Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Decomposição de resíduos culturais e emissão de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR)

Mariana Addison Pavei

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ecologia de Agroecossistemas.

Piracicaba
2005

Mariana Addison Pavei

Engenheiro Agrônomo

Decomposição de resíduos culturais e emissão de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR)

Orientadora:
Prof. Drª. **MARISA DE CÁSSIA PICCOLO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ecologia de Agroecossistemas.

Piracicaba
2005

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Pavei, Mariana Addison
Decomposição de resíduos culturais e emissões de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR) / Mariana Addison Pavei. - - Piracicaba, 2005.
114 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2005.

1. Ecologia do solo 2. Efeito estufa 3. Gases 4. Manejo do solo 5. Resíduo agrícola I. Título

CDD 631.46

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

O mais belo dia? **Hoje**

A coisa mais fácil? **Errar**

O maior obstáculo? **O medo**

O maior erro? **O abandono**

A raiz de todos os males? **O egoísmo**

A distração mais bela? **O trabalho**

A pior derrota? **O desânimo**

Os melhores professores? **As crianças**

A primeira necessidade? **Comunicar-se**

O que mais lhe faz feliz? **Ser útil aos outros**

O maior mistério? **A morte**

O pior defeito? **O mau humor**

A pessoa mais perigosa? **O mentiroso**

O pior sentimento? **O rancor**

O presente mais belo? **O perdão**

O mais imprescindível? **A família**

A rota mais rápida? **O caminho certo**

A sensação mais agradável? **A paz interior**

A proteção mais efetiva? **O sorriso**

O melhor remédio? **O otimismo**

A força mais potente do mundo? **A fé**

As pessoas mais necessárias? **Os pais**

A mais bela de todas as coisas? **O amor**

(Madre Tereza de Calcutá)

OFEREÇO

Aos meus pais Josué Nelson Pavei e Nelly Addison Pavei, pela educação, oportunidades, incentivo, apoio, amor com que fui criada até hoje.

À minha irmã Camila por seu amor, constante incentivo, companheirismo, apoio psicológico e compreensão durante esta jornada,

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me abençoar e iluminar em todo meu caminho.

À minha família sempre presente, pelo amor, importante incentivo e dedicação.

À minha orientadora professora Dra. Marisa de Cássia Piccolo, pelo pronto atendimento em todas as fases deste trabalho, pela orientação durante o curso, estímulo e amizade.

Aos professores Dr. Carlos Clemente Cerri, Dra. Brigitte J. Feigl e Dr. Martial Bernoux, e ao Carlos Eduardo P.Cerri, pelos ensinamentos e auxílio na condução do trabalho.

À Fundação ABC em Ponta Grossa-PR, por ceder a área de estudo; e aos Engenheiros Agrônomos e técnico, Ms. Volnei Pauletti, Costa e Fredy, pela confiança, apoio e suporte durante a fase de coleta das amostras.

Aos professores Dr. João Carlos de Moraes Sá e Dra. Márcia Freire Sá, pelas oportunidades, incentivo e amizade.

Aos colegas de Projeto, Eduardo Garcia Cardoso e Josiane Burkner, pela colaboração nas coletas, trabalho conjunto e amizade

Às amigas que levarei por toda vida, Christiane, Carolina e Leidivan, pela sincera e despretensiosa amizade, companheirismo, cumplicidade e amor.

Aos colegas de turma do CENA: Marcos, Norberto, Dinailson, Solismar, Gabor, João Luís, Chico, Karine, Karina, Sandra Sá e Stoécio, pelo companheirismo e momentos de descontração.

Ao casal Junior e Débora, pela valiosa amizade, incentivo, e companheirismo.

Aos funcionários do Departamento de Biogeoquímica Ambiental, em especial à Mara e ao Luís, pelo ambiente acolhedor, apoio e carinho.

À secretária da Interunidades, Regina Freitas, pelos serviços prestados e dedicação.

Às maravilhosas técnicas do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Sandra, Lilian e Dagmar, que também estão bem guardadas na minha memória e coração, agradeço pela ajuda fundamental nas análises, amizade, carinho com que fui tratada.

Aos estagiários Felipe, Vitor e Carlão, pelo auxílio nas análises, amizade e dedicação.

Ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental CENA-USP, pelo apoio logístico na condução das análises laboratoriais.

À Escola Superior De Agricultura “Luiz de Queiroz” -USP, Programa de Pós-Graduação Interunidades – Ecologia de Agroecossistemas, pela formação científica e oportunidade para realização do curso.

À FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – 03/04582-2) pela bolsa de estudo.

A equipe da biblioteca da ESALQ-USP, Eliana e Silvia, pela revisão da dissertação.

Ao professor Marcelo C. Alves do GIAGRI ESALQ-USP, pela valiosa colaboração nas análises estatísticas.

À escritora e poetisa, Maria Cecília Bonachella, pela correção ortográfica da dissertação.

Ao colega Felipe Alvarez, pela ajuda de última hora na finalização do trabalho.

Em especial à amiga Anne Caroline W. de Brito e sua família pela amizade, pouso e carinho.

Em especial com imenso amor ao meu companheiro Reinoldo e sua família, pela compreensão, carinho e amizade prestada nos momentos difíceis dessa jornada.

Meu sincero agradecimento às pessoas e instituições que tornaram possível a realização deste trabalho:

SUMÁRIO

RESUMO..... 09
ABSTRACT..... 10
1 INTRODUÇÃO..... 11
2 DESENVOLVIMENTO..... 13
2.1 Revisão de literatura..... 13
2.1.1 Principais sistemas de preparo do solo no Paraná..... 13
2.1.2 Seqüestro de carbono no solo em diferentes sistemas de manejos agrícola..... 18
2.1.3 Influência dos resíduos culturais na qualidade do solo e na emissão de gases do efeito estufa..... 21
2.1.4 Fluxos dos gases do efeito estufa em sistemas agrícolas..... 25
2.2 Material e métodos..... 31
2.2.1 Localização da área de estudo..... 31
2.2.2 Delineamento experimental e descrição dos tratamentos..... 35
2.2.3 Detalhamento da condução das culturas estudadas..... 38
2.2.3.1 Cultura da aveia branca – Safra 2003..... 38
2.2.3.2 Cultura da soja – Safra 2003/2004..... 40
2.2.3.3 Cultura do trigo – Safra 2004..... 40
2.2.4 Determinação dos estoques de carbono e nitrogênio total do solo e taxas de seqüestro de carbono..... 41
2.2.4.1 Correção dos estoques de carbono e nitrogênio pela massa do solo..... 42
2.2.5 Quantificação e qualificação dos resíduos culturais..... 42
2.2.5.1 Índices de susceptibilidade à decomposição dos resíduos..... 44
2.2.6 Determinação do grau de saturação de água no solo..... 46
2.2.7 Coleta e análise de amostras de gases do solo..... 45
2.2.8 Gases do efeito estufa (N_2O e CH_4) em carbono equivalente..... 47
2.2.9 Análise dos resultados..... 47
2.3 Resultados e discussão..... 48

