrícolas, a adição de resíduos ao solo seja reduzida ou eliminada.

Aos 6 DAI, o efluxo de CH₄ do solo em PC foi oito vezes maior do que no 1º DIA (4 mg m⁻² dia⁻¹). Na primeira coleta, o Eh ainda estava positivo (seta na Figura 30), enquanto que aos 6 DAI, os valores foram de -137 mV (0,05 m) e -160 mV (0,20 m). Os maiores picos da concentração de acetato (134 mg L⁻¹) e propionato (3,8 mg L⁻¹) também ocorreram no 6º DAI. O primeiro pico intenso de efluxo de CH₄ (306 mg m⁻² dia⁻¹) do solo em PC (Figura 29) foi aos 20 DAI, quando o Eh estava em torno de -120 mV, o que também pode ser explicado como conseqüência do pico de COD (240 mg L⁻¹) nesse mesmo dia.

4.3.3.3. Efluxo de CH₄ na demais fases de desenvolvimento do arroz e fatores controladores

Como o comportamento geral do efluxo de CH₄ do solo entre os sistemas praticamente não foi diferente em relação à safra anterior, exceto pelo aumento do efluxo no solo em PD, o que será comentado em particular, as considerações feitas para explicar os dois picos mais importantes, nas fases vegetativa e reprodutiva da safra 2002/03, são válidas também para os resultados desta safra.

No solo em PC, entretanto, o segundo pico (fase reprodutiva do arroz) não foi tão aparente como ocorreu na safra 2002/03. Após o primeiro e maior pico de efluxo de CH₄ aos 35 DAI (Tabela 7), o decréscimo da curva de efluxo nesse sistema foi praticamente linear até o final das amostragens de ar, com exceção ao pico de efluxo devido à drenagem do solo (104 DAI).

O efluxo de CH₄ do solo não foi diferente entre os sistemas do 1º ao 20º DAI, com exceção do 6º DAI. Neste, o efluxo do solo em PD foi aproximadamente cinco vezes maior do que o efluxo no solo em PC (Figura 26, Tabela 7). Neste dia, a concentração de COD na solução do solo em PD (274 mg L⁻¹) era mais do que o dobro da concentração do solo em PC (128 mg L⁻¹), explicando o maior efluxo do solo em PD (Figura 29).

O efluxo de CH₄ do solo em PC foi maior do que o efluxo do solo em PD aos 35, 41 e 48 DAI (Figura 26). Embora a massa seca de parte aérea das plantas de arroz, em valores absolutos (Figura 31), e a quantidade de matéria

seca de resíduos de azevém fossem maiores no solo em PD, o Eh da solução do solo em PC foi relativamente menor do que o da solução do solo em PD durante praticamente todo o cultivo. Além disso, a densidade de comprimento de raízes no solo em PC, em valores absolutos, foi maior do que a do solo em PD em todas as profundidades avaliadas. A densidade de comprimento de raízes do solo em PC foi 52 % maior do que a do solo em PD, na média da camada de 0 a 0,20 m (Figura 32).

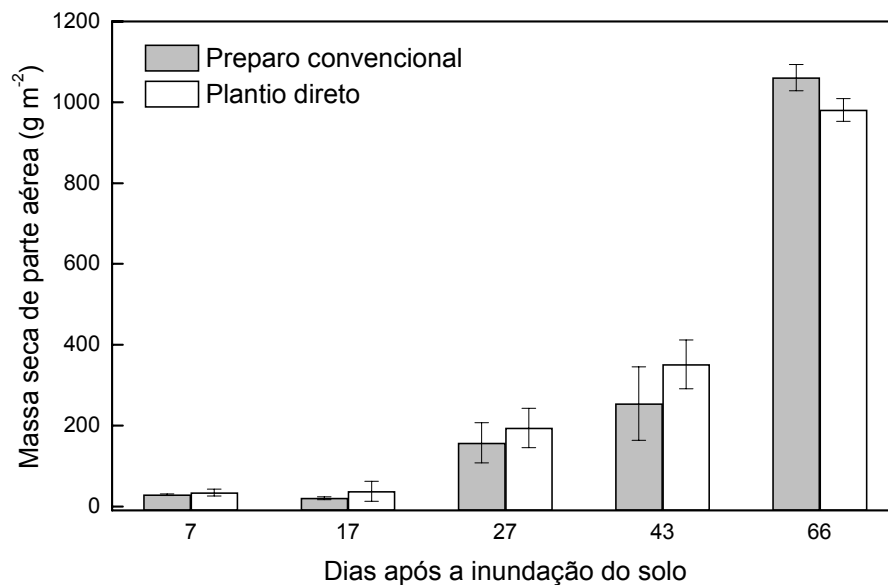


Figura 31. Massa seca de parte aérea de plantas de arroz do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

A concentração de O₂ nas camadas mais profundas do solo é, teoricamente, menor do que em camadas superficiais, o que torna esse ambiente, na presença de compostos orgânicos de fácil decomposição e de raízes de arroz, de grande potencial para a produção e efluxo de CH₄ para a atmosfera (Wassmann et al., 1998). De outro modo, 66 % das raízes das plantas de arroz no solo em PD estavam na camada de 0 a 0,05 m, contra 62 % no solo em PC. Nessa camada, é alta a probabilidade de eventuais oscilações na lâmina de água resultar em Eh mais altos, reduzindo assim a taxa metanogênese. Assim, a distribuição de raízes de arroz no perfil do solo nos sistemas pode ter contribuído para as diferenças observadas no efluxo de CH₄.

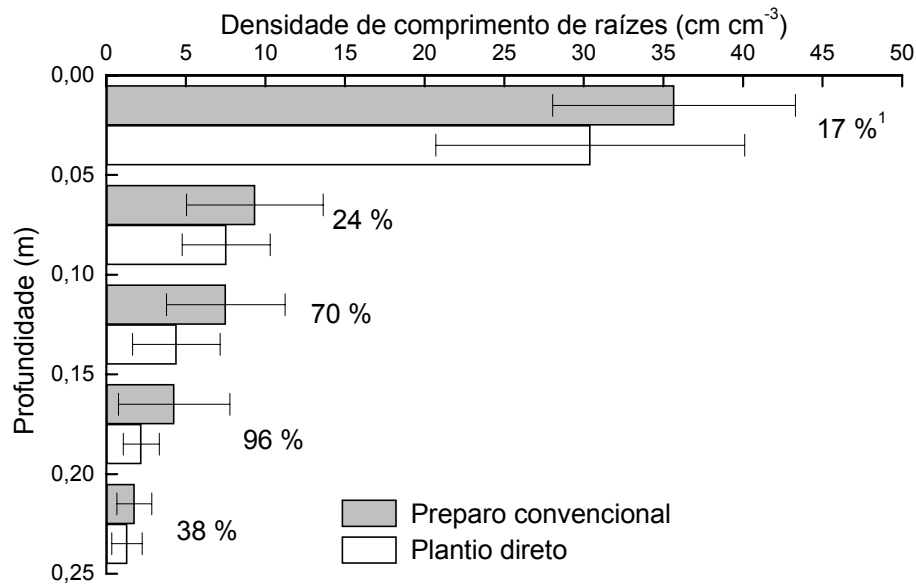


Figura 32. Densidade de comprimento de raízes de plantas de arroz em profundidades do solo em preparo convencional e plantio direto. As barras verticais representam o desvio padrão da média. ¹Percentual a maior no solo em preparo convencional em relação ao plantio direto.

Ainda com relação à massa seca de parte aérea entre as plantas dos sistemas de cultivo, e considerando os comentários sobre a relação do efluxo de CH₄ com a radiação solar, apresentada na figura 22 (safra 2002/03), nesta safra a correlação demonstrou que, durante a estação de cultivo, outros fatores influenciaram mais o efluxo de CH₄ do solo em PD do que a radiação solar, inferido do menor coeficiente de correlação ($r = 0,52$, $p = 0,07$) em relação ao obtido na safra 2002/03 ($r = 0,85$, $p < 0,0001$). No solo em PC, as variações da radiação solar explicaram 57 % da variação no efluxo de CH₄, semelhante ao resultado obtido na safra 2002/03.

Em comparação à safra 2002/03, o aumento do efluxo de CH₄ do solo em PD a partir do 63^o DAI (Figuras 19 e 26) pode ser relacionado à diminuição da altura da lâmina da água de inundação do solo (Figura 33), associada às temperaturas altas do mês de janeiro de 2004 (Figura 17) e à quantidade maior de massa seca de resíduos do azevém. Da primeira coleta até a drenagem do solo, as lâminas médias da água de inundação do solo em PC e em PD foram de 0,10 e 0,07 m, respectivamente. Em relação ao PC, a lâmina de água sobre o solo em PD foi decrescente a partir do 6^o DAI e atingiu o seu menor valor (0,04 m) aos 48 DAI. Desta forma, postula-se que, com a lâmina de água baixa e temperatura do ar alta, os resíduos do azevém tenham

ficado em ambiente oxidado, permitindo a sua decomposição aeróbia e a produção de compostos orgânicos que foram utilizados na metanogênese, que possivelmente acontecia em zonas reduzidas, abaixo das zonas oxidadas. Além disso, os microrganismos em intensa atividade na zona oxidada, ao consumirem o O_2 em difusão no meio, podem também ter produzido sítios de anaerobiose, nos quais também pode ter acontecido a produção de CH_4 .

