

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

**EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO DURANTE A  
IMPLANTAÇÃO DE CULTURAS EM DOIS SISTEMAS  
DE PREPARO EM LATOSSOLO VERMELHO DO  
RIO GRANDE DO SUL**

**TESE DE DOUTORADO**

**Luciano Zucuni Pes**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2011**



**EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO DURANTE A  
IMPLANTAÇÃO DE CULTURAS EM DOIS SISTEMAS DE  
PREPARO EM LATOSSOLO VERMELHO DO  
RIO GRANDE DO SUL**

**Luciano Zucuni Pes**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciência do Solo.**

**Orientador: Prof. Dr. Telmo Jorge Carneiro Amado**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2011**

P472e Pes, Luciano Zucuni

Emissões de dióxido de carbono durante a implantação de culturas em dois sistemas de preparo em latossolo vermelho do Rio Grande do Sul / por Luciano Zucuni Pes. – 2012.

123 p. ; il. ; 30 cm

Orientador: Telmo Jorge Carneiro Amado

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2012

1. Resíduos culturais 2. Carbono lábil do solo 3. Emissões de curto período  
I. Amado, Telmo Jorge Carneiro II. Título.

CDU 631.4

Ficha catalográfica elaborada por Cláudia Terezinha Branco Gallotti – CRB 10/1109  
Biblioteca Central UFSM

---

©2012

Todos os direitos autorais reservados a Luciano Zucuni Pes. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

---

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


A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
aprova a Tese de Doutorado

**EMISSIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO NO PERÍODO DE  
IMPLANTAÇÃO DE CULTURAS EM DOIS SISTEMAS DE PREPARO  
DE UM LATOSSOLO VERMELHO DO RIO GRANDE DO SUL**

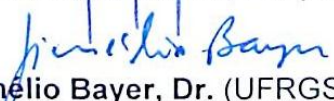
elaborada por  
**Luciano Zucuni Pes**

como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Doutor em Ciência do Solo**

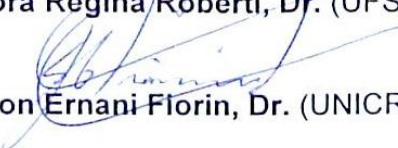
**COMISSÃO EXAMINADORA:**

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

  
**Newton La Scala Júnior, Dr. (UNESP)**

  
**Cimélio Bayer, Dr. (UFRGS)**

  
**Débora Regina Roberti, Dr. (UFSM)**

  
**Jackson Ernani Florin, Dr. (UNICRUZ)**

Santa Maria, 19 de dezembro de 2011



## DEDICATÓRIA

*À minha família, em especial ao meu pai, Luisílvio  
e minha mãe, Teresinha,  
dedico este trabalho.*





## AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter me concedido sabedoria e tranquilidade nos momentos de incertezas, além de forças para levantar dos pealos da vida.

Aos meus pais, Luisívio e Teresinha, por não terem medido esforços em proporcionar as melhores condições para meu crescimento e desenvolvimento. Os maiores ensinamentos para a “escola da vida” com certeza vieram de vocês! Em especial ao meu pai, pelo incentivo e cobranças em relação aos estudos.

À Fabiane, por compartilhar comigo nestes últimos quatro anos as felicidades, tristezas, agonias e surpresas que a vida proporciona. A realização deste sonho somente ocorreu por eu ter uma grande companheira ao meu lado.

À Universidade Federal de Santa Maria, minha “segunda casa”, literalmente, após 13 anos ininterruptos como aluno regular desta instituição de ensino e, daqui para frente, mais muitos anos de “moradia”, agora como docente.

Ao professor Telmo, por não ser apenas orientador, mas sim um amigo. Obrigado pelas inúmeras conversas, chimarrão e pela honra do convívio desde o período da Iniciação Científica.

À FUNDACEP, pela cedência da área de estudos. Em especial ao pesquisador Jackson Fiorin, pelo apoio logístico indispensável para a coleta dos dados, disponibilidade em tentar resolver os problemas que surgiram e participar da Banca de Defesa de Tese.

Aos estudantes do Curso de Agronomia da UFSM, Silas e Cristiano, pela colaboração fundamental nas avaliações realizadas.

Aos demais professores da Banca de Defesa de Tese, Newton La Scala Júnior, Cimélio Bayer e Débora Roberti, pelas importantes sugestões indicadas para o aperfeiçoamento da redação final da Tese.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, que me acolheu como discente nestes últimos três anos.

Ao Colégio Politécnico da UFSM, instituição que me acolheu como docente há dois anos. Agradeço à Direção do Colégio, na figura do professor Canrobert K. Werlang, por ter permitido a conclusão do Doutorado e ao professor Hercules N. Filho, por ter assumido o Setor de Mecanização Agrícola e Culturas Anuais durante este último ano. Agradecimento especial também aos demais professores da instituição que incentivaram a conclusão deste trabalho.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo e do Setor de Manejo e Conservação do Solo, pelo convívio e parceria.

À gauchada do Departamento de Tradições Gaúchas Noel Guarany, pelos momentos de descontração e convivência durante este período.

A todos que de alguma forma colaboraram para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.



## EPÍGRAFE

A nossa maior glória não reside no fato de nunca cairmos, mas sim em  
levantarmo-nos sempre depois de cada queda.

(Confúcio)



## RESUMO

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

### **EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO DURANTE A IMPLANTAÇÃO DE CULTURAS EM DOIS SISTEMAS DE PREPARO EM LATOSSOLO VERMELHO DO RIO GRANDE DO SUL**

AUTOR: LUCIANO ZUCUNI PES

ORIENTADOR: TELMO JORGE CARNEIRO AMADO

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 19 de dezembro de 2011.

Em sistemas de produção agrícola com culturas anuais, o período de implantação das culturas é caracterizado por intenso revolvimento do solo, no caso do preparo convencional (PC) e revolvimento apenas na linha de semeadura, no caso do plantio direto (PD). Como o preparo do solo é uma das práticas que potencializa as emissões de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) pelo mesmo, faz-se necessário o estudo do comportamento destas emissões de curto período (escala de dias), relacionadas à dinâmica do carbono (C) no sistema resíduos culturais-solo-atmosfera. Neste contexto, os objetivos deste trabalho, dividido em dois estudos, foram de quantificar a contribuição das principais fontes de C-CO<sub>2</sub> do solo (C-lábil do solo e C dos resíduos culturais) no curto período e determinar as diferenças quantitativas entre as emissões de curto período em diferentes estações do ano. O trabalho foi realizado em experimento de longa duração (instalado em 1985), localizado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa (FUNDACEP), em Latossolo Vermelho. O primeiro estudo avaliou as emissões de C-CO<sub>2</sub> durante 15 dias da primavera de 2009 e do outono de 2010, utilizando câmara de fluxo fechado dinâmica com analisador infravermelho. O resíduo cultural no momento das avaliações foi aveia preta (*Avena strigosa* Schreber.) e soja (*Glycine max* (L.) Merr.), na primavera de 2009 e outono de 2010, respectivamente. Já o segundo estudo avaliou as emissões de C-CO<sub>2</sub> durante 23 dias do outono de 2007, 21 dias da primavera de 2007, 15 dias da primavera de 2009 e 15 dias do outono de 2010, também utilizando câmara de fluxo fechado dinâmica com analisador infravermelho. O resíduo cultural no momento das avaliações foi soja, aveia preta + ervilhaca comum (*Vicia sativa* (L.) Walp.), aveia preta e soja, no outono de 2007, primavera de 2007, primavera de 2009 e outono de 2010, respectivamente. Além disso, foram avaliadas a temperatura e umidade do solo em ambos os estudos. Os estudos indicaram que o C dos resíduos culturais foi a principal fonte de emissão de C-CO<sub>2</sub> do solo no período de implantação das culturas neste Latossolo. Conseqüentemente, o C-lábil do solo disponibilizado pelas operações de preparo apresentou limitada contribuição para o incremento das emissões. Este resultado provavelmente está relacionado às associações organo-minerais que são frequentemente reportadas em solos com altas concentrações de óxidos e de textura argilosa. Já em relação à estação do ano, a implantação de culturas na primavera apresentou maiores emissões de C-CO<sub>2</sub> quando comparada ao outono.

**Palavras-chave:** resíduos culturais, carbono lábil do solo, curto período.



## ABSTRACT

Doctoral Thesis  
Graduation Program in Soil Science  
Federal University of Santa Maria

### **CARBON DIOXIDE EMISSIONS DURING CROP- ESTABLISHMENT PERIOD IN TWO TILLAGE SYSTEMS IN OXISOL OF RIO GRANDE DO SUL STATE**

AUTHOR: LUCIANO ZUCUNI PES

ADVISER: TELMO JORGE CARNEIRO AMADO

Defense Place and Date: Santa Maria, December 19<sup>th</sup>, 2011.

In farming systems with annual crops, the crop establishment period is characterized by intense soil disturbance in conventional tillage (CT) or disturbance only in the sowing line, in case of no-tillage (NT). The soil tillage enhances the carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) emissions whose should be investigated extensively during these short-term (scale days) that has implications in the carbon (C) dynamic in crop residues-soil-atmosphere system. This work was divided in two studies and they aimed quantify the role of main sources of soil C-CO<sub>2</sub> (C labile soil and C crop-residues) and investigate the emission in different seasons. This study was carried out in a long-term experiment (installed in 1985) at Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa (FUNDACEP) in a clay Typic Haplorthox. The first study evaluated the emissions of C-CO<sub>2</sub> during 15 days of the spring 2009 and the fall 2010 using closed dynamic flow chamber with infrared analyzer. The crop residue input was black oat (*Avena strigosa* Schreber) and soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) in spring 2009 and fall 2010, respectively. The second study evaluated the C-CO<sub>2</sub> emissions during 23 days in fall 2007, 21 days in spring 2007, 15 days in spring 2009 and 15 days in fall 2010, also using closed dynamic chamber with infrared analyzer. The crop residues input were soybean, black oat + common vetch (*Vicia sativa* (L.) Walp.), black oat and soybean in fall 2007, spring 2007, spring 2009 and fall 2010, respectively. The temperature and soil moisture were also evaluated. The crop-residues were the main C-CO<sub>2</sub> emission sources during the crop establishment period. Consequently, the soil C-labile exposed by tillage operations in the Oxisol had restricted contribution to the C-CO<sub>2</sub> emissions. This result is probably related with organo-mineral C association that is frequently reported in soils with high Fe/Al oxides concentration and clay texture. In relation to the season effect, the crop-establishment period in spring had higher C-CO<sub>2</sub> emissions than to fall.

**Key words:** carbon crop residues, carbon soil labile resident, short period.





## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos PC+R, PD+R, PC-R, PD-R e PD-R+Des (c) durante a primavera de 2009. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c). .....65
- Figura 2 – Emissões acumuladas de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos PC+R, PD+R, PC-R, PD-R e PD-R+Des durante o período de avaliações na primavera de 2009 (a) e no outono de 2010 (b). .....67
- Figura 3 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos PC+R, PD+R, PC-R, PD-R e PD-R+Des (c) durante o outono de 2010. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c). .....69
- Figura 4 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> (c) nos tratamentos PC e PD, durante o outono de 2007. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c). .....93
- Figura 5 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> (c) nos tratamentos PC e PD, durante a primavera de 2007. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c). .....98
- Figura 6 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> (c) nos tratamentos PC e PD, durante a primavera de 2009. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c). ..... 101
- Figura 7 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos PC e PD, durante o outono de 2010 (c). As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c). ..... 104
- Figura 8 – Evolução horária das emissões de C-CO<sub>2</sub> no tratamento PC, avaliada no outono/07 (a), primavera/07 (b), outono/10 (c) e primavera/09 (d). ..... 107



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características químicas e distribuição do tamanho de partículas do solo na camada 0-0,20 m de profundidade em campo nativo; no início do experimento e após 25 anos.....	57
Tabela 2 – Normais climatológicas do município de Cruz Alta – RS, no período de 1961-1990.....	58
Tabela 3 – Estoques de COT do solo e seus respectivos compartimentos no início do experimento e no 19º ano.....	60
Tabela 4 – Temperatura e PPA média do solo, precipitação e emissão média e total de C-CO <sub>2</sub> observada nos diferentes tratamentos e períodos de avaliações.....	64
Tabela 5 – Principais fontes de emissão de C-CO <sub>2</sub> durante os períodos de avaliações e sua relação com o aporte de C dos resíduos culturais e o estoque de COT do solo na camada 0-0,20 m. ....	72
Tabela 6 – Relação entre as emissões médias diárias e anuais de C-CO <sub>2</sub> do solo e os estoques de COT da camada 0-0,20 m. ....	74
Tabela 7 – Características químicas e distribuição do tamanho de partículas do solo na camada 0-0,20 m de profundidade em campo nativo; no início do experimento e após 25 anos.....	83
Tabela 8 – Normais climatológicas do município de Cruz Alta – RS, no período de 1961-1990.....	84
Tabela 9 – Temperatura média do solo e do ar, precipitação, PPA média do solo, emissão média e total de C-CO <sub>2</sub> observada nos diferentes tratamentos e períodos de avaliações. ....	92
Tabela 10 – Aportes de C através dos resíduos culturais e as respectivas perdas estimadas nos diferentes tratamentos e períodos de avaliações. ....	96
Tabela 11 – Relações entre o efluxo (E) de C-CO <sub>2</sub> e a variável temperatura do solo e umidade gravimétrica a 0,10. m.....	111



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>15</b>
<b>2.1 Dinâmica do carbono no solo .....</b>	<b>17</b>
<b>2.2 O preparo do solo e as emissões de CO<sub>2</sub> .....</b>	<b>20</b>
<b>2.3 A influência dos resíduos culturais nas emissões de CO<sub>2</sub>.....</b>	<b>24</b>
<b>2.4 A influência da temperatura e da umidade do solo nas emissões de CO<sub>2</sub> ..</b>	<b>26</b>
<b>2.5 A influência da estação do ano nas emissões de CO<sub>2</sub>.....</b>	<b>28</b>
<b>2.6 Outros fatores que podem influenciar nas emissões de CO<sub>2</sub> .....</b>	<b>29</b>
<b>2.7 Referências Bibliográficas .....</b>	<b>31</b>
<b>3 HIPÓTESES.....</b>	<b>51</b>
<b>4 OBJETIVOS.....</b>	<b>53</b>
<b>5 FONTES DE EMISSÃO DE DIÓXIDO DE CARBONO APÓS OPERAÇÃO DE PREPARO EM LATOSSOLO VERMELHO DO SUL DO BRASIL.....</b>	<b>55</b>
<b>5.1 Introdução.....</b>	<b>55</b>
<b>5.2 Material e Métodos .....</b>	<b>57</b>
5.2.1 Caracterização da área experimental.....	57
5.2.2 Avaliações realizadas.....	59
5.2.2.1 Primavera de 2009 .....	59
5.2.2.1.1 Condições experimentais .....	59
5.2.2.1.2 Coleta dos dados das emissões de CO <sub>2</sub> .....	60
5.2.2.1.3 Avaliações complementares.....	61
5.2.2.2 Outono de 2010.....	61
5.2.2.2.1 Condições experimentais .....	61
5.2.2.2.2 Coleta dos dados das emissões de CO <sub>2</sub> .....	62
5.2.2.2.3 Avaliações complementares.....	62
5.2.3 Dados meteorológicos.....	62
5.2.4 Análise matemática e estatística .....	63
<b>5.3 Resultados e Discussão .....</b>	<b>63</b>
5.3.1 Primavera de 2009 .....	63
5.3.2 Outono de 2010.....	68
5.3.3 Principais fontes de emissão de C-CO <sub>2</sub> .....	70

<b>5.4 Conclusões .....</b>	<b>75</b>
<b>5.5 Referências Bibliográficas.....</b>	<b>76</b>
<b>6 EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO NO PERÍODO DE IMPLANTAÇÃO DE CULTURAS EM DIFERENTES SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO E ESTAÇÕES DO ANO .....</b>	<b>81</b>
<b>6.1 Introdução .....</b>	<b>81</b>
<b>6.2 Material e Métodos.....</b>	<b>82</b>
6.2.1 Caracterização da área experimental .....	82
6.2.2 Avaliações realizadas .....	84
6.2.2.1 Outono de 2007 .....	84
6.2.2.1.1 Condições experimentais.....	85
6.2.2.1.2 Coleta dos dados das emissões de CO <sub>2</sub> .....	85
6.2.2.1.3 Avaliações complementares .....	86
6.2.2.2 Primavera de 2007.....	86
6.2.2.2.1 Condições experimentais.....	86
6.2.2.2.2 Coleta dos dados das emissões de CO <sub>2</sub> .....	87
6.2.2.2.3 Avaliações complementares .....	87
6.2.2.3 Primavera de 2009.....	88
6.2.2.3.1 Condições experimentais.....	88
6.2.2.3.2 Coleta dos dados das emissões de CO <sub>2</sub> .....	88
6.2.2.3.3 Avaliações complementares .....	89
6.2.2.4 Outono de 2010 .....	89
6.2.2.4.1 Condições experimentais.....	89
6.2.2.4.2 Coleta dos dados das emissões de CO <sub>2</sub> .....	90
6.2.2.4.3 Avaliações complementares .....	90
6.2.3 Dados meteorológicos .....	90
6.2.4 Análise matemática e estatística.....	91
<b>6.3 Resultados e Discussão.....</b>	<b>91</b>
6.3.1 Outono de 2007 .....	91
6.3.2 Primavera de 2007.....	96
6.3.3 Primavera de 2009.....	99
6.3.4 Outono de 2010 .....	103
6.3.5 Efeito das operações de preparo do solo nas emissões.....	106
6.3.6 Estações do ano x fatores abióticos .....	110

<b>6.4 Conclusões .....</b>	<b>112</b>
<b>6.5 Referências Bibliográficas .....</b>	<b>112</b>
<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>119</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>121</b>





# 1 INTRODUÇÃO

A agricultura tem como principal função a produção de alimentos em quantidade e qualidade suficientes para suprir a demanda da população mundial. Neste sentido, o grande crescimento populacional, especialmente nas últimas décadas, tem demandado uma maior produção de alimentos, que pode ser obtida através da expansão das fronteiras agrícolas ou aumento da produtividade das áreas já cultivadas. Porém, a pressão sobre o setor agrícola não se restringe somente à necessidade de maior produção de alimentos. Nos últimos anos tem sido discutido o papel do setor como potencial poluidor de lençóis freáticos, cursos d'água, solo e ar. Esta poluição está relacionada a atividades como desmatamento, queimadas, altas dosagens de fertilizantes, uso incorreto de dejetos como fonte de nutrientes, entre outros, associados à busca da maior produtividade agrícola.

Neste contexto, um dos principais temas de debate na comunidade científica mundial diz respeito ao aquecimento global. Este aquecimento adicional está sendo provocado pelo aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera, entre os quais se destacam o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e o metano ( $\text{CH}_4$ ), que estão intimamente ligados às práticas agrícolas. Diversas projeções estão sendo feitas em relação ao aquecimento global, a grande maioria delas pessimistas, relacionadas ao aumento do nível médio dos oceanos, derretimento das calotas polares, diminuição da biodiversidade e períodos de estiagem mais intensos (IPCC, 2007).

Porém, os estudos também apontam que a agricultura pode contribuir como uma atividade mitigadora das emissões de gases de efeito estufa. Assim, os esforços tem se concentrado no desenvolvimento de sistemas de manejo capazes de reduzir as emissões dos gases ou até mesmo armazená-los temporariamente, como é o caso do sequestro de carbono (C) no solo. O sequestro de C está condicionado aos fatores que aumentam as entradas de C e/ou diminuem a respiração do solo, criando um dreno de  $\text{CO}_2$  atmosférico (PAUSTIAN et al., 1997; SMITH; CONEN, 2004; WEST; POST, 2002).

A estabilização do C no solo depende de três mecanismos (SOLLINS et al., 1996; VON LUTZOW et al., 2006): preservação seletiva, a qual conduz para a

acumulação em formas recalcitrantes; inacessibilidade espacial, causada pela oclusão do C nos agregados; e interação com superfícies dos minerais. A agregação tem sido reportada como o mecanismo primário de proteção do C em solos temperados (SIX et al. 2004) e em solos tropicais, com textura arenosa e com baixa concentração de óxidos (AMADO et al., 2006; BAYER et al., 2006). Já em solos tropicais, com predomínio de caulinita e os óxidos de Fe e Al, as interações mineral-mineral entre os minerais da fração argila e os óxidos são consideradas os principais agentes da agregação (SIX et al. 2000; ZORATELLI et al. 2005).

Os estudos da dinâmica do C geralmente são baseados na escala de anos, também chamado de longo período. Entretanto, os estudos de curto período (escala de dias) também são importantes, principalmente no período de implantação das culturas. Este período é caracterizado por intensas atividades de revolvimento e desagregação do solo, no caso do preparo convencional (PC) e de revolvimento apenas na linha de semeadura, no caso do plantio direto (PD). Neste sentido, são relatados em diversos estudos que grandes quantidades de C são emitidas na forma de CO<sub>2</sub> por consequência do preparo convencional do solo (LA SCALA et al., 2001; REICOSKY; LINDSTROM, 1993). O PC caracteriza-se por promover um aumento nas emissões de CO<sub>2</sub> devido à aceleração da decomposição da matéria orgânica (MOS) e dos resíduos culturais, enquanto que o PD promove melhores condições para o acúmulo de C no solo.

Neste sentido, é importante o estudo da dinâmica do C em curto período, que pode contribuir na identificação das práticas de manejo do solo que causam maiores ou menores emissões imediatas de CO<sub>2</sub> quando adotadas. Assim, o ganho ou perda de C do solo em longo período poderia ser projetado a partir dos estudos de influência das práticas sobre as emissões em curto período.

Este trabalho vem de encontro à demanda de se avançar na área da dinâmica do C no sistema solo-planta-atmosfera, principalmente relacionado ao impacto causado pelas práticas de manejo do solo sobre as emissões de CO<sub>2</sub>. No próximo item está apresentada uma Revisão Bibliográfica sobre a dinâmica do C, especialmente no que se refere às emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo. Na sequência está descrito o primeiro estudo, que se refere às principais fontes de emissão de CO<sub>2</sub> pelo solo durante o período de implantação das culturas. E na continuação está descrito o segundo estudo, relacionado às emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo em diferentes estações do ano, durante o período de implantação das culturas.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) é o principal componente do efeito estufa adicional, sendo responsável por aproximadamente 50% do forçamento radiativo causador deste efeito (IPCC, 2007). Sua concentração na atmosfera teve um incremento de 315,9 ppm em 1959 para 388,9 ppm em outubro de 2011 (CO2NOW, 2011), sendo que o setor agrícola é considerado um dos responsáveis por este aumento (CERRI et al., 2004). Segundo o IPCC (2007), a estimativa é de que a agricultura contribua com aproximadamente 22% das emissões totais de CO<sub>2</sub> a nível mundial, enquanto que Rice (2006) afirma que a contribuição é de entorno de 5%. Já no Brasil, estima-se que 75% das emissões de CO<sub>2</sub> sejam oriundas de atividades agrícolas e mudança de uso da terra (CERRI; CERRI, 2007).

O CO<sub>2</sub> é produzido no solo através do metabolismo das raízes das plantas, microrganismos e fauna (RASTOGI et al., 2002), especialmente pela atuação dos microrganismos na decomposição da matéria orgânica do solo (MOS). O CO<sub>2</sub> produzido pela decomposição microbiana é armazenado nos poros do solo e a taxa de emissão de CO<sub>2</sub> é normalmente controlada por vários fatores, como o gradiente de concentração de CO<sub>2</sub> entre o solo e a atmosfera, temperatura e umidade do solo, tamanho de poros e velocidade do vento (RAICH; SCHLENSINGER, 1992). A contribuição das raízes na respiração do solo é maior durante a estação de crescimento, mas reduzida em outros períodos do ano (HANSON et al., 2000). Em cereais, é estimado que aproximadamente 16% do carbono (C) translocado para as raízes é perdido por respiração e exsudação antes do florescimento e então a perda sofre uma redução devido ao incremento do dreno de C para os órgãos reprodutivos (GREGORY et al., 1997; JENSEN, 1994).

A agricultura, através de práticas como o desflorestamento, preparo do solo, calagem e irrigação, causa decréscimo no teor de C do solo, decorrente, principalmente, do aumento da taxa de mineralização da MOS (SCHLESINGER, 1999). Durante a decomposição da MOS, os microrganismos do solo utilizam o C que necessitam para a síntese de biomassa e o restante é perdido pela respiração (SIX et al., 2006). Outra prática que acelera a redução da MOS é a remoção dos resíduos culturais do campo, especialmente quando associada ao preparo

convencional (PC) (MANN et al., 2002; YANG; WANDER, 1999). Como consequência, os solos agrícolas geralmente apresentam redução no estoque de MOS (DEGENS et al., 2000; GREGORICH et al., 1998; LAL, 2002; PAUSTIAN et al., 1997; PAUSTIAN et al. 2000).

De uma forma conceitual, a variação no estoque de C no solo ( $dC/dt$ ) pode ser modelada da seguinte forma:  $dC/dt = -k_2C + k_1A$ , onde A representa o C fotossintetizado adicionado anualmente ao solo ( $Mg\ ha^{-1}$ ); C representa o estoque de C orgânico total (COT) no solo ( $Mg\ ha^{-1}$ );  $k_1$  e  $k_2$  representam, em base anual, respectivamente, a fração do C adicionado (A), efetivamente retido no solo na forma de MOS, e a fração do COT do solo que é perdido por decomposição microbiana, erosão e lixiviação (DALAL; MAYER, 1986; LOVATO et al., 2004). Geralmente, é considerado um percentual de 40% de C na matéria seca nos resíduos culturais (BAYER et al., 1998; SPAGNOLLO et al., 2002) e a contribuição do sistema radicular na adição de C equivalente a 30% do C adicionado pela parte aérea das culturas (BOLINDER et al., 1997; BUYANOVSKY; WAGNER, 1986; KISSELE et al., 2001). O coeficiente  $k_1$  é pouco afetado pelas práticas de manejo (BAYER et al., 2006a), sendo mais influenciado pela forma de adição do C ao solo, de modo que os maiores valores são observados para o C adicionado pelo sistema radicular (BALESDENT; BALABANE, 1992; BOLINDER et al., 1999). Já o coeficiente  $k_2$  é afetado pelas condições climáticas (temperatura e precipitação), características do solo (textura e mineralogia) e práticas de manejo, principalmente o preparo (BAYER et al., 2006a).

É importante ressaltar que a agricultura contribui para a redução do  $CO_2$  atmosférico, já que parte do  $CO_2$  é temporariamente removido da atmosfera pela fotossíntese das plantas e pela acumulação do C no solo (HOUGHTON, 2007). O solo é considerado o principal reservatório temporário de C no ecossistema (BRUCE et al., 1999), por apresentar, em média, 4,5 vezes mais C do que a biota e 3,3 vezes mais do que a atmosfera (LAL, 2004), devendo ser considerado um importante componente tanto para o incremento, como para a redução do  $CO_2$  na atmosfera. Neste sentido, os fatores que aumentam as entradas de C e/ou diminuem a respiração do solo, irão favorecer o acúmulo de C, criando um dreno de  $CO_2$  atmosférico (PAUSTIAN et al., 1997; SMITH; CONEN, 2004; WEST; POST, 2002), dentro dos limites impostos pelas condições climáticas e edáficas (FRANK et al., 2006).

A redução das práticas de preparo, o cultivo de culturas comerciais e de cobertura do solo, em especial as leguminosas, com alta adição de biomassa, são importantes estratégias para acumular C orgânico no solo e de mitigação do aquecimento global (AMADO et al., 2001, 2006; BAYER et al., 2000b, 2006b, c; CERRI et al., 2007; COSTA et al., 2008; DIECKOW et al., 2005a; LOVATO et al., 2004; SISTI et al., 2004; VIEIRA et al., 2009; ZANATTA et al., 2007). Nestes sistemas, a entrada de C no solo é incrementada pela intensificação dos sistemas de culturas e, simultaneamente, a emissão de CO<sub>2</sub> é reduzida pela lenta saída de C do solo (JASTROW et al., 2007; WEST; MARLAND, 2002). Entretanto, é importante salientar que estudos recentes tem sugerido a possibilidade de uma saturação na quantidade de C que pode ser armazenado no solo (BAYER et al., 2011; SIX et al., 2002a; STEWART et al., 2007).

## **2.1 Dinâmica do carbono no solo**

A estabilização da MOS depende de três mecanismos (SOLLINS et al., 1996; VON LUTZOW et al., 2006): preservação seletiva, a qual conduz para a acumulação em formas recalcitrantes; inacessibilidade espacial, causada pela oclusão da MOS pelos agregados; e interação com superfícies dos minerais. Neste sentido, a agregação do solo tem sido considerada o principal mecanismo de estabilização em uma variedade de tipos de solos (BAYER et al., 2000b; DENEFF et al., 2004; FABRIZZI et al., 2009; SIX et al., 2000a). Em relação à agregação, Tisdall e Oades (1982) apresentaram um modelo conceitual hierárquico de formação e estabilização de agregados em solos temperados. Este modelo sugere que três diferentes classes (persistente, transitória e temporária) da MOS são associadas com três diferentes unidades físicas do solo (silte e argila, microagregados <250µm e macroagregados >250µm). Neste contexto, a MOS é considerada um dos principais agentes na agregação do solo (TISDALL; OADES, 1982), da mesma forma que a agregação contribui para a estabilização da MOS através da proteção física dentro dos agregados (ADU; OADES, 1978; BALABANE; PLANTE, 2004). Vários estudos tem apresentado a importância dos microagregados (JASTROW et al., 1996; SIX et al., 1998) e especialmente dos microagregados dentro dos macroagregados (BLANCO-

CANQUI; LAL, 2004; DENEFF et al., 2004; KONG et al., 2005; SIX et al., 2000a) na proteção e estabilização do C, como consequência de sua inacessibilidade aos microrganismos e suas enzimas e da redução da difusão interna de O<sub>2</sub> (FELLER; BEARE, 1997; KRULL et al., 2003; VON LUTZOW et al., 2006).