2.3.1..Condições ambientais..... 48
2.3.1.1 Temperatura do solo..... 48
2.3.1.2 Teores de água no solo..... 50
2.3.1.3 Grau de saturação de água no solo (WFPS) 52
2.3.2 Solo..... 53
2.3.2.1 Densidade do solo..... 53
2.3.2.2 Teores de carbono e nitrogênio do solo..... 54
2.3.2.3 Estoques de carbono e nitrogênio do solo e taxas de seqüestro de carbono..... 56
2.3.2.3.1 Estoques de carbono e nitrogênio corrigidos pelo método da massa..... 59
2.3.3 Resíduos culturais..... 60
2.3.3.1 Massa seca dos resíduos culturais..... 60
2.3.3.2 Teores de carbono e nitrogênio e relação C:N dos resíduos culturais..... 63
2.3.3.3 Estoques de carbono e nitrogênio dos resíduos culturais..... 66
2.3.3.4 Parâmetros bioquímicos e índices de decomponibilidade dos resíduos culturais..... 68
2.3.4 Fluxos dos gases do efeito estufa..... 72
2.3.4.1 Fluxos de dióxido de carbono (CO_2) do solo x horário..... 72
2.3.4.2 Fluxos de óxido nitroso (N_2O) do solo x horário..... 73
2.3.4.3 Fluxos de dióxido de carbono (CO_2) do solo x época..... 76
2.3.4.4 Fluxos de óxido nitroso (N_2O) do solo x época..... 78
2.3.4.5 Fluxos de dióxido de carbono (CO_2) do solo x preparo do solo..... 82
2.3.4.6 Fluxos de óxido nitroso (N_2O) do solo x preparo do solo..... 84
2.3.4.7 Gases do efeito estufa (N_2O e CH_4) em carbono equivalente..... 85
3 CONCLUSÕES..... 88
REFERÊNCIAS..... 90
ANEXOS..... 107

RESUMO

Dentre os ecossistemas terrestres, o solo constitui um dos principais reservatórios de carbono (C). As práticas de preparo agrícola alteram esse compartimento, acelerando o processo de oxidação da matéria orgânica do solo, o que favorece a emissão de gases do efeito estufa. O presente trabalho foi desenvolvido em um experimento de longa duração localizado na Fundação ABC em Ponta Grossa (PR) sob diferentes sistemas de manejo do solo: plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE), dispostos em blocos ao acaso. Os objetivos foram, determinar: a) os estoques de C e nitrogênio (N) do solo; b) a quantidade e qualidade dos resíduos culturais; e c) quantificar as trocas gasosas de CO_2 e N_2O entre o solo-atmosfera. As amostragens foram realizadas de outubro de 2003 a novembro de 2004 na sucessão aveia branca/soja/trigo. Os estoques de C e N do solo foram determinados após a colheita das culturas e não apresentaram diferença estatística entre épocas de cultivo e tratamentos. O PD apresentou os maiores estoques médios de C e N, e o PC os menores valores. As taxas de seqüestro de C, na camada 0-20 cm nos tratamentos estudados em comparação ao PC (15 anos de implantação), foram de: 0,55; 0,66 e 0,46 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ para PM, PD e PDE, respectivamente. As massas secas e os estoques de C e N dos resíduos culturais foram maiores na época da colheita das culturas, e superiores nos tratamentos PD e PDE. Os teores de C dos resíduos não tiveram diferença estatística entre as médias dos tratamentos. Os resíduos de soja apresentaram, em todos os tratamentos, maior teor de N e menor de hemicelulose. As variações no Quociente holocelulose/lignocelulose (QCL), Índices ligno-celulósico (ILC) e de decomponibilidade (ID) foram pequenas, evidenciando pouca variação entre os resíduos da rotação. As médias diárias das emissões de CO_2 do solo variaram de 24 a 248 mg m^{-2} h^{-1}, e tiveram aumento progressivo, de novembro/03 (semeadura da soja) a fevereiro/04, devido ao crescimento das raízes que incrementou a taxa de respiração do solo. Não foi observada correlação significativa entre as emissões de CO_2 e N_2O com o ciclo diário da temperatura. As médias anuais de emissão de CO_2 e N_2O foram iguais nos horários 8:00, 12:00h e 17:00h. Os fluxos de N_2O variaram de 3 a 53 μg m^{-2}, e a maior freqüência observada com saturação de água no solo em torno de 60%, após as adubações nitrogenadas em junho/2004 no PC e PM e em julho/2004 no PD e PDE. O revolvimento do solo pela gradagem e incorporação dos resíduos culturais no PC e PM, não alteraram significativamente as emissões de CO_2 e N_2O. Os tratamentos estudados não apresentaram diferença nas médias anuais de emissão de CO_2 e N_2O do solo. Dentre todas as variáveis estudadas, comparando os tratamentos PC, PM, PD e PDE, o PD destacou-se por apresentar maior estoques de C e N no solo em relação aos demais tratamentos.

Palavras-chave: Gases efeito estufa; Sistemas manejo do solo; Resíduos culturais; Estoques de C e N do solo

ABSTRACT

Between the terrestrial ecosystems, the soil is one of the most important pools of carbon (C). Agricultural tillage practices alter the contents of this element, accelerating the process of organic matter oxidation, inducing greenhouse gases emissions. The present research was carried out in a long-term experiment located at Fundação ABC in Ponta Grossa (Paraná State, Brazil) under different soil management systems: conventional (CT), minimum (MT), no-till (NT) and no-till harrowed (NTH), randomly displayed in blocks. The objectives were to determine: a) soil C and nitrogen (N) stocks; b) quantity and quality crop residues; c) quantify the CO_2 and N_2O gasses fluxes from the soil to the atmosphere. Sampling activities were performed between October 2003 and November 2004 in the succession white oat/soybean/wheat. Soil C and N stocks were determined after the crops were harvested and showed the same distribution of soil C and N for all treatments, no significant statistically difference among cultural seasons and treatments was observed. NT system presented the highest mean soil C and N stock values, and the CT had the smaller values. Soil C sequestration rates in the 0-20 cm, in the treatments in comparison with the CT with 15 years of adoption, were 0,55; 0,66 and 0,46 Mg $ha^{-1}year^{-1}$ for MT, NT and NTH, respectively. Dry matter and C and N stocks of crop residues were higher in the harvest season, and presented high values for NT and NTH. Carbon contents in crop residues were maintained in the same magnitude and showed no significant statistically difference. Soybean residues just presented, in all treatments, higher N concentration and smaller hemicelulose contents. The holocelulose/lignocelulose quotient (HLQ), ligno-celulosico (LCI) and decomposition (DI) indexes were small, evidencing in this work, little variation between the crop residues analised. The soil CO_2 daily average emissions varied from 24 to 248 mg m^{-2} h^{-1} and presented a progressive increase of November/03 (sow of the soy) to February/04, indicating that the soil respiration passed to be constituted of the organism soil and root plants. Correlation was not observed between the emissions of CO_2 and N_2O with the daily cycle of the temperature. The same annual averages of emission of CO_2 and N_2O were observed in the schedules 8:00, 12:00 and 17:00 hours. The N_2O flow varied from 3 to 53 g m^{-2}, and the largest frequency observed with water filled pore space around 60 %, and after the nitrogen fertilization in June 2004 in CT and MT and in July 2004 in NT and NTH. Soil tillage with plow and incorporation of the cultural residues in CT and MT, didn't alter the emissions of CO_2 and N_2O significantly. The studied treatments didn't present difference in the annual averages of emission of CO_2 and N_2O of the soil during 2003 and 2004 years. Between the studied variables, comparing the treatments CT, MT, NT and NTH, NT system stranded out from the other treatments by present higher soil C and N stocks.