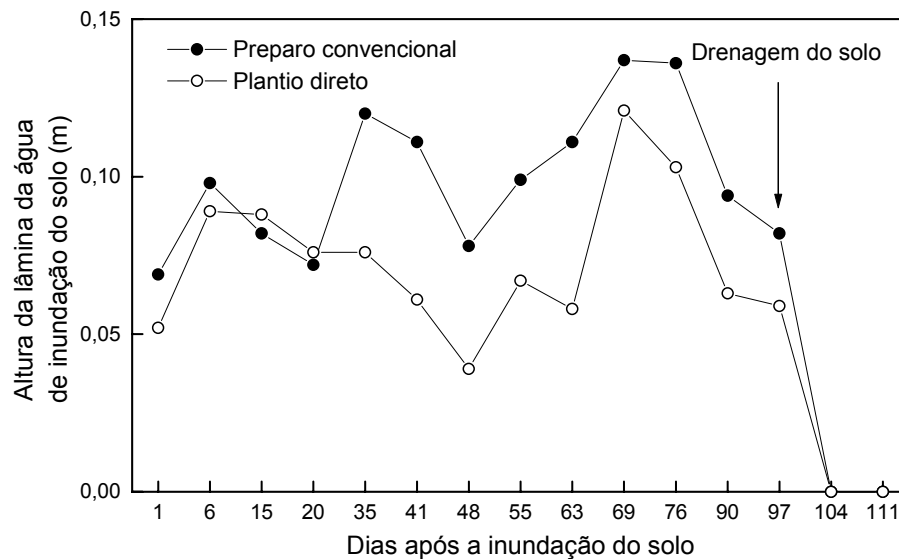


Figura 33. Altura da lâmina da água de inundação do solo em preparo convencional e plantio direto, em dias após a inundação do solo.

Além do exposto no parágrafo anterior, segundo Dingkuhn & Kropff (1996), a radiação solar alta e o estresse hídrico modificam a relação fonte/dreno de produtos da fotossíntese na planta. A radiação solar alta diminui a área foliar específica ($m^2 kg^{-1}$ de folha) e a partição de assimilados para as folhas, direcionando-os mais para o crescimento radicular, enquanto um estresse hídrico leve promove o crescimento radicular, devido ao aumento na disponibilidade de O_2 . Desta forma, supõe-se que o abaixamento da lâmina da água de inundação pode ter funcionado como uma drenagem, o que estimularia a decomposição dos resíduos do azevém em meio aeróbio e o enraizamento das plantas de arroz, com maior dreno de assimilados para essa atividade, e, portanto aumentaria a disponibilidade de C para a metanogênese.

No solo em PC, a oscilação da altura da lâmina da água não foi tão brusca como no solo em PD, não chegando a interferir na dinâmica do fluxo de CH_4 durante o cultivo do arroz, em comparação à safra 2002/03. Contudo, a

radiação solar na safra 2003/04, principalmente nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, foi maior do que na safra anterior, o que pode explicar o maior efluxo de CH₄, visto que a quantidade de resíduos de azevém não variou entre as safras. Em períodos semelhantes após a inundação do solo, o efluxo em 2003/04 foi maior do que em 2002/03 (Figuras 19 e 26).

4.3.3.4. Fatores ambientais controladores do efluxo de CH₄ durante o cultivo do arroz

Não houve relação do efluxo de CH₄ com a temperatura do solo em ambos os sistemas cultivo. O efeito da radiação solar sobre a produção de massa seca de parte aérea do arroz (Figura 31), sobretudo no solo em PD, e, portanto, sobre a produção de CH₄, como já comentado, foi menor do que na safra anterior.

4.3.3.5. Efluxo sazonal de CH₄

O efluxo sazonal de CH₄ (111 dias) do solo em PC e em PD foi de 38 e de 36 g m⁻², respectivamente (Tabela 7). Na média dos dois sistemas de cultivo, 47 % do efluxo sazonal ocorreu na fase vegetativa, após a inundação do solo, 28 % na fase reprodutiva e 25 % na fase de maturação dos grãos de arroz, concordando, com alguma variação, com os percentuais obtidos na safra 2002/03.

A concentração do efluxo sazonal na fase vegetativa de desenvolvimento do arroz foi consistente entre as safras avaliadas. É importante salientar que nesta fase são definidos dois importantes componentes de rendimento do arroz, o número de perfilhos e a matéria verde total. Portanto, esses resultados indicam que medidas para reduzir o efluxo de CH₄ devem ser implementadas na fase vegetativa, ou antes dela, entretanto com cautela para não comprometer a produtividade da cultura do arroz.

4.3.3.6. Efluxo sazonal de CH₄ versus produtividade de grãos de arroz

Os resultados desta safra demonstram que o sistema PD tem potencial de mitigar o efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera, em comparação ao sistema PC. À exceção da segunda parte da estação de cultivo, o solo em PD emitiu menos CH₄ do que o solo em PC na fase vegetativa do arroz. Não fosse o efeito, principalmente, da diminuição da lâmina da água de inundação no solo em PD, seria de se esperar, neste sistema, a mesma consistência de dinâmica geral dos resultados apresentados pelo solo em PC entre as duas safras avaliadas. Salienta-se que as condições atmosféricas na safra 2003/04 foram mais favoráveis ao cultivo do arroz do que as da safra 2002/03, que teve um período chuvoso antes do início do cultivo do arroz, dificultando e atrasando as atividades nesse sentido. Estas melhores condições climáticas resultaram em melhor produtividade de grãos, tanto nos experimentos estudados nesta pesquisa, como em condições de lavoura comercial. A produtividade nos experimentos estudados foi de 7,7 t ha⁻¹ no PD e de 8,4 t ha⁻¹ no PC, representando, respectivamente, um incremento de 30 e 14 % na produtividade de grãos de arroz em relação à safra 2002/03.

Desta forma, à semelhança da safra anterior, a quantidade de CH₄ emitida para a atmosfera para cada quilograma de arroz produzido foi de 47 g no solo em PD e de 45 g no solo em PC. Entre as safras, essa relação foi a mesma para o PC, enquanto que para o PD, o aumento dessa relação nesta safra anulou o incremento na produtividade obtido em 2003/04. Contudo, com relação somente ao período da fase vegetativa, o efluxo de CH₄ do solo em PD foi 20 % menor do que o efluxo do solo em PC, demonstrando ainda assim o potencial deste sistema de manejo do solo em mitigar o efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera.

4.4. Conclusões

Os estoques de C orgânico do solo inundado (0-0,50 m) não foram diferentes entre os sistemas de cultivo, com o PC e o PD apresentando 51 e 53 Mg C ha⁻¹, respectivamente. O teor de C orgânico do solo em PD foi 141 %

maior do que o do solo em PC na camada de 0 a 0,025 m, enquanto que nas demais camadas o solo em PC apresentou, em termos absolutos, relativa superioridade em relação ao solo em PD.

Durante a safra 2002/03, com exceção dos primeiros quinze dias após a inundação do solo, o efluxo de CH₄ do solo em PD foi menor do que o do solo em PC, sendo que metade do efluxo sazonal, na média dos sistemas, ocorreu na fase vegetativa do arroz. Nessa fase, o sistema PD mitigou 23 % do efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera em relação ao sistema PC. O efluxo sazonal de CH₄ do solo em PD foi 30 % menor do que o do solo em PC, correspondendo a 2.100 kg CO₂-equivalentes ha⁻¹, equivalente a 0,57 Mg de C equivalente ha⁻¹. A temperatura do solo e a radiação solar, de forma associada, explicaram 65 % e 90 % das variações no efluxo de CH₄ do solo em PC e PD, respectivamente.

Durante a safra 2003/04, com exceção da segunda coleta e somente na fase vegetativa do arroz, o efluxo de CH₄ do solo em PD foi menor do que o do solo em PC, enquanto que nas demais coletas os sistemas não foram diferentes entre si. Nessa fase, o sistema PD mitigou 20 % do efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera em relação ao sistema PC. Também nesta safra, aproximadamente metade do efluxo sazonal, na média dos sistemas, ocorreu na fase vegetativa do arroz, demonstrando que intervenções de práticas de manejo do solo visando a mitigação do efluxo de CH₄ devam ser implementadas nessa fase de desenvolvimento do arroz, sem contudo desconsiderar aspectos relacionados à produtividade de grãos. O efluxo sazonal de CH₄ do solo não foi diferente entre os sistemas de cultivo, entretanto, de forma consistente, o sistema PD mitigou o efluxo de CH₄ para a atmosfera na fase vegetativa do arroz. O efluxo de CH₄ não apresentou relação com a temperatura do solo em ambos os sistemas de cultivo. Em comparação aos resultados da safra 2002/03, a relação do efluxo de CH₄ com a radiação solar foi menor no solo em PD e semelhante no solo em PC.

No contexto das mudanças climáticas globais, os resultados do presente trabalho evidenciam o potencial que o sistema PD tem em mitigar a participação agrícola no efluxo de CH₄ de solo cultivado com arroz irrigado.