Em contrapartida, nos solos tropicais, com predomínio de argilas 1:1 e óxidos de Fe e Al, os óxidos são os agentes determinantes para a estabilização e previnem a expressão do conceito hierárquico de formação e estabilização de agregados (OADES; WATERS, 1991; SIX et al., 2002b; ZOTARELLI et al., 2005). Sendo assim, a agregação tem sido reportada como o mecanismo primário de proteção do C em solos temperados (SIX et al. 2004) e em solos tropicais, com textura arenosa e com baixa concentração de óxidos (AMADO et al., 2006; BAYER et al., 2006a). Já em solos tropicais, com predomínio de caulinita e os óxidos de Fe e Al, a MOS e os processos biológicos podem apresentar uma função secundária na agregação (DENEFF et al., 2004; DENEFF; SIX, 2005; SIX et al. 1999), sendo que as interações mineral-mineral entre os minerais da fração argila e os óxidos de Fe e de Al são considerados os principais agentes da agregação (PINHEIRO-DICK; SCHWERTMANN, 1996; SIX et al. 2000b, c, 2002b; ZORATELLI et al. 2005). Estes solos apresentam a alta capacidade de proteção da MOS até mesmo quando submetidos ao preparo intensivo (CAMPOS et al., 2011; ROSCOE; BUURMAN, 2003). Razafimbelo et al. (2008), em estudo realizado em um solo com as características anteriormente descritas, reportaram que a quebra de macroagregados e mesoagregados não conduziu a grande emissão de C protegido fisicamente, demonstrando que o C orgânico do solo pode ser protegido de maneira físico-química ou bioquimicamente, através da recalcitrância química natural.

Finalmente, a MOS associada aos minerais, que seria uma classe mais persistente, de acordo com o modelo de Tisdall e Oades (1982), apresenta um avançado estágio de humificação e é altamente estável devido a sua interação com a fração mineral (estabilidade química). Na separação tradicional em tamanho de partículas, a MOS das frações mais grosseiras do solo é referida como sendo o compartimento mais lábil (BAYER et al., 2002), enquanto que a MOS associada às frações finas (minerais) do solo é considerada como sendo o compartimento mais estável (BAYER et al., 2001; BUYANOVSKY et al., 1994). Alguns estudos têm encontrado uma maior concentração de C na fração argila e que esta concentração diminui significativamente nas frações mais grosseiras, sendo uma forte indicação

da existência de interação organo-mineral nesta fração (BAYER et al., 2001, 2006b). Sendo assim, a diferença nos estoques de COT entre os solos arenosos e argilosos é devida, provavelmente, pela alta proteção física e química da MOS nos solos argilosos, em relação aos solos arenosos (BAYER et al., 2001, 2002).

Resultados de diversos locais do mundo, considerando vários tipos de clima e solo, suportam que uma considerável adição de C no solo pode ser obtida nos primeiros anos após a mudança do PC para o PD (WEST; POST, 2002). A acumulação de C em PD ocorre, principalmente, nas camadas superficiais (AMADO et al., 2006; BAYER et al., 2000b, 2004; ZANATTA et al., 2007). Além disso, é reportado um incremento na labilidade do C em solos sob PD, comparado com solos sob PC (AMADO et al., 2006; BAYER et al., 2004; CAMPOS et al., 2011; FREIXO et al., 2002; SIX et al., 1998), devido, geralmente, ao ambiente de baixa oxidação no PD (BAYER et al., 2000a, 2001). Entretanto, a pequena diferença que tem sido verificada nos estoques de MOS entre o PC e o PD em solos de textura argilosa e com altos teores de óxidos do sul do Brasil, é explicada, em parte, pela proteção da MOS em microagregados altamente estáveis, os quais praticamente não são afetados pelo manejo (BAYER et al. 2002; FREIXO et al., 2002). Maiores detalhes sobre a influência do preparo do solo na dinâmica do C, especialmente nas emissões de CO<sub>2</sub>, serão discutidos no próximo item desta Revisão Bibliográfica.

Os resíduos também irão influenciar distintamente no acúmulo de C no solo. Ussiri e Lal (2009) reportaram que grande proporção (68-74%) do COT do solo, na camada 0-0,30 m, foi originada dos resíduos do milho. Em contrapartida, Kong et al. (2005) relataram que em diferentes sistemas de culturas, a conversão de C do resíduo para COT do solo teve uma taxa de 7,6%. Estes resultados demonstram que não somente a quantidade, mas também a composição química dos resíduos que retornam ao solo é determinante para o aumento dos estoques de COT no solo. Além disso, as raízes apresentam um papel mais efetivo do que a parte aérea em acumular C, sendo que as forrageiras acumulam mais C no solo, comparando com culturas comerciais, devido à alta produção de biomassa de raízes, estimulada pelo pastejo (SANTOS et al., 2011; SOUZA et al., 2008). Gale e Cambardella (2000) encontraram que somente 16% do C derivado dos resíduos da parte aérea da aveia foram incorporados a MOS, enquanto que do C derivado das raízes foram 42%. Maiores detalhes sobre a influência dos resíduos culturais na dinâmica do C,

especialmente nas emissões de CO<sub>2</sub>, serão discutidos nos próximos itens desta Revisão Bibliográfica.

O C do solo pode somente ser assimilado e reciclado através da biomassa microbiana ou respirado (MANZONI; PROPORATO, 2009), sendo que atividade biológica do solo é primariamente governada pelo tamanho e composição da comunidade microbiana, pela disponibilidade de substratos e nutrientes e, principalmente, pelas condições ambientais do solo (BEARE et al., 1995). Porém, a emissão de CO<sub>2</sub> pelo solo é também controlada por fatores bióticos (tipo, massa e atividade dos microrganismos) e abióticos (temperaturas do ar e do solo, conteúdo de água no solo, densidade do solo, porosidade, nutrientes e concentração de COT no solo) (USSIRI; LAL, 2009). Dessa maneira, a composição da biomassa microbiana será fundamental, já que a maior atividade biológica no PD, em especial de fungos micorrízicos arbusculares, é um importante fator para a estabilização do C em agregados do solo (SIX et al., 2006; WATSON; RICE, 2004; WHITE; RICE, 2009). Logo, os fatores que alteram a dinâmica populacional dos microrganismos do solo também irão influenciar na estabilização do C no solo, considerando que o solo com uma comunidade microbiana com predominância de fungos sequestra mais C do que uma comunidade com predominância de bactérias (BAILEY et al., 2002; SIX et al., 2006). Neste sentido, um dos principais fatores abióticos determinantes será o pH do solo, de modo que em pH neutro ou levemente alcalino haverá predominância de bactérias enquanto que em pH ácido haverá predominância de fungos (ROUSK et al., 2009).

## **2.2 O preparo do solo e as emissões de CO<sub>2</sub>**

O PC do solo, composto por intensas atividades de revolvimento, ocasiona o rompimento dos agregados do solo, expondo parte do C protegido no seu interior, tornando-o suscetível a mineralização (BRONICK; LAL, 2005; DE GRYZE et al., 2006; GRANDY; ROBERTSON, 2007; KARLEN; CAMBARDELLA, 1996; SIX et al., 1998, 1999, 2000a, 2006; WRIGHT; HONS, 2005), promove um maior contato solo-resíduos (KARLEN; CAMBARDELLA, 1996), aumenta a temperatura do solo, reduz temporariamente a densidade do solo, alterando a estrutura da porosidade



(JACKSON et al., 2003; OTTEN et al., 2000; SARTORI et al., 2006; SCHJONNING; RASMUSSEN, 2000), afeta a comunidade microbiana do solo (JACKSON et al., 2003; REICOSKY et al., 1995, 1997; ROCHETTE; ANGERS, 1999; WATSON; RICE, 2004) e altera os processos de convecção e a difusividade na superfície solo-atmosfera (BUYANOVSKY; WAGNER, 1983), condições estas que favorecem a mineralização da MOS. O preparo também expõe uma grande porção do solo aos ciclos de aquecimento-resfriamento e umedecimento-secagem, o que promove o rompimento de macroagregados (SIX et al., 2004), além de aumentar a sensibilidade das emissões às variações de temperatura e umidade do solo (LA SCALA et al., 2006; ZHANG et al., 2011). O preparo do solo reduz a MOS em todas as frações de tamanho, mas a MOS particulada é preferencialmente perdida do que outras frações (SIX et al., 1999).

Significantes efluxos de CO<sub>2</sub> promovidos pelo preparo do solo tem sido demonstrados em experimentos de curta e intermediária duração (ALVAREZ et al., 2001; FORTIN et al., 1996; LA SCALA et al., 2001; PRIOR et al., 2000; REICOSKY; LINDSTROM, 1993; REICOSKY et al., 1997; ROCHETTE; ANGERS, 1999), sendo que é verificada uma alta emissão logo após o preparo e, na sequência, os níveis de emissão se estabilizam em valores similares ao do período anterior ao preparo, que representa a emissão basal dos microrganismos do solo (ELLERT; JANZEN, 1999; LA SCALA et al., 2006; REICOSKY et al., 2005). Tem sido observado que esta emissão basal será diferente em sistemas de manejo que apresentam distintas adições de resíduos vegetais e estoques de COT no solo (COSTA et al., 2008). Além disso, a intensidade do efluxo de CO<sub>2</sub> pode ser altamente variável e dependente do tipo de solo (FABRIZZI et al., 2009; ROSCOE et al., 2004; ZINN et al., 2005), mecanismos de estabilização do C (LIU et al., 2006; NICOLOSO, 2009; RAZAFIMBELO et al., 2008; ZHOU et al., 2009; ZOTARELLI et al., 2007), regime climático e estação do ano, que regulam os fatores abióticos, quando as operações de preparo são realizadas (BUYANOVSKY et al., 1986; CHAVEZ et al., 2009) e a profundidade de ação e intensidade das operações de preparo (AL-KAISI; YIN, 2005; ÁLVARO-FUENTES et al., 2007; PRIOR et al., 2000; REICOSKY; LINDSTROM, 1993; REICOSKY; ARCHER, 2007).

O aumento da emissão após o preparo pode ser atribuída à liberação física do CO<sub>2</sub> armazenado nos poros do solo, oriundo da atividade microbiana (JACKSON et al., 2003; REICOSKY; LINDSTROM, 1993; REICOSKY et al., 1997; ROBERTS;

CHAN, 1990) e ao rápido incremento da atividade microbiana em decompor C lábil oriundo da incorporação de resíduos vegetais ao solo e da exposição da MOS protegida no interior de agregados de solo (AL-KAISI; YIN, 2005; ALVAREZ et al., 2001; DAO, 1998; DORAN, 1980; LA SCALA, et al., 2005; REICOSKY et al., 1995; ROCHETTE; ANGERS, 1999).

Outra alteração promovida pelo preparo do solo é o aumento da taxa de perda da MOS ( $k_2$ ), de modo que o preparo estimula a ação dos microrganismos decompositores (LOVATO et al., 2004). Sendo assim, a constante de decaimento do PC são maiores do que o PD, devido ao incremento da aeração e da incorporação dos resíduos ao solo (LA SCALA et al., 2009), necessitando de altas quantidades de adição de C para compensar as perdas de COT do solo (BAYER et al., 2000c; LOVATO et al., 2004).

La Scala et al. (2008, 2009) propuseram um modelo de decaimento de primeira ordem para descrever a perda de C no curto-período após o preparo. As emissões foram modeladas em relação ao C do solo disponível para a decomposição em parcelas manejadas sob PC e PD, de modo que na parcela sob PC um adicional de C lábil é introduzido ao processo de decaimento devido à quebra dos agregados e exposição da MOS protegida da atividade microbiana. A modelagem pressupõe que a emissão de  $\text{CO}_2$  induzida pelo preparo é principalmente relacionada com o decaimento do C lábil ou da MOS da fração leve, que é mais rapidamente perdida do que o COT do solo (DE GRYZE et al., 2004; SWANSTON et al., 2002). Este C lábil é considerado o mais facilmente decomposto e perdido devido ao preparo do que o C húmico (GRANDY et al., 2006).

Já o PD, por reduzir a mobilização do solo e pela necessidade de ser associado à rotação de culturas, com inclusão de culturas de cobertura, apresenta sequestro de C em solos do Brasil (AMADO et al., 2006; CERRI et al., 2004; COSTA et al., 2008; MACHADO et al., 2004; SÁ et al., 2001), tendo a capacidade de restaurar entre 50 a 100% dos níveis originais de C do solo (AMADO et al., 2006; BAYER et al., 2000b; BODDEY et al., 2010; DIECKOW et al., 2005b; SÁ et al., 2001; VIEIRA et al., 2007). Em clima temperado, a mudança do PC para o PD apresenta uma taxa média de sequestro de C de  $0,34 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (WEST; MARLAND, 2002), enquanto que em clima subtropical, especialmente no sul do Brasil, esta taxa é estimada em  $0,48 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (BAYER et al., 2006c).

O sequestro de C em PD é associado aos mecanismos de estabilização de C no solo (JASTROW et al., 2007; SIX et al., 2000a, b; STEWART et al., 2007, 2009), principalmente a proteção física do C, promovida pelos agregados do solo (BRONICK; LAL, 2005; SIX et al., 2006; WRIGHT; HONS, 2005; ZINN et al., 2007; ZOTARELLI et al., 2005). Além disso, mudanças nos regimes de temperatura e umidade (ALVAREZ et al., 2001; KESSAVALOU et al., 1998a), redução na oxigenação do solo (SARTORI et al., 2006), mudanças na fauna e na composição da biomassa microbiana do solo (SIX et al., 2006; WATSON; RICE, 2004; WHITE; RICE, 2009) e menor interação solo-resíduo (DICK, 1983) são relatadas com sendo responsáveis pelo aumento da estabilidade do C do solo sob PD comparado ao PC. Vários estudos tem reportado que o C associado à fração mineral, especialmente no interior de microagregados que estão dentro de macroagregados, armazena a maioria do C acumulado em solos sob PD, tornando-se esta a fração diagnóstica para avaliar o acúmulo de C nestes solos (DENEFF et al., 2007; SIX et al., 2000a). Porém, a quantidade de C na MOS particulada também pode servir como um indicador da eficiência dos macroagregados em proteger fisicamente este C (BAYER et al., 2002; DIECKOW et al., 2005b).

Existe uma grande discrepância de resultados quando são comparadas as emissões de CO<sub>2</sub> entre o PC e o PD. São relatadas maiores emissões sob PC (ALMARAZ et al., 2009; BAUER et al., 2006; BRYE et al., 2006; CURTIN et al., 2000; LA SCALA et al., 2006; MOSIER et al., 2006; OMONODE et al., 2007; REICOSKY; LINDSTROM, 1993; USSIRI; LAL, 2009), sob PD (ASLAM et al., 2000; BARRETO et al., 2009; HENDRIX et al., 1988; JACINTHE et al., 2002; LIU et al., 2006; OORTS et al., 2007; WAGAI et al. 1998) e sem diferença significativa nas emissões entre os dois sistemas (CHAVEZ et al., 2009; COSTA et al., 2008; FORTIN et al., 1996). Essa variabilidade de resultados da magnitude das emissões de CO<sub>2</sub> do solo é resultado de uma interação de diversos fatores bióticos e abióticos, como relatado por Oorts et al. (2007), que afirmaram que as diferenças nas emissões de CO<sub>2</sub> entre o PD e o PC é resultado das condições climáticas e da quantidade e localização dos resíduos culturais e da MOS. Já Chavez et al. (2009) encontraram que o preparo pode ter um impacto restrito no efluxo de CO<sub>2</sub>, quando associado às condições climáticas de baixa temperatura e alta umidade do solo. Outra situação reportada é que uma grande difusão e convecção de gases após o preparo pode causar uma imediata redução na umidade do solo (ELLERT; JANZEN,

1999; FORTIN et al., 1996; FRANZLUEBBERS et al. 1995a; LA SCALA et al., 2006), que pode limitar a atividade microbiana, resultando em uma redução na constante  $k_2$ . Sendo assim, as diferenças nas emissões de  $\text{CO}_2$  entre sistemas de preparo pode não ser somente resultado dos efeitos de preparo de curto-período, mas dos efeitos combinados de curto e longo período, de modo que os efeitos de curto período resultam da perturbação física do solo ocorrida durante o revolvimento e da localização dos resíduos culturais e os efeitos de longo período incluem as consequências nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo após vários anos sob PD (OORTS et al., 2007; USSIRI; LAL, 2009).

### **2.3 A influência dos resíduos culturais nas emissões de $\text{CO}_2$**

No geral, as menores emissões de  $\text{CO}_2$  em PD em relação ao PC podem ser parcialmente atribuídas à lenta decomposição dos resíduos culturais localizados na superfície do solo, quando comparado às práticas de preparo que incorporam os resíduos (CURTIN et al., 2000). Adicionalmente, os resíduos culturais na superfície do solo podem contribuir para reduzir a emissão de  $\text{CO}_2$  por servir como uma barreira para o fluxo de  $\text{CO}_2$  do solo para atmosfera, tendo uma lenta taxa de decomposição devido ao menor contato solo-resíduo (AITA et al., 2006) e menores temperaturas do solo (OMONODE et al., 2007; REICOSKY et al., 1999). Em contrapartida, as condições do solo, como a temperatura, umidade e aeração são alteradas pelo PC, causando um incremento na taxa de decomposição dos resíduos (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1993). O incremento no fluxo de  $\text{CO}_2$  no PC é devido à proximidade dos resíduos culturais em contato direto com o solo, que representa a zona mais dinâmica responsável pela decomposição dos resíduos (OMONODE et al., 2007). Além disso, o PC também promove o chamado “efeito priming”, que seria uma decomposição extra do C orgânico após a adição de substâncias facilmente decomponíveis ao solo (DALENBERG; JAGER, 1989). Este efeito pode ocorrer como consequência da incorporação de resíduos de leguminosas ao solo, devido a estas culturas geralmente apresentar baixa relação carbono/nitrogênio (C/N) e fixar biologicamente N no solo.

Existem situações em que a presença dos resíduos culturais pode ter efeito predominante até sobre o preparo do solo nas emissões de CO<sub>2</sub>, como reportado por Razafimbelo et al. (2008), que encontraram uma maior quantidade de C mineralizado no PD manejado com resíduos do que no PC manejado sem resíduos, ao final de 28 dias. Isso pode ser explicado pelo fato dos tratamentos com manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo ter alta capacidade de mineralização de C, comparado com os tratamentos com remoção dos resíduos (TIAN et al., 2011). Já em solo descoberto, sem a presença de resíduos, o CO<sub>2</sub> emitido representa a taxa de decomposição da MOS, como resultado da respiração microbiana, desde que não exista atividade de raízes (LA SCALA et al., 2008).

Outro fator a ser considerado é que diferentes tipos de resíduos culturais irão causar diferenças na magnitude das emissões de CO<sub>2</sub>. Sarrantonio (2003) reportou um maior efluxo de CO<sub>2</sub> em solo manejado com resíduos de leguminosa do que em solo com resíduos de trigo. De maneira semelhante, Prior et al. (1997) descreveram que os efluxos de CO<sub>2</sub> foram maiores após a cultura da soja do que após a cultura do sorgo e a diferença foi atribuída a menor relação C/N dos resíduos culturais da soja.

Aita e Giacomini (2007) afirmaram que o efeito do preparo no incremento da taxa de decomposição dos resíduos culturais é inversamente proporcional ao conteúdo de N do resíduo. Além disso, a decomposição dos resíduos culturais é afetada por fatores adicionais, como a qualidade e localização dos resíduos e o conteúdo de nitrato (GARNIER et al., 2003), bem como da composição da comunidade microbiana do solo, de modo que os organismos de rápido crescimento tem vantagem durante os estágios iniciais da decomposição dos resíduos, enquanto que os organismos capazes de produzir enzimas que degradam moléculas orgânicas complexas são favorecidos durante os estágios seguintes (STOTT; MARTIN, 1989). Neste sentido, Schomberg e Steiner (1997) estabeleceram uma equação para estimar os coeficientes de decomposição dos resíduos culturais (k), utilizando a respiração induzida pelo substrato, assim descrita:  $-k = -6,07 \times 10^{-4} + 6,23 \times 10^{-6} \times \text{TSIR}$ , onde k é a taxa de decomposição dos resíduos (dia<sup>-1</sup>) e TSIR é a respiração total induzida pelo substrato.

## 2.4 A influência da temperatura e da umidade do solo nas emissões de CO<sub>2</sub>

A temperatura do solo é a variável isolada que melhor tem explicado as mudanças nas emissões de CO<sub>2</sub> (ALMARAZ et al., 2009; CHAVEZ et al., 2009; COSTA et al., 2008; FANG; MONCRIEFF, 2001; FORTIN et al., 1996; HENDRIX et al., 1988; IQBAL et al., 2008, 2009; JANSSENS et al., 2001; LA SCALA et al., 2005; LOU et al., 2004; USSIRI; LAL, 2009; WAGAI et al., 1998; WANG et al., 2009), enquanto que a umidade do solo também tem sido reportada (ALMAGRO et al., 2009; DAVIDSON et al., 1998; FRANZLUEBBERS et al., 2002; HOWARD; HOWARD, 1993; IQBAL et al., 2009; LA SCALA et al., 2006; SOTTA et al., 2006).

Geralmente, é observado um incremento no fluxo de CO<sub>2</sub> acompanhando o aumento da temperatura, sendo ele atribuído a maior respiração do solo (FORTIN et al., 1996). Janssens et al. (2001) reportaram que até 80% da mudança temporal no fluxo de CO<sub>2</sub> pode ser atribuída a mudanças na temperatura do solo, em adequada umidade do solo. Da mesma forma, Smith et al. (2003) concluíram que o CO<sub>2</sub> liberado pela respiração aeróbica é dependente principalmente da temperatura, mas se torna dependente da umidade à medida que um solo seca.

De acordo com Linn e Doran (1984), a maior atividade microbiológica, medida pelo fluxo de CO<sub>2</sub> do solo, é observada quando a porosidade preenchida por água (PPA) for próxima a 60%. Os mesmos autores encontraram o menor fluxo de CO<sub>2</sub> quando a PPA foi próxima a 30%. Dessa forma, a evidência é de que o alto conteúdo de água pode impedir a difusão de CO<sub>2</sub> no solo (DORAN et al., 1990; LINN; DORAN, 1984). Por outro lado, o baixo conteúdo de água também pode inibir a atividade microbiana e a respiração das raízes (DAVIDSON et al., 1998; XU; QI, 2001a, b). De acordo com Luo e Zhou (2006), o conteúdo de água ótimo localiza-se próximo à capacidade de campo, quando os macroporos estão preenchidos principalmente por ar, facilitando, assim, a difusão de O<sub>2</sub>, e os microporos estão preenchidos principalmente por água, facilitando a difusão de substratos. A PPA pode influenciar também a resposta das emissões às variações da temperatura, devido à interação existente entre a PPA e a temperatura (FANG; MONCRIEFF, 2001).

Um rápido aumento da emissão de CO<sub>2</sub> após eventos de precipitação ou irrigação e consequente aumento do conteúdo de água em solo seco, tem sido

descrito em vários trabalhos (ÁLVARO-FUENTES et al., 2007; BEARE et al., 2009; JACKSON et al., 2003; JENERETTE et al., 2008; PRIOR et al., 1997; REICOSKY et al., 1999; SMITH; JOHNSON, 2004; SPONSELLER, 2007; ZHANG et al., 2011). Este rápido aumento pode ter por origem a oxidação biológica da MOS lábil, que se torna disponível aos microrganismos do solo pelo rompimento de agregados, através dos processos de secagem-molhamento (ADU; OADES, 1978; DENEFF et al., 2001); pode ser associado à lise da biomassa microbiana, induzida pela mudança do potencial de água do solo, que representa um reservatório de MOS lábil (BEARE et al., 2009; FIERER; SCHIMEL, 2003; HALVERSON et al., 2000; MIKHA et al., 2005); também pode ser relacionado com um rápido aumento dos pelos radiculares e do metabolismo micorrízico (HEINEMEYER et al., 2007; VARGAS; ALLEN, 2008) e pela liberação física do CO<sub>2</sub> armazenado na estrutura do solo e deslocado devido ao preenchimento dos poros pela água (AKINREMI et al., 1999).

Entretanto, é importante assinalar a existência de estudos que relatam uma baixa proporção da variação das emissões de CO<sub>2</sub> explicada pela temperatura e umidade do solo, sendo dependentes do momento das avaliações, bem como dos sistemas de preparo considerados (AL-KAISI; YIN, 2005; OMONODE et al., 2007). Durante o verão, os solos sob PC frequentemente apresentam altas temperaturas, com grandes variações diurnas, comparado com o PD (ALVAREZ et al., 2001; DAO, 1998; FORTIN et al., 1996; KESSAVALOU et al., 1998a). Entretanto, durante as épocas mais frias, o PC e o PD apresentam temperaturas similares (AL-KAISI; YIN, 2005) e, em algumas situações, o PD apresenta maior temperatura que o PC, sugerindo que o solo sob PD é isolado pelos resíduos culturais contra o efeito das baixas temperaturas do ar (USSIRI; LAL, 2009), o que pode ser atribuído à baixa condutividade térmica dos resíduos (DUIKER; LAL, 2000). Em relação à umidade do solo, altos conteúdos de água são reportados em PD, especialmente na camada 0-0,05 m (AL-KAISI; YIN, 2005; ALVAREZ et al., 2001; DAO, 1998; FORTIN et al., 1996; FRANZLUEBBERS et al., 1995b), mesmo nas estações mais quentes (primavera e verão).

O preparo do solo também altera a interação entre as emissões de CO<sub>2</sub> e as variações na temperatura e umidade do solo. A relação entre a taxa de fluxo médio de CO<sub>2</sub> a 20 °C e a taxa de fluxo médio de CO<sub>2</sub> a 6 °C é de 5:1 antes do preparo e de 4:1 após o preparo (WUEST et al., 2003). Além disso, o preparo influencia significativamente a temperatura do solo na camada 0-0,5 m e tem pequeno efeito na

temperatura do solo a 0,20 m de profundidade, bem como a temperatura do solo a 0,05 m de profundidade é estreitamente influenciada pela temperatura média do ar no PC e no PD (USSIRI; LAL, 2009). Os solos, após o preparo, em condições de alta temperatura e umidade, acompanhada pelo aumento da sensibilidade das emissões a estes fatores, tem potencial de emitir mais CO<sub>2</sub> (ZHANG et al., 2011), da mesma forma que em condição inversa (baixa temperatura e umidade do solo), o potencial de emissão pode ser reduzido (CHAVEZ et al., 2009; QUINCKE et al., 2007).

## **2.5 A influência da estação do ano nas emissões de CO<sub>2</sub>**

O fluxo de CO<sub>2</sub> varia conforme a sazonalidade da temperatura e da PPA, com a tendência de que os valores máximos ocorram no verão, mínimos no inverno e valores intermediários na primavera e outono (IQBAL et al., 2008, 2009). O alto fluxo de CO<sub>2</sub> durante o verão, em condições de disponibilidade suficiente de umidade do solo, pode ser devido ao aumento da respiração das raízes, resultado do seu crescimento ativo e incremento da respiração microbiana, associada à alta temperatura do solo (IQBAL et al., 2008, 2009; LOU et al., 2004; USSIRI; LAL, 2009). Contrastando, os baixos fluxos no inverno podem ser relacionados com a redução da respiração microbiana e das raízes, que são causadas pelas baixas temperaturas do solo (AL-KAISI; YIN, 2005; LOU et al., 2004). Dessa maneira, é possível afirmar que a mudança sazonal no fluxo de CO<sub>2</sub> do solo será influenciada pela combinação dos fatores ambientais (IQBAL et al., 2008, 2009; LOU et al., 2004).

Além disso, os preparos realizados em diferentes estações do ano podem conduzir a diferentes magnitudes de emissão de CO<sub>2</sub>. Prior et al. (2004) relataram que o preparo realizado na primavera não incrementou o efluxo de CO<sub>2</sub> comparado com o PD, enquanto que o preparo realizado no outono resultou em alto fluxo, também comparado com o PD. Já Ussiri e Lal (2009) afirmaram que o preparo tem significativa influência na média diária de fluxo de CO<sub>2</sub> durante o verão e outono, mas não durante o inverno e primavera. Entretanto, Bauer et al. (2006) afirmaram que o fluxo de CO<sub>2</sub>, em experimento com 25 anos de PD, teve uma variação



pequena durante as 4 estações do ano, o que deve ter sido parcialmente relacionado à alta umidade do solo no PD.

## **2.6 Outros fatores que podem influenciar nas emissões de CO<sub>2</sub>**

Outras variáveis além da temperatura e a umidade podem influenciar nas emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo (BRYE et al., 2006). Alguns estudos têm proposto fatores como radiação solar e pressão atmosférica como variáveis controladoras do efluxo de CO<sub>2</sub> do solo para a atmosfera (MASSMANN; FERRIER, 1992; OUYANG; ZHENG, 2000). A radiação solar influencia nas variações diárias de temperatura do solo e evaporação de água, que irão influenciar na emissão de CO<sub>2</sub> (OUYANG; ZHENG, 2000), enquanto que as tendências diárias da pressão atmosférica também podem influenciar na emissão (MASSMANN; FERRIER, 1992). Da mesma forma, Lou et al. (2004) relataram que aproximadamente 43-57% da variabilidade sazonal do efluxo de CO<sub>2</sub> pode ser explicada pelos eventos de precipitação, o que representa um importante fator indireto que controla estas variações sazonais. La Scala et al. (2003) afirmaram que os dados meteorológicos são as principais variáveis que influenciam na variabilidade temporal da emissão de CO<sub>2</sub> em solo descoberto.

Em análise de regressão múltipla, incluindo as variáveis meteorológicas temperatura do ar, umidade relativa do ar, radiação solar, pressão atmosférica e evaporação d'água e suas interações, observou-se alta correlação com a emissão de CO<sub>2</sub> e que, devido às interações destas variáveis, não se pode especificar o papel individual de cada variável nas emissões (LA SCALA et al., 2003). De maneira semelhante, Iqbal et al. (2008) reportaram que as equações de regressão linear múltipla que utilizaram todas as variáveis avaliadas (temperatura, porosidade preenchida por água e carbono orgânico dissolvido) melhor descreveram a variação do efluxo de CO<sub>2</sub> do que a utilização destas variáveis isoladamente. Já Ussiri e Lal (2009) reportaram que a média diária do fluxo de CO<sub>2</sub> foi positivamente correlacionada com a radiação solar e a temperatura do ar e negativamente com a velocidade do vento.