Key-words: Greenhouse gases; Soil management systems; Crop residues; Soil C and N stocks

1 INTRODUÇÃO

Tem sido crescente a preocupação em relação às mudanças do clima no planeta, decorrentes, principalmente, das emissões de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases traços, tais como o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). Estes gases são responsáveis pela manutenção da temperatura média ambiente entre 16-18^{0}C, promovendo o chamado "efeito estufa", essencial para a existência da vida no planeta.

Estima-se que 20% do incremento anual do forçamento radiativo global é atribuído ao setor agrícola, considerando-se o efeito do CO_2, CH_4 e N_2O (IPCC, 2000). O forçamento radiativo é a expressão da perturbação do balanço de energia do sistema superfície-troposfera, após permitir que a estratosfera reajuste-se a um estado de equilíbrio radiativo médio global (IPCC, 1994). É importante destacar que o N_2O e CH_4, embora presentes em menores quantidades na atmosfera, apresentam potencial de aquecimento global 25 e 250 vezes superior ao do CO_2, respectivamente. Porém, adotando-se “boas práticas de manejo” do solo como: controle da erosão, plantio direto e também através de reflorestamento/aflorestamento, pode-se remover o carbono atualmente contido na atmosfera.

O compartimento solo constitui um dos cinco principais reservatórios de carbono, sendo um “compartimento-chave” no processo de emissão e seqüestro de carbono. O reservatório oceânico é o maior deles com 39000 Gt (*1Gt = 10^{15} g = 1 bilhão de toneladas métricas*). O segundo maior é o reservatório terrestre, constituído pelo geológico (5000 Gt), solo (2000 a 2300 Gt) e biomassa vegetal (560 Gt). Na atmosfera, o conteúdo de carbono é estimado em 760 Gt. O estoque de carbono orgânico nos solos é aproximadamente três vezes superior à quantidade estimada para biota e o dobro do que existe na atmosfera (ESWAREAN et al., 1993; BATJES, 1996). O reservatório atmosférico está aumentando a uma taxa de 3,3 Gt de C ano^{-1}, principalmente devido às intervenções nos reservatórios geológicos, no solo e no biótico (IPCC, 2000).

O nitrogênio encontra-se distribuído, assim como o carbono, em cinco reservatórios. O reservatório atmosférico é o maior, constituído de N_2, com 4 milhões de Tg e N_2O com 14 Tg. Na seqüência vêm os sedimentos com 50 mil Tg, os oceanos com 22600 Tg e os solos com 15 Tg (REEBURG, 1997).

As emissões de CO_2 pela respiração do solo são favorecidas pela adição de matéria orgânica e preparo do solo, além do desmatamento e queima de combustíveis fósseis. As aplicações de fertilizantes nitrogenados, condições de alta umidade e tipo de manejo a que os solos são submetidos, tendem a aumentar as emissões de N_2O do solo para a atmosfera. O cultivo de arroz, a criação de bovinos, dejetos animais e queima da biomassa são importantes fontes de CH_4, além do impacto causado pela mudança do uso da terra.

A matéria orgânica do solo (MOS) é uma reserva de carbono responsável pelos níveis de fertilidade da maioria das terras. Ela promove a estruturação do solo, aumenta a capacidade de acúmulo de água, fornece nutrientes para as plantas e evita que os fertilizantes sejam facilmente lixiviados. O carbono e o nitrogênio contidos nos solos dos ecossistemas naturais são altamente susceptíveis às mudanças de estoque com o manejo agrícola da terra. Por outro lado, dependendo do manejo empregado, estes estoques de carbono e nitrogênio no solo podem permanecer iguais ou, até mesmo, aumentar ou diminuir comparados ao sistema original.

A conversão da vegetação nativa em sistemas de produção agrícola, com preparo convencional, geralmente resulta em um declínio significativo da concentração de MOS (PAUSTIAN et al., 2000; LAL, 2002). O preparo convencional e o preparo mínimo caracterizam-se pelo uso indiscriminado de arações, gradagens e escarificações, favorecendo a oxidação do C orgânico do solo e o aumento do fluxo de CO_2 para a atmosfera.

As práticas agrícolas de preparo promovem a mineralização do nitrogênio orgânico total do solo, o que leva a um aumento nas taxas de produção de N_2O, sendo este produzido pela: nitrificação, denitrificação e denitrificação total (ESTAVILLO, et al., 2002).

Nos anos 70, devido aos sérios problemas de degradação do solo pela erosão, foi introduzido no Sul do Brasil o sistema Plantio Direto (PD). A velocidade da expansão desta técnica no Brasil é significativa. Na década de 90 este sistema ocupava uma área de cerca de 11 milhões de hectares e hoje ocupa uma área de mais de 20 milhões de hectares, o equivalente a um terço da área total cultivada no país com culturas anuais (FEBRAPPD, 2005).

No PD os resíduos culturais são mantidos na superfície do solo e o seu revolvimento limita-se à linha de semeadura. A manutenção da cobertura vegetal altera o regime térmico do solo, conserva a umidade, diminui as perdas de solo por erosão, promove a proteção física da MOS no interior dos agregados e aumenta o aporte de carbono e nitrogênio no solo. Com isso, leva a um aumento da MOS junto à superfície, sendo estimado que a cada 1% de aumento no teor da MOS, na camada 0-20cm, 130 milhões de toneladas de carbono sejam imobilizadas, contribuindo para diminuir a concentração dos gases do efeito estufa na atmosfera global.

Para garantir o sucesso do PD, grandes quantidades de resíduos culturais devem ser continuamente adicionadas ao sistema. Desse modo, sua eficácia depende, dentre outros aspectos, do conhecimento da velocidade de decomposição e a qualidade desses resíduos, especialmente quando se utiliza rotação de culturas.

A decomposição desses resíduos depende da natureza do material vegetal, manejo da cobertura, grau de fracionamento do resíduo, fertilidade e condições climáticas representadas principalmente pelo regime de chuvas e pela temperatura, que influem na atividade microbiana do solo.