5. ESTUDOS EM PERSPECTIVA

Os resultados deste trabalho demonstram a importância do entendimento das influências de práticas agrícolas sobre os fluxos de C no sistema solo-atmosfera. Representam também no Sul do Brasil a primeira aproximação nessa direção com medidas diretas dos efluxos de CO₂ e CH₄ e ensejam estudos para avanço desse entendimento, especialmente no que diz respeito à identificação de práticas que reduzam os efluxos. Alguns exemplos de estudos são:

1. isolamento em laboratório das influências de fatores controladores aplicados às condições subtropicais, sobretudo de solo e manejo (aplicação de tipos e doses de fertilizantes e resíduos vegetais, relação dos efluxos com as frações da MOS, relação dos efluxos com a densidade do solo etc.);
2. medição dos efluxos em outras regiões do Rio Grande do Sul;
3. medição dos efluxos ao longo do ano, com frequência em função do objetivo da pesquisa (semanal, quinzenal ou mensal);
4. coletas de 24 horas ao longo das estações do ano, associadas ao monitoramento de fatores intervenientes nos processos de produção e efluxo de gases no solo aeróbio e anaeróbio;
5. avaliação dos efeitos de práticas de manejo e das condições ambientais na decomposição microbiana dos resíduos vegetais que permanecem no solo entre as safras de arroz, tanto do ponto de vista dos efluxos de CO₂ e N₂O neste período, quanto de CH₄ durante a safra de arroz; e
6. monitoramento anual dos efluxos de CO₂ e CH₄ em ecossistemas naturais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDISCOTT, T. M. Entropy and sustainability. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.46, n.2, p.161-168, 1995.

ALEXANDER, M. **Microbial Ecology**. New York: J. Wiley, 1971. 511p.

AMADO, T.J.C. et al. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, n.1, p.189-197, 2001.

AMADO, T.J.C.; FERNANDEZ, S.B.; MIELNICZUK, J. Nitrogen availability as affected tem years of cover crop and tillage systems in southern Brazil. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.53, n.3, p.268-271, 1998.

ANDERSON, J.P.E. Soil respiration. In : PAGE, A.L. et al. (Eds.) **Methods of soil analysis**. 2. ed. Madison: ASA, 1982. Part 2, p.837-871. (Agronomy Monograph, 9).

AULAKH, M.S. et al. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.55, n.4, p.1020-1025, 1991.

AULAKH, M.S. et al. Characterization of root exudates at different growth stages of tem rice (*Oryza sativa* L.) cultivars. **Plant Biology**, New York, v.3, n.2, p.139-148, 2001.

BACH, W. Growing consensus and challenges regarding a greenhouse climate. In: INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE. **Climate and food security**. Manila: IRRI, 1989. p.289-304.

BALDOCK, J.A.; SKJEMSTAD, J.O. Role of the soil and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. **Organic Geochemistry**, Oxford, v.31, n.7-8, p.697-710, 2000.

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 and Tillage Research**, Amsterdam, v.53, n.1, p.29-39, 1999.

BAVER, L.D.; GARDNER, W.H.; GARDNER, W.R. **Soil physics**. New York: J. Wiley, 1972. 498p.

BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos**. 1996. 240f. Tese (Doutorado) – Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

BAYER, C; MIELNICZUK, J. Nitrogênio total de um solo submetido a diferentes métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.21, n.2, p.235-239, 1997.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p.9-26.

BAYER, C. et al. 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 and Tillage Research**, Amsterdam, v.53, n.2, p.95-104, 2000a.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.3, p.599-607, 2000b.

BAYER, C. et al. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.54, n.1-2, p.101-109, 2000c.

BAYER, C. et al. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.65, n.5, p.1473-1478, 2001.

BERGAMASCHI, H. et al. **Clima da Estação Experimental da UFRGS (e Região de Abrangência)**. Porto Alegre: UFRGS, 2003. 78p.

BODEGOM, P.M. VAN.; STAMS, A.J.M. Effects of alternative electron acceptors and temperature on methanogenesis in rice paddy soils. **Chemosphere**, Amsterdam, v.39, n.2, p.167-182, 1999.

BOHM, W. **Methods of studying roots systems**. New York: Springer-Verlag, 1979. 189p.

BOHNEN, H. et al. Ácidos orgânicos em sistemas de cultivo com arroz irrigado. In: REUNIÃO SUL BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 4, 2002, Porto Alegre. **Anais ...** Porto Alegre: NRS-SBCS, 2002. 1 CD-ROM.

BRAGAGNOLO, N.; MIELNICZUK, J. Cobertura do solo por resíduos de oito seqüências de culturas e seu relacionamento com a temperatura e umidade do solo, germinação e crescimento inicial do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.14, n.1, p.91-98, 1990a.

BRAGAGNOLO, N.; MIELNICZUK, J. Cobertura do solo por palha de trigo e seu relacionamento com a temperatura e umidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.14, n.3, p.369-374, 1990b.

BRONSON, K.F.; MOSIER, A.R. Nitrous oxide emissions and methane consumption in wheat and corn-cropped systems in northeastern Colorado. In: HARPER, L.A.; MOSIER, A.R.; DUXBURY, J.M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p.133-144. (ASA Special Publication).

BRONSON, K.F.; SINGH, U. Nitrous oxide emissions from flooded rice. In: PENG, S. et al. (Eds.). **Climate change and rice**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 1995. p.116-121.

BRONSON, K.F. et al. Automated chamber measurements of methane and nitrous oxide flux in a flooded rice soil: II. Fallow period emissions. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.61, n.3, p.988-993, 1997.

BUYANOVSKY, G.A.; WAGNER, G.H.; GANTZER, C.J. Soil respiration in a winter wheat ecosystem. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.50, n.2, p.338-344, 1986.

BYRNES, B.H.; AUSTIN, E.R.; TAYS, B.K. Methane emissions from flooded soils and plants under controlled conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.27, n.3, p.331-339, 1995.

CAI, Z. et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilizers and water management. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.196, n.1, p.7-14, 1997.

CANNEL, R.Q.; LYNCH, J.M. Possible adverse effects of decomposing crop residues on plant growth. In: INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE. **Organic matter and rice**. Manila: IRRI, 1984. p.455-475.

CHIDTHAISONG, A.; WATANABE, I. Methane formation and emission from flooded rice soil incorporated with ¹³C-labeled rice straw. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.29, n.8, p.1173-1181, 1997.

CHO, D.Y.; PONNAMPERUMA, F.N. Influence of soil temperature on the chemical kinetics of flooded soils and the growth of rice. **Soil Science**, Hagerstown, v.112, n.3, p.184-194, 1971.

CIOTTA, M.N. et al. Manejo da calagem e seu efeito sobre componentes da acidez de um oxisol sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.2, p.527-535, 2004.

CONRAD, R. Control of methane production in terrestrial ecosystems. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p.39-58.

CORTON, T.M. et al. Methane emission from irrigated and intensively managed rice field in Central Luzon (Philippines). **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.58, n.1-3, p.37-53, 2000.

COSTA, F.S. et al. Propriedades físicas de um Latossolo Bruno afetadas pelos sistemas de plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.3, p.527-535, 2003.

COSTA, F.S. et al. Aumento de matéria orgânica num Latossolo Bruno em plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.2, p.587-589, 2004.

DEBARBA, L.; AMADO, T.J.C. Desenvolvimento de sistemas de produção de milho no sul do Brasil com características de sustentabilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, n.3, p.473-480, 1997.

DE DATTA, S.K.; HUNDAL, S.S. Effects of organic matter management on land preparation and structural regeneration in rice-based cropping systems. In: INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE. **Organic matter and rice**. Manila: IRRI, 1984. p.399-416.

DICK, W.A. et al. Impacts of agricultural management practices on C sequestration in forest-derived soils of the eastern corn belt. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.47, n.3-4, p.235-244, 1998.

DIEKOW, J. **Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto**. 2003. 164f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

DINGKUNH, M.; KROPFF, M. Rice. In: ZAMSKI, E.; SCHAFFER, A.A. (Eds.). **Photoassimilate distribution in plants and crops – source-sink relationships**. New York: Marcel Dekker, 1996. p.519-547.

DLUGOKENCKY, E.J. et al. The growth rate and distribution of atmospheric methane. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.99, n.D8, p.17021-17043, 1994.

DORAN, J.W. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and plowed soils. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v.5, n.1, p.68-75, 1987.

DRINKWATER, L.E.; WAGONER, P.; SARRANTONIO, M. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. **Nature**, London, v.396, n.6708, p.262-265, 1998.

DUIKER, S.W; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.54, n.1-2, p.21-30, 2000.

DULEY, F.L. Surface factors affecting the rate of intake of water by soils. **Proceedings of Soil Science Society American**, Madison, v.4, p.60-64, 1939.

DUXBURY, J.M.; HARPER, L.A.; MOSIER, A.R. Contributions of agroecosystems to global climate change. In: HARPER, L.A.; MOSIER, A.R.; DUXBURY, J.M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p.1-18. (ASA Special Publication, 55).

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.75, n.4, p.529-538, 1995.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. 212p.

EMBRAPA. **Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa provenientes de atividades agrícolas no Brasil**: emissões de metano provenientes de arroz irrigado por inundação (relatório revisado). Jaguariúna, 1998.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.

FEBRAPDP – Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha, Ponta Grossa. **Contém informações institucionais, técnicas, notícias, projetos, publicações e serviços**. Disponível em: <http://www.febrapdp.org.br>. Acesso em: 01/12/2004.

FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v.79, n.1-4, p.69-116, 1997.

FEPAGRO. **Contém informações institucionais, técnicas, notícias, projetos, publicações e serviços**. Disponível em: <http://www.fepagro.rs.gov.br>. Acesso em: 26/03/03.

FEPAM. **Contém informações institucionais, técnicas, notícias, projetos, publicações e serviços**. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br>. Acesso em: 26/03/03.

FORTIN, M.C.; ROCHETTE, P.; PATTEY, E. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.60, n.5, p.1541-1547, 1996.