Outro fator que pode alterar a emissão de CO<sub>2</sub> pelo solo é a fauna edáfica. Tianxiang et al. (2008) reportaram que o solo com grande população de nematoides e de minhocas incrementa em até 5,2 vezes a emissão de CO<sub>2</sub>, comparado com o solo com a ausência destes organismos. O incremento da emissão de CO<sub>2</sub> determinado pelas minhocas também foi relatado por outros autores (CARAVACA et al., 2005; POTTHOFF et al., 2001). As minhocas e os nematoides podem mudar a quantidade e a atividade dos microrganismos através de competição e predação (CHEN et al., 2004). Neste sentido, a fauna do solo pode alterar o fluxo de gases pela produção direta dos mesmos, por afetar o metabolismo dos microrganismos do solo ou por acelerar o transporte dos gases entre o solo e a atmosfera (CONRAD, 1996).

Diferenças nas emissões de CO<sub>2</sub> também são observadas quando se compara as emissões nas linhas e entre-linhas de semeadura. Kessavalou et al. (1998b) reportaram uma significativa maior emissão de CO<sub>2</sub> nas linhas de culturas relativo às entre-linhas. As emissões das entre-linhas representam a respiração do solo e das raízes durante a estação de crescimento das plantas (AMOS et al., 2005; KESSAVALOU et al., 1998b). A contribuição da respiração das raízes no efluxo total de CO<sub>2</sub> do solo é de 53% na média, variando de 33% a 72% (WANG et al., 2009), enquanto que Hanson et al. (2000), sumarizando os resultados de estudos prévios sobre a contribuição das raízes no efluxo total de CO<sub>2</sub> do solo, encontraram uma contribuição média de 60,4% em sistemas agrícolas.

Os sistemas de culturas também podem determinar diferenças no efluxo de CO<sub>2</sub> do solo para a atmosfera (DRURY et al., 2004; OMONODE et al., 2007). Grandes emissões de CO<sub>2</sub> foram reportadas em milho irrigado (AMOS et al., 2005) e trigo contínuo (FRANK et al., 2006), enquanto Mosier et al. (2006) reportaram baixa emissão sazonal de CO<sub>2</sub> em PC e PD na rotação milho-feijão. Além disso, os sistemas que utilizam plantas de cobertura tem alta capacidade de mineralização de C, comparados com sistemas de cultura que utilizam culturas continuamente (TIAN et al., 2011).

Finalmente, outros trabalhos relatam que a compactação do solo pode influenciar no efluxo de CO<sub>2</sub>. Shestak e Busse (2005) e Yoo e Wander (2006) relataram que casos severos de compactação promoveram redução no efluxo de CO<sub>2</sub>, influenciado pela redução da difusividade dos gases, além de apresentar menos C na biomassa microbiana (DICK et al., 1988). Entretanto, os solos

compactados mantêm um alto nível de atividade microbiológica durante condições extremas de secagem, devido à manutenção de uma alta PPA, comparado com os solos não compactados (BEARE et al., 2009).

## 2.7 Referências Bibliográficas

ADU, J. K.; OADES, J. M. Physical factors influencing decomposition of organic materials in soil aggregates. **Soil Biol. Biochem.**, v. 10, p. 109-115, 1978.

AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 30, p. 149-161, 2006.

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

AKINREMI, O. O.; MCGINN, S. M.; MCLEAN, H. D. J. Effects of soil temperature and moisture on soil respiration in barley and fallow plots. **Can. J. Soil Sci.**, v. 79, p. 5-13, 1999.

AL-KAISI, M. M.; YIN, X. Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotations. **J. Env. Qual.**, v. 34, n. 2, p. 437-445, 2005.

ALMAGRO, M. et al. Temperature dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. **Soil Biol. Biochem.**, v. 41, n. 3, p. 594-605, 2009.

ALMARAZ, J. J. et al. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in Southwestern Quebec. **Soil Till. Res.**, v. 104, n. 1, p. 134-139, 2009.

ALVAREZ, R.; ALVAREZ, C. R.; LORENZO, G. Carbon dioxide fluxes following tillage from a Mollisol in the Argentine Rolling Pampa. **Eur. J. Soil Biol.**, v. 37, p. 161-166, 2001.

ÁLVARO-FUENTES, J. et al. Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. **Soil Till. Res.**, v. 96, n. 1-2, p. 331-341, 2007.

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. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 25, p. 189-197, 2001.

AMADO, T. J. C. et al. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in southern Brazil. **J. Env. Qual.**, v. 35, n. 4, p. 1599-1607, 2006.

AMOS, B.; ARKENBAUER, T. J.; DORAN, J. W. Soil surfaces fluxes of greenhouse gases in an irrigated maize-based agroecosystem. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 69, p. 387-395, 2005.

ASLAM, T.; CHOUDHARY, M. A.; SAGGAR, S. Influence of land-use management on CO<sub>2</sub> emissions from a silt loam soil in New Zealand. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 77, n. 3, p. 257-262, 2000.

BAILEY, V. L.; SMITH, J. L.; BOLTON JR., H. Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. **Soil Biol. Biochem.**, v. 34, p. 997-1007, 2002.

BALABANE, M.; PLANTE, A. F. Aggregation and carbon storage in silt soil using physical fractionation techniques. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 55, n. 2, p. 415-427, 2004.

BALESDENT, J.; BALABANE, M. Maize root-derived soil organic matter estimated by natural <sup>13</sup>C abundance. **Soil Biol. Biochem.**, v. 24, p. 97-101, 1992.

BARRETO, R. C. et al. The impact of soil management on aggregation, carbon stabilization and carbon loss as CO<sub>2</sub> in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 132, n. 3-4, p. 243-251, 2009.

BAUER, P. J. et al. Soil CO<sub>2</sub> flux from a Norfolk loamy sand after 25 years of conventional and conservation tillage. **Soil Till. Res.**, v. 90, n. 1-2, p. 205-211, 2006.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Sistemas de manejo do solo e seus efeitos sobre o rendimento do milho. **Ci. Rural**, v. 28, p. 23-28, 1998.

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 Till. Res.**, v. 53, p. 95-104, 2000a.

BAYER, C. et al. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil Till. Res.**, v. 54, p. 101-109, 2000b.

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 CO<sub>2</sub>. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 24, p. 599-607, 2000c.

BAYER, C. et al. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 65, p. 1473-1478, 2001.

BAYER, C. et al. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant Soil**, v. 238, p. 133-140, 2002.

BAYER, C. et al. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 677-683, 2004.

BAYER, C. et al. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil Till. Res.**, v. 91, n. 1-2, p. 217-226, 2006a.

BAYER, C. et al. C and N stocks and the role of molecular recalcitrance and organomineral interaction in stabilizing soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. **Geoderma**, v. 133, n. 3-4, p. 258-268, 2006b.

BAYER, C. et al. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil Till. Res.**, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006c.

BAYER, C. et al. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2011. v. 7, p. 55-117.

BEARE, M. H. et al. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. **Plant Soil**, v. 170, p. 5-22, 1995.

BEARE, M. H.; GREGORICH, E. G.; ST-GEORGES, P. Compaction effects on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production during drying and rewetting of soil. **Soil Biol. Biochem.**, v. 41, n. 3, p. 611-621, 2009.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. **Crit. Rev. Plant Sci.**, v. 23, p. 481-504, 2004.

BODDEY, R. M. et al. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biol.**, v. 16, p. 784-795, 2010.

BOLINDER, M. A.; ANGERS, D. A.; DUBUC, J. P. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soil for cereal crops. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 63, p. 61-66, 1997.

BOLINDER, M. A. et al. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea mays* L.). **Plant Soil**, v. 215, p. 85-91, 1999.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, p. 3-22, 2005.

BRUCE, J. P. et al. Carbon sequestration in soils. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 5, p. 382-389, 1999.

BRYE, K. R.; LONGER, D. E.; GBUR, E. E. Impact of tillage and residue burning on carbon dioxide flux in a wheat-soybean production system. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 70, n. 4, p. 1145-1154, 2006.

BUYANOVSKY, G. A.; WAGNER, G. H. Annual cycles of carbon dioxide level in soil air. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 47, p. 1139-1145, 1983.

BUYANOVSKY, G. A.; WAGNER, G. H.; GANTZER, C. J. Soil respiration in a winter wheat ecosystem. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 50, p. 338-344, 1986.

BUYANOVSKY, G. A.; WAGNER, G. H. Post-harvest residue input to cropland. **Plant Soil**, v. 93, p. 57-65, 1986.

BUYANOVSKY, G. A.; ASLAM, M.; WAGNER, G. H. Carbon turnover in soil physical fractions. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 58, p. 1167-1173, 1994.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 57, p. 1071-1076, 1993.

CAMPOS, B. C. et al. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 35, p. 805-817, 2011.

CARAVACA, F. et al. A microcosm approach to assessing the effects of earthworm inoculation and oat cover cropping on CO<sub>2</sub> fluxes and biological properties in an amended semiarid soil. **Chemosphere**, v. 59, p. 1625-1631, 2005.

CERRI, C. C. et al. A ciência do solo e o sequestro de carbono. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 29-34, 2004.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Sequestro de carbono em solos na América Latina. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 40-44, 2007.

CERRI, C. E. P. et al. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v. 64, p. 83-99, 2007.

CHAVEZ, L. F. et al. Carbon dioxide efflux in a Rhodic Hapludox as affected by tillage systems in southern Brazil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 33, p. 325-334, 2009.

CHEN, X. Y. et al. Effect of bacterivorous nematode on soil microbial biomass and microbiocoenosis. **Acta Ecologica Sinica**, v. 24, p. 2825-2831, 2004.

CO2NOW. **Earth's CO<sub>2</sub> Home Page**. Disponível em: <http://www.CO2now.org>. Acessado em: 27 de novembro de 2011.

CONRAD, R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O and NO). **Microbiological Reviews**, v. 60, p. 609-640, 1996.

COSTA, F. S. et al. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 32, p. 323-332, 2008.

CURTIN, D. et al. Tillage effects on carbon fluxes in continuous wheat and fallow-wheat rotations. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 64, p. 2080-2086, 2000.

DALAL, R. C.; MAYER, R. J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Southern Queensland. I. Overall changes in soil properties and trends in winter cereal yields. **Australian Journal of Soil Research**, v. 24, p. 265-279, 1986.

DALENBERG, J. W.; JAGER, G. Priming effect of some organic additions to <sup>14</sup>C-labelled soil. **Soil Biol. Biochem.**, v. 21, p. 443-448, 1989.

DAO, T. H. Tillage and winter wheat residue management effects on soil water infiltration and storage. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 57, p. 1586-1595, 1993.

DAO, T. H. Tillage and crop residue effects on carbon dioxide evaluation and carbon storage in a Paleustoll. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 62, p. 250-256, 1998.

DAVIDSON, E. A.; BELK, E.; BOONE, R. D. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperature mixed hardwood forest. **Global Change Biol.**, v. 4, p. 217-227, 1998.

DE GRYZE, S. et al. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. **Global Change Biol.**, v. 10, p. 1120-1132, 2004.

DE GRYZE, S.; SIX, J.; MERCKX, S. Quantifying water-stable soil aggregate turnover and its implication for soil organic matter dynamics in a model study. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 57, p. 693-707, 2006.

DEGENS, B. P. et al. Decreases in organic C reserves in soils can reduce the catabolic diversity of soil microbial communities. **Soil Biol. Biochem.**, v. 32, p. 189-196, 2000.

DENEF, K. et al. Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. **Soil Biol. Biochem.**, v. 33, p. 1599-1611, 2001.

DENEF, K. et al. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 68, p. 1935-1944, 2004.



DENEFF, K.; SIX, J. Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes for macroaggregate formation and stabilization. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 56, n. 4, p. 469-479, 2005.

DENEFF, K. et al. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. **Soil Biol. Biochem.**, v. 39, p. 1165-1172, 2007.

DICK, W. A. Organic carbon, nitrogen, and phosphorus concentrations and pH in soil profiles as affected by tillage intensity. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 47, p. 102-107, 1983.

DICK, R. P.; MYROLD, D. D.; KERLE, E. A. Microbial biomass and soil enzyme activities in compacted and rehabilitated skid trail soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 52, p. 512-516, 1988.

DIECKOW, J. et al. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil Till. Res.**, v. 81, n. 1, p. 87-95, 2005a.

DIECKOW, J. et al. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. **Plant Soil**, v. 268, p. 319-328, 2005b.

DORAN, J. W. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 44, p. 765-771, 1980.

DORAN, J. W.; MIELKE, L. N.; POWER, J. F. Microbial activity as regulated by soil water-filled pore space. In: **Transactions of the 14<sup>th</sup> International Congress of Soil Science**, v. 3, p. 94-99, 1990.

DRURY, C. F. et al. Influence of crop rotation and aggregate size on carbon dioxide production and denitrification. **Soil Till. Res.**, v. 79, p. 87-100, 2004.

DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budget study using CO<sub>2</sub> flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil Till. Res.**, v. 54, p. 21-30, 2000.

ELLERT, B. H.; JANZEN, H. H. Short-term influence of tillage on CO<sub>2</sub> fluxes from a semi-arid soil on the Canadian Prairies. **Soil Till. Res.**, v. 50, p. 21-32, 1999.

FABRIZZI, K. et al. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: effect of native and agroecosystems. **Biogeochemistry**, v. 92, n. 1, p. 129-143, 2009.

FANG, C.; MONCRIEFF, J. B. The dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux on temperature. **Soil Biol. Biochem.**, v. 33, p. 155-165, 2001.

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

FIERER, N.; SCHIMMEL, J. P. A proposed mechanism for the pulse in carbon dioxide production commonly observed following the rapid rewetting of a dry soil. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 67, p. 798-805, 2003.

FORTIN, M. C.; ROCHETTE, P.; PATTEY, E. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 60, p. 1541-1547, 1996.

FRANK, A. B.; LIEBIG, M. A.; TANAKA, D. L. Management effects on soil CO<sub>2</sub> efflux in northern semiarid grassland and cropland. **Soil Till. Res.**, v. 89, p. 78-85, 2006.

FRANZLUEBBERS, A. J.; HONS, F. M.; ZUBERER, D. A. Tillage-induced seasonal changes in soil physical properties affecting soil CO<sub>2</sub> evolution under intensive cropping. **Soil Till. Res.**, v. 34, p. 41-60, 1995a.

FRANZLUEBBERS, A. J.; HONS, F. M.; ZUBERER, D. A. Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO<sub>2</sub> evolution, water content, temperature, and bulk density. **Appl. Soil Ecol.**, v. 2, p. 95-109, 1995b.

FRANZLUEBBERS, K.; FRANZLUEBBERS, A. J.; JAWSON, M. D. Environmental controls on soil and whole-ecosystem respiration from a tallgrass prairie. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 66, p. 254-262, 2002.

FREIXO, A. A. et al. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferrasol under the influence of tillage and crop rotation systems in Southern Brazil. **Soil Till. Res.**, v. 64, p. 221-230, 2002.

GALE, W. J.; CAMBARDELLA, C. A. Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no-till. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 64, p. 190-195, 2000.

GARNIER, P. et al. Modeling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 54, p. 555-568, 2003.

GRANDY, A. S.; ROBERTSON, G. P.; THELEN, K. D. Do productivity and environmental trade-offs justify periodically cultivating no-till cropping systems? **Agron. J.**, v. 98, p. 1377-1383, 2006.

GRANDY, A. S.; ROBERTSON, G. P. Land-use intensity effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. **Ecosystems**, v. 10, p. 58-73, 2007.

GREGORICH, E. G. et al. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. **Soil Till. Res.**, v. 47, p. 291-302, 1998.

GREGORY, P. J.; PALTA, S. A.; BATTS, G. R. Root systems and root:mass ratio - carbon allocation under current and projected atmospheric conditions in arable crops. **Plant Soil**, v. 187, p. 221-228, 1997.

HALVERSON, L. J.; JONES, T. M.; FIRESTONE, M. K. Release of intracellular solutes by four soil bacteria exposed to dilution stress. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 64, p. 1630-1637, 2000.

HANSON, P. J. et al. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. **Biogeochemistry**, v. 48, p. 115-146, 2000.

HEINEMEYER, A. et al. Forest CO<sub>2</sub> efflux: uncovering the contribution and environmental responses of ectomycorrhizas. **Global Change Biol.**, v. 13, p. 1786-1797, 2007.

HENDRIX, P. F.; CHUN, R. H.; GROFFMAN, P. M. Soil respiration in conventional and no-tillage agrosystems under different winter cover crop rotations. **Soil Till. Res.**, v. 12, p. 135-148, 1988.

HOUGHTON, R. A. Climate change: state of the art (2001-2007). **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 35, p. 313-347, 2007.

HOWARD, D. M.; HOWARD, P. J. A. Relationships between CO<sub>2</sub> evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. **Soil Biol. Biochem.**, v. 25, p. 1537-1546, 1993.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

IQBAL, J. et al. Differences in soil CO<sub>2</sub> flux between different land use types in mid-subtropical China. **Soil Biol. Biochem.**, v. 40, n. 9, p. 2324-2333, 2008.

IQBAL, J. et al. Temporal variability of soil-atmospheric CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes from different land uses in mid-subtropical China. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 37, p. 5865-5875, 2009.

JACINTHE, P. A.; LAL, R.; KIMBLE, J. M. Carbon dioxide evolution in runoff from simulated rainfall of long-term no-till and plowed soils in southwestern Ohio. **Soil Till. Res.**, v. 66, p. 23-33, 2002.

JACKSON, L. E. et al. Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. **Geoderma**, v. 114, p. 305-317, 2003.

JANSSENS, I. A. et al. Assessing forest soil CO<sub>2</sub> efflux: An in situ comparison of four techniques. **Tree Phys.**, v. 20, p. 23-32, 2001.

JASTROW, J. D.; BOUTTON, T. W.; MILLER, R. M. Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 60, p. 801-807, 1996.

JASTROW, J. D.; AMONETTE, J. E.; BAILEY, V. L. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. **Climatic Change**, v. 80, p. 5-23, 2007.

JENERETTE, G. D.; SCOTT, R. L.; HUXMAN, T. E. Whole ecosystem metabolic pulses following precipitation events. **Functional Ecology**, v. 22, p. 924-930, 2008.

JENSEN, B. Rhizodeposition by field-grown winter barley exposed to <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> pulse-labeling. **Appl. Soil Ecol.**, v. 1, p. 65-74, 1994.

KARLEN, D. L.; CAMBARDELLA, C. A. Conservation strategies for improving soil quality and organic matter storage. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. Structure

and organic matter storage in agricultural soils. **Advances in Soil Science**. CRC Press Boca Raton FL, p. 395-420, 1996.

KESSAVALOU, A. et al. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. **J. Env. Qual.**, v. 27, p. 1105-1116, 1998a.

KESSAVALOU, A. et al. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. **J. Env. Qual.**, v. 27, p. 1094-1104, 1998b.

KISSELE, K. W. et al. Budgets for roots-derived C and litter-derived C: Comparison between conventional tillage and no-tillage soils. **Soil Biol. Biochem.**, v. 33, p. 1067-1075, 2001.

KONG, A. Y. Y. et al. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 69, n. 4, p. 1078-1085, 2005.

KRULL, E. S.; BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modeling carbon turnover. **Funct. Plant Biol.**, v. 30, p. 207-222, 2003.

LA SCALA, N. et al. Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red Latossol in Southern Brazil. **Soil Till. Res.**, v. 62, p. 163-166, 2001.

LA SCALA, N.; PANOSSO, A. R.; PEREIRA, G. T. Modeling short-term temporal changes of bare soil CO<sub>2</sub> emissions in a tropical agrosystem by using meteorological data. **Appl. Soil Ecol.**, v. 24, n. 1, p. 113-116, 2003.

LA SCALA, N. et al. Soil CO<sub>2</sub> efflux following rotary tillage of a tropical soil. **Soil Till. Res.**, v. 84, p. 222-225, 2005.

LA SCALA, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO<sub>2</sub> emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in Southern Brazil. **Soil Till. Res.**, v. 91, p. 244-248, 2006.

LA SCALA, N. et al. Short-term temporal changes of soil carbon losses after tillage described by a first-order decay model. **Soil Till. Res.**, v. 99, p. 108-118, 2008.

LA SCALA, N. et al. Short-term temporal changes of bare soil CO<sub>2</sub> fluxes after tillage described by first-order decay models. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 60, n. 2, p. 258-264, 2009.

LAL, R. Soil carbon dynamic in cropland and rangeland. **Environmental Pollution**, v. 116, p. 353-362, 2002.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, p. 1623-1626, 2004.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 48, p. 1267-1272, 1984.

LIU, X. J. et al. The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes from a clay loam soil. **Plant Soil**, v. 280, p. 177-188, 2006.

LOVATO, T. et al. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo.**, v. 28, p. 175-187, 2004.

LOU, Y. et al. CO<sub>2</sub> emissions from subtropical arable soils of China. **Soil Biol. Biochem.**, v. 36, n. 11, p. 1835-1842, 2004.

LUO, Y.; ZHOU, X. **Soil Respiration**. Elsevier: Amsterdam, p. 92, 2006.

MACHADO, P. L. O. et al. Os solos brasileiros e o sequestro de carbono. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 21-25, 2004.

MANN, L.; TOLBERT, V.; CUSHMAN, J. Potential environmental effects of corn (*Zea mays* L.) stover removal with emphasis on soil organic matter and erosion. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 89, p. 149-166, 2002.

MANZONI, S.; PROPORATO, A. Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. **Soil Biol. Biochem.**, v. 41, p. 1355-1379, 2009.

MASSMANN, J.; FERRIER, D. F. Effects of atmospheric pressure on gas transport in the vadose zone. **Water Resour. Res.**, v. 28, p. 777-791, 1992.

MIKHA, M. M.; RICE, C. W.; MILLIKEN, G. A. Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting of soil. **Soil Biol. Biochem.**, v. 37, p. 339-347, 2005.

MOSIER, A. R. et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in Northern Colorado. **J. Environ. Qual.**, v. 35, p. 1584-1598, 2006.

NICOLOSO, R. S. **Soil organic carbon stabilization mechanisms on temperate and sub-tropical climate agroecosystems**. 2009. 125 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

OADES, J. M.; WATERS, A. G. Aggregate hierarchy in soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 29, p. 815-828, 1991.

OMONODE, R. A. et al. Soil carbon dioxide and methane fluxes from long-term tillage systems in continuous corn and corn-soybean rotations. **Soil Till. Res.**, v. 95, n. 1-2, p. 182-195, 2007.

OORTS, K. et al. Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. **Soil Till. Res.**, v. 95, p.133-148, 2007.

OTTEN, W.; WATTS, C. W.; LONGSTAFF, D. Method to quantify short-term dynamics in carbon dioxide emission following controlled soil deformation. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 64, p. 1740-1748, 2000.

OUYANG, Y.; ZHENG, C. Surficial processes and CO<sub>2</sub> flux in soil ecosystem. **J. Hydrol.**, v. 234, p. 54-70, 2000.

PAUSTIAN, K. et al. Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. **Soil Use and Management**, v. 13, p. 230-244, 1997.

PAUSTIAN, K. et al. Management options for reducing CO<sub>2</sub> emissions from agricultural soils. **Biogeochemistry**, v. 48, p. 147-163, 2000.

PINHEIRO-DICK, D.; SCHWERTMANN, U. Microaggregates from Oxisols and Inceptisols: Dispersion through selective dissolutions and physiochemical treatments. **Geoderma**, v. 74, p. 49-63, 1996.

POTTHOFF, M.; JOERGENSEN, R. G.; WOLTERS, V. Short-term effects of earthworm activity and straw amendment on the microbial C and N turnover in a remoistened arable soil after summer drought. **Soil Biol. Biochem.**, v. 33, p. 583-591, 2001.

PRIOR, S. A. et al. Carbon dioxide-enriched agroecosystems: influence of tillage on short-term soil carbon dioxide efflux. **J. Env. Qual.**, v. 26, p. 244-252, 1997.

PRIOR, S. A. et al. Residue and tillage effects on planting implement-induced short-term CO<sub>2</sub> and water loss from a loamy sand soil in Alabama. **Soil Till. Res.**, v. 54, p. 197-199, 2000.

PRIOR, S. A., RAPER, R. L., RUNION, G. B. Effect of implement on soil CO<sub>2</sub> efflux: fall vs. spring tillage. **Trans. ASAE**, v. 47, p. 367-373, 2004.

QUINCKE, J. A. et al. Occasional tillage of no-till systems: Carbon dioxide flux and changes in total and labile soil organic carbon. **Agron. J.**, v. 99, n. 4, p. 1158-1168, 2007.

RAICH, J. W.; SCHLENSINGER, W. H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus**, v. 44B, p. 81-99, 1992.

RASTOGI, M.; SINGH, S.; PATHAK, H. Emission of carbon dioxide from soil. **Curr. Sci.**, v. 82, p. 510-517, 2002.

RAZAFIMBELO, T. M. et al. Aggregate associated-C and physical protection in a tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. **Soil Till. Res.**, v. 98, n. 2, p. 140-149, 2008.

REICOSKY, D. C.; LINDSTROM, M. J. Fall tillage method: Effect on short-term carbon dioxide flux from soil. **Agron. J.**, v. 85, p. 1237-1243, 1993.

REICOSKY, D. C. et al. Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. **J. Soil Water Conserv.**, v. 50, p. 253-261, 1995.

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



REICOSKY, D. C. et al. Effects of residue management and controlled traffic on carbon dioxide and water loss. **Soil Till. Res.**, v. 52, p. 153-165, 1999.

REICOSKY, D. C. et al. Tillage-induced CO<sub>2</sub> loss across an eroded landscape. **Soil Till. Res.**, v. 81, p. 183-194, 2005.

REICOSKY, D. C.; ARCHER, D. W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. **Soil Till. Res.**, v. 94, n. 1, p. 109-121, 2007.

RICE, C. W. Introduction to special section on greenhouse gases and carbon sequestration in agriculture and forestry. **J. Environ. Qual.**, v. 35, p. 1338-1340, 2006.

ROBERTS, W. P.; CHAN, K. Y. Tillage-induced increases in carbon dioxide loss from soil. **Soil Till. Res.**, v. 17, p. 143-151, 1990.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A. Soil surface carbon dioxide fluxes induced by spring, summer, and fall moldboard plowing in a sandy loam. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 63, p. 621-628, 1999.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil Till. Res.**, v. 104, p. 185-202, 2003.

ROSCOE, R. et al. Transformations in occluded light fraction organic matter in a clayey Oxisol: evidence from <sup>13</sup>C-CPMAS-NRM and δ<sup>13</sup>C signature. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v. 28, p. 811-818, 2004.

ROUSK, J.; BROOKES, P. C.; BAATH, E. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, n. 6, p. 1589-1596, 2009.

SÁ, J. C. M. et al. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 65, p. 1486-1499, 2001.

SANTOS, N. Z. D. et al. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferrasol. **Soil Till. Res.**, v. 111, n. 2, p. 208-218, 2011.

SARRANTONIO, M. Soil response to surface-applied residues of varying carbon–nitrogen ratios. **Biol. Fertil. Soils**, v. 37, p. 175-183, 2003.

SARTORI, F. et al. Potential soil carbon sequestration and CO<sub>2</sub> offset by dedicated energy crops in the USA. **Crit. Rev. Plant Sci.**, v. 25, p. 441-472, 2006.

SCHJONNING, P.; RASMUSSEN, K. J. Soil strength and pore space characteristics for direct drilled and ploughed soils. **Soil Till. Res.**, v. 57, p. 69-82, 2000.

SCHLESINGER, W. H. Carbon sequestration in soils. **Science**, v. 284, p. 2095, 1999.

SCHOMBERG, H. H.; STEINER, J. L. Estimating crop residue decomposition coefficients using substrate-induced respiration. **Soil Biol. Biochem.**, v. 29, n. 7, p. 1089-1097, 1997.

SHESTAK, C. J.; BUSSE, M. D. Compaction alters physical but not biological indices of soil health. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 69, p. 236-246, 2005.

SISTI, C. P. J. et al. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil Till. Res.**, v. 76, p. 39-58, 2004.

SIX, J. et al. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 62, p. 1367-1377, 1998.

SIX, J.; ELLIOT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 63, p. 1350-1358, 1999.

SIX, J.; ELLIOT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biol. Biochem.**, v. 32, p. 2099-2103, 2000a.

SIX, J. et al. Soil structure and organic matter. I. Distribution of aggregate size classes and aggregate-associated carbon. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 64, p. 681-689, 2000b.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil structure and organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 64, p. 1042-1049, 2000c.

SIX, J. et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant Soil**, v. 241, p. 155-176, 2002a.

SIX, J. et al. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, p. 755-775, 2002b.

SIX, J. et al. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil Till. Res.**, v. 79, p. 7-31, 2004.

SIX, J. et al. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 70, p. 555-569, 2006.

SMITH, K. A. et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: Interactions of soil physical factors and biological processes. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 54, p. 779-791, 2003.

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

SMITH, D. L.; JOHNSON, L. Vegetation-mediated changes in microclimate reduce soil respiration as woodlands expand into grasslands. **Ecology**, v. 85, p. 3348-3361, 2004.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. **Geoderma**, v. 74, p. 65-105, 1996.

SOTTA, E. D. et al. Landscape and climatic controls on spatial and temporal variation in soil CO<sub>2</sub> efflux in an Eastern Amazonian Rainforest, Caxiuana, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 237, p. 57-64, 2006.

SOUZA, E. D. et al. Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistema de integração agricultura-pecuária submetido a diferentes intensidades de pastejo em plantio direto. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v. 32, p. 1273-1282, 2008.

SPAGNOLLO, E. et al. Leguminosas estivais intercalares como fonte de nitrogênio para o milho, no Sul do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 26, p. 417-423, 2002.

SPONSELLER, R. A. Precipitation pulses and soil CO<sub>2</sub> flux in a Sonoran desert. **Global Change Biol.**, v. 13, p. 426-436, 2007.

STEWART, C. E. et al. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry**, v. 86, p. 19-31, 2007.

STEWART, C. E. et al. Soil carbon saturation: implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. **Soil Biol. Bioch.**, v. 41, p. 357-366, 2009.

STOTT, D. E.; MARTIN, J. P. Organic matter decomposition and retention in arid soils. **Arid Soil Research and Rehabilitation**, v. 3, p. 115-148, 1989.

SWANSTON, C. W. et al. Carbon dynamics during a long-term incubation of separate and recombined density fractions from seven forest soils. **Soil Biol. Biochem.**, v. 34, p. 1121-1130, 2002.