A qualidade do resíduo cultural adicionado é um dos fatores que influenciam nas emissões de N_2O. Em condições de anaerobiose, o nitrogênio mineralizado por desnitrificação é reduzido, produzindo óxido nitroso. Em solos aerados, a alta umidade e o carbono solúvel adicionado pelo resíduo vegetal propiciam o desenvolvimento de sítios anaeróbicos, favorecendo a emissão de N_2O.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão de literatura

2.1.1 Principais sistemas de preparo do solo no Paraná

O preparo do solo tem sido utilizado desde épocas remotas, todavia, sua intensificação tem aumentado desde o início da era industrial, especialmente nas

regiões de clima temperado (LYNCH, 1984). Em geral, nestas regiões onde predominam solos com elevada fertilidade natural, o principal objetivo do preparo é a interrupção do ciclo entre o inverno e a primavera, expondo o solo aos raios solares com o intuito de elevar sua temperatura e possibilitar o cultivo. Porém, em solos tropicais a fertilidade natural é limitada, e a mobilização das camadas superficiais intensificam os processos de oxidação do material orgânico, havendo maior ruptura da estrutura do solo, potencializando desta maneira os processos de compactação e erosão (DENARDIN ; KOCHHANN, 1993).

O sistema de preparo interfere em muitos atributos do solo como o conteúdo de matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes, capacidade de troca de cátions, pH, densidade, condutividade hidráulica, conteúdo de água disponível e estabilidade dos agregados. Em geral, em condições de solos bem drenados, as formas conservacionistas de preparo melhoram as condições de todos estes atributos, principalmente na camada superficial (DERPSCH, 1991). De todos os sistemas de preparo, o convencional com arado ou grade produz as maiores perdas de carbono orgânico do solo, assim como de carbono de combustíveis fósseis, dada a maior intensidade da mecanização (GENTIL et al.,1993).

O carbono orgânico (C) contido nos solos dos ecossistemas naturais é altamente susceptível às mudanças de estoque devido ao manejo da terra (MORAES et al., 1996; SCHUMAN et al., 2002; HOUGHTON, 2003). Os estoques de C no solo,geralmente são reduzidos logo após a conversão de ecossistemas nativos para agroecossistemas (MURTY et al., 2002; LAL, 2003), principalmente pelos mecanismos de redução da entrada de matéria orgânica no sistema (DIAS-FILHO et al., 2001), aumento da oxidação em função do preparo mecanizado (SCHIMEL, 1995; PAZ-GONZÁLEZ et al., 2000) e da erosão do solo (LAL, 2003).

A adoção do Plantio Direto (PD) no Brasil, a partir da década de 70, como um método alternativo de manejo nas lavouras de sucessão soja e trigo no Sul do país, proporcionou novo alento à conservação do solo, que se baseava principalmente em práticas mecânicas de controle da erosão, como cultivo em nível e terraceamento (ELTZ, 1997).

A amplitude e a velocidade da expansão do PD no Brasil, que na década de 90 ocupava uma área de cerca de 11 milhões de ha, hoje ocupa uma área de mais de 20 milhões de ha, que corresponde a um terço da área total cultivada no país com culturas anuais. No Estado do Paraná a área sob PD ultrapassa os 5,5 milhões de ha (FEBRAPPD, 2005). Estudos mostram que anualmente deixam de ser erodidos quase 100 milhões de toneladas de solo rico em nutrientes com a utilização do PD.

No Estado do Paraná diferentes manejos agrícolas como plantio convencional (*PC*), preparo mínimo (*PM*), plantio direto (*PD*) e plantio direto escarificado (*PDE*) têm sido empregados em estudos e experimentos de longa duração instalado no município de Ponta Grossa em 1988. Verificou-se que o rendimento de grãos de milho não foi afetado pelos sistemas de manejo do solo e de culturas ao longo dos anos, já o rendimento de grãos de soja do tratamento PD foi maior, em relação aos tratamentos PC e PM no ano agrícola de 2003 (PAULETTI et al., 2003).

Experimentos de longa duração são essenciais para avaliar respostas cumulativas em tratamentos de sistemas de manejo, cuja constatação torna-se inviável nos dois ou três primeiros anos. Porém, é importante considerar que os resultados obtidos nestes experimentos podem sofrer influência de condições inerentes à área experimental, como a adoção de práticas culturais, das condições climáticas do ano agrícola, do nível de fertilidade do solo, entre outros (SOANE; BALL, 1998; KLUTHCOUSKI et al., 2000).

O plantio direto compreende um conjunto de técnicas que visam a melhoraria das condições do solo, respeitando três requisitos mínimos: a) não revolvimento do solo; b) rotação de culturas e; c) uso de culturas de cobertura para formação de palhada. A diminuição significativa do consumo de combustível (60 a 70 % menos de óleo diesel), o aumento do conteúdo de matéria orgânica em decomposição na superfície do solo e a redução da perda de solo por erosão são algumas das melhorias proporcionadas pelo uso do PD. De acordo com estas melhorias, o plantio direto possibilita a obtenção de uma agricultura mais sustentável, de alta produtividade, com minimização de custos por unidade produzida e com menor impacto ao ambiente (PLATAFORMA PLANTIO DIRETO, 2002).

Apesar das inúmeras vantagens que o PD oferece, alguns fatores têm causado frustrações com a adoção dessa tecnologia, destacando-se a excessiva compactação do solo em superfície, decorrente da ausência de revolvimento deste e da ocorrência sistemática do tráfego de máquinas e implementos. Estudos demonstram, que cerca de 80-90% da compactação potencial ocorre logo após as primeiras entradas de máquina na área (MEEK, et al., 1988; BLACKWELL et al., 1989).

O plantio convencional que tem como técnica de manejo o uso intensivo e indiscriminado de arações e gradagens no preparo do solo e o excessivo tráfego de máquinas sobre o terreno, apresenta grande influência na estrutura da camada superficial do solo, contribuindo desta maneira para a formação de uma camada compactada subsuperficial, favorecendo a erosão (BOLLER et al., 1998).

Em trabalhos realizados no Brasil, com o objetivo de comparar o plantio direto com o plantio convencional, foi constatado que o preparo do solo com arações e gradagens reflete prontamente as alterações nas frações granulométricas e na redução da matéria orgânica (MACHADO et al., 2001).

No Estado do Paraná, aumentos significativos no C total do solo (0-10 cm) sob PD ocorreram principalmente nas frações granulométricas mais grosseiras (SÁ et al., 2001). Bayer et al. (2004) em estudo realizado no Estado do Mato Grosso, constataram que o plantio direto aumentou os estoques de carbono orgânico do solo, em comparação com o preparo convencional, sendo este efeito restrito às camadas superficiais e dependentes do sistema de cultura (estival ou outonal).

O sistema de preparo mínimo consiste em uma gradagem leve para atingir 15 cm de profundidade seguido de duas gradagens niveladoras, ocorrendo um menor revolvimento do solo, reduzindo a pulverização da camada arável e conseqüentemente diminuindo a compactação da camada subsuperficial quando comparado ao preparo convencional.