FRANZLUEBBERS, A.J.; HONS, F.M.; ZUBERER, D.A. Long-term changes in soil carbon and nitrogen pools in wheat management systems. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.58, n.6, p.1639-1645, 1994.

FRANZLUEBBERS, A.J.; HONS, F.M.; ZUBERER, D.A. Tillage-induced seasonal changes in soil physical properties affecting soil CO₂ evolution under intensive cropping. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.34, n.1, p.41-60, 1995.

FREIJER, J.I.; BOUTEN, W. A comparison of field methods for measuring soil carbon dioxide evolution: experiments and simulation. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.135, n.1, p.133-142, 1991.

FREITAS, V.H. **Eficiência de sistemas de preparo do solo e de culturas no fornecimento de nitrogênio para o milho**. 1988. 148f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1988.

FRENZEL, P.; BOSSE, Y.; JANSSEN, P.H. Rice roots and methanogenesis in paddy soil: ferric iron as an alternative electron acceptor in the rooted soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.31, n.3, p.421-430, 1999.

GAO, S.; TANJI, K.K.; SCARDACI, S.C.; CHOW, A.T. Comparison of redox indicators in a paddy soil during rice-growing season. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.66, n.3, p.805-817, 2002.

HANSEN, S.; MÆHLUM, J.E.; BAKKEN, L.R. N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.25, n.5, p.621-630, 1993.

HATFIELD, J.L.; STEWART, B.A. **Soil biology**: effects on soil quality. *Advances in Soil Science*, Boca Raton: Lewis, 1993, 169p.

HOLLAND, E.A.; COLEMAN, D.C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. **Ecology**, Washington, v.68, n.2, p.425-433, 1987.

HUANG, Y.; SASS, R.L.; FISHER, Jr. F.M. Methane emission from Texas rice paddy soils. 2. Seasonal contribution of rice biomass production to CH₄ emission. **Global Change Biology**, Oxford, v.3, n.6, p.491-500, 1997.

IAEA - International Atomic Energy Agency. **Manual on measurement of methane and nitrous oxide emissions from agriculture**: Vienna: IAEA, 1992. 91p. (IAEA. TECDOC, 674).

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

IRGA. **Contém informações institucionais, técnicas, notícias, projetos, publicações e serviços**. Disponível em: <http://www.irga.rs.gov.br>. Acesso em: 26/10/04.

JANZEN, H.H. et al. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.47, n.3-4, p.181-195, 1998.

JENKINSON, D.S. The Rothamsted long-term experiments: are they still of use? **Agronomy Journal**, Madison, v.83, n.1, p.2-10, 1991.

JENSEN, L.S. et al. Soil surface CO₂ flux as an index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v.28, n.10-11, p.1297-1306, 1996.

JORDAN Jr., J.H.; PATRICK Jr. W.H.; WILLIS, W.H. Nitrate reduction by bacteria isolated from waterlogged Crowley soil. **Soil Science**, Hagerstown, v.104, n.2, p.129-133, 1967.

KERN, J.S.; JOHNSON, M.G. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.57, n.1, p.200-210, 1993.

KESSAVALOU, A. et al. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, n.5, p.1105-1116, 1998.

KIRK, G.J.D.; SOLIVAS, J.L.; BEGG, C.B.M. The rice root-soil interface. In: KIRK G.J.D. (ed.). **Rice roots: nutrient and water use: selected papers from the International Rice Research Conference**. Manila: IRRI, 1994. p.1-10.

KNOWLES, R. Methane: processes of production and consumption. In: HARPER, L.A.; MOSIER, A.R.; DUXBURY, J.M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p.145-156. (ASA Special Publication, 55).

KRAVCHENKO, I. et al. Short- and medium-term effects of NH_4^+ on CH_4 and N_2O fluxes in arable soils with a different texture. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.34, n.5, p.669-678, 2002.

KRISTENSEN, H.L.; McCARTY, G.W.; MEISINGER, J.J. Effects of soil disturbance on mineralization of organic soil nitrogen. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.64, n.1, p.371-378, 2000.

LAL, R.; LOGAN, T.J. Agricultural activities and greenhouse gas emissions from soils of the tropics. In: LAL, R. et al. (Eds.). **Soil management and greenhouse effect**. Boca Raton: CRC Lewis, 1995. p.293-307. (Advances in Soil Science).

LAUREN, J.G.; DUXBURY, J.M. Methane emissions from flooded rice amended with a green manure. In: HARPER, L.A.; MOSIER, A.R.; DUXBURY, J.M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p.183-192. (ASA Special Publication, 55).

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v.37, n.1, p.25-50, 2001.

LEFFELAAR, P.A. Water movement, oxygen supply and biological processes on the aggregate scale. **Geoderma**, Amsterdam, v.57, n.1-4, p.143-165, 1993.

LIESACK, W.; SCHNELL, S.; REVSBECH, N.P. Microbiology of flooded rice paddies. **FEMS Microbiology Reviews**, Amsterdam, v.24, n.5, p.625-645, 2000.

LINDAU, C.W. et al. Fertilizer effects on dinitrogen, nitrous oxide, and methane emissions from lowland rice. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.54, n.6, p.1789-1794, 1990.

LINDAU, C.W. et al. Effects of urea fertilizer and environmental factors on CH₄ emissions from Louisiana, USA rice field. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.136, n.2, p.195-203, 1991.

LINDAU, C.W.; PATRICK JR, W.H.; DELAUNE, R.D. Factors affecting methane production in flooded rice soils. In: HARPER, L.A.; MOSIER, A.R.; DUXBURY, J.M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993a. p.157-165. (ASA Special Publication, 55).

LINDAU, C.W.; BOLLICH, P.K. Methane emissions from Louisiana 1st and ratoon crop rice. **Soil Science**, Hagerstown, v.156, n.1, p.42-48, 1993b.

LINDAU, C.W.; BOLLICH, P.K.; DELAUNE, R.D. Effect of rice variety on methane emission from Louisiana rice. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.54, n.1-2, p.109-114, 1995.

LINN, D.M.; DORAN J.W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.48, n.6, p.1267-1272, 1984.

LOVATO, T. **Dinâmica do carbono e nitrogênio do solo afetada por preparos do solo, sistemas de cultura e adubo nitrogenado**. 2001. 133f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

LUEDERS, T.; FRIEDRICH, M. Archaeal population dynamics during sequential reduction processes in rice field soil. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v.66, n.7, p.2732-2742, 2000.

LUNDEGÅRDH, H. Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. **Soil Science**, Hagerstown, v.23, n.6, p.417-453, 1927.

MANAHAN, S.E. **Environmental chemistry**. 7. ed. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 2000, 898p.

MARCOLIN, E. et al. Rendimento de grãos e consumo de água em três sistemas de cultivo de arroz irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO, 2., 2001, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: IRGA, 2001. p. 241- 243.

MILLAR, N.; BAGGS, E.M. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N₂O emissions after their addition to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.36, n.6, p.935-943, 2004.

MITSCH, W.J; WU, X. Wetlands and global change. In: LAL, R. et al. (Eds.). **Soil management and greenhouse effect**. Boca Raton: CRC Lewis, 1995. p.205-230. (Advances in Soil Science).

MORITA, S.; YAMAZAKI, K. Root system. In: MATSUO, T. et al. (Eds.). **Science of the rice plant**. Tokyo: Food and Agriculture Policy Research Center, 1993. 3v. v.1: Morphology. p.161-186.

MOSIER, A.R. Chamber and isotope techniques. In. ANDREAE, M.O.; SCHIMEL, D.S. (Eds.). **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p.175-187.

MOSIER, A. et al. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, London, v.350, n.6316, p.330-332, 1991.

MURAYAMA, N. Development and senescence. In: MATSUO, T. et al. (Eds.). **Science of the rice plant**. Tokyo: Food and Agriculture Policy Research Center, 1995. 3v. v.2: Physiology. p.119-178.

NEUE, H.U. et al. Factors affecting methane emission from rice fields. **Atmospheric Environment**, Amsterdam, v.30, n.10-11, p.1751-1754, 1996.

NORMAN, J.M.; GARCIA, R.; VERMA, S.B. Soil surface CO₂ fluxes and the carbon budget of a grassland. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.97, n.D17, p.18845-18853, 1992.

NOUCHI, I.; MARIKO, S.; AOKI, K. Mechanisms of methane transport from the rhizosphere to the atmosphere through rice plants. **Plant Physiology**, Baltimore, v.94, n.1, p.59-66, 1990.

PARKIN, T.B. Spatial variability of microbial processes in soil – a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.22, n.3, p.409-417, 1993.

PATRICK, W.H. Jr.; REDDY, C.N. Chemical changes in rice soils. In: INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE. **Soils and rice**. Manila: IRRI, 1978, p.361-379.

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

PAUSTIAN, K. et al. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. **Soil Use and Management**, Wallingford, v.13, n.1, p.230-244, 1997.

PETERS, V.; CONRAD, R. Sequential reduction processes and initiation of CH₄ production upon flooding of oxic upland soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.28, n.3, p.371-382, 1996.

PONNAMPERUMA, F.N. The chemistry of submerged soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.24, p.29-96, 1972.

QUEMADA, M.; CABRERA, M.L. Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.59, n.2, p.471-477, 1995.

RAO, D.; MIKKELSEN, D.S. Effects of acetic, propionic and butyric acids on young rice seedling's growth. **Agronomy Journal**, Madison, v.69, n.6, p.923-928, 1977a.