TIAN, Y. et al. Carbon mineralization in the soils under different cover crops and residue management in an intensive protected vegetable cultivation. **Scientia Horticulturae**, v. 127, n. 3, p. 198-206, 2011.

TIANXIANG, L. et al. Influence of nematodes and earthworms on the emissions of soil trace gases (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O). **Acta Ecologica Sinica**, v. 28, n. 3, p. 993-999, 2008.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, p. 141-163, 1982.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R. Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an Alfisol in Ohio. **Soil Till. Res.**, v. 104, n. 1, p. 39-47, 2009.

VARGAS, R.; ALLEN, M. F. Environmental controls and the influence of vegetation type, fine roots and rhizomorphs on diel and seasonal variation in soil respiration. **New Phytologist**, v. 179, p. 460-471, 2008.

VIEIRA, F. C. B. et al. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. **Soil Till. Res.**, v. 96, p. 195-204, 2007.

VIEIRA, F. C. B. et al. Building up organic matter in a Subtropical Paleudult under legume cover-crop-based rotations. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 73, p. 1699-1706, 2009.

VON LUTZOW, M. et al. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions - A review. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 57, p. 426-445, 2006.

WAGAI, R. et al. Land use and environmental factors influencing soil surface CO<sub>2</sub> flux and microbial biomass in natural and managed ecosystems in Southern Wisconsin. **Soil Biol. Biochem.**, v. 30, p. 1501-1509, 1998.

WANG, W.; FENG, J.; OIKAWA, T. Contribution of root and microbial respiration to soil CO<sub>2</sub> efflux and their environmental controls in a humid temperate grassland of Japan. **Pedosphere**, v. 19, n. 1, p. 31-39, 2009.

WATSON, G.; RICE, C. W. Tillage and nitrogen effects on soil microbial community structure. **Agronomy abstracts**. ASA, Madison, 2004.

WEST, T. O.; MARLAND, G. Net carbon flux from agricultural ecosystems: Methodology for full carbon cycle analyses. **Environ. Pollut.**, v. 116, p. 439-444, 2002.

WEST, T. O.; POST, W. M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 66, p. 1930-1946, 2002.

WHITE, P.; RICE, C. W. Tillage effects on microbial and carbon dynamics during plant residue decomposition. **Soil Biol. Biochem.**, v. 73, p. 138-145, 2009.

WRIGHT, A. L.; HONS, F. M. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 69, p. 141-147, 2005.

WUEST, S. B.; DURR, D.; ALBRECHT, S. L. Carbon dioxide flux measurement during simulated tillage. **Agron. J.**, v. 95, n. 3, p. 715-718, 2003.

XU, M.; QI, Y. Spatial and seasonal variation of  $Q_{10}$  determined by soil respiration measurements at a Sierra Nevada forest. **Global Biogeochemistry Cycles**, v. 15, p. 687-696, 2001a.

XU, M.; QI, Y. Soil-surface  $CO_2$  efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in Northern California. **Global Change Biol.**, v. 7, p. 667-677, 2001b.

YANG, X. M.; WANDER, M. M. Tillage effects on soil organic carbon distribution and storage in a silt loam soil in Illinois. **Soil Till. Res.**, v. 52, p. 1-9, 1999.

YOO, G.; WANDER, M. W. Influence of tillage practices on soil structural controls over carbon mineralization. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 70, p. 651-659, 2006.

ZANATTA, J. A. et al. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil Till. Res.**, v. 94, p. 510-519, 2007.

ZHANG, H. et al. Soil temperature and moisture sensitivities of soil  $CO_2$  efflux before and after tillage in a wheat field of Loess Plateau, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 1, p. 79-86, 2011.

ZHOU, P. et al. Role of chemical protection by binding to oxyhydrates in SOC sequestration in three typical paddy soils under long-term agro-ecosystem experiments from South China. **Geoderma**, v. 153, p. 52-60, 2009.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. **Soil Till. Res.**, v. 84, p. 28-40, 2005.

ZINN, Y. L. et al. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Texture and mineralogy. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 71, p. 1204-1214, 2007.

ZOTARELLI, L. et al. Impact of tillage and crop rotation on aggregate-associated carbon in two Oxisols. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 69, p. 482-491, 2005.

ZOTARELLI, L. et al. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. **Soil Till. Res.**, v. 95, p. 196-206, 2007.

### **3 HIPÓTESES**

A quebra dos agregados do solo e a conseqüente disponibilização de carbono lábil anteriormente protegido à atividade microbiana, promovida pelas atividades de preparo, é a principal fonte de emissão de dióxido de carbono pelo solo no período de implantação das culturas.

A emissão de dióxido de carbono pelo solo no período de implantação das culturas é quantitativamente maior na primavera, quando comparada ao outono.





## **4 OBJETIVOS**

Determinar a principal fonte de emissão de dióxido de carbono pelo solo durante o período de implantação das culturas.

Determinar a estação do ano em que ocorre maior emissão de dióxido de carbono durante o período de implantação das culturas.



# 5 FONTES DE EMISSÃO DE DIÓXIDO DE CARBONO APÓS OPERAÇÃO DE PREPARO EM LATOSSOLO VERMELHO DO SUL DO BRASIL

## 5.1 Introdução

Um dos principais assuntos debatidos em nível mundial se refere à mudança climática global, associada ao aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera, dentre os quais se destacam o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Neste sentido, o  $\text{CO}_2$  é considerado o principal componente do efeito estufa adicional, sendo responsável por aproximadamente 50% do forçamento radiativo de origem antrópica causador deste efeito (IPCC, 2007). Estima-se que sua concentração na atmosfera teve um incremento de 315,9 ppm em 1959 para 388,9 ppm em outubro de 2011 (CO2NOW, 2011). Além disso, em publicação recente, está prevista uma alta de 20% das emissões antrópicas deste gás até 2035 (IEA, 2011).

No contexto das emissões de  $\text{CO}_2$ , estima-se que o setor agrícola seja responsável por aproximadamente 5% das emissões antropogênicas de  $\text{CO}_2$  a nível mundial (RICE, 2006), enquanto que no Brasil a estimativa é de que este setor contribua com 75% das emissões totais deste gás, considerando a mudança de uso da terra (CERRI; CERRI, 2007). Estas emissões estão associadas a práticas como o desflorestamento, preparo do solo, calagem e irrigação, que conseqüentemente causam decréscimo no teor de carbono (C) do solo, decorrente, principalmente, do aumento da taxa de mineralização da matéria orgânica do solo (SCHLESINGER, 1999). Entretanto, deve ser salientado o potencial de mitigação das emissões de  $\text{CO}_2$  do setor agrícola, especialmente através da adoção de práticas de manejo conservacionistas do solo, como o plantio direto (PD), que está associado ao sequestro de C, considerado a opção de melhor custo-benefício disponível para mitigação das emissões de  $\text{CO}_2$  (RICE; REED, 2007). Logo, o Brasil destaca-se por ter a segunda maior área mundial sob plantio direto, com um total de 25,5 Mha (DERPSCH et al., 2010).

O sequestro de C no solo está associado aos mecanismos de estabilização de C. Para Christensen (1996), a estabilização do C no solo depende de três mecanismos principais: estabilização bioquímica (ou recalcitrância), estabilização química e proteção física. Neste sentido, as características do solo irão determinar o predomínio de um mecanismo de proteção do C em relação aos demais. Nos solos temperados, a proteção física (agregação) é o principal mecanismo de estabilização do C, com o predomínio de argilominerais 2:1 (TISDALL; OADES, 1982; SIX et al., 2004). Este mecanismo também tem sido destacado em solos tropicais, com textura arenosa e com baixa concentração de óxidos (BAYER et al., 2006a; AMADO et al., 2006). Já em solos com argilas caulíníticas e ricos em óxidos de Al e Fe, a proteção física do C no interior dos agregados pode desempenhar um papel complementar (DENEFF et al., 2004; DENEFF; SIX, 2005; FABRIZZI et al., 2009; SIX et al. 1999). Logo, a estabilidade química passa a desempenhar um papel relevante, de modo que é verificada uma alta estabilidade do C nestes solos, sendo uma indicação da existência de interação organo-mineral entre o C e os minerais de carga variável, como a caulinita e os óxidos de Fe e Al (BAYER et al., 2001, 2006b).

A importância da estabilidade química nos solos pode conduzir a um menor efeito do preparo convencional (PC) nas emissões de CO<sub>2</sub> por efeito da quebra de agregados e exposição de C lábil à decomposição microbiana, como tem indicado alguns trabalhos (PES et al., 2011; RAZAFIMBELO et al., 2008; ROSCOE; BUURMAN, 2003). Sendo assim, as emissões de CO<sub>2</sub> em solos sob PC deverão estar associadas, principalmente, ao efeito de decomposição dos resíduos culturais (PES et al., 2011, RAZAFIMBELO et al., 2008).

Dessa forma, este trabalho teve como objetivo determinar a principal fonte de emissão de CO<sub>2</sub> pelo solo durante o período de implantação das culturas. A hipótese é de que a quebra dos agregados do solo e a consequente disponibilização de C lábil anteriormente protegido à atividade microbiana, promovida pelas atividades de preparo, seja a principal fonte de emissão de CO<sub>2</sub> pelo solo durante o período de implantação das culturas.

## 5.2 Material e Métodos

### 5.2.1 Caracterização da área experimental

Os estudos foram desenvolvidos em parcelas do experimento "Influência do preparo do solo e da rotação de culturas sobre o rendimento e a rentabilidade das culturas", instalado em 1985, situado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa (FUNDACEP), município de Cruz Alta – RS, região do Planalto Médio do Rio Grande do Sul, nas coordenadas geográficas 28°36' Sul e 53°40' Oeste e altitude de 409 m.

O solo ocorrente é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico (EMBRAPA, 2005). Este solo apresenta boa drenagem e conteúdo de argila entre 510 e 535 g kg<sup>-1</sup> (Tabela 1), com predominância de caulinita e óxidos de Fe e Al. O conteúdo de Fe determinado pelo método ditionito-citrato-bicarbonato é de 63,5 g kg<sup>-1</sup> e a hematita predomina sobre a goetita (INDA JR. et al., 2004).

Tabela 1 – Características químicas e distribuição do tamanho de partículas do solo na camada 0-0,20 m de profundidade em campo nativo; no início do experimento e após 25 anos.

Tratamentos	pH H <sub>2</sub> O	P	K	Ca+Mg	Al	Areia	Silte	Argila
		- mg kg <sup>-1</sup> -	----- cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> -----			----- g kg <sup>-1</sup> -----		
Campo Nativo	5,1	2,0	0,40	3,2	1,6	225	240	535
Início (1985) <sup>1</sup>	4,5	19,0	0,21	4,2	1,2	-	-	-
PC (2010) <sup>2</sup>	5,1	8,2	0,30	5,9	0,9	-	-	-
PD (2010) <sup>2</sup>	4,9	9,1	0,18	6,5	1,0	-	-	-

Fonte: Adaptado de Jantalia et al. (2006), Fabrizzi et al. (2009) e Fiorin (2010) (dados não publicados).

<sup>1</sup> Início = condições na instalação do experimento.

<sup>2</sup> PC = preparo convencional, PD = plantio direto.

O clima, segundo a classificação de Köppen (KÖPPEN, 1948) é subtropical úmido, tipo Cfa 2a.

A precipitação média mensal é de 143,4 mm (média do período 1961 a 1990 – Normal Climatológica de Cruz Alta - RS), com chuvas distribuídas uniformemente durante o ano, podendo ocorrer períodos de estiagem em determinados anos. A temperatura média anual é de 19,9 °C (média do período 1961 a 1990 – Normal Climatológica de Cruz Alta - RS), com temperaturas mínimas de 9,2 °C no mês de julho e máximas de 30,8 °C no mês de janeiro (Tabela 2).

Tabela 2 – Normais climatológicas do município de Cruz Alta – RS, no período de 1961-1990.

Mês	Precipitação ----- mm -----	Temperatura do ar	
		Mínima	Máxima
		----- °C -----	
Janeiro	145,5	19,4	30,8
Fevereiro	129,1	19,4	28,8
Março	125,7	18,2	28,8
Abril	149,6	15,1	25,4
Mai	152,5	12,4	22,4
Junho	165,1	9,3	19,7
Julho	137,8	9,2	20,0
Agosto	125,5	11,1	21,1
Setembro	156,3	11,4	22,6
Outubro	181,2	14,6	25,5
Novembro	116,1	16,3	28,0
Dezembro	136,7	18,2	30,1
Média anual	143,4	14,6	25,3

Fonte: Adaptado de [www.tempoagora.com.br/previsaodotempo.html/brasil/climatologia/CruzAlta-RS/](http://www.tempoagora.com.br/previsaodotempo.html/brasil/climatologia/CruzAlta-RS/)

O experimento é constituído por duas parcelas principais, que constituem os diferentes sistemas de preparo do solo, PC e PD, medindo 300 x 40 m cada uma. Essas duas parcelas principais estão divididas em 5 sub-parcelas cada uma, que constituem os sistemas de rotação de culturas, medindo 60 x 40 m, totalizando 10 talhões. Além disso, a área do experimento apresenta declividade média de 4,7%.

## 5.2.2 Avaliações realizadas

### 5.2.2.1 Primavera de 2009

Os dados desta avaliação foram coletados e disponibilizados pelo Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso, fazendo parte do projeto “Mudanças Climáticas e Agricultura: Ensino e Pesquisa”.

#### 5.2.2.1.1 Condições experimentais

Esta avaliação ocorreu de 04/12/2009 a 18/12/2009, período em que foi realizado o preparo do solo e a implantação da cultura de verão nas parcelas estudadas. A avaliação foi realizada nas parcelas de PC e PD da Rotação R1-3. Esta rotação de culturas é compreendida por aveia preta (*Avena strigosa* Schreber.) / soja (*Glycine max* (L.) Merr.) / aveia preta + ervilhaca comum (*Vicia sativa* (L.) Walp.) / milho (*Zea mays* L.) / nabo-forageiro (*Raphanus sativus* var. *oleiformis* L.) / trigo (*Triticum aestivum* L.) / soja. No início das avaliações as parcelas apresentavam resíduos culturais de aveia preta, sendo, na sequência, implantada a cultura da soja. Na tabela 3 são apresentados os estoques de C do solo e seus respectivos compartimentos nas parcelas PC e PD da rotação R1-3.

O PC consistiu de uma aração (dia 05/12/2009), com arado de quatro discos (profundidade de trabalho de 0,20 m), seguido de uma gradagem (dia 08/12/2009), com grade de 36 discos (profundidade de trabalho de 0,15 m). Já o PD consistiu na dessecação da área (dia 10/12/2009) e na mobilização do solo apenas na linha durante a operação de semeadura, realizada no dia 14/12/2009 em ambos os sistemas (PC e PD), com semeadora equipada com duplo disco (Semeato SHM mid land 15/17).

Tabela 3 – Estoques de COT do solo e seus respectivos compartimentos no início do experimento e no 19º ano.

Profundidade	COP <sup>1</sup>		COAM <sup>1</sup>		COT <sup>1</sup>	
	PC	PD	PC	PD	PC	PD
---- m ----	----- Mg ha <sup>-1</sup> -----					
0-0,05 <sup>3</sup>	2,02	3,48	14,03	15,82	16,05	19,30
0,05-0,10 <sup>3</sup>	1,35	0,83	14,14	14,22	15,49	15,05
0,10-0,20 <sup>3</sup>	1,13	0,59	27,09	27,57	28,22	28,16
0-0,20 <sup>3</sup>	4,5	4,9	55,26	57,61	59,76	62,51
0-0,20 (Condição inicial <sup>2</sup> )	-	-	-	-	45,01	45,01

Fonte: Adaptado de Campos et al. (2011a).

<sup>1</sup> COP= carbono orgânico particulado; COAM = carbono orgânico associado a minerais; COT = carbono orgânico total. Os estoques de carbono foram calculados baseados em massa equivalente.

<sup>2</sup> Avaliação no início do experimento (1985). Foi calculado considerando o conteúdo de matéria orgânica (32 g kg<sup>-1</sup>) e a densidade do solo (1,21 kg dm<sup>-3</sup>) iniciais.

<sup>3</sup> Avaliação no 19º ano (2004).

#### 5.2.2.1.2 Coleta dos dados das emissões de CO<sub>2</sub>

O registro das emissões de CO<sub>2</sub> foi realizado com auxílio de um sistema portátil LI-COR (LI-8100, Lincoln, NE, USA). Este sistema monitora a mudança na concentração de CO<sub>2</sub> no interior da câmara utilizando um analisador de gás na faixa do infravermelho (IRGA). A câmara consiste de um sistema colocado sobre anéis de PVC de 0,20 m de diâmetro, inseridos a 0,03 m no solo. Esta câmara tem um volume interno de 4823,9 cm<sup>3</sup>, com uma área exposta para o solo de 317,8 cm<sup>2</sup>. Após a câmara estar fechada, a concentração de CO<sub>2</sub> foi registrada a cada 2,5 s durante 1,5 min em cada anel de PVC de amostragem. A taxa de emissão de CO<sub>2</sub> para cada ponto de amostragem (anel de PVC) foi estimada através de interpolação. Posteriormente, os valores obtidos em CO<sub>2</sub> foram transformados para C-CO<sub>2</sub>.

Trinta anéis de anéis de PVC foram instalados no total, de modo que 6 anéis foram instalados em cada um dos seguintes tratamentos: preparo convencional com a manutenção dos resíduos culturais (PC+R), preparo convencional com a remoção manual dos resíduos culturais (PC-R), plantio direto com a manutenção dos resíduos



culturais (PD+R), plantio direto com a remoção manual dos resíduos culturais (PD-R) e plantio direto com a remoção manual dos resíduos culturais e desagregação manual do solo a agregados menores que 4 mm na camada 0-0,10 m (PD-R+Des). As avaliações iniciaram um dia antes da aração do solo, sendo realizado um total de 15 dias de avaliações (dias 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17 e 18 de dezembro de 2009), em um período de 15 dias. Nos dias de avaliação, as emissões de CO<sub>2</sub> foram registradas às 8, 13 e 17 horas no PC e às 9, 14 e 18 horas no PD, tendo sido calculada a emissão média diária.

#### 5.2.2.1.3 Avaliações complementares

A temperatura (°C) e a umidade gravimétrica (kg kg<sup>-1</sup>) do solo foram avaliadas concomitantemente às emissões de CO<sub>2</sub>, a 0,10 m de profundidade, nos tratamentos PC+R e PD+R. Foram utilizados um sensor de temperatura (Termistor) e um TDR (Time Domain Reflectometry), ambos acoplados ao sistema LI-8100.

#### 5.2.2.2 Outono de 2010

Esta avaliação ocorreu de 01/05/2010 a 15/05/2010, período em que foi realizado o preparo do solo e a implantação da cultura de inverno nas parcelas estudadas.

##### 5.2.2.2.1 Condições experimentais

A avaliação foi realizada nas mesmas parcelas da avaliação anterior, descritas no item 5.2.2.1.1. Entretanto, nesta avaliação, as parcelas apresentavam resíduos culturais de soja, sendo na sequência implantado o consórcio aveia preta + ervilhaca comum.

O PC consistiu de uma aração (dia 02/05/2010), seguido de uma gradagem (dia 05/05/2010). Já o PD consistiu na dessecação da área (dia 10/05/2010) e na mobilização do solo apenas na linha durante a operação de semeadura, realizada no dia 13/05/2010 em ambos os sistemas (PC e PD). As descrições dos implementos utilizados e da profundidade de atuação são idênticos ao item 5.2.2.1.1.

#### 5.2.2.2.2 Coleta dos dados das emissões de CO<sub>2</sub>

O mesmo equipamento de registro das emissões de CO<sub>2</sub>, tratamentos (PC+R, PD+R, PC-R, PD-R e PD-R+Des) e número de anéis por tratamento (6) da avaliação descrita anteriormente (item 5.2.2.1.2) foram utilizados nesta avaliação. As avaliações iniciaram um dia antes da aração do solo, sendo realizado um total de 13 dias de avaliações (dias 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 13, 14 e 15 de maio de 2010) em um período de 15 dias. Nos dias de avaliação, as emissões de CO<sub>2</sub> foram registradas às 8, 13 e 17 horas na parcela de PC e às 9, 14 e 18 horas na parcela de PD, tendo sido calculada a emissão média diária. As emissões de CO<sub>2</sub> nos dias em que não houve registro por impossibilidade meteorológica (dias 9 e 11 de maio de 2010) foram estimadas por interpolação linear.

#### 5.2.2.2.3 Avaliações complementares

Idem à avaliação anterior (item 5.2.2.1.3)

#### 5.2.3 Dados meteorológicos

Os dados de temperatura do ar e precipitação pluviométrica durante os períodos avaliados foram obtidos de registros da estação meteorológica da FUNDACEP, distante aproximadamente 150 m do experimento.

#### 5.2.4 Análise matemática e estatística

Primeiramente, com auxílio do software Excel 2007, foram identificados os pontos atípicos e extremos, através de gráficos Box-Plot, elaborados para cada dia de avaliações. Tanto os valores atípicos como os extremos foram excluídos, seguindo o proposto por Isaaks e Srisvastava (1989).

Os efeitos dos tratamentos sobre as emissões de C-CO<sub>2</sub> foram investigados através da análise descritiva dos dados, fazendo uso da média e seu erro padrão. Já o contraste entre os tratamentos foi avaliado através do Teste de Tukey a 5% de significância, com auxílio do software SAS<sup>®</sup>, versão 8.02 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA).

### 5.3 Resultados e Discussão

#### 5.3.1 Primavera de 2009

A avaliação realizada na primavera/09 apresentou temperatura média do ar (22,8 °C) ligeiramente abaixo (1,4 °C) da média normal (Tabela 2) para o mês de dezembro. Neste período, foi registrada a menor temperatura média diária de 18,5 °C (8° dia após o preparo) e a maior temperatura média diária de 26,7 °C (11° dia após o preparo) (Figura 1a).

A temperatura média diária do solo a 0,10 m foi superior no sistema PC+R em relação ao PD+R (Figura 1a), de modo que média do período foi de 26,1 °C no PC+R e de 24,5 °C no PD+R (Tabela 4), porém, sem diferença estatística entre os sistemas (Tukey 5%). Considerando estes valores, pode-se afirmar que eles ficaram dentro da faixa de temperatura ótima para a atividade microbiana do solo, de 20,0 °C (THIERRON; LAUDELOUT, 1996) a 30,0 °C (O'CONNELL, 1990).

Tabela 4 – Temperatura e PPA média do solo, precipitação e emissão média e total de C-CO<sub>2</sub> observada nos diferentes tratamentos e períodos de avaliações.

Avaliação (Resíduos culturais)	Tratamento	Temperatura média do solo	PPA média do solo	Precipitação no período	Emissão média de C-CO <sub>2</sub> do período	Emissão total de C-CO <sub>2</sub> do período
		---- ° C ----	---- % ----	---- mm ----	- kg ha <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> -	- kg ha <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> -
Primavera/09 (Aveia preta)	PC+R	26,1 a	43		26,4 a	396,6
	PC-R	-	-		18,4 bc	276,0
	PD+R	24,5 a	55	70,8	24,9 a	373,0
	PD-R	-	-		17,2 bc	257,8
	PD-R+Des	-	-		17,8 bc	266,7
Outono/10 (Soja)	PC+R	19,9 b	45		22,0 ab	330,6
	PC-R	-	-		13,1 cd	197,2
	PD+R	17,8 b	50	31,8	19,3 b	289,4
	PD-R	-	-		11,3 d	170,3
	PD-R+Des	-	-		12,9 cd	193,5

\* As médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% dentro da mesma coluna.

<sup>1</sup> PPA = Porosidade preenchida por água.

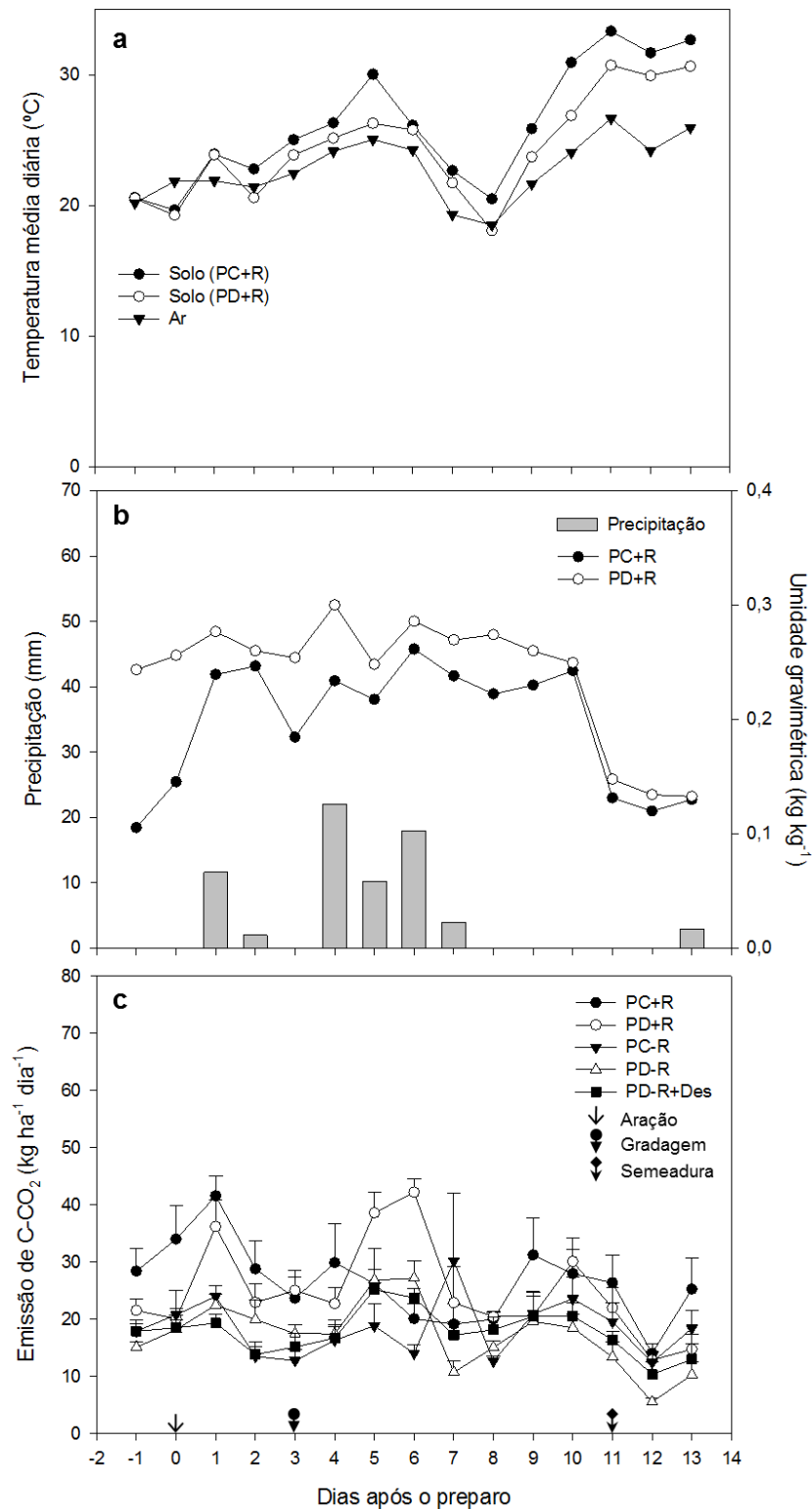


Figura 1 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos PC+R, PD+R, PC-R, PD-R e PD-R+Des (c) durante a primavera de 2009. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c).

A umidade gravimétrica do solo foi maior no PD+R em relação ao PC+R em praticamente todo o período (Figura 1b). No PC+R, a umidade gravimétrica teve uma amplitude de  $0,15 \text{ kg kg}^{-1}$  ( $0,26 \text{ kg kg}^{-1} - 0,11 \text{ kg kg}^{-1}$ ). Já no PD+R a umidade gravimétrica teve uma amplitude de  $0,17 \text{ kg kg}^{-1}$  ( $0,30 \text{ kg kg}^{-1} - 0,13 \text{ kg kg}^{-1}$ ).

Em termos de PPA, observou-se, no PC+R, um valor menor que 30% em quatro dias de avaliações (-1, 11, 12 e 13 após o preparo do solo), ficando abaixo do valor limitante reportado por Linn e Doran (1984). Já no PD+R, a PPA oscilou dentro dos limites reportados pelos mesmos autores. Na média do período de avaliações, a PPA no PC+R foi de aproximadamente 43% e no PD+R de aproximadamente 55%. Esta condição foi determinada pelo volume de chuvas dentro da média durante o período de avaliações (70,8 mm) (Tabela 4), sendo que a média mensal histórica é de 136,7 mm (Tabela 2) no mês de dezembro.

Na figura 1c é apresentada a evolução temporal das emissões médias diárias de C-CO<sub>2</sub>. O PC+R apresentou maiores emissões do que PD+R durante o maior número de dias do período de avaliações. No geral, a emissão acumulada no PC+R foi de  $396,6 \text{ kg ha}^{-1}$  e no PD+R de  $373,0 \text{ kg ha}^{-1}$  (Figura 2) durante o período de avaliações, o que resultou em uma emissão média de  $26,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  no PC+R e de  $24,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  no PD+R (Tabela 4), sem diferença significativa entre os sistemas (Tukey 5%). Da mesma forma, outros autores reportaram emissões no PC e PD semelhantes (CAMPOS et al., 2011b; COSTA et al., 2008; FORTIN et al., 1996). No caso de Campos et al. (2011b), as avaliações das emissões de C-CO<sub>2</sub> foram realizadas nas mesmas parcelas deste estudo, em longo período (728 dias), e os autores reportaram que as emissões no PD foram superiores numericamente ao PC. Neste sentido, os valores da emissão média diária de C-CO<sub>2</sub> obtidos na primavera/09 foram aproximadamente 8% superiores aos valores da emissão média diária de longo período reportada por Campos et al. (2011b) no PC ( $24,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) e 4% inferiores no PD ( $25,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ).

Em relação aos tratamentos PC-R, PD-R e PD-R+Des, a média da emissão de C-CO<sub>2</sub> deste período de avaliações foi de  $18,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ,  $17,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  e  $17,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  (Tabela 4), respectivamente, sem diferença estatística entre elas (Tukey 5%). Logo, a emissão acumulada do período de avaliações foi de  $276,0 \text{ kg ha}^{-1}$  no PC-R,  $257,8 \text{ kg ha}^{-1}$  no PD-R e de  $266,7 \text{ kg ha}^{-1}$  no PD-R+Des (Figura 2).