Baseados em oito anos de acompanhamento da produtividade das culturas de soja e milho em Illinios (EUA), Hussain et al. (1999) verificaram que o plantio direto teve um aumento na produtividade a longo prazo, em comparação ao plantio convencional e ao preparo mínimo.

Devido ao principal problema da compactação, medidas têm sido tomadas em algumas regiões no sentido de realizar uma escarificação a cada três anos para atingir a profundidade de 30 cm durante o inverno; com a inclusão desta técnica agrícola o sistema passou a ser conhecido como *plantio direto escarificado (PDE)*. No experimento realizado em Ponta Grossa com os diferentes sistemas de manejo, o tratamento PC apresentou rendimento de grãos de soja superior ao PDE no ano agrícola de 1997, bem como em 1998, o tratamento PC foi superior ao PD (PAULETTI et al., 2003). Nesta área experimental não foram observadas diferenças significativas dos principais atributos de fertilidade química do solo (LIMA et al., 2000).

A implantação do PD no Estado do Paraná ocorreu em áreas com elevada degradação devido à intensa mobilização do solo e efeitos erosivos, com teores de carbono abaixo do encontrado originalmente (SÁ, 1993). Dessa maneira, a adição de material orgânico para a formação de uma cobertura permanente sobre o solo foi de grande importância para o sucesso da instalação do sistema de manejo.

Rotações de culturas que introduzem elevadas quantidades de resíduos culturais com maior resistência à decomposição tendem a melhorar a disponibilidade e aproveitamento de carbono e nitrogênio pelas culturas subseqüentes e reduzir adubações inorgânicas.

Assim como no Sul do Brasil, outras regiões como o Cerrado vêm aumentando sua área sob PD. O solo do Cerrado brasileiro abrange uma área com mais de 200 milhões de ha (GOEDERT, 1998), o que corresponde a quase 25% do Brasil e 4% do planeta em terras tropicais. Atualmente, numa área superior a 12 milhões de ha, essa região é cultivada com culturas anuais, e são utilizados diversos sistemas de preparo do solo, com predomínio de uso de grade pesada e de arado de discos, além de aivecas e escarificador (BAYER et al., 2004).

A partir da década de 80 teve início a adoção do PD na região, sendo a evolução rápida, e em 2001, aproximadamente cinco milhões de ha já estavam sendo cultivados neste sistema de manejo (ASSOCIAÇÃO DE PLANTIO DIRETO NO CERRADO, 2004).

2.1.2 Seqüestro de carbono no solo sob diferentes sistemas de manejo agrícola

O seqüestro de carbono no solo compreende o C fixado via fotossíntese e incorporado ao solo nas frações estáveis em quantidade maior do que o CO_2 respirado.

A ausência de preparo é uma das mais eficientes estratégias agrícolas para seqüestrar o carbono atmosférico (KERN; JOHNSON, 1993; LAL; KIMBLE, 1997). O solo pode atuar como dreno se forem implementadas medidas mitigatórias integradas, tais como: a) redução e/ou eliminação da intensidade de preparo do solo; b) intensificação de sistemas de rotação de culturas; c) adoção de práticas que promovam o aumento da produtividade das culturas e; d) restabelecimento da cobertura vegetal permanente (BRUCE et al.,1999).

O tempo de adoção do plantio direto, associado à rotação de culturas com a deposição dos resíduos culturais sobre o solo, que através de sua decomposição lenta e gradual libera compostos orgânicos estimulando a formação e a estabilidade dos agregados (TISDAL; OADES, 1982; SIX et al., 2002), tende a aumentar a matéria orgânica do solo (MOS) principalmente na camada de 0-20 cm (MACHADO et al., 2001). O acúmulo de C em solos cultivados sob plantio direto no mundo é de aproximadamente 0,33 Mg ha^{-1} na camada 0-30cm. (SIX et al., 2002).

Muitos trabalhos vêm sendo desenvolvidos no sentido de quantificar o seqüestro de carbono no solo. Pode se observar que as taxas de seqüestro de C são bastante variáveis nas diferentes regiões devido às condições climáticas (temperatura e umidade), ao tipo de solo (textura e mineralogia) e sistema de rotação de culturas adotado (aporte de resíduos). As taxas de seqüestro de C estimadas em regiões tropicais e subtropicais do Brasil no plantio direto em relação ao preparo convencional estão apresentadas na Tabela 1.

Apesar das condições climáticas favoráveis à atividade biológicas, as taxas de seqüestro de C em solos brasileiros são similares (região tropical) ou maiores (região subtropical) que as encontradas em solos de regiões temperadas (0,34 Mg ha^{-1} ano^{-1} em 0-30 cm). Considerando-se as taxas médias de seqüestro de C e a área de cultivo em PD (~10 milhões de ha no Sul do Brasil e ~8 milhões de ha na região dos Cerrados e SP) verifica-se o expressivo potencial desta prática na mitigação

das emissões de CO_2 para a atmosfera, a qual pode ser estimada em aproximadamente 7,6 Tg C ao ano (BAYER et al., 2005).

No estudo realizado em Tibagi (PR), comparando os estoques de C em um Latossolo Vermelho em plantio convencional e plantio direto com 22 anos de implantação, o ganho foi de 19 Mg ha^{-1} de C na profundidade de 0-40 cm no plantio direto (SÁ et al., 2001). No mesmo trabalho, também foi constatado que 82% do aumento de C ocorreu na camada de 0-10 cm apresentando relação linear com a adição dos resíduos culturais. A contribuição do C derivado dos resíduos culturais ocorreu em maior proporção nas frações mais grosseiras da matéria orgânica do solo (MOS), todavia, também foi significativa a contribuição nas frações associadas ao silte e a argila, indicando a existência de um fluxo contínuo de C entre os compartimentos da MOS (SÁ et al., 2001).

Os estoques de C e nitrogênio (N) do solo em Tibagi (PR) foram maiores em PD de 22 anos de implantação em relação a 12 anos de implantação para as sucessões aveia preta/soja/trigo e aveia preta/ milho/trigo. O aumento do estoque de C foi de 21 e 36% e de 27 e 37 % para a sucessão aveia preta/milho/trigo e aveia preta/soja/trigo, respectivamente (SIQUEIRA NETO, 2003).

Em estudo em Eldorado do Sul (RS) os estoques de C e N foram maiores com a adoção do PD, quando comparando com o sistema de plantio convencional, apresentando um taxa de seqüestro de C na camada 0-20 cm de 0,52 Mg ha^{-1} ano^{-1} (LOVATO et al., 2004).

Resultados obtidos por Sisti et al. (2004) no Rio Grande do Sul, após 13 anos, demonstraram que os estoques de C e N no plantio direto (13 anos de implantação) e convencional, não tiveram diferença no perfil (0-40 cm). O estoque de C no solo sob plantio direto teve um aumento de 10 Mg ha^{-1} em relação ao plantio convencional quando foi introduzida uma leguminosa como adubo verde na rotação.