RAO, D.N.; MIKKELSEN, D.S. Effects of acetic, propionic and butyric acids on rice seedling growth and nutrition. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.47, n.2, p.323-334, 1977b.

RASMUSSEN, R.A.; KHALIL, M.A.K. Atmospheric traces gases: trends and distributions over the last decade. **Science**, London, v.232, n.4758, p.1623-1624, 1986.

REICOSKY, D.C. et al. Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. **Journal of soil and Water Conservation**, Ankeny, v.50, n.3, p.253-261, 1995.

REICOSKY, D.C.; DUGAS, W.A.; TORBERT, H.A. Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.41, n.1-2, p.105-118, 1997.

REICOSKY, D.C. et al. Effects of residue management and controlled traffic on carbon dioxide and water loss. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.52, n.3-4, p.153-165, 1999.

ROCHETTE, P. et al. Description of a dynamic closed chamber for measuring soil respiration and its comparison with other techniques. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.77, n.2, p.195-203, 1997.

RODHE, H. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. **Science**, London, v.248, n.4960, p.1217-1219, 1990.

SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J. Relações entre sistemas de preparo, temperatura e umidade do solo de um Podzólico Vermelho-Escuro de Eldorado do Sul (RS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.19, n.2, p.313-319, 1995.

SANHUEZA, E. et al. Effect of plowing on CO₂, CO, CH₄, N₂O, and NO fluxes from tropical savannah soils. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.99, n.D8, p.16429-16434, 1994.

SASS, R.L.; CICERONE, R.J. Photosynthate allocations in rice plants: food production or atmospheric methane ? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.99, n.19, p.11993-11995, 2002.

SASS, R.L.; FISHER, F.M. Methane emission from rice field as influenced by solar radiation, temperature, and straw incorporation. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.5, n.4, p.335-350, 1991.

SCHIMEL, J.P.; HOLLAND, E.A.; VALENTINE, D. Controls of methane flux from terrestrial ecosystems. In: HARPER, L.A.; MOSIER, A.R.; DUXBURY, J.M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p.167-182. (ASA Special Publication, 55).

SCHÜTZ, H.; SEILER, W. Methane flux measurements: methods and results. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMEL, D.S. (Eds.). **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p.209-228.

SCHWARZENBACH, R.P.; GSCHWEND, P.M.; IMBODEN, D.M. **Environmental organic chemistry**. New York: Wiley, 1993. 684p. Cap.8: Organic acids and bases: acidity constant and partitioning behavior.

SEBACHER, D.I.; HARRISS, R.C.; BARTLETT, K.B. Methane emissions to the atmosphere through aquatic plants. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.14, n.1, p.40-46, 1985.

SINGH, S.N. Exploring correlation between redox potential and other edaphic factors in field and laboratory conditions in relation to methane efflux. **Environment International**, Oxford, v.27, n.4, p.265-274, 2001.

SIX, J.; ELLIOT, E.T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.63, n.5, p.1350-1358, 1999.

SMITH, K.A. Soil aeration. **Soil Science**, Hagerstown, v.123, n.5, p.284-291, 1977.

SOUSA, R.O. **Oxirredução em solos alagados afetada por resíduos vegetais**. 2001. 164f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

STEUDLER, P.A. et al. Consequence of forest-to-pasture conversion on CH₄ fluxes in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.101, n.D13, p.18.547-18.554, 1996.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry**: genesis, composition, reactions. New York: Wiley, 1982. 443p.

STEVENSON, F.J. Organic acids in soil. In: McLAREN, A.D.; PETERSON, G.H. (Eds.). **Soil biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1967. p.119-146.

STUMM, W.; MORGAN, J.J. **Aquatic chemistry**: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2. ed. New York: Wiley, 1981. 780p. Cap.7: Oxidation and reduction.

TADANO, T.; YOSHIDA, S. Chemical changes in submerged soils and their effect on rice growth. In: INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE. **Soils and rice**. Manila: IRRI, 1978. p.399-420.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. New York: The Benjamin/Cummings, 1991. 565p. Cap.10: Photosynthesis: physiological and ecological considerations.

TANAKA, I. Climatic influence on photosynthesis and respiration of rice. In: INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE. **Climate and rice**. Manila: IRRI, 1976. p.223-247.

TANJI, K.K. et al. Characterizing redox status of paddy soils with incorporated rice straw. **Geoderma**, Amsterdam, v.114, n.3-4, p.333-353, 2003.

TAYLOR, S.A.; ASHCROFT, G.L. **Physical edaphology**. San Francisco: W.H. Freeman, 1972. 532p.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. rev. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174p.

TENNANT, D. A test of a modified line intersect method of estimating root length. **Journal of Ecology**, Oxford, v.63, n.3, p.995-1000, 1975.

TIAN, G. et al. Soil fauna-mediated decomposition of plants residues under constrained environmental and residue quality conditions. In: CADISCH, G.; GILLER, K.E. (Eds.). **Driven by nature: plant and litter quality and decomposition**. Wallingford: CAB INTERNATIONAL, 1997. p.125-34.

VAN DER GON, H.A.C.D. et al. Optimizing grain yields reduces CH₄ emissions from rice paddy fields. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.99, n.19, p.12021-12024, 2002.

VAN HULZEN, J.B. et al. Temperature effects on methane production: an explanation for observed variability. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.31, n.14, p.1919-1929, 1999.

VARGAS, L.K. **Biomassa e atividade microbiana em sistemas de manejo do solo**. 1997. 111f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

VARGAS, L.K.; SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO₂ e N mineral de um Podzólico Vermelho-Escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.1, p.35-42, 2000.

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

VITOUSEK, P.M. et al. What are the relative roles of biological production, micrometeorology, and photochemistry in controlling the flux of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere? In: ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p.249-261.

YOUNG, I.M.; RITZ, K. Tillage, habitat space and function of soil microbes. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.53, n.3-4, p.201-213, 2000.

YOSHIDA, T. Microbial metabolism in rice soils. In: INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE. **Soils and rice**. Manila: IRRI, 1978. p.445-463.

YOSHIDA, T. **Fundamentals of rice crop science**. Manila: IRRI, 1981. 289p.

WANG, B.; NEUE, H.U.; SAMONTE, H.P. Effect of cultivar difference ("IR71", "IR65598" and "DULAR") on methane emission. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.62, n.1, p.31-40, 1997.

WANG, Z.; INESON, P. Methane oxidation in a temperate coniferous forest soil: effects of inorganic N. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.35, n.3, p.427-433, 2003.

WASSMANN, R. et al. Methane production capacities of different rice soils derived from inherent and exogenous substrates. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.203, n.2, p.227-237, 1998.

WATANABE, A.; SATOH, Y.; KIMURA, M. Stimulation of the increase in CH₄ emission from paddy soil by rice straw application. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.173, n.2, p.225-231, 1995.

WATANABE, A.; TAKEDA, T.; KIMURA, M. Evaluations of origins of CH₄ carbon emitted from rice paddies. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.104, n.D19, p.23623-23629, 1999.

ZACCHEO, P. et al. Decomposition of organic residues in soil: experimental technique and spectroscopic approach. **Organic Geochemistry**, Oxford, v.33, n.3, p.327-345, 2002.

ZECH, W. et al. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v.79, n.1-4, p.117-161, 1997.

7. APÊNDICES

Apêndice 1: Efluxo médio mensal de CO₂ (± desvio padrão) do solo dos sistemas de preparo convencional aveia/milho (PC A/M), preparo convencional ervilhaca/milho (PC E/M), plantio direto aveia/milho (PD A/M) e plantio direto ervilhaca/milho (PD E/M) no período de novembro de 2002 a março de 2004. Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Eldorado do Sul (RS).

Ano	Mês ¹	PC A/M	PC E/M	PD A/M	PD E/M
----- (g CO ₂ m ⁻² dia ⁻¹) -----					
2002	Novembro	4,09 ± 0,44	4,36 ± 0,89	3,93 ± 0,25	4,13 ± 0,18
	Dezembro	3,75 ± 0,26	4,33 ± 0,66	4,41 ± 0,36	4,70 ± 0,19
2003	Janeiro	1,95 ± 0,22	1,91 ± 1,02	3,35 ± 0,39	3,47 ± 0,07
	Fevereiro	1,16 ± 0,11	1,55 ± 0,21	1,54 ± 0,10	1,74 ± 0,12
	Março	2,03 ± 0,42	2,37 ± 0,76	1,96 ± 0,30	2,26 ± 0,27
	Maió	2,30 ± 0,16	2,09 ± 0,05	2,27 ± 0,18	2,53 ± 0,66
	Junho	2,08 ± 0,26	1,95 ± 0,10	2,08 ± 0,02	2,30 ± 0,21
	Julho	1,42 ± 0,20	1,34 ± 0,07	1,52 ± 0,05	1,54 ± 0,11
	Agosto	1,43 ± 0,15	1,38 ± 0,08	1,57 ± 0,18	1,41 ± 0,08
	Setembro	2,10 ± 0,29	2,09 ± 0,18	2,00 ± 0,25	1,79 ± 0,25
	Outubro	3,05 ± 0,56	3,16 ± 0,08	2,68 ± 0,02	2,94 ± 0,39
	Novembro	3,91 ± 0,07	4,11 ± 1,64	3,04 ± 0,03	3,71 ± 0,86
	Dezembro	3,85 ± 0,19	4,87 ± 0,93	3,10 ± 0,10	3,77 ± 0,97
2004	Janeiro	5,01 ± 0,03	5,18 ± 0,32	4,27 ± 0,19	4,19 ± 0,34
	Fevereiro	4,42 ± 0,47	4,81 ± 0,58	4,01 ± 0,13	3,89 ± 0,59
	Março	3,04 ± 0,45	3,15 ± 0,44	3,18 ± 0,19	3,28 ± 0,64

¹ Não houve avaliação em abril de 2003.