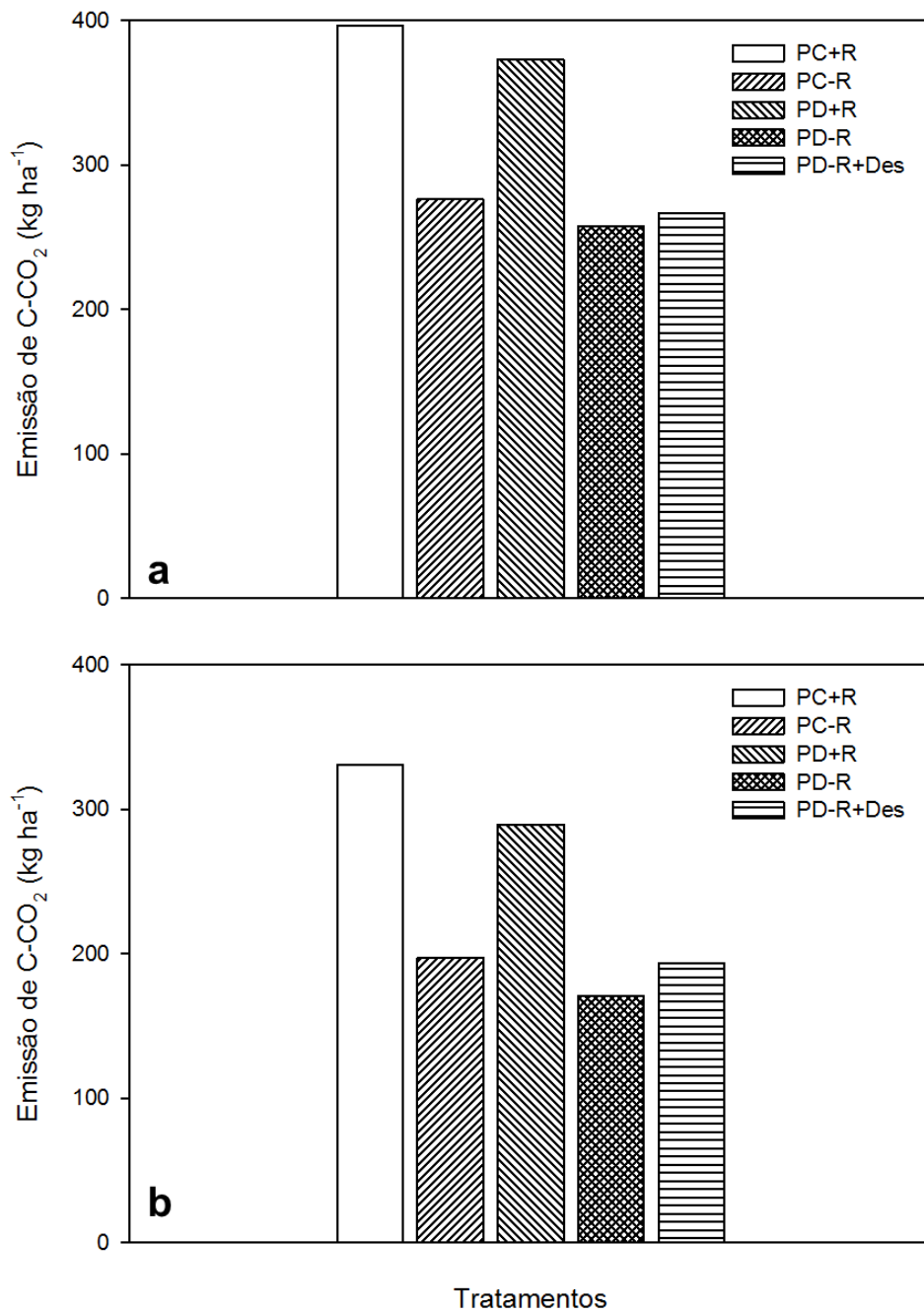


Figura 2 – Emissões acumuladas de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos PC+R, PD+R, PC-R, PD-R e PD-R+Des durante o período de avaliações na primavera de 2009 (a) e no outono de 2010 (b).

### 5.3.2 Outono de 2010

O período de avaliações do outono/10 apresentou temperatura média do ar (16,1 °C) ligeiramente inferior (1,3 °C) à média normal (Tabela 2), sendo observada a menor temperatura média diária de 11,9 °C no 8º dia após o preparo e a maior temperatura média diária de 20,2 °C no 1º dia após o preparo (Figura 3a).

A temperatura média do solo a 0,10 m foi superior no sistema PC+R (Figura 3a), sendo ela de 19,9 °C, enquanto que no PD+R foi de 17,8 °C (Tabela 4), porém, sem diferença estatística entre os sistemas (Tukey 5%). De maneira geral, este período de avaliações apresentou temperatura média diária do solo no PC+R próximo ao intervalo ótimo de 20,0 °C (THIERRON; LAUDELOUT, 1996) a 30,0 °C (O'CONNELL, 1990), enquanto que o PD+R apresentou temperatura média diária abaixo deste intervalo, o que pode ter limitado a atividade microbiana do solo.

A umidade gravimétrica do solo foi maior no PD+R em relação ao PC+R em praticamente todo o período de avaliações (Figura 3b). No PC+R, a umidade gravimétrica variou 0,12 kg kg<sup>-1</sup> (0,27 kg kg<sup>-1</sup> - 0,15 kg kg<sup>-1</sup>). Já no PD+R a umidade gravimétrica variou 0,15 kg kg<sup>-1</sup> (0,31 kg kg<sup>-1</sup> - 0,16 kg kg<sup>-1</sup>).

Em termos de PPA, no PC+R obteve-se valores oscilando entre 32% a 60%, com média de 45%, estando no intervalo reportado como não limitante por Linn e Doran (1984). Já no PD+R, a PPA oscilou entre 38% e 72%, apresentando uma média do período de 50%, estando dentro dos limites descritos por Linn e Doran (1984) em 14 dos 15 dias de avaliação. Este comportamento da PPA próximo ao valor ideal ocorreu apesar do volume de chuvas registradas (31,8 mm) terem ficado abaixo da média mensal histórica para o mês de maio (Tabela 2).

Na figura 3c é apresentada a evolução temporal das emissões médias diárias de C-CO<sub>2</sub>. O PC+R apresentou emissão acumulada de 330,6 kg ha<sup>-1</sup> e no PD+R de 289,4 kg ha<sup>-1</sup> (Figura 2), logo, a emissão média foi de 22,0 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PC+R e de 19,3 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PD+R (Tabela 4), sem diferença estatística significativa (Tukey a 5%). Neste sentido, outros autores reportaram emissões semelhantes entre PC e PD (CAMPOS et al., 2011b; COSTA et al., 2008). No caso de Campos et al. (2011b), os valores da emissão média diária de longo período no PC (24,4 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>) e no PD (25,9 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>), foram aproximadamente 10% maiores do que os registrados no PC+R e 25% maiores no PD+R, na avaliação do outono/10.



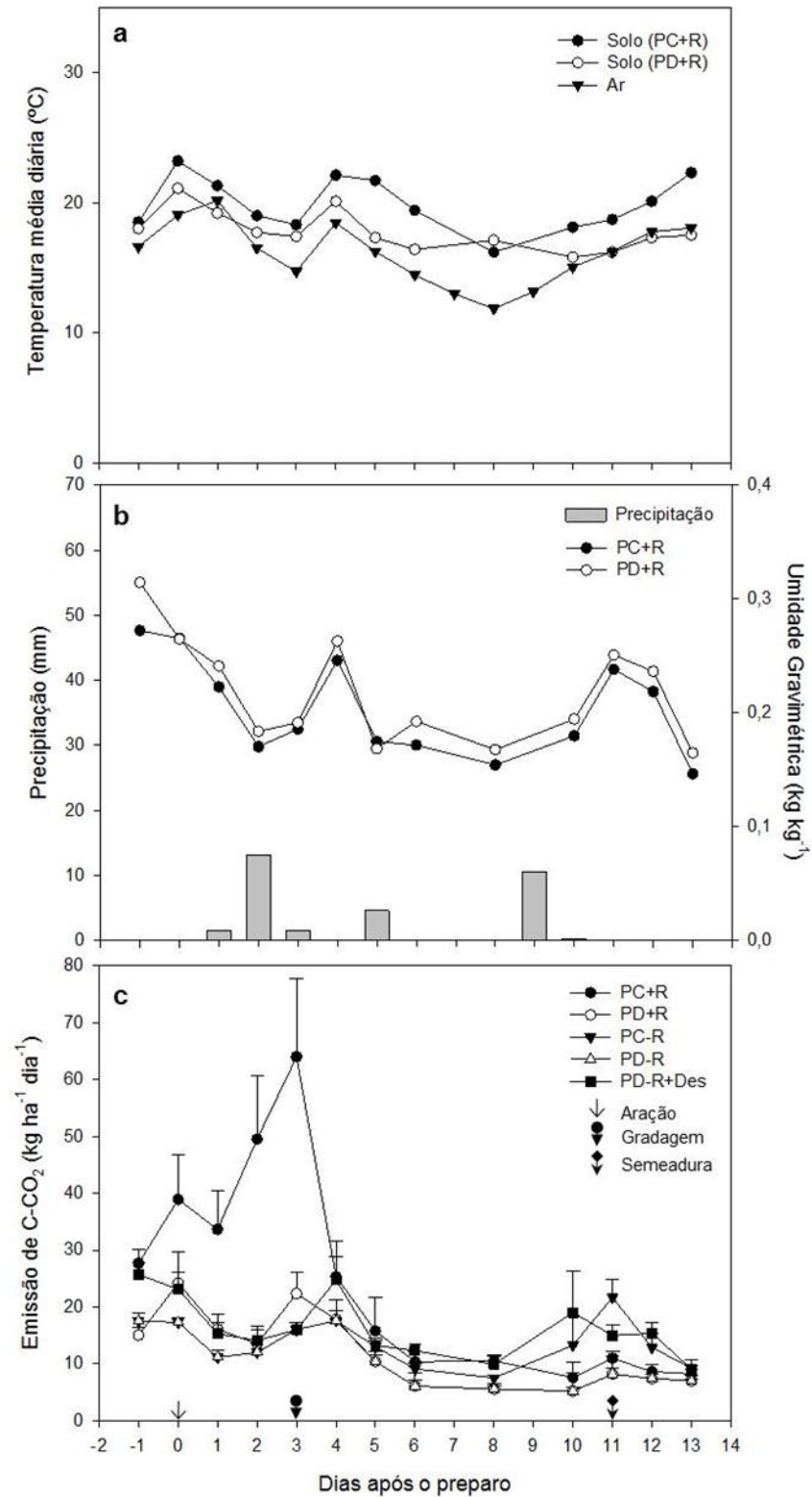


Figura 3 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos PC+R, PD+R, PC-R, PD-R e PD-R+Des (c) durante o outono de 2010. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c).

Em relação aos tratamentos PC-R, PD-R e PD-R+Des, a média da emissão de C-CO<sub>2</sub> deste período de avaliações foi de 13,1 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, 11,3 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> e 15,9 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> (Tabela 4), respectivamente, sem diferença estatística entre elas (Tukey 5%). Logo, a emissão acumulada do período de avaliações foi de 197,2 kg ha<sup>-1</sup> no PC-R, 170,3 kg ha<sup>-1</sup> no PD-R e de 193,5 kg ha<sup>-1</sup> no PD-R+Des (Figura 2).

### 5.3.3 Principais fontes de emissão de C-CO<sub>2</sub>

Em relação às principais fontes de emissão C-CO<sub>2</sub> atribuídas ao preparo do solo, neste estudo foram consideradas como sendo duas. A primeira diz respeito ao C-lábil protegido nos agregados do solo e disponibilizado por efeito do preparo (desagregação). Já a segunda fonte está relacionada ao C dos resíduos vegetais incorporados ao solo pelas atividades de preparo.

Uma análise inicial dos resultados indica um limitado efeito do preparo. Isto pode ser observado através da comparação das médias entre o PD-R e o PD-R+Des, quando não foi observada diferença estatística entre elas (Tabela 4), tanto na primavera/09, como no outono/10. A remoção manual dos resíduos antes dos períodos de avaliações nestas parcelas (PD-R) representa a respiração basal do solo, sem a influência da decomposição dos resíduos e do preparo do solo. É importante ressaltar que a média da emissão de C-CO<sub>2</sub> das parcelas PD-R dos dois períodos de avaliação foi de 14,3 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, o que representa uma emissão aproximada de 5200 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub>. Este valor indica elevada respiração basal, provavelmente associada ao estoque de C orgânico total (COT) (Tabela 3).

Ao se realizar a desagregação manual do solo a agregados menores que 4 mm na camada 0-0,10 m (PD-R+Des), com auxílio de uma pá-de-corte, buscou-se simular o efeito de preparos intensivos sobre o solo, especialmente as gradagens. E isto, como reportado anteriormente, não incrementou significativamente as emissões de C-CO<sub>2</sub>. Na primavera/09 foi observado um incremento de aproximadamente 3% (8,9 kg ha<sup>-1</sup>) na emissão total do período de avaliações e no outono/10 o incremento foi de 14% (23,2 kg ha<sup>-1</sup>). É importante salientar que esta parcela apresenta um estoque de COT de 62,51 Mg ha<sup>-1</sup> na camada 0-0,20 m, onde 4,90 Mg ha<sup>-1</sup> (8%) é de carbono orgânico particulado (COP) e 57,61 Mg ha<sup>-1</sup> (92%) é de carbono

orgânico associado aos minerais (COAM) (Tabela 3). Valores semelhantes a estes também foram descritos por Zotarelli et al. (2007). Os autores reportam que em avaliações realizadas em dois locais distintos, do total de C ocluso em agregados, em média 85% estava associado aos minerais. Portanto, o pequeno incremento nas emissões de C-CO<sub>2</sub> verificada neste trabalho pode estar relacionado ao maior compartimento do COT estar associado aos minerais (COAM). O COAM apresenta um avançado estágio de humificação e é altamente estável (BAYER et al., 2001; BUYANOVSKY et al., 1994) devido a sua interação com a fração mineral. Logo, a alta estabilidade do C em solos tropicais e subtropicais é relacionada com a presença de minerais de carga variável, como a caulinita e os óxidos de Fe e Al (BAYER et al., 2001, 2006b; FELLER; BEARE, 1997, ZINN et al., 2005), mesmo quando estes solos são submetidos ao preparo (CAMPOS et al., 2011b; RAZAFIMBELO et al., 2008; ROSCOE; BUURMAN, 2003).

Na avaliação da primavera/09, o C lábil disponibilizado pelas atividades de preparo do solo, obtido pela diferença entre as emissões totais do PC-R e do PD-R, contribuiu com 18,2 kg ha<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub>, enquanto que o C dos resíduos culturais, obtido pela diferença entre as emissões totais do PC+R e do PC-R, contribuiu com 120,6 kg ha<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub> (Tabela 5). Já na avaliação do outono/10, o C lábil disponibilizado pelas atividades de preparo do solo contribuiu com 26,9 kg ha<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub>, enquanto que o C dos resíduos culturais contribuiu com 133,4 kg ha<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub> (Tabela 5). Neste sentido, considerando que a diferença entre as emissões totais do PC+R e do PD-R é o efeito associado das duas fontes de emissão de C-CO<sub>2</sub>, estima-se que na avaliação da primavera/09 o C-lábil disponibilizado pelas atividades de preparo contribui com 13% desta diferença, enquanto que o C dos resíduos culturais contribui com 87%. Já na avaliação do outono/10, a estimativa é de que o C-lábil disponibilizado pelas atividades de preparo contribuiu com 17% desta diferença, enquanto que o C dos resíduos culturais contribuiu com 83%. Em trabalho semelhante desenvolvido neste mesmo experimento na primavera de 2007, Pes et al. (2011) reportam que a contribuição do C-lábil disponibilizado pelas atividades de preparo foi de 20%, enquanto que a contribuição do C dos resíduos culturais foi de 80%, na primeira semana após o preparo do solo. Resultados semelhantes também foram reportados por Glenn et al. (2011), que descreveram como sendo de 70% a contribuição do C dos resíduos culturais nas emissões de C-CO<sub>2</sub> no PC.

Tabela 5 – Principais fontes de emissão de C-CO<sub>2</sub> durante os períodos de avaliações e sua relação com o aporte de C dos resíduos culturais e o estoque de COT do solo na camada 0-0,20 m.

Avaliação (Resíduos culturais)	Fonte de Emissão	Emissão de	Aporte de matéria	Aporte de C pelos	<u>C-CO<sub>2</sub> resíduos x 100</u>	<u>C-CO<sub>2</sub> C-lábil solo x 100</u>
		C-CO <sub>2</sub>	seca (resíduos)	resíduos <sup>1</sup>	Aporte C resíduos	COT <sup>2</sup>
		-- kg ha <sup>-1</sup> --	----- kg ha <sup>-1</sup> -----	----- kg ha <sup>-1</sup> -----	----- % -----	----- % -----
Primavera/09 (Aveia preta)	C-lábil solo	18,2	4430,0	1172,0	-	0,03
	C-resíduos	120,6			10	-
Outono/10 (Soja)	C-lábil solo	26,9	2772,0	1108,8	-	0,04
	C-resíduos	133,4			12	-

<sup>1</sup> Considerando que a matéria seca aportada pelos resíduos contém aproximadamente 40% de C (BAYER et al., 1998; SPAGNOLLO et al., 2002).

<sup>2</sup> Estoque de carbono orgânico total (COT) do solo da camada 0-0,20 m no PC = 59,76 Mg ha<sup>-1</sup> (Tabela 3)

Ao considerar a contribuição dos resíduos culturais nas emissões de C-CO<sub>2</sub> no tratamento PC+R (120,6 kg ha<sup>-1</sup> na avaliação da primavera/09 e 133,4 kg ha<sup>-1</sup> na avaliação do outono/10) e o aporte de C via resíduos culturais neste tratamento (1172,0 kg ha<sup>-1</sup> na avaliação da primavera/09 e 1108,8 kg ha<sup>-1</sup> na avaliação do outono/10) (Tabela 5) é possível afirmar que 10% e 12% do total de C aportado via resíduos foi emitido na forma de C-CO<sub>2</sub>, na avaliação da primavera/09 e do outono/10, respectivamente (Tabela 5). Dividindo-se estes valores pelo número de dias do período de avaliações, obtém-se o valor da decomposição média diária dos resíduos, estimada pela emissão de C-CO<sub>2</sub>. Com estes valores pode-se realizar uma aproximação das equações da taxa de decomposição do C dos resíduos culturais do tratamento PC+R nos dois períodos de avaliações, seguindo o modelo exponencial decrescente simples, proposto por Wieder e Lang (1982) e definido por:  $C_t = C_0 e^{-kt}$ , onde  $C_t$  é o conteúdo remanescente de C do resíduo (kg ha<sup>-1</sup>) no tempo (t),  $C_0$  é o conteúdo original de C do resíduo e  $k$  é a taxa de decomposição do C do resíduo vegetal. Sendo assim, as equações seriam:  $C_t = 1172 e^{-0,00686t}$  para a primavera/09 e  $C_t = 1109 e^{-0,00802t}$  para o outono/10. Estes valores divergem dos reportados por Campos et al. (2011b), que determinaram a decomposição dos resíduos vegetais no mesmo solo em questão, com auxílio de sacos de decomposição (mesh-bag). Os autores reportaram que a decomposição média dos resíduos da aveia preta foi de 1,26% dia<sup>-1</sup> e dos resíduos da soja foi de 0,85% dia<sup>-1</sup>, enquanto que neste trabalho a decomposição média dos resíduos de aveia preta foi de aproximadamente 0,69% dia<sup>-1</sup> e dos resíduos de soja foi aproximadamente de 0,80% dia<sup>-1</sup>. A diferença entre os valores era esperada, já que a decomposição dos resíduos culturais está relacionada com as condições climáticas, disponibilidade de nutrientes no solo e a composição bioquímica dos resíduos, como os conteúdos de lignina e a relação C/N (REES et al., 2005; PADOVAN et al., 2006).

Na tabela 6 é possível observar o caráter mais conservacionista do C no sistema PD em relação ao PC, determinado pelo índice de conservação de C, que relaciona o fluxo de C-CO<sub>2</sub> do solo com os estoques de COT da profundidade 0-0,20 m (Tabela 3). Se forem considerados os tratamentos sem palha, a emissão média diária de C-CO<sub>2</sub> representou 0,031 e 0,028% dos estoques de COT dos tratamentos PC-R e PD-R, respectivamente, na avaliação da primavera/09, enquanto que na avaliação do outono/10 a emissão média diária de C-CO<sub>2</sub> representou 0,022% e 0,018% dos estoques de COT dos tratamentos PC-R e PD-R. Se estes valores

forem extrapolados para base anual, eles representariam 11,2% e 10,0% dos estoques de COT dos tratamentos PC-R e PD-R, respectivamente, na avaliação da primavera/09, enquanto que na avaliação do outono/10 representariam 8% e 6,6% dos estoques de COT dos tratamentos PC-R e PD-R. Estes valores poderiam ser considerados como a taxa de perda anual de C do solo ( $k_2$ ).

Tabela 6 – Relação entre as emissões médias diárias e anuais de C-CO<sub>2</sub> do solo e os estoques de COT da camada 0-0,20 m.

Avaliação	Tratamentos	$\frac{C-CO_2 \times 100}{COT^1}$	$\frac{C-CO_2 \times 100 \times 365}{COT^1}$
		----- % -----	
Primavera/09	PC+R	0,044	16,1
	PC-R	0,031	11,2
	PD+R	0,040	14,5
	PD-R	0,028	10,0
	PD-R+Des	0,028	10,4
Outono/10	PC+R	0,037	13,4
	PC-R	0,022	8,0
	PD+R	0,031	11,3
	PD-R	0,018	6,6
	PD-R+Des	0,021	7,5

<sup>1</sup> Estoque de carbono orgânico total (COT) do solo da camada 0-0,20 m. PC = 59,76 Mg ha<sup>-1</sup> e PD = 62,51 Mg ha<sup>-1</sup> (Tabela 3)

Em um primeiro momento, os menores valores de  $k_2$  no PD em relação ao PC concordam com resultados de outros estudos (BAYER et al., 2000; 2011; CAMPOS., 2006; LOVATO et al., 2004). Entretanto, Campos (2006), em sua Tese de Doutorado, determinou que as taxas anuais de perda de C neste Latossolo seriam de 1,76% e 1,35% para PC e PD, respectivamente. Outros autores também reportam valores menores de  $k_2$  em um Argissolo do Rio Grande do Sul. Bayer et al. (2000) encontraram taxas de perda de 5,4% ao ano no PC e de 2,9% no PD,

enquanto que Lovato et al. (2004) encontraram taxas de perda de 3,14% no PC e 1,66% no PD. Portanto, os resultados obtidos neste estudo estão acima dos valores reportados pela literatura. Sendo assim, a determinação da taxa anual de perda de C do solo ( $k_2$ ), realizada por esta metodologia, superestima os valores, provavelmente por estar contabilizando a respiração de raízes e dos microrganismos do solo. Além disso, o período de 15 dias de avaliações deste estudo possivelmente não tenha a representatividade de um ano (365 dias) para esta determinação.

#### **5.4 Conclusões**

1. O C oriundo dos resíduos culturais foi a principal fonte de emissão de C-CO<sub>2</sub> no período de implantação das culturas, sendo que sua contribuição foi de aproximadamente 85%, enquanto que a disponibilização de C lábil protegido no interior dos agregados contribui com aproximadamente 15%, considerando o valor médio dos dois períodos de avaliação.
2. O preparo do solo apresentou limitada contribuição no incremento das emissões de C-CO<sub>2</sub> neste Latossolo, sendo ela estimada em 8,5% na média dos dois períodos de avaliação.
3. O resíduo cultural da soja apresentou maior taxa de decomposição em relação à aveia preta, tendo como base para o cálculo as emissões de C-CO<sub>2</sub> oriundas dos resíduos culturais.
4. O PD apresentou um caráter mais conservacionista do C do solo, quando comparado ao PC, considerando os valores das emissões totais de C-CO<sub>2</sub> durante o período de implantação das culturas em relação ao estoque de COT do solo.

## 5.5 Referências Bibliográficas

AMADO, T. J. C. et al. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. **J. Env. Qual.**, v. 35, n. 4, p. 1599-1607, 2006.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Sistemas de manejo do solo e seus efeitos sobre o rendimento do milho. **Ci. Rural**, v. 28, p. 23-28, 1998.

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 CO<sub>2</sub>. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 24, p. 599-607, 2000.

BAYER, C. et al. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 65, p. 1473-1478, 2001.

BAYER, C. et al. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil Till. Res.**, v. 91, n. 1-2, p. 217-226, 2006a.

BAYER, C. et al. C and N stocks and the role of molecular recalcitrance and organomineral interaction in stabilizing soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. **Geoderma**, v. 133, n. 3-4, p. 258-268, 2006b.

BAYER, C. et al. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2011. v. 7, p. 55-117.

BUYANOVSKY, G. A.; ASLAM, M.; WAGNER, G. H. Carbon turnover in soil physical fractions. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 58, p. 1167-1173, 1994.

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

CAMPOS, B. C. et al. Carbon stock and its compartments in a subtropical Oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 35, p. 805-817, 2011a.



CAMPOS, B. C. et al. Long-term C-CO<sub>2</sub> emissions and carbon crop residue mineralization in an Oxisol under different tillage and crop rotation systems. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 35, p. 819-832, 2011b.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Sequestro de carbono em solos na América Latina. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 40-44, 2007.

CHRISTENSEN, B. T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (Eds.). **Structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC Lewis, 1996. p. 97-165.

COSTA, F. S. et al. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no Sul do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 32, p. 323-332, 2008.

CO2NOW. **Earth's CO<sub>2</sub> Home Page**. Disponível em: <http://www.CO2now.org>. Acessado em: 27 de novembro de 2011.

DENEF, K. et al. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 68, p. 1935-1944, 2004.

DENEF, K.; SIX, J. Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes for macroaggregate formation and stabilization. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 56, n. 4, p. 469-479, 2005.

DERPSCH, R. et al. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. **J. Agric. Biol. Eng.**, v. 3, p. 1-25, 2010.

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

FABRIZZI, K. et al. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: effect of native and agroecosystems. **Biogeochemistry**, v. 92, n. 1, p. 129-143, 2009.

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

FORTIN, M. C.; ROCHETTE, P.; PATTEY, E. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 60, p. 1541-1547, 1996.

GLENN, A. J. et al. Contribution of crop residue carbon to soil respiration at a Northern Prairie site using stable isotope flux measurements. **Agric. Forest. Meteorol.**, v. 151, p. 1045–1054, 2011.

IEA – International Energy Agency. **World Energy Outlook 2011**. Disponível em: <http://www.iea.org>. Acessado em 27 de novembro de 2011.

INDA JR., A. V.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C. Composição da fase sólida mineral do solo. In: MEURER, E. J. (Org.). **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Gênese, 2004. p. 35-71.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **Applied geostatistics**. Nova York: Oxford University Press, 1989. 561 p.

JANTALIA, C. P. et al. Mudanças no estoque de C do solo em áreas de produção de grãos: avaliação do impacto do manejo de solo. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Org.). **Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no sequestro de C e nas emissões de gases do efeito estufa**. Porto Alegre: Gênese, 2006. p. 35-57.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: Con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Economica, México, 1948.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 48, p. 1267-1272, 1984.

LOVATO, T. et al. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo.**, v. 28, p. 175-187, 2004.

O'CONNELL, A. M. Microbial decomposition (respiration) of litter in eucalypt forests of Southwestern Australia: An empirical model based on laboratory incubations. **Soil Biol. Biochem.**, v. 22, p. 153-160, 1990.

PADOVAN, M. P et al. Decomposição e liberação de nutrientes de soja cortada em diferentes estádios de desenvolvimento. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 41, p. 667-672, 2006.

PES, L. Z. et al. The primary sources of carbon loss during the crop-establishment period in a subtropical Oxisol under contrasting tillage systems. **Soil Till. Res.**, v. 117, p. 163-171, 2011.

RAZAFIMBELO, T. M. et al. Aggregate associated-C and physical protection in a tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. **Soil Till. Res.**, v. 98, n. 2, p. 140-149, 2008.

REES, R. M. et al. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. **Geoderma**, v. 128, p. 130-154, 2005.

RICE, C. W. Introduction to special section on greenhouse gases and carbon sequestration in agriculture and forestry. **J. Environ. Qual.**, v. 35, p. 1338-1340, 2006.

RICE, C. W.; REED, D. **Soil Carbon Sequestration and Greenhouse Gas Mitigation: A Role for American Agriculture**. Kansas State University (KSU), Agronomy Department, 35 p., 2007.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil Till. Res.**, v. 104, p. 185-202, 2003.

SCHLESINGER, W. H. Carbon sequestration in soils. **Science**, v. 284, p. 2095, 1999.

SIX, J.; ELLIOT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 63, p. 1350-1358, 1999.

SIX, J. et al. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil Till. Res.**, v. 79, p. 7-31, 2004.

SPAGNOLLO, E. et al. Leguminosas estivais intercalares como fonte de nitrogênio para o milho, no Sul do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 26, p. 417-423, 2002.

THIERRON, V.; LAUDELOUT, H. Contribution of root respiration to total CO<sub>2</sub> efflux from the soil of a deciduous forest. **Can. J. Forest Res.**, v. 26, p. 1142-1148, 1996.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, p. 141-163, 1982.

WIEDER, R. K; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, v. 63, p. 1636-1642, 1982.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. **Soil Till. Res.**, v. 84, p. 28-40, 2005.

ZOTARELLI, L. et al. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. **Soil Till. Res.**, v. 95, p. 196-206, 2007.

## **6 EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO NO PERÍODO DE IMPLANTAÇÃO DE CULTURAS EM DIFERENTES SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO E ESTAÇÕES DO ANO**

### **6.1 Introdução**

O dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), considerado o principal componente do efeito estufa adicional, teve um incremento em sua concentração na atmosfera de 315,9 ppm em 1959 para 388,9 ppm em outubro de 2011 (CO2NOW, 2011), de modo que o setor agrícola contribui consideravelmente com as emissões totais deste gás (IPCC, 2007). Neste sentido, os solos agrícolas são considerados elementos chave nos processos de emissão e de mitigação das emissões por serem o principal reservatório temporário de C no ecossistema (BRUCE et al., 1999).