Apesar das mudanças dominantes nos estoques de C e N do solo ocorrerem principalmente na camada superficial (0-20 cm), as demais camadas também são importantes reservatórios de C e N. E dependendo do manejo do solo adotado, as camadas mais profundas funcionam como fonte ou dreno de CO_2 da atmosfera (DIEKOW et al.,2005).

Tabela 1 - Taxa de seqüestro de carbono no Brasil nas regiões tropicais e subtropicais, em solos sob plantio direto em relação ao plantio convencional

Local	Solo	Prof. (cm)	Estoque de C (Mg ha^{-1})		Tempo (anos)	Taxa (Mg $ha^{-1}ano^{-1}$)	Referência
			PC	PD			
Tropical							
Luziânia GO	Latossolo	0-20	38,60	41,00	8	0,30	Bayer et al. (2005)
Coimbra MG	Acrisol	0-20	31,23	38,54	15	0,49	Leite et al. (2004)
Campinas SP	Latossolo	0-20	78,00	80,80	12	0,23	De Maria et al. (1999)
Subtropical							
Londrina PR	Latossolo	0-20	29,00	32,30	14	0,24	Castro-Filho et al. (1998)
Ponta Grossa PR	Latossolo	0-20			22	0,81	Sá et al. (2001)
Tibagi PR	Latossolo	0-20			10	1,6	Siqueira Neto (2003)
Tibagi PR	Latossolo	0-40			10	-0,5	Sá et al. (2001)
Passo Fundo RS	Latossolo	0-20	44,80	46,70	13	0,15	Freixo et al. (2002)
			48,34	50,36		0,16	Sisti et al. (2004)
Eldorado do Sul RS	Ultissol	0-20	29,69	36,45	13	0,52	Lovato et al. (2004)
Temperada							
EUA	Ultissol	0-30			faixa:	0,24 – 0,40	Lal et al. (1999)
					média:	0-34	West; Marland (2002)

Fonte: modificado de Bayer et al., 2005; Bernoux et al., 2005.

O acúmulo de MOS no PD ocorre muito lentamente, levando vários anos para se tornar expressivo (BAYER; MIELNICZUK, 1999). As pesquisas ainda não são conclusivas sobre o acúmulo de C após a implantação do PD. Como citado anteriormente, diversos trabalhos encontraram aumento significativo da MOS no PD, em comparação as práticas convencionais (SIDRAS; PAVAN, 1985; SÁ et al., 2001; BAYER et al., 2005).

Entretanto, outros não detectaram diferenças significativas (FREITAS et al., 2000; MACHADO; SILVA, 2001; FREIXO et al., 2002; SISTI et al., 2004). Essa

divergência de resultados pode ser atribuída às condições climáticas dos locais, tipos de sistemas considerado plantio direto, camadas de solo estudadas e tempo de implantação do manejo.

2.1.3 Influência dos resíduos culturais na qualidade do solo e na emissão de gases do efeito estufa

Os resíduos culturais são fundamentais para a cobertura permanente do solo, melhorando atributos físicos, químicos e biológicos e, principalmente a qualidade deste. Com a decomposição da palha, várias substâncias orgânicas são formadas (ácidos fúlvicos, húmicos e humina) constituindo a MOS. Além disso, também são formadas e liberadas substâncias mineralizadas contendo cálcio, magnésio, fósforo, potássio, nitrogênio e enxofre, entre outros nutrientes, prontamente disponíveis às culturas subseqüentes.

Outra vantagem da palha é a amenização dos efeitos do clima, proporcionando condições de temperatura e umidade mais adequadas ao solo e a atividade microbiana deste, que é responsável por grande parte do processo de reciclagem dos nutrientes (SALTON et al., 1998).

A decomposição dos resíduos culturais depende da natureza, da quantidade de material vegetal (BROWN; DICKEY, 1970; BERTOL et al., 1998), da fertilidade do solo (SMITH; DOUGLAS, 1971), do manejo da cobertura e do grau de fracionamento do resíduo (HOUSE; STINNER, 1987), além das condições climáticas (LYON, 1998; GLIMOUR et al., 1998), representadas principalmente pelo regime de chuvas e pela temperatura, que influem na atividade microbiana.

A incorporação dos resíduos orgânicos nas frações granulométricas do solo ocorre de forma diferenciada; estando o material mais fresco associado às frações mais grosseiras de areia e o mais decomposto ligado às frações mais finas de argila, refletindo tanto o grau de humificação quanto à suscetibilidade à decomposição pela biomassa microbiana (BAYER et al., 2002).

Os principais fatores que afetam a taxa de mineralização dos compostos orgânicos são as condições edafoclimáticas (temperatura, umidade, pH, teores de O_2 e de nutrientes no solo) e a qualidade do substrato (fração solúvel, nutrientes, lignina, índice ligno-celulósico, polifenóis, relação C/N, lignina/N e lignina + polifenóis/N) (PAUL; CLARK, 1996).

O parâmetro mais utilizado para estimar a mineralização/ imobilização de N no resíduo é a razão C:N (QUEMADA; CABRERA, 1995; AITA, 1997; SAKALA et al., 2000). Marquez et al. (2000) verificaram que a disponibilidade do N e o tempo de imobilização após a adição de resíduos culturais depende da relação C:N desses resíduos e manejo do solo.

O grau de maturação das plantas é um fator que regula a permanência dos resíduos vegetais na superfície do solo já que a elevada relação C:N dificulta a decomposição dos resíduos. Ao retardar o manejo das plantas de cobertura do solo permitindo maior estocagem de compostos ricos em C, tal como a lignina, possibilita-se o aumento ra relação C:N na massa vegetal e, conseqüentemente, o aumento de sua resistência à decomposição (GLIMOUR et al., 1998).

A lignina é considerada o composto mais recalcitrante e muito resistente à decomposição microbiana. Os polifenóis tendem a se unir com proteínas e outros compostos nitrogenados orgânicos formando complexos resistentes aos microrganismos, indisponibilizando o N e inibindo as enzimas microbianas (KUMAR; GOH, 2000).

A razão lignina/N também tem sido utilizada para prever o comportamento de decomposição de resíduos e mineralização de N. Segundo Mellilo et al. (1982) a razão lignina/N é importante no controle da mineralização de plantas não leguminosas. Como visto anteriormente, a lignina é importante na dinâmica do N, pois assim como os polifenóis, também pode complexar proteínas diminuindo a sua mineralização.

Grandes quantidades de resíduos vegetais persistem por um período maior sobre a superfície do solo (BERTOL et al., 1998), como exemplo as gramíneas, tornando-se importantes para o sucesso do plantio direto. Desse modo, a eficácia desse sistema de manejo depende, entre outros aspectos, do conhecimento da

velocidade de decomposição dos resíduos culturais mantidos sobre a superfície do solo, especialmente quando se adotam rotações de culturas.