Apêndice 2: Temperatura média diária (\pm desvio padrão) a 0,05 m de profundidade do solo dos sistemas de preparo convencional aveia/milho (PC A/M), preparo convencional ervilhaca/milho (PC E/M), plantio direto aveia/milho (PD A/M) e plantio direto ervilhaca/milho (PD E/M) no período de maio de 2003 a março de 2004. Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Eldorado do Sul (RS).

Ano	Mês	PC A/M	PC E/M	PD A/M	PD E/M
-----($^{\circ}$ C)-----					
2003	Maio	19,5 \pm 4,0	19,6 \pm 3,7	19,8 \pm 3,6	19,7 \pm 3,7
	Junho	18,1 \pm 1,6	18,2 \pm 1,8	18,3 \pm 1,7	18,2 \pm 1,7
	Julho	8,5 \pm 0,4	8,5 \pm 0,2	8,5 \pm 0,1	8,3 \pm 0,1
	Agosto	13,8 \pm 0,9	13,9 \pm 0,9	14,5 \pm 0,7	13,9 \pm 0,9
	Setembro	15,5 \pm 0,6	15,4 \pm 0,8	17,0 \pm 1,1	15,1 \pm 0,1
	Outubro	27,0 \pm 2,7	26,8 \pm 2,6	26,6 \pm 2,9	26,2 \pm 2,7
	Novembro	25,6 \pm 0,5	25,1 \pm 0,3	21,9 \pm 0,1	21,8 \pm 0,2
	Dezembro	29,6 \pm 0,3	29,6 \pm 0,9	27,0 \pm 0,3	26,3 \pm 0,2
2004	Janeiro	31,6 \pm 0,5	32,6 \pm 0,7	28,0 \pm 1,1	27,6 \pm 0,1
	Fevereiro	33,1 \pm 1,1	33,2 \pm 0,3	28,9 \pm 1,2	28,3 \pm 0,1
	Março	26,4 \pm 0,5	26,8 \pm 0,9	24,9 \pm 0,2	24,4 \pm 0,1

Apêndice 3: Umidade gravimétrica média mensal (\pm desvio padrão) nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m do solo dos sistemas de preparo convencional aveia/milho (PC A/M), preparo convencional ervilhaca/milho (PC E/M), plantio direto aveia/milho (PD A/M) e plantio direto ervilhaca/milho (PD E/M) no período de maio de 2003 a março de 2004. Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Eldorado do Sul (RS).

Ano	Mês	PC A/M	PC E/M	PD A/M	PD E/M
------(%)-----					
0 – 0,05 m					
2003	Maio	9,35 \pm 0,10	9,84 \pm 1,34	10,11 \pm 0,40	12,26 \pm 0,71
	Junho	15,35 \pm 2,10	15,02 \pm 2,83	15,68 \pm 1,38	15,83 \pm 0,51
	Julho	14,78 \pm 1,73	15,40 \pm 2,86	15,55 \pm 1,19	16,38 \pm 0,36
	Agosto	11,33 \pm 2,42	12,34 \pm 2,23	12,08 \pm 2,21	12,39 \pm 2,42
	Setembro	15,21 \pm 1,35	15,09 \pm 0,93	15,10 \pm 0,99	15,22 \pm 0,84
	Outubro	8,99 \pm 1,07	9,48 \pm 1,29	9,91 \pm 0,89	9,86 \pm 0,62
	Novembro	12,03 \pm 0,39	12,30 \pm 1,01	11,66 \pm 1,65	14,93 \pm 0,82
	Dezembro	8,15 \pm 0,54	10,18 \pm 0,67	9,15 \pm 4,71	12,18 \pm 4,55
2004	Janeiro	10,62 \pm 0,20	9,58 \pm 1,23	11,26 \pm 2,14	14,03 \pm 2,29
	Fevereiro	8,67 \pm 0,90	9,17 \pm 0,60	8,59 \pm 2,24	9,89 \pm 1,13
	Março	14,34 \pm 2,76	13,97 \pm 1,50	15,01 \pm 0,14	15,60 \pm 1,71
0,05 – 0,10 m					
2003	Maio	13,18 \pm 0,05	13,59 \pm 1,18	12,77 \pm 0,62	13,69 \pm 0,50
	Junho	15,50 \pm 0,91	16,16 \pm 0,32	14,95 \pm 0,71	15,38 \pm 0,52
	Julho	17,11 \pm 1,31	17,34 \pm 2,36	15,11 \pm 0,26	15,94 \pm 0,42
	Agosto	14,93 \pm 1,16	15,42 \pm 1,72	14,25 \pm 0,82	14,45 \pm 1,03
	Setembro	17,36 \pm 0,54	17,03 \pm 0,51	15,18 \pm 0,83	16,66 \pm 0,74
	Outubro	13,27 \pm 2,04	13,99 \pm 1,53	13,31 \pm 0,34	12,89 \pm 0,71
	Novembro	16,22 \pm 0,50	15,64 \pm 0,98	13,81 \pm 0,53	15,35 \pm 1,09
	Dezembro	13,37 \pm 2,39	13,33 \pm 3,89	11,16 \pm 3,75	13,00 \pm 1,92
2004	Janeiro	15,16 \pm 0,42	13,99 \pm 1,39	12,71 \pm 1,45	14,44 \pm 2,20
	Fevereiro	14,37 \pm 0,63	13,51 \pm 1,59	12,62 \pm 1,35	13,69 \pm 0,06
	Março	15,87 \pm 0,56	13,75 \pm 2,30	13,09 \pm 0,51	14,19 \pm 0,13
0,10 – 0,20 m					
2003	Maio	15,91 \pm 0,40	17,29 \pm 0,09	15,53 \pm 0,00	14,97 \pm 0,58
	Junho	18,52 \pm 0,84	18,12 \pm 0,00	16,95 \pm 1,10	16,78 \pm 0,44
	Julho	18,81 \pm 1,46	18,80 \pm 2,40	16,73 \pm 0,56	16,41 \pm 0,83
	Agosto	17,87 \pm 1,02	18,12 \pm 0,50	15,95 \pm 0,43	16,36 \pm 0,46
	Setembro	19,60 \pm 0,33	17,74 \pm 0,57	16,25 \pm 0,50	17,62 \pm 0,14
	Outubro	15,29 \pm 0,64	17,99 \pm 3,09	15,21 \pm 0,67	15,65 \pm 0,50
	Novembro	17,14 \pm 0,49	16,82 \pm 1,30	15,57 \pm 0,82	17,33 \pm 0,57
	Dezembro	15,19 \pm 2,96	15,22 \pm 5,33	11,07 \pm 3,63	13,96 \pm 3,98
2004	Janeiro	15,46 \pm 0,12	15,15 \pm 1,84	13,43 \pm 0,78	18,61 \pm 3,77
	Fevereiro	15,90 \pm 1,30	14,74 \pm 2,08	14,14 \pm 0,58	15,22 \pm 0,19
	Março	16,92 \pm 2,67	15,59 \pm 1,95	13,68 \pm 0,97	21,65 \pm 8,76

Apêndice 4. Variação do efluxo de CH₄ em 24 horas e em fases de desenvolvimento do arroz

O objetivo deste estudo foi avaliar o efluxo de CH₄ do solo sob sistemas de manejo durante 24 horas e em fases de desenvolvimento do arroz irrigado. Para tanto, em 2003 foram realizadas amostragens de ar em duas fases de desenvolvimento do arroz cultivado em PC e em uma fase em PD. No PC, as amostragens foram entre os dias 24 e 25 de fevereiro, com as plantas de arroz na fase de diferenciação das panículas, e entre 31 de março 01 de abril, na fase de maturação de grãos. No PD, as amostragens foram entre os dias 17 e 18 de março, com as plantas na fase de maturação dos grãos. As amostragens foram realizadas em seqüência às coletas normais nas segundas-feiras, com uma câmara por sistema de cultivo, em intervalos de 3 horas, iniciando-se às 9 horas no PC e às 12 horas no PD.

As temperaturas médias do ar atmosférico, da água de inundação e do solo foram maiores na primeira amostragem. Na segunda e na terceira amostragem essas temperaturas foram semelhantes (Tabela 1). Estes resultados estão relacionados às condições ambientais em que ocorreram as amostragens, sobretudo quanto a temperatura do ar. O mês de fevereiro (1ª amostragem) foi o mais quente da estação de cultivo do arroz, com temperaturas de até 37 ° C.

Tabela 1. Temperatura média do ar atmosférico, da água de inundação e do solo, em três profundidades, dos dias de amostragem de 24 horas.