Uma das práticas agrícolas que aumentam as emissões de  $\text{CO}_2$  pelo solo é a realização do preparo convencional (PC). Esta prática ocasiona o rompimento dos agregados do solo, tornando o C suscetível a mineralização (BRONICK; LAL, 2005; DE GRYZE et al., 2006; SIX et al., 1998, 2006; WRIGHT; HONS, 2005), promove um maior contato solo-resíduos (KARLEN; CAMBARDELLA, 1996), aumenta a temperatura do solo, reduz temporariamente a densidade, aumentando assim o teor de oxigênio ( $\text{O}_2$ ) no interior do solo e alterando a estrutura da porosidade (JACKSON et al., 2003; SARTORI et al., 2006), afeta a comunidade microbiana do solo (JACKSON et al., 2003; REICOSKY et al., 1995, 1997), aumenta a sensibilidade das emissões às variações de temperatura e umidade do solo (LA SCALA et al., 2006) e aumenta a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo ( $k_2$ ) (LOVATO et al., 2004; LA SCALA et al., 2009).

Em contrapartida, o sistema plantio direto (PD), por reduzir a mobilização do solo e pela necessidade de ser associado à rotação de culturas, com inclusão de culturas de cobertura, apresenta balanço positivo (sequestro) de C no solo (AMADO et al., 2006; SÁ et al., 2001). Além disso, o PD promove uma maior agregação do solo, com conseqüente proteção física do C nos agregados (BRONICK; LAL, 2005; SIX et al., 2006; WRIGHT; HONS, 2005; ZINN et al., 2007), mudanças nos regimes

de temperatura e umidade (ALVAREZ et al., 2001; KESSAVALOU et al., 1998), redução na oxigenação do solo (SARTORI et al., 2006), mudanças na fauna e composição da biomassa microbiana do solo (SIX et al., 2006; WHITE; RICE, 2009) e menor interação solo-resíduo (DICK, 1983).

Independente do sistema de preparo do solo, as emissões de CO<sub>2</sub> são influenciadas pelas mudanças nos regimes de temperatura (HENDRIX et al., 1988; IQBAL et al., 2008, 2009; LA SCALA et al., 2005; USSIRI; LAL, 2009) e umidade do solo (ALMAGRO et al., 2009; FRANZLUEBBERS et al., 2002; IQBAL et al., 2009; LA SCALA et al., 2006). Sendo assim, o fluxo de CO<sub>2</sub> apresentará uma sazonalidade conforme a estação do ano, governada, basicamente, pelas variações de temperatura e da umidade do solo, com a tendência de que os valores máximos de emissão ocorram no verão, mínimos no inverno e valores intermediários na primavera e outono (IQBAL et al., 2008, 2009).

Dessa forma, este trabalho teve como objetivo determinar a estação do ano em que ocorre a maior emissão de CO<sub>2</sub> pelo solo durante o período de implantação das culturas. A hipótese é de que a emissão de CO<sub>2</sub> pelo solo no período de implantação das culturas é quantitativamente maior na primavera, quando comparada ao outono.

## **6.2 Material e Métodos**

### **6.2.1 Caracterização da área experimental**

Os estudos foram desenvolvidos em parcelas do experimento "Influência do preparo do solo e da rotação de culturas sobre o rendimento e a rentabilidade das culturas", instalado em 1985, situado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa (FUNDACEP), município de Cruz Alta – RS, região do Planalto Médio do Rio Grande do Sul, nas coordenadas geográficas 28°36' Sul e 53°40' Oeste e altitude de 409 m.

O solo ocorrente é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico (EMBRAPA, 2005). Este solo apresenta boa drenagem e conteúdo de argila entre

510 e 535 g kg<sup>-1</sup> (Tabela 7), com predominância de caulinita e óxidos de Fe e Al. O conteúdo de Fe determinado pelo método ditionito-citrato-bicarbonato é de 63,5 g kg<sup>-1</sup> e a hematita predomina sobre a goetita (INDA JR. et al., 2004).

Tabela 7 – Características químicas e distribuição do tamanho de partículas do solo na camada 0-0,20 m de profundidade em campo nativo; no início do experimento e após 25 anos.

Tratamentos	pH H <sub>2</sub> O	P	K	Ca+Mg	Al	Areia	Silte	Argila
		- mg kg <sup>-1</sup> -	-----	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	-----	-----	g kg <sup>-1</sup>	-----
Campo Nativo	5,1	2,0	0,40	3,2	1,6	225	240	535
Início (1985) <sup>1</sup>	4,5	19,0	0,21	4,2	1,2	-	-	-
PC (2010) <sup>2</sup>	5,1	8,2	0,30	5,9	0,9	-	-	-
PD (2010) <sup>2</sup>	4,9	9,1	0,18	6,5	1,0	-	-	-

Fonte: Adaptado de Jantalia et al. (2006), Fabrizzi et al. (2009) e Fiorin (2010) (dados não publicados).

<sup>1</sup> Início = condições na instalação do experimento.

<sup>2</sup> PC = preparo convencional, PD = plantio direto.

O clima, segundo a classificação de Köppen (KÖPPEN, 1948) é subtropical úmido, tipo Cfa 2a.

A precipitação média mensal é de 143,4 mm (média do período 1961 a 1990 – Normal Climatológica de Cruz Alta - RS), com chuvas distribuídas uniformemente durante o ano, podendo ocorrer períodos de estiagem em determinados anos. A temperatura média anual é de 19,9 °C (média do período 1961 a 1990 – Normal Climatológica de Cruz Alta - RS), com temperaturas mínimas de 9,2 °C no mês de julho e máximas de 30,8 °C no mês de janeiro (Tabela 8).

O experimento foi constituído por duas parcelas principais, que constituem os diferentes sistemas de preparo do solo, PC e PD, medindo 300 x 40 m cada uma. Essas duas parcelas principais foram divididas em 5 sub-parcelas cada uma, que

constituem os sistemas de rotação de culturas, medindo 60 x 40 m, totalizando 10 talhões. Além disso, a área do experimento apresenta declividade média de 4,7%.

Tabela 8 – Normais climatológicas do município de Cruz Alta – RS, no período de 1961-1990.

Mês	Precipitação ----- mm -----	Temperatura do ar	
		Mínima	Máxima
		----- °C -----	
Janeiro	145,5	19,4	30,8
Fevereiro	129,1	19,4	28,8
Março	125,7	18,2	28,8
Abril	149,6	15,1	25,4
Mai	152,5	12,4	22,4
Junho	165,1	9,3	19,7
Julho	137,8	9,2	20,0
Agosto	125,5	11,1	21,1
Setembro	156,3	11,4	22,6
Outubro	181,2	14,6	25,5
Novembro	116,1	16,3	28,0
Dezembro	136,7	18,2	30,1
Média anual	143,4	14,6	25,3

Fonte: Adaptado de [www.tempoagora.com.br/previsaodotempo.html/brasil/climatologia/CruzAlta-RS/](http://www.tempoagora.com.br/previsaodotempo.html/brasil/climatologia/CruzAlta-RS/)

## 6.2.2 Avaliações realizadas

### 6.2.2.1 Outono de 2007

Os dados desta avaliação foram coletados e disponibilizados pelo Dr. Luiz Fernando Chavez Oliveros (CHAVEZ, 2007). Esta avaliação ocorreu de 08/05/2007 a 30/05/2007, período em que foi realizada a implantação da cultura de inverno.



#### 6.2.2.1.1 Condições experimentais

A avaliação foi realizada nas parcelas de PC e PD da Rotação R1-3. Esta rotação de culturas é compreendida por aveia preta (*Avena strigosa* Schreber.) / soja (*Glycine max* (L.) Merr.) / aveia preta + ervilhaca comum (*Vicia sativa* (L.) Walp.) / milho (*Zea mays* L.) / nabo-forrageiro (*Raphanus sativus* var. *oleiformis* L.) / trigo (*Triticum aestivum* L.) / soja. No início das avaliações as parcelas apresentavam resíduos culturais da soja, sendo, na sequência, implantado o consórcio aveia preta + ervilhaca comum.

O PC consistiu de uma aração (dia 09/05/2007), com arado de quatro discos (profundidade de trabalho de 0,20 m), seguido de uma gradagem (dia 11/05/2007), com grade de 36 discos (profundidade de 0,15 m). Já o PD consistiu na dessecação da área (dia 28/05/2007) e na mobilização do solo apenas na linha de semeadura, mantendo as entrelinhas sem revolvimento e coberto com os resíduos culturais. Em ambos os sistemas de preparo, a semeadura (dia 29/05/2007) foi realizada com semeadora equipada com duplo disco (Semeato SHM mid land 15/17).

#### 6.2.2.1.2 Coleta dos dados das emissões de CO<sub>2</sub>

As emissões de CO<sub>2</sub> foram determinadas utilizando uma câmara produzida pela LI-COR (LI-6400-09, LI-COR, NE, USA). A câmara é um sistema fechado que tem um volume interno de 991 cm<sup>3</sup> e uma área exposta ao solo de 71,6 cm<sup>2</sup>, sendo colocada sobre anéis de PVC de 0,10 m de diâmetro, inseridos a 0,01 m no solo. Esta câmara é unida a um sistema LI-6400 que analisa a concentração de CO<sub>2</sub> por absorção de gás na faixa do infravermelho (IRGA), de modo que o sistema funciona entre concentrações máximas e mínimas de CO<sub>2</sub> (390 e 370  $\mu\text{mol mol}^{-1}$ , respectivamente). O incremento na concentração de CO<sub>2</sub> foi registrado a cada 2,5 s e as emissões de CO<sub>2</sub> do solo foram computadas durante aproximadamente 90 s. Ao final deste período, uma regressão linear entre as emissões de CO<sub>2</sub> do solo e a concentração de CO<sub>2</sub> dentro da câmara foi computada, e a emissão em cada amostra foi calculada quando a concentração de CO<sub>2</sub> na câmara foi igual à da

superfície do solo aberta ( $380 \mu\text{mol mol}^{-1}$ ). Posteriormente, os valores obtidos em  $\text{CO}_2$  foram transformados para C- $\text{CO}_2$ .

Dez anéis de PVC foram instalados em cada parcela principal (PC e PD). As avaliações da emissão de  $\text{CO}_2$  começaram um dia antes da aração do solo, tendo sido realizado um total de 14 dias com avaliações (dias 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 17, 18, 21, 23, 28, 29, 30 de maio 2007) no decorrer de 23 dias. Nos dias de avaliação, as emissões de  $\text{CO}_2$  foram registradas as 9 e 15 horas. As emissões de  $\text{CO}_2$  nos dias em que não houve registro por impossibilidade meteorológica (dias 13, 16, 19, 20, 22, 24, 25, 26 e 27 de maio de 2007) foram estimadas por interpolação linear.

#### 6.2.2.1.3 Avaliações complementares

A temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e a umidade gravimétrica ( $\text{kg kg}^{-1}$ ) do solo foram avaliadas concomitantemente às emissões de  $\text{CO}_2$ , a 0,10 m de profundidade, utilizando-se, respectivamente, o sensor de temperatura (Termistor) integrante do sistema LI-COR 6400-09 e um TDR (Time Domain Reflectometry) - Campbell<sup>®</sup> (Hydrosense TM, Campbell Scientific, Austrália).

#### 6.2.2.2 Primavera de 2007

Os dados desta avaliação foram coletados por Luciano Zucuni Pes (PES, 2009). Esta avaliação ocorreu de 30/09/2007 a 20/10/2007, período em que foi realizado o preparo do solo e a implantação da cultura de verão.

##### 6.2.2.2.1 Condições experimentais

A avaliação foi realizada nas mesmas parcelas do estudo anterior, descritas no item 6.2.2.1.1. Porém, nesta avaliação, as parcelas apresentavam resíduos

culturais de aveia preta + ervilhaca comum, sendo, na sequência, implantada a cultura do milho.

O PC consistiu de uma aração (dia 01/10/2007), seguido de duas gradagens (dia 04/10/2007). Já o PD consistiu de dessecação e rolagem (04/10/2007) do consórcio aveia preta + ervilhaca comum e na mobilização do solo apenas na linha durante a operação de semeadura, realizada no dia 18/10/2007 em ambos os sistemas (PC e PD). A descrição dos implementos utilizados e da profundidade de atuação nestas operações é idêntica àquela da avaliação anterior (item 6.2.2.1.1).

#### 6.2.2.2.2 Coleta dos dados das emissões de CO<sub>2</sub>

As avaliações foram realizadas com o mesmo equipamento descrito na avaliação anterior (item 6.2.2.1.2). Entretanto, foram instalados 30 anéis de PVC no total, de modo que 15 anéis foram instalados em cada parcela (PC e PD). As avaliações iniciaram-se um dia antes da aração do solo, sendo realizado um total de 14 dias de avaliações (dia 30 de setembro de 2007 e 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 17, 18, 19, 20 de outubro de 2007) em um período de 21 dias. Nos dias de avaliação, as emissões de CO<sub>2</sub> foram registradas às 8, 13 e 17 horas no PC e às 9, 14 e 18 horas no PD, tendo sido calculada a emissão média diária. As emissões de CO<sub>2</sub> nos dias em que não houve registro por impossibilidade meteorológica (dias 10, 11, 12, 13, 14, 15 e 16 de outubro de 2007) foram estimadas por interpolação linear.

#### 6.2.2.2.3 Avaliações complementares

Além das emissões de CO<sub>2</sub> foram avaliadas a temperatura (°C) e a umidade gravimétrica (kg kg<sup>-1</sup>) do solo a 0,10 m de profundidade, com auxílio de geotermômetros e através da secagem de uma amostra de solo em estufa (105 °C) por 24 horas, respectivamente.

### 6.2.2.3 Primavera de 2009

Os dados desta avaliação foram coletados e disponibilizados pelo Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso. Esta avaliação ocorreu de 04/12/2009 a 18/12/2009, período em que foi realizado o preparo do solo e a implantação da cultura de verão.

#### 6.2.2.3.1 Condições experimentais

A avaliação foi realizada nas mesmas parcelas dos estudos anteriores, descritas no item 6.2.2.1.1. Entretanto, nesta avaliação, as parcelas apresentavam resíduos culturais de aveia preta, sendo, na sequência, implantada a cultura da soja.

O PC consistiu de uma aração (dia 05/12/2009), seguido de uma gradagem (dia 08/12/2009). Já o PD consistiu na dessecação da área (dia 10/12/2009) e na mobilização do solo apenas na linha durante a operação de semeadura, realizada no dia 14/12/2009 em ambos os sistemas (PC e PD). A descrição dos implementos utilizados e da profundidade de atuação nestas operações é idêntica àquela das avaliações anteriores, descritas no item 6.2.2.1.1.

#### 6.2.2.3.2 Coleta dos dados das emissões de CO<sub>2</sub>

O registro das emissões de CO<sub>2</sub> foi realizado com auxílio de um sistema portátil LI-COR (LI-8100, Lincoln, NE, USA). Este sistema monitora a mudança na concentração de CO<sub>2</sub> no interior da câmara utilizando um analisador de gás na faixa do infravermelho (IRGA). A câmara consiste de um sistema colocado sobre anéis de PVC de 0,20 m de diâmetro, inseridos a 0,03 m no solo. Esta câmara tem um volume interno de 4823,9 cm<sup>3</sup>, com uma área exposta para o solo de 317,8 cm<sup>2</sup>. Após a câmara estar fechada, a concentração de CO<sub>2</sub> foi registrada a cada 2,5 s durante 1,5 min em cada anel de PVC. A taxa de emissão de CO<sub>2</sub> para cada ponto

de amostragem (anel de PVC) foi estimada através de interpolação. Posteriormente, os valores obtidos em CO<sub>2</sub> foram transformados para C-CO<sub>2</sub>.

Vinte e quatro anéis de PVC foram instalados no total, de modo que 12 anéis foram instalados em cada parcela (PC e PD). As avaliações iniciaram um dia antes da aração do solo, sendo realizado um total de 15 dias de avaliações (dias 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18), em um período de 15 dias. Nos dias de avaliação, as emissões de CO<sub>2</sub> foram registradas às 8, 13 e 17 horas no PC e às 9, 14 e 18 horas no PD, tendo sido calculada a emissão média diária.

#### 6.2.2.3.3 Avaliações complementares

A temperatura (°C) e a umidade gravimétrica (kg kg<sup>-1</sup>) do solo foram avaliadas concomitantemente às emissões de CO<sub>2</sub>, a 0,10 m de profundidade. Foram utilizados um sensor de temperatura (Termistor) e um TDR (Time Domain Reflectometry), ambos acoplados ao sistema LI-8100.

#### 6.2.2.4 Outono de 2010

Esta avaliação ocorreu de 01/05/2010 a 15/05/2010, período em que foi realizado o preparo do solo e a implantação da cultura de inverno.

##### 6.2.2.4.1 Condições experimentais

A avaliação foi realizada nas mesmas parcelas dos estudos anteriores, descritas no item 6.2.2.1.1. Entretanto, nesta avaliação, as parcelas tinham resíduos culturais de soja, sendo, na sequência, implantado o consórcio aveia preta + ervilhaca comum.

O PC consistiu de uma aração (dia 02/05/2010), seguido de uma gradagem (dia 05/05/2010). Já o PD consistiu na dessecação da área (dia 10/05/2010) e na mobilização do solo apenas na linha durante a operação de semeadura, realizada no dia 13/05/2010 em ambos os sistemas (PC e PD). A descrição dos implementos utilizados e da profundidade de atuação nestas operações é idêntica àquela das avaliações anteriores, descritos no item 6.2.2.1.1.

#### 6.2.2.4.2 Coleta dos dados das emissões de CO<sub>2</sub>

As avaliações foram realizadas com o mesmo equipamento e número de anéis por tratamento (12) da avaliação anterior (item 6.2.2.3.2). As avaliações iniciaram um dia antes da aração do solo, sendo realizado um total de 13 dias de avaliações (dias 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 13, 14 e 15 de maio de 2010) em um período de 15 dias. Nos dias de avaliação, as emissões de CO<sub>2</sub> foram registradas às 8, 13 e 17 horas na parcela de PC e às 9, 14 e 18 horas na parcela de PD. As emissões de CO<sub>2</sub> nos dias em que não houve registro por impossibilidade meteorológica (9 e 11 de maio de 2010) foram estimadas por interpolação linear.

#### 6.2.2.4.3 Avaliações complementares

Idem à avaliação anterior (item 6.2.2.3.3).

### 6.2.3 Dados meteorológicos

Os dados de temperatura do ar e precipitação pluviométrica durante os períodos avaliados foram obtidos de registros da estação meteorológica da FUNDACEP, distante aproximadamente 150 m do experimento.

#### 6.2.4 Análise matemática e estatística

Primeiramente, com auxílio do software Excel 2007, foram identificados os pontos atípicos e extremos, através de gráficos Box-Plot, elaborados para cada dia de avaliações. Tanto os valores atípicos como os extremos foram excluídos, seguindo o proposto por Isaaks & Srisvastava (1989).

Os efeitos dos tratamentos sobre as emissões de C-CO<sub>2</sub> foram investigados através da análise descritiva dos dados, fazendo uso da média e seu erro padrão. Já o contraste entre os tratamentos foi avaliado através do Teste de Tukey a 5% de significância, com auxílio do software SAS<sup>®</sup>, versão 8.02 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). A dependência das emissões de C-CO<sub>2</sub> em relação à temperatura e umidade do solo foi avaliada a partir dos coeficientes de correlação (R) de equações ajustadas com auxílio do software TableCurve 2D<sup>®</sup>, versão 5.01 (SYSTAT Software Inc., 2002), de modo que foi selecionada a equação que apresentou o maior R.

### 6.3 Resultados e Discussão

#### 6.3.1 Outono de 2007

De forma geral, a avaliação realizada no outono/07 caracterizou-se por apresentar temperaturas baixas. A média diária da temperatura do ar (12,2 °C) (Tabela 9) foi 5,2 °C inferior à temperatura média normal do mês de maio (17,4 °C) (Tabela 8). Esta variável apresentou considerável oscilação durante o período de avaliações (Figura 4a), sendo observada a menor temperatura média diária de 4,0 °C no 20º dia e a maior temperatura média diária de 17,9 °C no 12º dia após o preparo do solo.

Tabela 9 – Temperatura média do solo e do ar, precipitação, PPA média do solo, emissão média e total de C-CO<sub>2</sub> observada nos diferentes tratamentos e períodos de avaliações.

Avaliação (resíduos culturais)	Dias de avaliação	Tratamento	Temperatura média do solo ---- ° C ----	Temperatura média do ar ---- ° C ----	Precipitação no período ---- mm ----	PPA <sup>1</sup> média do solo ---- % ----	Emissão média de C-CO <sub>2</sub> do período - kg ha <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> -	Emissão total de C-CO <sub>2</sub> - kg ha <sup>-1</sup> -
Outono/07 (Soja)	23	PC	14,7 e	12,2 d	153,1	42	13,7 f	316,0
		PD	14,8 e			63	17,1 e	393,1
Primavera/07 (Aveia+ervilhaca)	21	PC	22,1 b	20,2 b	140,8	43	48,1 a	1010,1
		PD	21,0 bc			50	28,0 b	588,0
Primavera/09 (Aveia preta)	15	PC	26,1 a	22,8 a	70,8	43	26,4 b	396,6
		PD	24,5 a			55	24,9 bc	373,0
Outono/10 (Soja)	15	PC	19,9 c	16,1 c	31,8	45	22,0 cd	330,6
		PD	17,8 d			50	19,3 de	289,4

\* As médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% na mesma coluna.

<sup>1</sup> PPA = Porosidade preenchida por água.



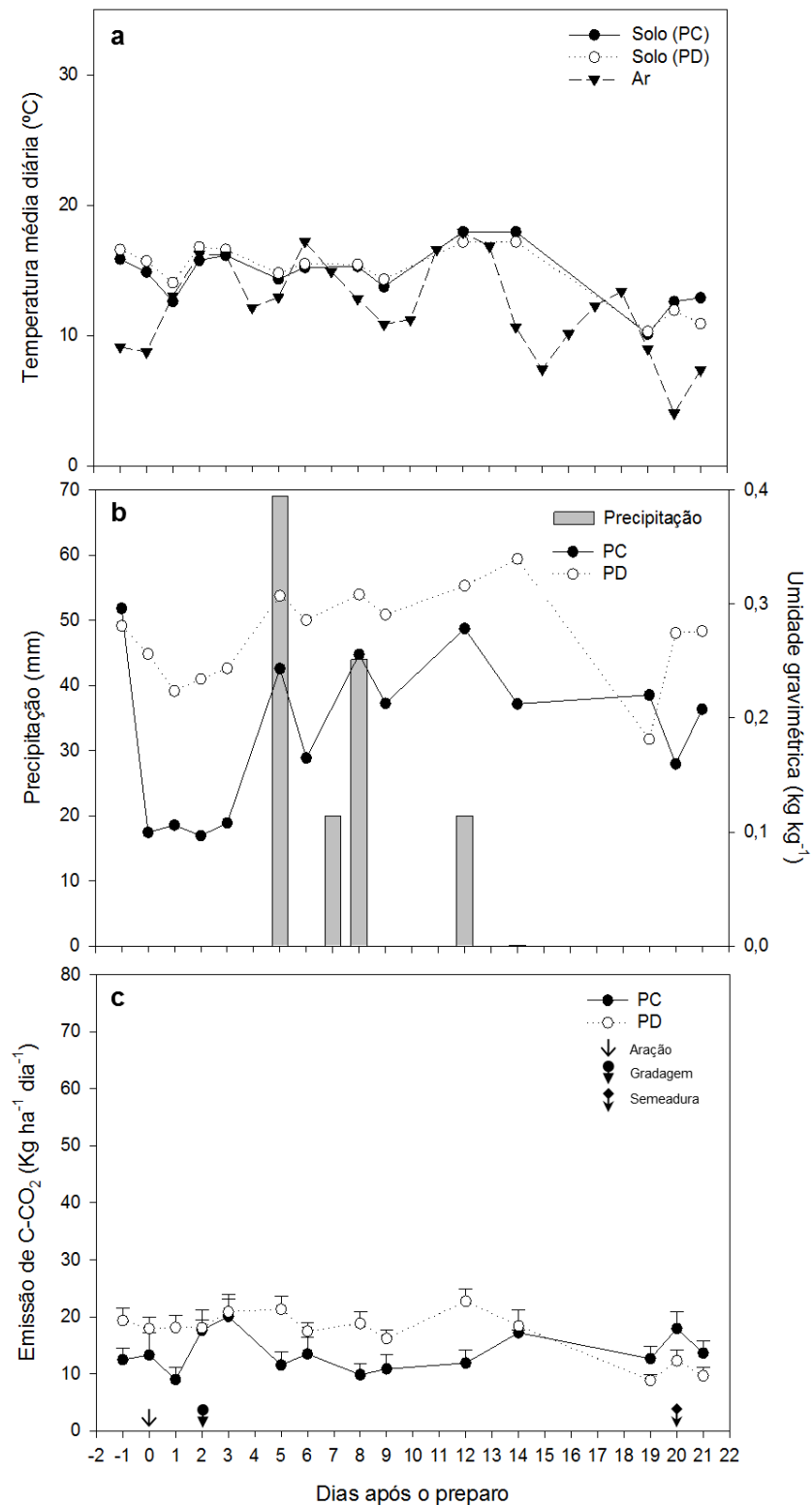


Figura 4 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> (c) nos tratamentos PC e PD, durante o outono de 2007. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c).

Já a temperatura média do solo a 0,10 m apresentou comportamento similar nos sistemas PC e PD durante o período de 23 dias de avaliações, como pode ser visualizado na figura 4a, sendo ela levemente superior no PD ( $\pm 0,5$  °C) do início das avaliações até o 12° dia após o preparo do solo. Do 12° ao 20° dia após o preparo a tendência se inverteu, sendo a temperatura do solo levemente superior no PC ( $\pm 0,7$  °C) até o último dia de avaliações (21° dia após o preparo), quando foi verificada a maior diferença entre o PC e o PD (2 °C). No geral, a temperatura média do solo no PD (14,8 °C) foi ligeiramente superior ao PC (14,7 °C) (Tabela 9). Esta situação já foi reportada por Al-Kaisi e Yin (2005), quando os autores relataram que em época fria o PC e o PD apresentam temperaturas similares, sugerindo que o solo sob PD é isolado pelos resíduos culturais contra o efeito das baixas temperaturas do ar (USSIRI; LAL, 2009). As temperaturas baixas podem ter sido limitantes à atividade biológica, considerando que o intervalo de temperatura ótimo seria de 20 °C (THIERRON; LAUDELOUT, 1996) a 30 °C (O'CONNELL, 1990).

Os dados referentes à umidade do solo foram apresentados na forma de umidade gravimétrica ( $\text{kg kg}^{-1}$ ) (Figura 4b) e não em porosidade preenchida por água (PPA), como utilizado frequentemente. Isso se justifica devido ao preparo do solo no PC alterar os padrões de densidade, o que acarreta em mudanças nos valores da PPA. A umidade gravimétrica do solo foi maior no PD em relação ao PC durante praticamente todo o período de avaliações (Figura 4b). As exceções são reportadas no dia -1 e 19 após o preparo, quando a maior umidade foi determinada no PC. No PC, a umidade gravimétrica teve uma amplitude de  $0,2 \text{ kg kg}^{-1}$ , sendo a maior umidade registrada no dia -1 ( $0,3 \text{ kg kg}^{-1}$ ) e as menores umidades ( $0,1 \text{ kg kg}^{-1}$ ) nos dias 0 e 2 após o preparo do solo. Já no PD a umidade gravimétrica teve uma menor amplitude ( $0,16 \text{ kg kg}^{-1}$ ), sendo a maior umidade registrada no dia 14 ( $0,34 \text{ kg kg}^{-1}$ ) e a menor umidade ( $0,18 \text{ kg kg}^{-1}$ ) no dia 19 após o preparo do solo.

Porém, conduzindo a discussão em PPA, conforme cálculo descrito por Franzuebbers (1999) e considerando que o PC e o PD apresentam, respectivamente, a densidade do solo de  $1,20 \text{ kg dm}^{-3}$  e  $1,23 \text{ kg dm}^{-3}$  (ESCOBAR et al., 2010), a discussão dos resultados pode se basear nos limites descritos por Linn e Doran (1984). Estes autores afirmam que a maior atividade microbiana é observada na PPA próxima a 60%, que a menor atividade ocorre quando a PPA é ao redor de 30% e que quando a PPA excede 70-80% a atividade microbiana anaeróbica predomina sobre a aeróbica. Sendo assim, o PC apresentou uma PPA

menor que 30% em quatro dias (0, 1, 2 e 3 após o preparo do solo), enquanto que no PD a PPA foi maior que 70% em dois dias (12 e 14 após o preparo do solo). Na média do período de avaliações, a PPA no PC foi de aproximadamente 42% e no PD de aproximadamente 63%. Sendo assim, a PPA do solo em ambos os sistemas de preparo esteve próximo à situação ideal para a atividade microbiana em praticamente todo o período de avaliações. A situação de elevada PPA observada principalmente a partir do 5º dia após o preparo do solo foi determinada pelo grande volume de chuvas observado durante o período de avaliações (153 mm), o que supera a média mensal histórica de 152,5 mm (Tabela 8) do mês de maio.

Na figura 4c é apresentada a evolução temporal das emissões médias diárias de C-CO<sub>2</sub> nos sistemas PC e PD. O PD apresentou maiores emissões do que PC durante o maior número de dias de avaliações (do dia -1 ao dia 14 após o preparo do solo). Sendo assim, o PC apresentou maiores emissões do que o PD somente no final do período de avaliações (do dia 19 ao dia 21 após o preparo do solo). No geral, a emissão acumulada de C-CO<sub>2</sub> no PC foi de 316 kg ha<sup>-1</sup> e no PD de 393,1 kg ha<sup>-1</sup> durante os 23 dias de avaliações, o que resulta em uma emissão média de 13,7 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PC e de 17,1 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PD (Tabela 9), com diferença significativa entre os sistemas, através do Teste de Tukey a 5% de significância.