Sá et al. (2004) em levantamento da quantidade de resíduos culturais em diversas regiões do Brasil revelaram uma faixa ampla de variação: de 7 a 16 t ha^{-1}. No Rio Grande do Sul (Passo Fundo) e Santa Catarina (Joaçaba) a faixa ficou entre 7 a 10 t ha^{-1}; Ponta Grossa (PR) de 8 a 11 t ha^{-1}; Assis (SP) de 9 a 11 t ha^{-1}; Rio Verde (GO) de 9 a 10 t ha^{-1} e no Mato Grosso de 9 a 11 t ha^{-1} em Primavera do Leste e de 12 a 16 em Sinop.

A adição contínua de resíduos culturais com relação C:N contrastantes proporciona fluxos diferenciados de C e N. Desta forma, ocorrem períodos com elevado fluxo de C e N e outros com menor fluxo. É essa variação que proporciona o acúmulo de MOS, pois ocorre sobreposição de resíduos em camadas devido à resistência a decomposição dos resíduos com maior relação C:N (SÁ et al., 2004).

A manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo, associada à redução e/ou eliminação do preparo, aumenta a agregação dos solos (HALVIN et al., 1990; CARTER, 1992; BEARE et al., 1994). O preparo acelera a oxidação do C para CO_2 através da aeração por aumentar o contato entre o solo e os resíduos culturais e pela exposição da matéria orgânica protegida pelo agregado ao ataque microbiano (BEARE et al., 1994).

Um experimento realizado no Canadá, demonstrou que depois de 13 a 14 anos de cultivo sucessivo de trigo, as emissões de CO_2 foram menores no PD do que no PC, devido à decomposição dos resíduos ser mais lenta na superfície, que ao serem incorporados ao solo (CURTIN et al., 2000).

Embora tenha se aceito por décadas que a qualidade dos resíduos culturais tinha pouca importância no manejo do C e N na agricultura (HALVIN et al., 1990), já foi demonstrado claramente que ela representa um papel relevante na transformação da matéria orgânica do solo, em ecossistemas intensivamente manejados (DRINKWATER et al., 1998). Futuramente, o manejo da MOS em ecossistemas tropicais será mais importante que nos ecossistemas temperados, pois se espera que a degradação de nutrientes dos solos tropicais, devido à aceleração da oxidação da MOS seja mais

acentuada do que em solos temperados, e como conseqüência, maior contribuição ao aquecimento global (WALKER; STEFFEN, 1997).

Os resíduos liberam C, N e outros componentes simples durante o processo de decomposição, dos quais 55 a 70% retornam à atmosfera na forma gasosa (CO_2, N_2O, NH_3, entre outros), 5 a 15% são imobilizados pelos microrganismos decompositores, parte permanece na forma prontamente disponível para as plantas, parte se perde por lixiviação e de 15 a 40% é direcionado à produção de substâncias húmicas (STEVENSON, 1994; SHOMBERG et al.,1994).

O plantio direto promove a permanência dos resíduos culturais sobre o solo que, além de acumular matéria orgânica, diminui a oxidação do C orgânico e pode assim, mitigar o CO_2, tanto na biomassa microbiana, como na forma de C orgânico (BAYER et al., 2000). O PD possibilita maior estocagem de C no compartimento resíduos vegetais, em comparação com sistemas que utilizam o preparo do solo (FREITAS et al., 2000).

As transformações químicas de compostos orgânicos, oriundos da decomposição lenta e gradual dos resíduos culturais e sua associação com a fase mineral, promovendo a proteção física da MOS, tem sido a proposta geral do mecanismo que explica a função do solo como dreno de CO_2 no processo do seqüestro de carbono (CARTER, 1992; SIX et al., 1999; BALESDENT et al., 2000; DIEKOW et al., 2005).

A maior disponibilidade de N, geralmente está relacionada ao incremento na produção da biomassa vegetal, e conseqüentemente a maiores conteúdos de C orgânico total e N total adicionados ao solo (PAVINATO, 1993; BURLE et al., 1997).

A produção de óxido nitroso no solo é oriunda, principalmente, dos processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação. A ocorrência desses processos, determinada por condições do solo, como: suprimento de O_2, conteúdo de água, temperatura e pH, matéria orgânica, presença dos resíduos e concentração de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) (FIRESTONE; DAVIDSON,1989).

A decomposição dos resíduos no plantio direto estimula as emissões de N_2O. Estudo de incubação realizado em laboratório mostrou que o solo com resíduo aumentou de 85 g N_2O ha^{-1} dia^{-1} para 820 g N_2O ha^{-1} dia^{-1} sem resíduo

(BALL et al., 1999). Segundo Baggs et al. (2001), a adição de resíduos estimula rapidamente a atividade microbiana, criando sítios de anaerobiose e, conseqüentemente, estimulando a desnitrificação, além da possibilidade de acrescentar N disponível ao sistema.

Baggs et al. (2001), observaram a influência da qualidade do resíduo nas emissões do N_2O. Esses autores obtiveram ampla variação nos valores de emissões (3,4 mg N_2O-N m^{-2} a 10 mg N_2O-N m^{-2}), apresentando correlação negativa com o conteúdo de polifenóis e a capacidade de ligação com proteínas dos substratos.

2.1.4 Fluxos dos gases do efeito estufa em sistemas agrícolas

O termo “aquecimento global” refere-se à aceleração do efeito estufa natural, devido às mudanças induzidas por ações antropogênicas no sistema terra-atmosfera (LAL, 1999). A atmosfera terrestre é constituída de gases que permitem a passagem da radiação solar, porém, absorvem grande parte da radiação infravermelha termal, que é emitida pela superfície da terra. Essa propriedade inerente à atmosfera terrestre é denominada “efeito estufa”, o qual é um processo físico natural, porém, a alteração da composição química pode causar variações nas concentrações dos gases de efeito estufa, modificando o balanço de energia do sistema terra-atmosfera (MEIRELES, 1994).

A quantidade de CO_2 emitido para a atmosfera contribui com 50% do efeito estufa, enquanto o CH_4 contribui com 19%, o N_2O com 5%, os CFC’s com 15% e outros gases com 11% (IPCC, 2000).

A agricultura é um fator significativo no balanço de CO_2 na atmosfera, embora a emissão de CO_2 pela queima de combustíveis fósseis seja mais do que o dobro de CO_2 emitido pelos sistemas agropecuários. Enquanto os combustíveis são responsáveis pela maior quantidade de dióxido de carbono que entra na atmosfera, estima-se que a difusão do cultivo conservacionista poderia compensar até 16% das emissões de CO_2 por combustíveis fósseis (CTIC, 1996). A ampla conversão da

produção agrícola de preparo convencional para plantio direto resulta em significativo depósito de carbono orgânico no solo (KERN ; JOHNSON, 1993).

As práticas culturais podem conduzir o solo a atuar como fonte ou dreno do CO_2 atmosférico, influenciando diretamente no efeito estufa (LUGO; BROWN, 1993; LAL, 1995). A conversão de ecossistemas naturais em áreas agrícolas (desmatamento e queima de biomassa) e a oxidação de MOS devido ao preparo do solo, contribuem com aproximadamente 33% da emissão global líquida de CO_2 (FLACH et al., 1997; IPCC, 2000). Estudos mostram que aproximadamente 13% do dióxido de carbono (URI; BLOODWORTH, 2000) e 80% do óxido nitroso emitidos, são proveniente da atividade agropecuária (KULSHRESHTHA et al., 2000).