Coleta/data	Temperatura				
	Ar atmosférico	Água de inundação	Solo		
			0,02 m	0,05 m	0,10 m
	° C				
1 24-25/02/03	26,4	24,7	23,8	23,7	23,6
2 17-18/03/03	21,4	22,2	21,8	21,8	21,8
3 31/03-01/04/03	22,8	21,2	21,5	21,7	21,9

... continuação do apêndice 4

Na primeira coleta, os pontos de efluxo de CH₄ ao longo das 24 horas descreveram uma curva crescente das 9 às 15 horas do dia 24, e decrescente a partir daí até o início da manhã do dia seguinte. Neste período, o efluxo de CH₄ variou entre 12 e 22 mg m⁻² h⁻¹ (Figura 1). O efluxo de CH₄ medido às 9 horas (15 mg m⁻² h⁻¹) foi 10 % menor do que o efluxo médio das 24 horas (16,6 mg m⁻² h⁻¹), enquanto o efluxo medido às 24 horas foi igual a essa média.

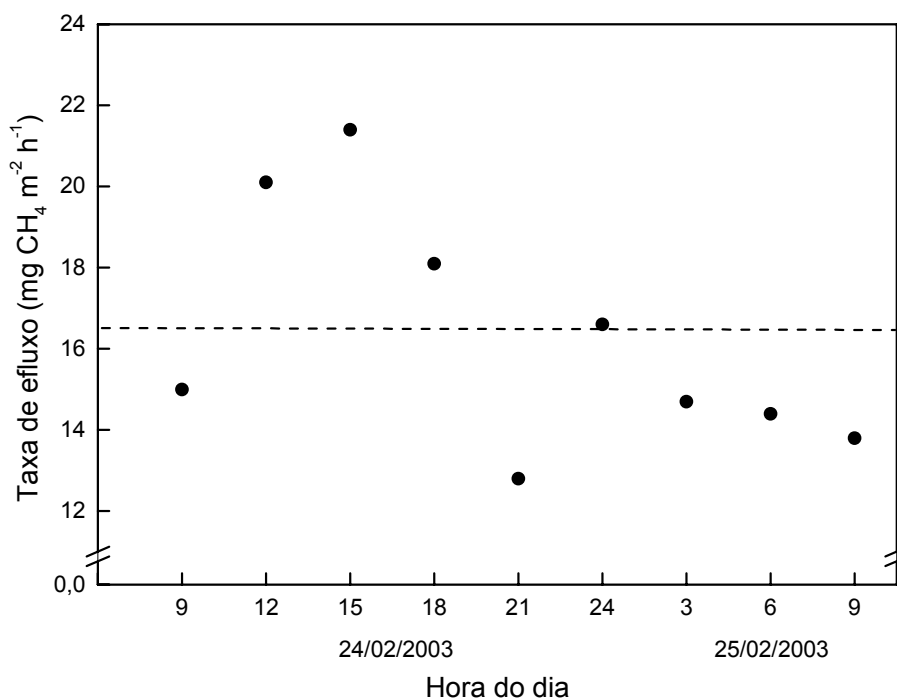


Figura 1. Variação horária do efluxo de CH₄ do solo em PC. 24 e 25/02/03. A linha tracejada representa a média das 24 horas.

... continuação do apêndice 4

Na segunda coleta, a curva descrita pelos pontos de efluxo de CH_4 apresentou a mesma tendência geral da curva da primeira amostragem. Nas 24 horas, o efluxo de CH_4 variou entre 3 e 5 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 2). O efluxo de CH_4 medido às 10 horas ($4,3 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$), resultado da coleta normal do dia 17 de março, foi 10 % maior do que o efluxo médio das 24 horas ($3,9 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$), enquanto que o efluxo medido às 12, 21 e 24 horas, foram praticamente iguais a essa média.

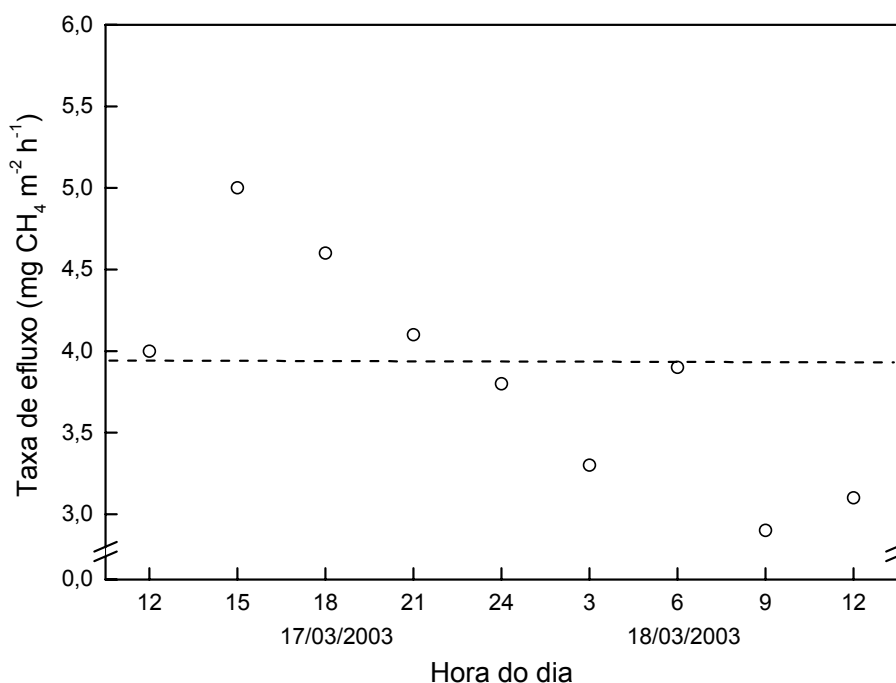


Figura 2. Variação horária do efluxo de CH_4 do solo em PD. 17 e 18/03/03. A linha tracejada representa a média das 24 horas.

... continuação do apêndice 4

Na terceira coleta, a curva descrita pelos pontos de efluxo de CH_4 apresentou a mesma tendência geral das curvas das amostragens 1 e 2. Nas 24 horas, o efluxo variou entre 4 e 16 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 3). O efluxo de CH_4 medido às 9 horas ($5,3 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$) foi 26 % menor do que o efluxo médio das 24 horas ($7,2 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$), enquanto que os efluxos de CH_4 medidos às 12 ($7,5 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e 21 horas ($6,6 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$) foram os que apresentaram a menor dispersão em relação à média das 24 horas.

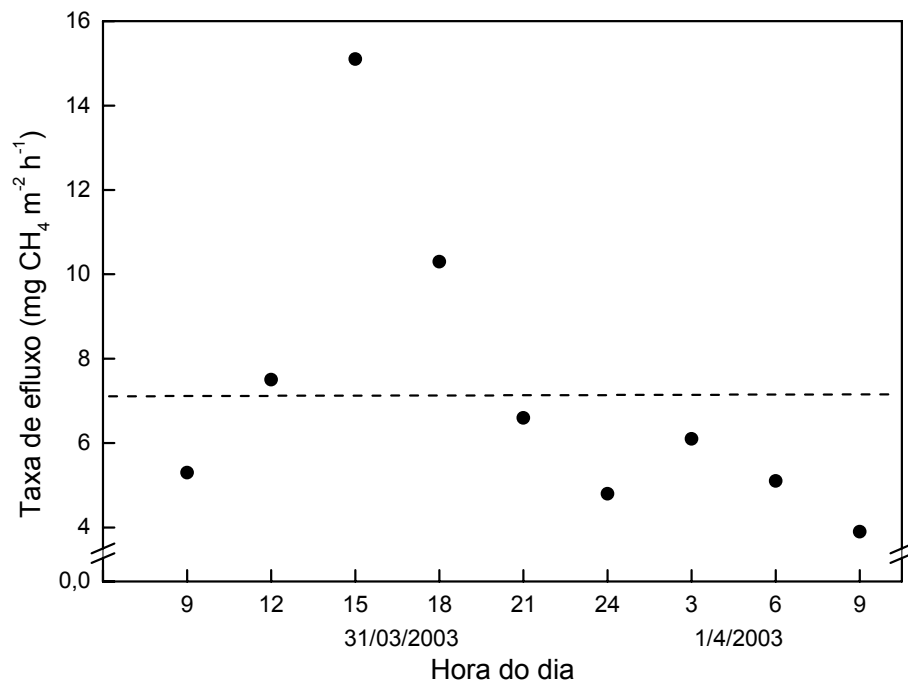


Figura 3. Variação horária do efluxo de CH_4 do solo em PC. 31/03 e 01/04/03. A linha tracejada representa a média das 24 horas.

... continuação do apêndice 4

O efluxo de CH₄ às 24 horas, exceto para a terceira amostragem, foi o que mais se aproximou do efluxo médio das 24 horas. Nas demais horas, os efluxos apresentaram sempre alguma variação em função do sistema de manejo e da fase de desenvolvimento do arroz. Nas três amostragens, o efluxo de CH₄ às 15 horas foi sempre o maior (figuras 1, 2 e 3).

Para as condições deste estudo, os resultados demonstraram que os efluxos CH₄ das coletas normais, medidos em períodos próximos ao das amostragens de 24 horas, ou seja, de condições meteorológicas semelhantes e, sobretudo, mesma fase de desenvolvimento do arroz, estão em média 18 % subestimados no solo do sistema PC, enquanto estão 10 % superestimados no solo em PD.

Considerando a alta variação que existe na literatura nacional e internacional quanto a medidas de efluxo de gases do solo de ecossistemas naturais e manejados, devido à natural variabilidade espacial e temporal, relacionada especialmente às fases de desenvolvimento da vegetação, pode ser assumido que os efluxos de CH₄, medidos nas coletas normais, sejam representativos para um período de 24 horas.