A maior emissão média significativa de C-CO<sub>2</sub> obtida neste período de avaliações no PD em relação ao PC concorda com outros estudos desenvolvidos (BARRETO et al., 2009; HENDRIX et al., 1988; LIU et al., 2006; OORTS et al., 2007). Estes valores estão abaixo da emissão média diária obtida em longo período (728 dias de avaliações) por Campos et al. (2011) nas mesmas parcelas deste estudo. Estes autores reportam que o PD apresentou emissão média de 25,9 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> e o PC 24,4 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>. Sendo assim, as emissões determinadas no outono/07 ficaram 34% abaixo da média diária de longo período no PD e 44% abaixo no PC. A menor magnitude de emissões observadas neste período de avaliações pode ser explicada pelas condições de baixa temperatura e umidade do solo durante o período de avaliações, especialmente nos primeiros dias após o preparo do solo no PC, o que pode ter limitado a atividade microbiana. Além disso, a localização dos resíduos pode ter influenciado na magnitude das emissões, já que as condições de temperatura do solo provavelmente foram melhores no PD do que no PC, devido à maior temperatura do solo em superfície do que em profundidade. Sendo assim, os resíduos localizados na superfície, no caso do PD, teriam a

decomposição acelerada em relação aos resíduos localizados em profundidade, no caso do PC.

A emissão total de C-CO<sub>2</sub> obtida no PC (316 kg ha<sup>-1</sup>) e no PD (393,1 kg ha<sup>-1</sup>) durante os 23 dias de avaliações correspondem a perdas aproximadas de 15% no PC e 23% no PD do total de C adicionado pelos resíduos ao solo (Tabela 10).

Tabela 10 – Aportes de C através dos resíduos culturais e as respectivas perdas estimadas nos diferentes tratamentos e períodos de avaliações.

Avaliação (Resíduos culturais)	Número de dias de avaliação	Tratamento	Matéria seca (resíduos) - kg ha <sup>-1</sup> -	Aporte de C via resíduos* - kg ha <sup>-1</sup> -	<u>Emissão C-CO<sub>2</sub> x 100</u> C resíduos ----- % -----
Outono/07 (Soja)	23	PC	5180,0	2072,0	15
		PD	4246,0	1698,4	23
Primavera/07 (Aveia + ervilhaca)	21	PC	3870,0	1548,0	65
		PD	4050,0	1620,0	35
Primavera/09 (Aveia preta)	15	PC	4430,0	1772,0	22
		PD	3850,0	1540,0	24
Outono/10 (Soja)	15	PC	2772,0	1108,8	30
		PD	3036,0	1214,4	24

\* Considerando que a matéria seca aportada pelos resíduos contém aproximadamente 40% de C (BAYER et al., 1998; SPAGNOLLO et al., 2002).

### 6.3.2 Primavera de 2007

A avaliação realizada na primavera/07 caracterizou-se por apresentar temperaturas normais em relação à média histórica. A média diária da temperatura do ar (20,2 °C) (Tabela 9) foi praticamente idêntica à temperatura média normal

(Tabela 8) do mês de outubro (20,1 °C). Esta variável apresentou pequena oscilação durante o período de avaliações (Figura 5a), de modo que as temperaturas mínimas foram registradas no período compreendido entre o 9° e o 15° dia após o preparo do solo, quando não foram realizadas avaliações devido às constantes precipitações pluviométricas. Assim, foi observada a temperatura mínima diária de 16,5 °C no 12° dia e a temperatura máxima diária de 24,6 °C no 8° dia após o preparo do solo.

A temperatura média diária do solo a 0,10 m foi, em média, 1,0 °C maior no PC em relação ao PD, durante os 21 dias de avaliações, como pode ser visualizado na figura 5a. A maior diferença de temperatura média diária do solo entre os sistemas foi observada no dia 2 após o preparo do solo (2,5 °C) e a menor diferença no dia 16 após o preparo do solo (0,2 °C). Durante o período de avaliações, a média da temperatura do solo foi de 22,1 °C no PC e de 21,0 °C no PD (Tabela 9). Maiores temperaturas médias do solo no PC em relação ao PD em estações mais quentes já foram relatadas por outros autores (ALVAREZ et al., 2001; DAO, 1998; FORTIN et al., 1996; KESSAVALOU et al., 1998), que afirmaram que o PC frequentemente apresenta altas temperaturas, com grandes variações diurnas, comparado com o PD. De maneira geral, é possível afirmar que a temperatura do solo ficou dentro da faixa de temperatura ótima para a atividade microbiana do solo, sendo ela de 20,0 °C (THIERRON; LAUDELOUT, 1996) a 30,0 °C (O'CONNELL, 1990).

A umidade gravimétrica do solo foi maior no PD em relação ao PC durante todo o período de avaliações (Figura 5b). No PC, a umidade gravimétrica variou 0,11 kg kg<sup>-1</sup>, sendo a maior umidade registrada no dia 16 (0,27 kg kg<sup>-1</sup>) e a menor umidade (0,16 kg kg<sup>-1</sup>) no dia 8 após o preparo do solo. Já no PD a umidade gravimétrica variou 0,12 kg kg<sup>-1</sup>, sendo a maior umidade registrada no dia 16 (0,29 kg kg<sup>-1</sup>) e a menor umidade (0,17 kg kg<sup>-1</sup>) no dia 8 após o preparo do solo.

Em termos de PPA, observou-se que esta variável oscilou entre 35% a 60% no PC e entre 39% a 66% no PD. A média da PPA no PC foi de 43% e no PD de 50%. Sendo assim, nestas condições, a umidade do solo permaneceu dentro do intervalo reportado como ideal por Linn e Doran (1984), não sendo, portanto, a variável limitante à atividade microbiana. Esta condição da PPA foi determinada pelo volume de chuvas observado durante o período de avaliações (140,8 mm) (Tabela 9), o que representa aproximadamente 78% da média mensal histórica de 181,2 mm (Tabela 8) do mês de outubro.

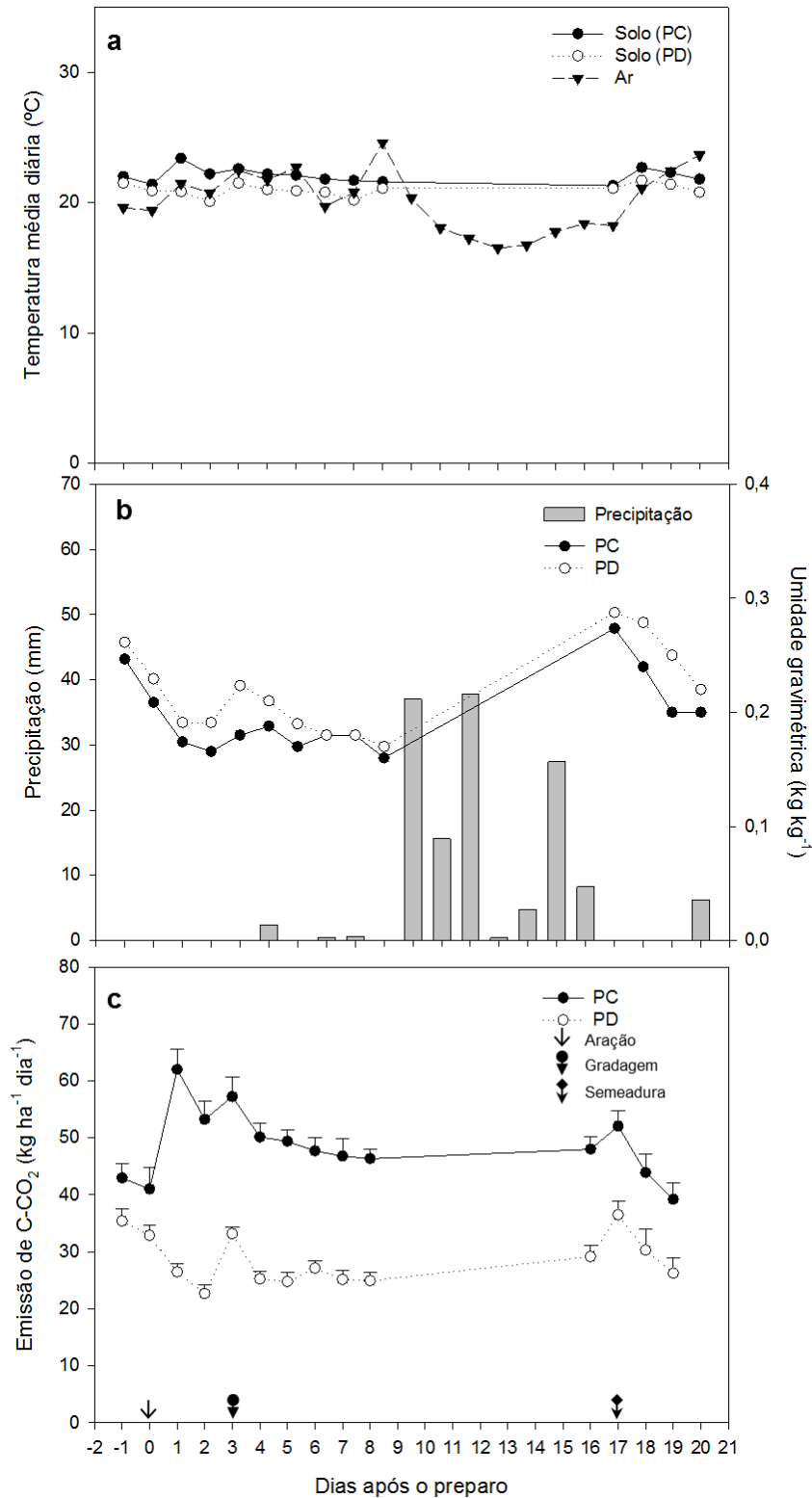


Figura 5 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> (c) nos tratamentos PC e PD, durante a primavera de 2007. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c).

Na figura 5c é apresentada a evolução temporal das emissões médias diárias de C-CO<sub>2</sub> nos sistemas PC e PD. O PC apresentou maiores emissões do que o PD durante todo período de avaliações. No geral, a emissão acumulada no PC foi de 1010,1 kg ha<sup>-1</sup> e no PD de 588,0 kg ha<sup>-1</sup> durante os 21 dias de avaliações, o que resultou em uma emissão média de 48,1 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PC e de 28,0 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PD, com diferença significativa entre os sistemas, obtida através do Teste de Tukey a 5% de significância (Tabela 9). A maior emissão média significativa de C-CO<sub>2</sub> obtida neste período de avaliações no PC em relação ao PD concorda com outros estudos desenvolvidos (BAUER et al., 2006; LA SCALA et al., 2006; REICOSKY; LINDSTROM, 1993; USSIRI; LAL, 2009). Entretanto, estes valores estão acima da emissão média diária obtida em longo período (728 dias de avaliações) por Campos et al. (2011) nas mesmas parcelas deste estudo. A média das emissões na primavera/07 foi 97% superior à média de longo período no PC e 8% superior no PD. A maior média diária de emissão de C-CO<sub>2</sub> pode ser justificada pelas condições mais adequadas à atividade microbiana (temperatura e umidade do solo). Além disso, a maior emissão de C-CO<sub>2</sub> pode ser atribuído ao chamado “efeito priming”, que é a decomposição acelerada do C orgânico após a adição de substâncias facilmente decomponíveis ao solo (DALENBERG; JAGER, 1989). Neste caso, o “efeito priming” foi causado pela incorporação dos resíduos de ervilhaca (leguminosa) ao solo, que apresenta baixa relação carbono/nitrogênio (C/N) e por fixar biologicamente N no solo. Este N fixado pode ter acelerado a atividade microbiana do solo e, como consequência, a decomposição dos resíduos culturais incorporados ou do C-lábil que estava protegido no interior dos agregados e que foi disponibilizado pelas operações de preparo do solo.

A emissão total de C-CO<sub>2</sub> obtida no PC (1010,1 kg ha<sup>-1</sup>) e no PD (588 kg ha<sup>-1</sup>) corresponderam a perdas aproximadas de 65% no PC e 35% no PD do total de C adicionado pelos resíduos do consórcio aveia preta + ervilhaca ao solo (Tabela 10).

### 6.3.3 Primavera de 2009

A avaliação realizada na primavera/09 caracterizou-se por apresentar temperatura média do ar ligeiramente abaixo da média normal. A média diária da

temperatura do ar (22,8 °C) (Tabela 9) foi 1,4 °C inferior à temperatura média normal (Tabela 8) do mês de dezembro (24,2 °C). Esta variável oscilou durante o período de avaliações (Figura 6a), sendo observada a temperatura média mínima de 18,5 °C no 8º dia e a temperatura média máxima de 26,7 °C no 11º dia após o preparo do solo.

A temperatura média diária do solo a 0,10 m foi superior no sistema PC em relação ao PD durante este período de avaliações, como pode ser visualizado na figura 6a. Neste período, a temperatura do solo no PC foi em média 1,7 °C maior em relação ao PD, sendo que a maior diferença de temperatura (4,1 °C) foi observada no dia 10 e a ausência de diferença (0 °C) no dia anterior ao preparo do solo. Em termos gerais, considerando os 15 dias de avaliações deste período, a temperatura média diária do solo no PC foi de 26,1 °C e de 24,5 °C no PD (Tabela 9). Maiores temperaturas médias do solo no PC em relação ao PD em estações mais quentes já foram relatadas por outros autores (ALVAREZ et al., 2001; DAO, 1998; FORTIN et al., 1996; KESSAVALOU et al., 1998), que afirmam que o PC frequentemente apresenta altas temperaturas, com grandes variações diurnas, comparado com o PD. Considerando a temperatura média diária do solo no período, pode-se afirmar que ela ficou dentro da faixa de temperatura ótima para a atividade microbiana do solo, sendo ela de 20,0 °C (THIERRON; LAUDELOUT, 1996) a 30,0 °C (O'CONNELL, 1990). Entretanto, no final do período de avaliações, especialmente a partir do 10º dia após o preparo, foram registradas temperaturas médias diárias do solo acima de 30,0 °C, especialmente no PC, o que pode ter inibido a atividade microbiana.

A umidade gravimétrica do solo foi maior no PD em relação ao PC durante praticamente todo o período de avaliações (Figura 6b). A exceção foi reportada no último dia de avaliações (13º dia após o preparo do solo), quando as umidades do PC e do PD foram iguais. No PC, a umidade gravimétrica teve uma amplitude de 0,15 kg kg<sup>-1</sup>, sendo a maior umidade registrada no dia 6 (0,26 kg kg<sup>-1</sup>) e a menor umidade (0,11 kg kg<sup>-1</sup>) no dia anterior ao preparo do solo. Já no PD a umidade gravimétrica teve uma maior amplitude (0,17 kg kg<sup>-1</sup>), sendo a maior umidade registrada no dia 4 (0,30 kg kg<sup>-1</sup>) e a menor umidade (0,13 kg kg<sup>-1</sup>) nos dias 12 e 13 após o preparo do solo.



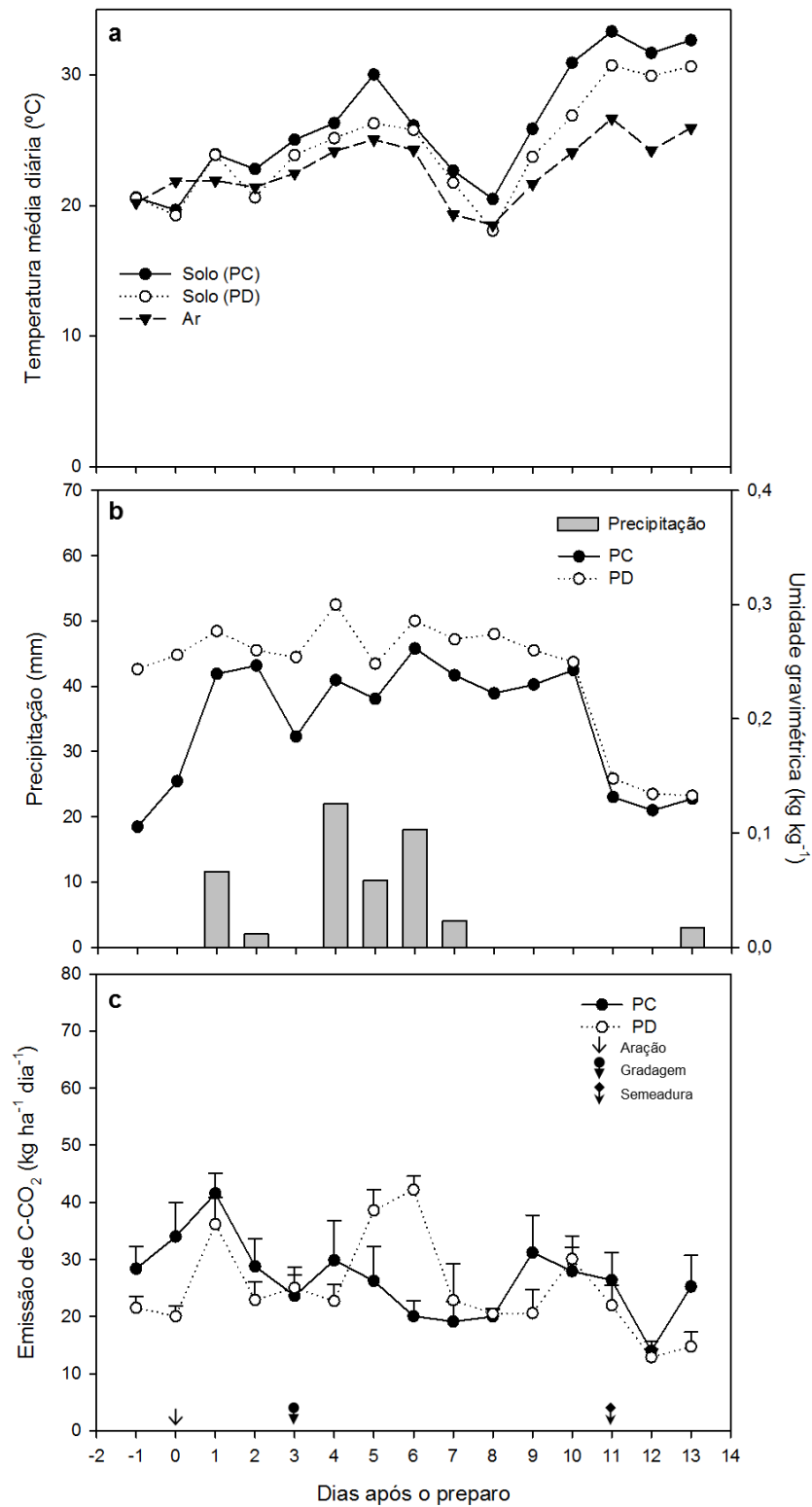


Figura 6 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> (c) nos tratamentos PC e PD, durante a primavera de 2009. As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c).

Em termos de PPA, observou-se no PC um valor menor que 30% em quatro dias de avaliações (-1, 11, 12 e 13 após o preparo do solo), ficando abaixo do valor limitante reportado por Linn e Doran (1984). Já no PD, a PPA oscilou dentro dos limites reportados pelos mesmos autores. Na média do período de avaliações, a PPA no PC foi de aproximadamente 43% e no PD de aproximadamente 55%. Esta condição da PPA foi determinada pelo volume de chuvas dentro da média durante o período de avaliações (70,8 mm) (Tabela 9), sendo que a média mensal histórica é de 136,7 mm (Tabela 8) no mês de dezembro, lembrando que esta avaliação foi realizada em um período de 15 dias.

Na figura 6c é apresentada a evolução temporal das emissões médias diárias de C-CO<sub>2</sub> nos sistemas PC e PD. O PC apresentou maiores emissões do que o PD durante o maior número de dias do período de avaliações (do dia -1 ao dia 2, dia 4, dia 9 e do dia 11 ao dia 13 após o preparo do solo). Já o PD apresentou maiores emissões no dia 3, do dia 5 ao dia 8 e no dia 10 após o preparo do solo. No geral, a emissão acumulada no PC foi de 396,6 kg ha<sup>-1</sup> e no PD de 373,0 kg ha<sup>-1</sup> durante os 15 dias de avaliações, o que resultou em uma emissão média de 26,4 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PC e de 24,9 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PD (Tabela 9), sem diferença significativa entre os sistemas, obtida através do Teste de Tukey a 5% de significância. Da mesma forma, outros autores reportaram emissões no PC e PD semelhantes (CAMPOS et al., 2011; COSTA et al., 2008; FORTIN et al., 1996). No caso de Campos et al. (2011), as avaliações das emissões de C-CO<sub>2</sub> foram realizadas nas mesmas parcelas deste trabalho, porém os autores reportam que as emissões no PD foram superiores numericamente ao PC. Neste sentido, os valores da emissão média diária de C-CO<sub>2</sub> obtidos na primavera/09 foram aproximadamente 8% superiores aos valores da emissão média diária de longo período (728 dias) reportada por Campos et al. (2011) no PC, enquanto que no PD foram 4% inferiores. Dessa forma, os valores obtidos nestes 15 dias de avaliação da primavera/09 se aproximam dos valores de longo período comentados anteriormente.

A emissão total de C-CO<sub>2</sub> obtida no PC (396,6 kg ha<sup>-1</sup>) e no PD (373,0 kg ha<sup>-1</sup>) correspondem a perdas aproximadas de 22% no PC e 24% no PD do total de C adicionado pelos resíduos culturais de aveia preta ao solo (Tabela 10).

#### 6.3.4 Outono de 2010

A avaliação realizada no outono/10 caracterizou-se por apresentar temperaturas ligeiramente inferiores à média normal. A média diária da temperatura do ar (16,1 °C) (Tabela 9) do período de avaliações foi 1,3 °C inferior à temperatura média normal (Tabela 8) do mês de maio (17,4 °C). Esta variável oscilou durante o período de avaliações (Figura 7a), sendo observada a temperatura mínima diária de 11,9 °C no 8º dia e a temperatura máxima diária de 20,2 °C no 1º dia após o preparo do solo.

A temperatura média do solo a 0,10 m foi superior no sistema PC em relação ao PD durante praticamente todo o período de avaliações, como pode ser visualizado na figura 7a. A exceção foi observada no 8º dia após o preparo do solo, quando a temperatura no PD foi 0,9 °C superior ao PC. No restante do período de avaliação, a temperatura do solo no PC foi em média 2,4 °C maior em relação ao PD, sendo que a maior diferença de temperatura (4,8 °C) foi observada no dia 13 e a menor diferença (0,5 °C) no dia -1 após o preparo do solo (Figura 7a). Em termos gerais deste período de avaliações, a temperatura média do solo no PC foi de 19,9 °C e de 17,8 °C no PD (Tabela 9). Esta maior temperatura do solo no PC em relação ao PD discorda com o que foi reportado por Al-Kaisi e Yin (2005), quando os autores relataram que em época fria o PC e o PD apresentaram temperaturas similares. De maneira geral, este período de avaliações apresentou temperatura média diária do solo no PC próxima ao intervalo ótimo de 20,0 °C (THIERRON; LAUDELOUT, 1996) a 30,0 °C (O'CONNELL, 1990), enquanto que o PD apresentou temperaturas abaixo deste intervalo.

A umidade gravimétrica do solo foi maior no PD em relação ao PC durante praticamente todo o período de avaliações (Figura 7b). As exceções foram observadas nos dias 0 e 5 após o preparo do solo, quando a umidade gravimétrica foi maior no PC em relação ao PD na ordem de 0,01 kg kg<sup>-1</sup>. No PC, a umidade gravimétrica teve uma amplitude de 0,12 kg kg<sup>-1</sup>, sendo que as maiores umidades foram registradas nos dias -1 e 0 (0,27 kg kg<sup>-1</sup>) e as menores nos dias 8 e 13 (0,15 kg kg<sup>-1</sup>) após o preparo do solo. Já no PD a umidade gravimétrica teve uma maior amplitude (0,15 kg kg<sup>-1</sup>), sendo que a maior umidade foi registrada no dia -1 (0,31 kg kg<sup>-1</sup>) e a menor (0,16 kg kg<sup>-1</sup>) no dia 13 após o preparo do solo.

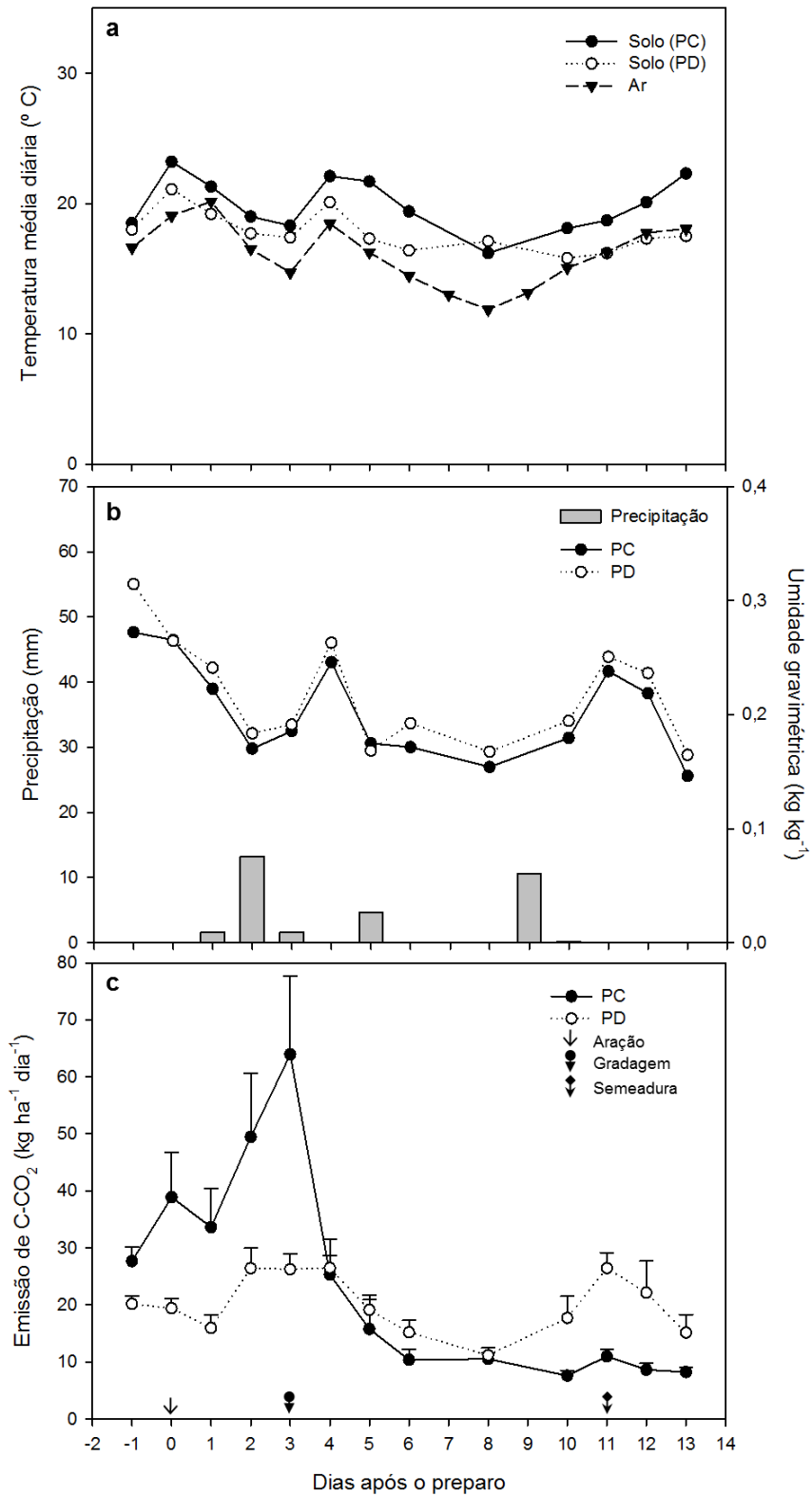


Figura 7 – Variabilidade temporal das médias diárias da temperatura do solo e do ar (a); precipitação e umidade gravimétrica (b) e das emissões de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos PC e PD, durante o outono de 2010 (c). As barras verticais indicam a metade do erro padrão (c).

Em termos de PPA no PC, os valores oscilaram entre 32% a 60%, com média no período de 45%. Dessa forma, durante todo o período de avaliações a PPA esteve no intervalo de 30% a 60%, reportado como não limitante por Linn e Doran (1984). Já no PD, a PPA foi maior que 70% em apenas um dia, tendo oscilado entre os valores 38% e 72% e apresentando uma média do período de 50%. Dessa forma, é possível afirmar que em praticamente todo o período de avaliações o PD também apresentou a PPA dentro do limite descrito por Linn e Doran (1984). Este comportamento da PPA próximo ao valor ideal ocorreu mesmo que o volume de chuvas observado durante o período de avaliações (31,8 mm) esteve abaixo da média mensal histórica de 152,5 mm (Tabela 8) para o mês de maio.

Na figura 7c é apresentada a evolução temporal das emissões médias diárias de C-CO<sub>2</sub> nos sistemas PC e PD. O PC apresentou maiores emissões do que PD nos primeiros cinco dias do período de avaliações (do dia -1 ao dia 3 após o preparo do solo). Logo, o PD apresentou maiores emissões do que o PC no restante do período de avaliações (do dia 4 ao dia 13 após o preparo do solo). No geral, a emissão acumulada do período de avaliações no PC foi de 330,6 kg ha<sup>-1</sup> e no PD de 289,4 kg ha<sup>-1</sup>, o que resultou em uma emissão média de 22,0 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PC e de 19,3 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no PD (Tabela 9), sem diferença significativa entre os sistemas, obtida através do Teste de Tukey a 5% de significância. Da mesma forma, outros autores reportaram emissões entre PC e PD semelhantes (CAMPOS et al., 2011; COSTA et al., 2008; FORTIN et al., 1996). No caso de Campos et al. (2011), as avaliações das emissões de C-CO<sub>2</sub> foram realizadas nas mesmas parcelas avaliadas neste trabalho, porém os autores reportaram que as emissões no PD foram superiores numericamente ao PC. Neste sentido, os valores da emissão média diária de C-CO<sub>2</sub> obtidos no outono/10 foram aproximadamente 10% menores do que os valores da emissão média diária de longo período (728 dias) reportada por Campos et al. (2011) no PC, enquanto que no PD foram aproximadamente 25% menores.

A emissão total de C-CO<sub>2</sub> obtida no PC (330,6 kg ha<sup>-1</sup>) e no PD (289,4 kg ha<sup>-1</sup>) correspondem a perdas aproximadas de 30% no PC e 24% no PD do total de C adicionado pelos resíduos culturais de soja ao solo (Tabela 10).

De um modo geral, comparando-se os valores médios entre os dois sistemas de preparo do solo e tendo como referencial o período de avaliações com maior emissão média diária de C-CO<sub>2</sub> (primavera/07), pode-se afirmar que a emissão

média da primavera/09 ( $25,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) foi 32% menor que da primavera/07 ( $38,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ), enquanto que a emissão do outono/10 ( $22,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) foi 42% menor e a emissão do outono/07 ( $15,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) foi 59% menor. Deste modo, as emissões de C-CO<sub>2</sub> podem ser classificadas em ordem decrescente de magnitude: primavera/07, primavera/09, outono/10 e outono/07 (Tabela 9). Essa situação pode ser explicada, em parte, pela temperatura média do solo durante o período de avaliações, que teve uma ordenação quanto à magnitude semelhante à das emissões (ordem decrescente de magnitude: primavera/09, primavera/07, outono/10 e outono/07), associada às condições de umidade do solo já discutidas anteriormente.

A maior emissão média do período de avaliações obtida na primavera/07 em relação à primavera/09 pode ser atribuída ao diferente resíduo cultural presente no solo no momento do preparo, sendo, respectivamente, o consórcio aveia preta + ervilhaca e aveia preta individual. Neste sentido, a relação C/N do resíduo teria influenciado no comportamento, considerando uma relação C/N de 40:1 da aveia preta e 25:1 da ervilhaca (ACOSTA et al., 2011), indicando uma decomposição mais lenta da aveia preta quando incorporada individualmente. Já em relação à diferença obtida entre o outono/07 e o outono/10, pode-se atribuir este comportamento às baixas temperaturas observadas no outono/07, associadas à baixa umidade do solo no momento das operações de preparo.

### 6.3.5 Efeito das operações de preparo do solo nas emissões

Com o objetivo de discutir o efeito das operações de preparo que causam um maior distúrbio no solo (aração e gradagem), a figura 8 apresenta a evolução horária das emissões de C-CO<sub>2</sub> na parcela manejada sob PC nas quatro diferentes épocas avaliadas.

Na figura 8a é apresentada a evolução das emissões de C-CO<sub>2</sub> na estação do outono/07. Nesta figura é possível visualizar que o preparo do solo causou um pequeno incremento nas emissões de C-CO<sub>2</sub>. No caso da aração, a emissão de C-CO<sub>2</sub> na leitura anterior ao preparo do solo foi de  $0,53 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  e na imediatamente posterior (em torno de 5 minutos após a aração) foi de  $0,51 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , o que

configura uma redução de aproximadamente 4% nas emissões. Porém, na leitura seguinte, 6 horas após a aração, é verificado o pico de emissão causado por esta operação ( $0,60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ), o qual representa um incremento de aproximadamente 13% em relação à leitura imediatamente anterior a esta operação de preparo. Já em relação à gradagem, a leitura da emissão de C-CO<sub>2</sub> anterior à operação foi de  $0,57 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  e foi obtido um valor idêntico na leitura imediatamente após a realização desta operação. Entretanto, na leitura realizada 6 horas após a gradagem foi verificado o pico de emissão de todo este período de avaliações, o que corresponde ao valor de  $0,88 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub>, representando um incremento de aproximadamente 54% em relação à leitura realizada anteriormente à gradagem.

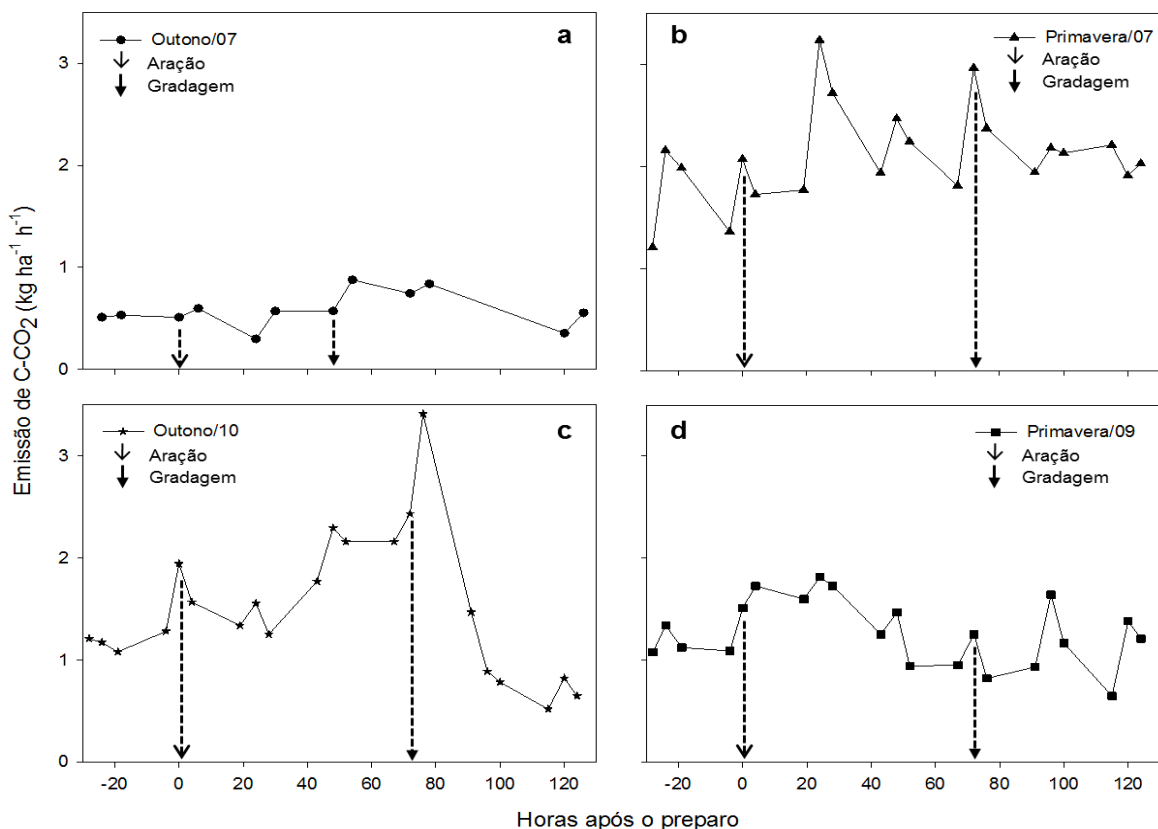


Figura 8 – Evolução horária das emissões de C-CO<sub>2</sub> no tratamento PC, avaliada no outono/07 (a), primavera/07 (b), outono/10 (c) e primavera/09 (d).

Já na figura 8b é apresentada a evolução das emissões de C-CO<sub>2</sub> na estação da primavera/07. No caso da aração, a emissão de C-CO<sub>2</sub> na leitura anterior ao preparo do solo foi de 1,36 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e na imediatamente posterior foi de 2,07 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, o que configura um incremento de aproximadamente 52% nas emissões. Porém, o efeito máximo desta operação ocorreu 24 horas após a sua realização, quando foi verificado o pico de emissão deste período de avaliações, em um valor de 3,24 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub>, o que representa um incremento de aproximadamente 138% em relação à leitura anterior a esta operação de preparo. Já em relação à gradagem, a leitura da emissão de C-CO<sub>2</sub> anterior à operação foi de 1,81 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e na imediatamente após foi de 2,97 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, o que representa um incremento de aproximadamente 64%. Esta leitura também representou o 2º maior pico de emissão do período de avaliações.

Na figura 8c é apresentada a evolução das emissões de C-CO<sub>2</sub> na estação do outono/10. No caso da aração, a emissão de C-CO<sub>2</sub> na leitura anterior à operação foi de 1,28 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e na imediatamente posterior foi de 1,94 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, o que representa um incremento de aproximadamente 52% nas emissões. Porém, o efeito máximo desta operação ocorreu 48 horas após, quando foi verificado um pico de emissão de 2,30 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub>, o que representa um incremento de aproximadamente 79% em relação à leitura anterior à aração. Já em relação à gradagem, a emissão de C-CO<sub>2</sub> anterior a esta operação foi de 2,16 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e na imediatamente posterior foi de 2,44 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, o que representa um incremento de aproximadamente 13%. Entretanto, o maior efeito foi verificado 4 horas após a gradagem, quando a leitura da emissão de C-CO<sub>2</sub> foi de 3,41 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, o que representa um incremento de aproximadamente 58% em relação à leitura anterior a esta operação. Ressalta-se que esta leitura também representa o maior pico de emissão verificado neste período de avaliações.

Finalmente, na figura 8d é apresentada a evolução das emissões de C-CO<sub>2</sub> na estação da primavera/09. Nesta figura pode ser visualizado que no caso da aração, a emissão de C-CO<sub>2</sub> na leitura anterior à operação foi de 1,09 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e na imediatamente posterior foi de 1,51 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, o que representa um incremento de aproximadamente 39% nas emissões. Porém, o efeito máximo desta operação apareceu 24 horas após, quando foi verificado o pico de emissão de todo este período de avaliações, ao valor de 1,81 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub>, o que representa um incremento de aproximadamente 66% em relação à leitura anterior à aração. Já em



relação à gradagem, a leitura da emissão de C-CO<sub>2</sub> anterior a esta operação foi de 0,95 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e na imediatamente posterior foi de 1,25 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, o que representa um incremento de aproximadamente 32%. Entretanto, o maior efeito foi verificado 24 horas após a gradagem, quando a emissão de C-CO<sub>2</sub> foi de 1,64 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, o que representa um incremento de 73% em relação à leitura anterior a esta operação.

De um modo geral, a aração causou um maior efeito sobre as emissões de C-CO<sub>2</sub> nas avaliações realizadas na primavera, considerando que este efeito seria o registro de picos de emissão. Neste mesmo sentido, é possível afirmar que a gradagem foi a operação de preparo que causou maior efeito sobre as emissões nas avaliações realizadas no outono. Porém, é importante ressaltar que a ocorrência destes picos difere do relatado por Reicosky e Lindstrom (1993) e Reicosky et al. (1997), que afirmaram que os picos de emissão são verificados imediatamente após o preparo do solo e estão relacionados com a expulsão do CO<sub>2</sub> armazenado nos poros do solo.

Levando em consideração os resultados deste trabalho, é possível afirmar que a ocorrência dos picos de emissão de C-CO<sub>2</sub> está relacionada com a disponibilidade de resíduos para a decomposição pelos microrganismos do solo. Isso pode ser afirmado pelo atraso da ocorrência do pico de emissão em relação ao momento de realização do preparo. Neste sentido, é possível fazer uma relação das emissões de C-CO<sub>2</sub> com a curva típica de crescimento de microrganismos, cujas fases são: lag, log, estacionária e de morte celular ou declínio. A fase lag corresponde ao período de tempo em que o número de microrganismos sofre pequenas variações, devido ao fato de estarem se adaptando à condição de maior disponibilidade de resíduos. Já a fase log ou de crescimento exponencial corresponde ao período em que os microrganismos iniciam seu processo de divisão e de maior atividade metabólica da célula. Na fase estacionária, o número de microrganismos que morrem é equivalente ao número de microrganismos novos e a população se torna estável. Finalmente, a fase de morte celular ou fase de declínio corresponde ao período em que o número de mortes excede o número de indivíduos novos. Essas etapas podem ter relação com o aspecto da figura 8, de modo que a emissão de C-CO<sub>2</sub> leva algumas horas para aumentar, caracterizando a fase lag, após ocorre um pico de emissão, representando a fase log e em seguida a emissão diminui, representando a fase estacionária e de morte celular.

Além disso, também é possível afirmar que as emissões de C-CO<sub>2</sub> oriundas da expulsão física de CO<sub>2</sub> solo é menor do que a associada à decomposição pelos microrganismos, como pode ser verificado na figura 8, de modo que a leitura realizada 5 minutos após a aração não representa o maior pico de emissão em nenhum dos períodos de avaliação estudados.

#### 6.3.6 Estações do ano x fatores abióticos

A tabela 11 apresenta os resultados referentes à correlação entre a média diária das emissões de C-CO<sub>2</sub> e a média diária de temperatura e umidade do solo em cada período de avaliação. De um modo geral, é possível afirmar que a maioria dos resultados apresentou moderada correlação entre as variáveis ( $0,30 < R < 0,70$ ). Neste sentido, a correlação entre as emissões de C-CO<sub>2</sub> do PC e a temperatura do solo foi a que apresentou as correlações mais fracas ( $R < 0,30$ ), com exceção da avaliação realizada na primavera/07, quando foi observada uma forte correlação ( $R > 0,70$ ) entre as variáveis. Já a correlação entre as emissões de C-CO<sub>2</sub> no PD e temperatura do solo apresentaram fortes correlações no outono/07 e primavera/07, correlação moderada na primavera/09 e fraca correlação no outono/10. Considerando as correlações entre as emissões de C-CO<sub>2</sub> e a umidade do solo no PC, foram observadas correlações moderadas no outono/07, primavera/09 e outono/10, enquanto que na primavera/07 foi determinada uma fraca correlação entre as variáveis. Finalmente, as correlações entre as emissões de C-CO<sub>2</sub> e a umidade do solo no PD foram as que apresentaram os melhores resultados, sendo encontradas fortes correlações na primavera/07 e de 2009 e correlações moderadas no outono/07 e de 2010. Já em relação aos modelos que apresentaram melhor ajuste entre as variáveis, é possível afirmar que ocorreu um predomínio das funções quadráticas. Além delas, também apresentaram ajuste os modelos lineares, logarítmicos, cúbicos e exponenciais.

Estes resultados que indicam uma mediana correlação entre as emissões de CO<sub>2</sub> e a temperatura e umidade do solo, já foram relatadas por outros autores (AL-KAISI; YIN, 2005; OMONODE et al., 2007).

Tabela 11 – Relações entre o efluxo (E) de C-CO<sub>2</sub> e a variável temperatura do solo e umidade gravimétrica a 0,10. m

Avaliação	Relação	Melhor Ajuste	Equação	R	p
Outono/07	$E_{PC}^a \times T_{solo}^c$	$y = a + b(x)$	$y = 12,31 + 0,17 x$	0,26	0,36124
	$E_{PD}^b \times T_{solo}$	$y = a + b \ln(x)$	$y = -5,63 + 7,28 \ln(x)$	0,91	0,00000
	$E_{PC} \times U_{solo}^d$	$y = a + bx^3$	$y = 0,23 - 0,000015 x^3$	0,48	0,08280
	$E_{PD} \times U_{solo}$	$y = a + b/x^2$	$y = 0,30 - 6,29 / x^2$	0,50	0,06726
Primavera/07	$E_{PC} \times T_{solo}$	$y = a + bx^3$	$y = 20,95 + 0,0000094 x^3$	0,81	0,00048
	$E_{PD} \times T_{solo}$	$y = a + b/x^2$	$y = 22,32 - 1021,24 / x^2$	0,81	0,00044
	$E_{PC} \times U_{solo}$	$y = a + bx^3$	$y = 0,22 - 0,00000021$	0,30	0,29514
	$E_{PD} \times U_{solo}$	$y = a + b \ln(x)$	$y = -0,43 + 0,19 \ln(x)$	0,75	0,00166
Primavera/09	$E_{PC} \times T_{solo}$	$y = a + bx^3$	$y = 27,68 - 0,00007 x^3$	0,26	0,35325
	$E_{PD} \times T_{solo}$	$y = a + b e^{-x}$	$y = 23,94 + 0,0000027 e^{-x}$	0,43	0,10039
	$E_{PC} \times U_{solo}$	$y = a + b e^{-x}$	$y = 0,20 - 101460,75 e^{-x}$	0,39	0,15451
	$E_{PD} \times U_{solo}$	$y = a + b/x^2$	$y = 0,30 - 28,10 / x^2$	0,74	0,00142
Outono/10	$E_{PC} \times T_{solo}$	$y = a + b/x^2$	$y = 20,34 - 68,75 / x^2$	0,20	0,50261
	$E_{PD} \times T_{solo}$	$y = a + b/x^2$	$y = 18,21 - 142,52 / x^2$	0,17	0,57403
	$E_{PC} \times U_{solo}$	$y = a + b/x^2$	$y = 0,22 - 3,19 / x^2$	0,46	0,11524
	$E_{PD} \times U_{solo}$	$y = a + b/x^2$	$y = 0,25 - 10,84 / x^2$	0,42	0,14687

<sup>a</sup> E<sub>PC</sub> = Efluxo de C-CO<sub>2</sub> no sistema preparo convencional.

<sup>b</sup> E<sub>PD</sub> = Efluxo de C-CO<sub>2</sub> no sistema plantio direto.

<sup>c</sup> T<sub>solo</sub> = Temperatura do solo.

<sup>d</sup> U<sub>solo</sub> = Umidade gravimétrica do solo a 0,10 m de profundidade.

## 6.4 Conclusões

1. Os valores médios diários das emissões de C-CO<sub>2</sub> da primavera foram numericamente superiores aos do outono, independente do sistema de preparo do solo e estatisticamente diferentes, com exceção das emissões do PD da primavera de 2009, que não apresentou diferença estatística em relação às emissões do PC do outono de 2010.
2. A ocorrência dos picos de emissão nos períodos de avaliações esteve mais associada aos resíduos culturais do que à liberação de C-CO<sub>2</sub> armazenado nos poros do solo nas primeiras horas após as operações de preparo.
3. As correlações entre as emissões de C-CO<sub>2</sub> e a variável temperatura e umidade do solo foram predominantemente moderadas.

## 6.5 Referências Bibliográficas

ACOSTA, J. A. et al. Effect of <sup>15</sup>N-labeled hairy vetch and nitrogen fertilization on maize nutrition and yield under no-tillage. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 35, p. 1337-1345, 2011.

AL-KAISI, M. M.; YIN, X. Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotations. **J. Env. Qual.**, v. 34, n. 2, p. 437-445, 2005.

ALMAGRO, M. et al. Temperature dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. **Soil Biol. Biochem.**, v. 41, n. 3, p. 594-605, 2009.

ALVAREZ, R.; ALVAREZ, C. R.; LORENZO, G. Carbon dioxide fluxes following tillage from a Mollisol in the Argentine Rolling Pampa. **Eur. J. Soil Biol.**, v. 37, p. 161-166, 2001.

AMADO, T. J. C. et al. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. **J. Env. Qual.**, v. 35, n. 4, p. 1599-1607, 2006.

BARRETO, R. C. et al. The impact of soil management on aggregation, carbon stabilization and carbon loss as CO<sub>2</sub> in the surface layer of a Rhodic Ferrasol in Southern Brazil. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 132, n. 3-4, p. 243-251, 2009.

BAUER, P. J. et al. Soil CO<sub>2</sub> flux from a Norfolk loamy sand after 25 years of conventional and conservation tillage. **Soil Till. Res.**, v. 90, n. 1-2, p. 205-211, 2006.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Sistemas de manejo do solo e seus efeitos sobre o rendimento do milho. **Ci. Rural**, v. 28, p. 23-28, 1998.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: A review. **Geoderma**, v. 124, p. 3-22, 2005.

BRUCE, J. P. et al. Carbon sequestration in soils. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 5, p. 382-389, 1999.

CAMPOS, B. C. et al. Long-term C-CO<sub>2</sub> emissions and carbon crop residue mineralization in an Oxisol under different tillage and crop rotation systems. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 35, p. 819-832, 2011.

CHAVEZ, L. F. **Emissões de CO<sub>2</sub> do solo sob preparo convencional e plantio direto em Latossolo Vermelho do Rio Grande do Sul**. 2007. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

CO2NOW. **Earth's CO<sub>2</sub> Home Page**. Disponível em: <http://www.CO2now.org>. Acessado em: 12 de novembro de 2011.

COSTA, F. S. et al. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 32, p. 323-332, 2008.

DALENBERG, J. W.; JAGER, G. Priming effect of some organic additions to <sup>14</sup>C-labelled soil. **Soil Biol. Biochem.**, v. 21, p. 443-448, 1989.

DAO, T. H. Tillage and crop residue effects on carbon dioxide evaluation and carbon storage in a Paleustoll. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 62, p. 250-256, 1998.

DE GRYZE, S.; SIX, J.; MERCKX, S. Quantifying water-stable soil aggregate turnover and its implication for soil organic matter dynamics in a model study. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 57, p. 693-707, 2006.

DICK, W. A. Organic carbon, nitrogen, and phosphorus concentrations and pH in soil profiles as affected by tillage intensity. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 47, p. 102-107, 1983.

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

ESCOBAR, L. F. et al. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical Oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 34, p. 435-442, 2010.

FABRIZZI, K. et al. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: Effect of native and agroecosystems. **Biogeochemistry**, v. 92, n. 1, p. 129-143, 2009.

FORTIN, M. C.; ROCHETTE, P.; PATTEY, E. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 60, p. 1541-1547, 1996.

FRANZLUEBBERS, A. J. Microbial activity in response to water-filled pore space of variably eroded southern Piedmont soils. **Applied Soil Ecology**, v. 11, p. 91-101, 1999.

FRANZLUEBBERS, K.; FRANZLUEBBERS, A. J.; JAWSON, M. D. Environmental controls on soil and whole-ecosystem respiration from a tallgrass prairie. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 66, p. 254-262, 2002.

HENDRIX, P. F.; CHUN, R. H.; GROFFMAN, P. M. Soil respiration in conventional and no-tillage agrosystems under different winter cover crop rotations. **Soil Till. Res.**, v. 12, p. 135-148, 1988.

INDA JR., A. V.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C. Composição da fase sólida mineral do solo. In: MEURER, E. J. (Org.). **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Gênese, 2004. p. 35-71.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

IQBAL, J. et al. Differences in soil CO<sub>2</sub> flux between different land use types in mid-subtropical China. **Soil Biol. Biochem.**, v. 40, n. 9, p. 2324-2333, 2008.

IQBAL, J. et al. Temporal variability of soil-atmospheric CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes from different land uses in mid-subtropical China. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 37, p. 5865-5875, 2009.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **Applied geostatistics**. Nova York: Oxford University Press, 1989. 561 p.

JACKSON, L. E. et al. Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. **Geoderma**, v. 114, p. 305-317, 2003.

JANTALIA, C. P. et al. Mudanças no estoque de C do solo em áreas de produção de grãos: avaliação do impacto do manejo de solo. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Org.). **Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no sequestro de C e nas emissões de gases do efeito estufa**. Porto Alegre: Gênese, 2006. p. 35-57.

KARLEN, D. L.; CAMBARDELLA, C. A. Conservation strategies for improving soil quality and organic matter storage. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. Structure and organic matter storage in agricultural soils. **Advances in Soil Science**. CRC Press Boca Raton FL, p. 395-420, 1996.

KESSAVALOU, A. et al. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. **J. Env. Qual.**, v. 27, p. 1105-1116, 1998.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: Con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Economica, México, 1948.

LA SCALA, N. et al. Soil CO<sub>2</sub> efflux following rotary tillage of a tropical soil. **Soil Till. Res.**, v. 84, p. 222–225, 2005.

LA SCALA, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO<sub>2</sub> emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in Southern Brazil. **Soil Till. Res.**, v. 91, p. 244-248, 2006.

LA SCALA, N. et al. Short-term temporal changes of bare soil CO<sub>2</sub> fluxes after tillage described by first-order decay models. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 60, n. 2, p. 258-264, 2009.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 48, p. 1267-1272, 1984.

LIU, X. J. et al. The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes from a clay loam soil. **Plant Soil**, v. 280, p. 177-188, 2006.

LOVATO, T. et al. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo.**, v. 28, p. 175-187, 2004.

O'CONNELL, A. M. Microbial decomposition (respiration) of litter in eucalypt forests of southwestern Australia: an empirical model based on laboratory incubations. **Soil Biol. Biochem.**, v. 22, p. 153-160, 1990.

OMONODE, R. A. et al. Soil carbon dioxide and methane fluxes from long-term tillage systems in continuous corn and corn-soybean rotations. **Soil Till. Res.**, v. 95, n. 1-2, p. 182-195, 2007.

OORTS, K. et al. Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. **Soil Till. Res.**, v. 95, p. 133-148, 2007.

PES, L. Z. **Fluxo de gases de efeito estufa em sistemas de preparo do solo e rotação de culturas no planalto do Rio Grande do Sul**. 2009. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

REICOSKY, D. C.; LINDSTROM, M. J. Fall tillage method: Effect on short-term carbon dioxide flux from soil. **Agron. J.**, v. 85, p. 1237-1243, 1993.



REICOSKY, D. C. et al. Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. **J. Soil Water Conserv.**, v. 50, p. 253-261, 1995.

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

SÁ, J. C. M. et al. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 65, p. 1486-1499, 2001.

SARTORI, F. et al. Potential soil carbon sequestration and CO<sub>2</sub> offset by dedicated energy crops in the USA. **Crit. Rev. Plant Sci.**, v. 25, p. 441-472, 2006.

SIX, J. et al. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 62, p. 1367-1377, 1998.

SIX, J. et al. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 70, p. 555-569, 2006.

SPAGNOLLO, E. et al. Leguminosas estivais intercalares como fonte de nitrogênio para o milho, no Sul do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 26, p. 417-423, 2002.

THIERRON, V.; LAUDELOUT, H. Contribution of root respiration to total CO<sub>2</sub> efflux from the soil of a deciduous forest. **Can. J. Forest Res.**, v. 26, p. 1142-1148, 1996.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R. Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an Alfisol in Ohio. **Soil Till. Res.**, v. 104, n. 1, p. 39-47, 2009.

WHITE, P.; RICE, C. W. Tillage effects on microbial and carbon dynamics during plant residue decomposition. **Soil Biol. Biochem.**, v. 73, p. 138-145, 2009.

WRIGHT, A. L.; HONS, F. M. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 69, p. 141-147, 2005.

ZINN, Y. L. et al. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Texture and mineralogy. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 71, p. 1204-1214, 2007.



## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao findar deste trabalho é possível fazer algumas considerações quanto à dinâmica do C no sistema solo-planta-atmosfera quando os estudos são conduzidos no período de estabelecimento das culturas, ou seja, os chamados estudos de curto período. A primeira constatação é de que a variabilidade temporal das emissões de CO<sub>2</sub> é resultado da interação de um conjunto de fatores, sendo os principais: temperatura do ar e do solo, umidade do solo, operação de preparo realizada e o resíduo cultural no momento da realização das operações de preparo.

Considerando o sítio no qual foram realizados os estudos, especialmente o solo (Latossolo, rico em óxidos de ferro e alumínio), as conclusões indicam que as emissões de CO<sub>2</sub> no período de estabelecimento das culturas são maiores na primavera do que no outono, sendo elas associadas às melhores condições de temperatura e umidade verificadas na primavera. Sendo assim, em caso de necessidade de realização de revolvimento no solo, a operação de preparo deverá ser realizada durante a estação de menor temperatura, pois a emissão de curto período de CO<sub>2</sub> promovida pelo preparo tenderá a ser menor. Entretanto, deve ser ressaltado que o revolvimento do solo, principalmente em áreas com PD consolidado, deve ser uma prática evitada. O PD nestas áreas proporciona uma maior agregação (proteção física do C) do solo e uma ciclagem mais lenta do C presente na MOS, o que determina uma maior probabilidade de ocorrência das interações organo-minerais no solo (proteção química do C). Logo, a manutenção da estabilidade deste sistema é condição fundamental para a atuação destes mecanismos de proteção do C, com consequente balanço positivo de C no solo.

Em relação às fontes de emissão de CO<sub>2</sub> pelo solo, a grande proporção do C emitido na forma de CO<sub>2</sub> teve por origem a decomposição dos resíduos culturais. Dessa forma, as atividades de preparo neste Latossolo causaram um maior impacto sobre as emissões de CO<sub>2</sub> por consequência da incorporação dos resíduos culturais do que pela quebra dos agregados e disponibilização do C lábil antes protegido para a decomposição microbiana. Além disso, o efeito imediato do preparo do solo na emissão de CO<sub>2</sub> não está associado à liberação do CO<sub>2</sub> dos poros do solo, como relatado em estudos anteriores (REICOSKY; LINDSTROM, 1993).

Para os próximos estudos é sugerido que as avaliações sobre o impacto das emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo levem em consideração aspectos como o índice de colheita (IC), que é a relação entre a produção de grãos (kg ha<sup>-1</sup>) e a produção de matéria seca (kg ha<sup>-1</sup>) ou o índice de sustentabilidade (IS), que é a relação entre as emissões de CO<sub>2</sub> (kg ha<sup>-1</sup>) e a produção de grãos (kg ha<sup>-1</sup>), para que os valores das emissões de CO<sub>2</sub> estejam associados ao processo produtivo. Dessa forma, a maior produção de matéria seca do resíduo cultural poderá contribuir com uma maior emissão de CO<sub>2</sub> no período de estabelecimento das culturas, mas também estará contribuindo com o aumento do teor de MOS. Neste mesmo sentido, o PD também estará contribuindo com o aumento do teor de MOS, conseqüentemente com o sequestro de C (melhoria da qualidade ambiental) e do ambiente do solo (melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMADO, T. J. C. et al. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in southern Brazil. **J. Env. Qual.**, v. 35, n. 4, p. 1599-1607, 2006.

BAYER, C. et al. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil Till. Res.**, v. 91, n. 1-2, p. 217-226, 2006.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

LA SCALA, N. et al. Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a Dark Red Latossol in Southern Brazil. **Soil Till. Res.**, v. 62, p. 163-166, 2001.

PAUSTIAN, K. et al. Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. **Soil Use and Management**, v. 13, p. 230-244, 1997.

REICOSKY, D. C.; LINDSTROM, M. J. Fall tillage method: Effect on short-term carbon dioxide flux from soil. **Agron. J.**, v. 85, p. 1237-1243, 1993.

SIX, J. et al. Soil structure and organic matter. I. Distribution of aggregate size classes and aggregate-associated carbon. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 64, p. 681-689, 2000.

SIX, J. et al. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil Till. Res.**, v. 79, p. 7-31, 2004.

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

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, v. 74, p. 65-105, 1996.

VON LUTZOW, M. et al. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 57, p. 426-445, 2006.

WEST, T. O.; POST, W. M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 66, p. 1930-1946, 2002.

ZOTARELLI, L. et al. Impact of tillage and crop rotation on aggregate-associated carbon in two Oxisols. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 69, p. 482-491, 2005.