É importante ressaltar que as avaliações de 24 horas, em ambos os sistemas de cultivo, não contemplaram a fase vegetativa do arroz, na qual ocorreram os picos máximos de efluxo de CH₄, conforme resultados das coletas normais. Portanto, para maior segurança quanto à diminuição de incertezas nas medidas do efluxo de CH₄, recomenda-se que, em safras futuras, novas amostragens de 24 horas sejam realizadas, contemplando todas as fases de desenvolvimento do arroz.

Apêndice 5. Efluxo de CH₄ do solo com e sem plantas de arroz

O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da presença das plantas de arroz no efluxo de CH₄ do solo para a atmosfera. O estudo foi realizado no solo do sistema PC, no dia 25 de março de 2003, com amostragens de ar da 6 às 15 horas e em intervalos de três horas, durante a fase de maturação dos grãos de arroz.

As plantas de arroz influenciaram na difusão do CH₄ produzido no solo para a atmosfera (Figura 1). As taxas de efluxo de CH₄ às 6 horas foram de 0,5 e 6,3 mg m⁻² h⁻¹ no solo sem e com plantas, respectivamente. Essas diferenças foram decrescentes nos demais horários de amostragem. O efluxo total de CH₄ no período de amostragem (9 horas) foi de 0,8 mg m⁻² no solo sem planta e de 2,7 mg m⁻² no solo com plantas.

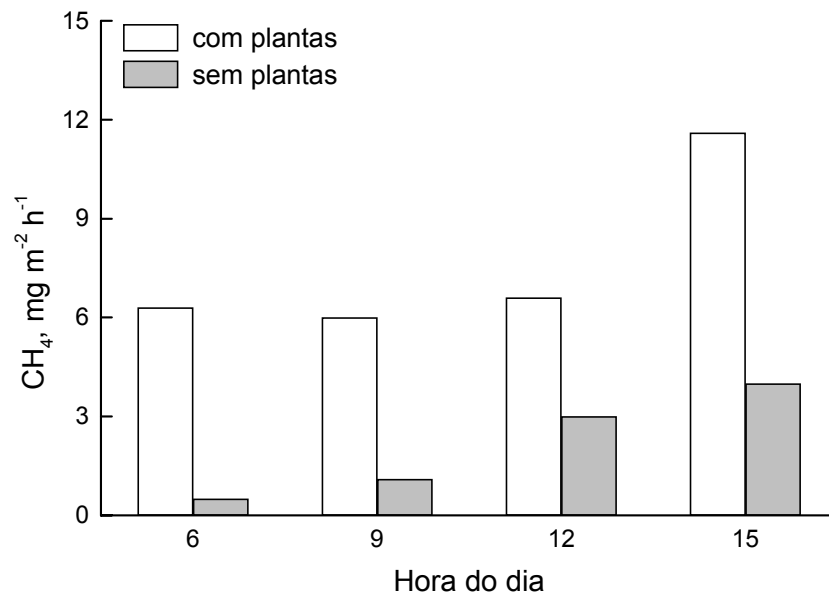


Figura 1. Efluxo de CH₄ do solo com e sem plantas de arroz.

O efluxo de CH₄ do solo sem plantas pode ser explicado pelo fenômeno físico de formação de bolhas de CH₄, que são liberadas da água de inundação de forma tão rápida que impedem a oxidação do CH₄. Essa forma de passagem de CH₄ do solo para a atmosfera é importante nas fases iniciais de desenvolvimento do arroz, nas quais as plantas ainda não formaram aerênquimas.

... continuação do apêndice 5

Existem várias hipóteses para explicar o processo de passagem de CH_4 do solo para a atmosfera via plantas de arroz, sendo que em uma delas foi proposto o seguinte: o CH_4 da solução do solo difunde para a água da parede celular epidérmica das raízes, e daí para o córtex, dependendo do gradiente de concentração entre a solução do solo próximo às raízes e a quantidade de aerênquimas nas raízes. No córtex das raízes, o CH_4 é gaseificado e difunde para a parte aérea da planta via aerênquimas. Assim, o CH_4 é liberado para a atmosfera primariamente via microporos na bainha das folhas e secundariamente através dos estômatos na lâmina das folhas do arroz.

Salienta-se que a instalação da base da câmara no solo sem plantas foi 75 dias posterior à instalação no solo com plantas. Isso pode ter causado perturbações ao solo devido à retirada das plantas de arroz na área para a instalação da base da câmara e, desta forma, intensificado os efluxos de CH_4 .

Com base nos resultados obtidos neste estudo, infere-se que a presença de plantas é um fator importante a ser considerado em estudos de avaliação dos fluxos de CH_4 no sistema solo-água-atmosfera, sobretudo nas fases de desenvolvimento do arroz em que os aerênquimas estão formados.

Apêndice 6: Tamanho de plantas de arroz em preparo convencional e plantio direto em dias após a inundação do solo (DAI) e fases de desenvolvimento do arroz. Safra 2002/03, Cachoeirinha, RS. Média de doze repetições, desvio padrão e coeficiente de variação (CV).

DAI	Fase de desenvolvimento	Preparo Convencional		Plantio Direto	
		Média ----- (cm) -----	CV %	Média ----- (cm) -----	CV %
8	v4-v6	35 ± 2	6	36 ± 4	11
9	v4-v6	35 ± 2	6	32 ± 4	12
14	v6-v7	39 ± 4	10	37 ± 5	15
22	v7	45 ± 4	9	44 ± 4	8
28	v7-v8	50 ± 5	11	51 ± 3	7
35	v8	58 ± 4	7	57 ± 4	6
42	Diferenciação da panícula	65 ± 4	7	67 ± 7	10
49	Diferenciação da panícula	69 ± 4	6	69 ± 6	9
56	Emborrachamento	75 ± 2	2	78 ± 8	11
66	Emissão da panícula	77 ± 2	3	81 ± 11	13
70	Grão leitoso	80 ± 4	5	87 ± 8	9
77	Grão pastoso	77 ± 1	1	86 ± 6	7
84	Maturação	77 ± 2	2	85 ± 7	8
91	Maturação	78 ± 1	1	84 ± 8	9

Apêndice 7: Massa seca da parte aérea de plantas de arroz em preparo convencional e plantio direto em dias após a inundação do solo (DAI) e fases de desenvolvimento do arroz. Safra 2002/03, Cachoeirinha, RS. Média de quatro repetições, desvio padrão e coeficiente de variação (CV).

DAI	Fase de desenvolvimento	Preparo Convencional		Plantio Direto	
		Média ----- (g m ⁻²) -----	CV %	Média ----- (g m ⁻²) -----	CV %
9	v4-v6	63 ± 9	14	61 ± 10	16
42	Diferenciação da panícula	542 ± 79	15	489 ± 43	9
66	Emissão da panícula	1573 ± 124	8	1243 ± 42	3
70	Grão leitoso	1633 ± 172	11	1359 ± 102	8
77	Grão pastoso	1738 ± 168	10	1563 ± 115	7

Apêndice 8: Densidade de massa seca de raiz de plantas de arroz em camadas do solo em preparo convencional e plantio direto aos 101 dias após a inundação do solo. Safra 2002/03, Cachoeirinha, RS. Média de duas repetições, desvio padrão e coeficiente de variação (CV).

Camada	Preparo convencional			Plantio direto		
	Média ----- (mg cm ⁻³) -----	CV %		Média ----- (mg cm ⁻³) -----	CV %	
0-10	1,63 ± 0,33	20		1,96 ± 0,48	24	
10-20	0,31 ± 0,10	33		0,26 ± 0,10	37	
20-30	0,24 ± 0,13	56		0,09 ± 0,06	67	

8. RESUMO BIOGRÁFICO

Falberni de Souza Costa, filho de Francisco Vila Costa e Francisca Maria de Souza Costa, nasceu em 21 de dezembro de 1968, em Rio Branco, Acre. Viveu a infância entre viagens pelo interior do Acre (Sena Madureira e Manoel Urbano) e Porto Velho, capital do então Território Federal de Rondônia. Cursou o “primário” em escolas públicas de Porto Velho, concluindo o primeiro grau na Escola Municipal de 1º Grau Antônio Ferreira da Silva. Ingressou na Escola Estadual Agrotécnica Silvío Gonçalves de Farias em 1984, formando-se em Técnico em Agropecuária em 1986. Em agosto de 1989 iniciou em Lages (SC) o curso de Agronomia no Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), da Universidade Estadual de Santa Catarina (UDESC), graduando-se em Engenheiro Agrônomo em junho de 1994. Neste mesmo ano retornou a Rondônia, onde elaborou e implementou projetos agrícolas, orientou produtores rurais, elaborou pareceres para o Ministério do Meio Ambiente, entre outras atividades. Iniciando em 1997, integrou por dois anos a equipe de Francisco Chiquilito Erse, prefeito de Porto Velho, na função de Secretário Municipal de Agricultura, Indústria e Comércio. De março de 1999 a fevereiro de 2001, estudou no curso de Mestrado em Ciência do Solo, na área de Manejo e Conservação de Solo, sob a orientação do prof. Jackson Adriano Albuquerque, no Programa de Pós-Graduação (PPG) em Ciência do Solo da Agronomia do CAV-UDESC. Iniciou o doutorado em março de 2001, na área de Manejo do Solo sob a orientação do prof. Cimélio Bayer, no PPG em Ciência do Solo da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Desenvolveu parte de seu trabalho de tese em atividades de parceria com pesquisadores da Embrapa-Meio Ambiente (CNPMA) e do Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA), obtendo o grau de Doutor em Ciência do Solo em fevereiro de 2005.