A concentração troposférica dos gases traços tem aumentado desde a revolução industrial. Por exemplo, a concentração de CO_2 na atmosfera aumentou de 280 ppm para 366 ppm desde a era pré-industrial até a década de 90 (IPCC, 2000). Da mesma forma, outros gases causadores do efeito estufa tiveram aumentos expressivos: N_2O (288 ppb para 311 ppb) e CH_4 (0,8 ppm para 1,74 ppm).

A degradação do solo acentua a emissão de CO_2 pelo esgotamento do reservatório de C deste (LAL et al., 1995, 1998). As emissões globais pelo desflorestamento e práticas agrícolas foram estimadas pelo IPCC (1995) em 1,6 Pg. ano^{-1}, o que contribui em aproximadamente 20% do aumento global anual do forçamento radioativo. A liberação global de C proveniente da mineralização da MOS devido às atividades agrícolas é de aproximadamente 800 Tg C ano^{-1} (SCHLESINGER, 1990).

O carbono emitido para a atmosfera na forma de CO_2 esta associado à oxidação do C orgânico do solo. Práticas de manejos que utilizam o revolvimento do solo para o cultivo resultam no aumento do fluxo de CO_2 para a atmosfera (BRUCE et al., 1999), provocando a fragmentação dos macroagregados em unidades menores (PALMEIRAS et al., 1999), que protegem a fração lábil da MOS, favorecendo a ação de agentes oxidantes causando maiores emissões de CO_2 (SIX et al., 1999).

A utilização do sistema convencional promove a oxidação da MOS e maiores emissões de CO_2. A adoção do sistema plantio direto mantém a integridade estrutural dos agregados, reduzindo a degradação do solo (CASTRO FILHO et al., 2002).

O PD apresenta potencial para mitigar CO_2 através do elevado incremento de resíduos culturais sobre o solo, pela rotação de culturas e pelo processo de decomposição gradual destes resíduos que favorece o acúmulo de matéria orgânica e o seqüestro de C (AMADO et al., 2001). Porém, é necessário determinar este potencial, em função das condições climáticas e tipos de solo de cada local, pois o aumento do estoque de C no solo, depende de fatores como temperatura e umidade (ALVAREZ et al., 2001; FANG; MONCRIEFF, 2001), e principalmente da mineralogia, que fornece a proteção física da matéria orgânica (PARFITT et al., 1997), a qual, durante o processo de agregação das partículas, tem sido um processo fundamental para o aumento do carbono orgânico total do solo (SIX et al., 1999; BAYER et al., 2002; FREIXO et al., 2002).

Recentes publicações indicam que a biosfera terrestre age como um dreno de carbono (SCHIMEL et al., 2001; IPCC, 2001), reduzindo o aquecimento global relativo ao forçamento radioativo dos gases do efeito estufa (principalmente CO_2 e CH_4, mas também o N_2O) causados por ações antropogênicas. Os sistemas de manejo do solo promovem diferenças significativas nas emissões de CO_2, segundo La Scala Jr. et al. (2001) em estudo realizado em um Latossolo Vermelho no interior de São Paulo, indicam que o preparo do solo com arado produziu a maior perda de carbono até 15 dias após a sua realização, quando comparado com o tratamento sem preparo.

Em experimento de incubação em laboratório sobre a influência da temperatura na emissão de CO_2, foram observadas emissões mais elevadas a 20 ºC do que a 10 $^{\circ}$C (MCINERNEY; BOLGER, 2000). As maiores emissões foram detectadas próximas às temperaturas de 32 ºC, ponto ótimo para a respiração do solo (FANG; MONCRIEFF, 2001). Ball et al. (1999), verificaram que as emissões de CO_2 poucas semanas após a semeadura não estão relacionadas ao preparo do solo e sim à temperatura.

Em trabalho realizado em Rondônia, comparando plantio direto de arroz, pastagem com gradagem e controle, a respiração do solo no tratamento gradagem durante os seis meses de duração do estudo, foi substancialmente maior que a do tratamento plantio direto. Durante este período, a emissão cumulativa de CO_2 no tratamento controle foi de 7 Mg C ha^{-1}. No tratamento gradagem 9 mg C ha^{-1} foram

emitidos, enquanto no tratamento plantio direto, a emissão foi de 6,12 mg C ha^{-1}. Os maiores picos de CO_2 foram emitidos após três eventos de perturbação física que eram parte do tratamento gradagem, dois eventos de gradagem e um evento de plantio de sementes (PASSIONATO et al.,2003).

Estudo realizado em Tibagi (PR) mostra a tendência de aumento nos fluxos de CO_2 do solo com o tempo de implantação do plantio direto (de 12 para 22 anos), apresentando valor médio de 46 mg de C m^{-2} dia^{-1}, tendo ocorrido as menores emissões, período em que as temperaturas do solo foram mais baixas (SIQUEIRA NETO, 2003).

A aplicação de fertilizante nitrogenado sobre os resíduos culturais que apresentam elevada relação C:N, pode tornar-se uma prática para reduzir as emissões de CO_2, promovendo o fornecimento de N junto à fonte energética. Com esta prática, a relação C:N dos resíduos diminuem ocorrendo a incorporação de C na biomassa microbiana do solo (MÁRQUEZ et al., 2000).

A utilização de leguminosas em sistemas de rotação de culturas é uma estratégia que deve ser considerada quanto a seu efeito no acúmulo de matéria orgânica e seqüestro de CO_2 (BAYER et al., 2000; SISTI et al., 2004), como também na substituição parcial dos fertilizantes minerais pelo N fixado simbioticamente, resultando na diminuição da emissão de N_2O (AMADO et al., 2001).

A concentração do óxido nitroso na atmosfera aumentou cerca de 46ppb (17%) desde 1750 e continua aumentando (HOUGHTON et al., 2001). A taxa de emissão de N-N_2O dos ecossistemas naturais foi calculada em 5 a 16 Tg ano^{-1}, a mesma relativa as atividades humanas (PRATHER et al., 2001). Os solos agrícolas são responsáveis por 4 Tg (MOSIER; KROEZE, 1999).

A denitrificação é o processo de redução biológica do NO_3^-, ou NO_2^- para N_2O, NO, ou até mesmo N_2, e é considerada como a principal fonte de N_2O atmosférico. A quantificação das emissões globais de N_2O pelos solos é difícil, em virtude da heterogeneidade de ecossistemas terrestres e da variabilidade nas condições ambientais que controlam os fluxos desse gás (WATSON et al., 1990).

A agregação do solo tem efeitos acentuados na atividade da denitrificação, pois a denitrificação ocorre dentro dos microsítios anaeróbicos do solo (SEXTONE et al., 1985; PARKIN, 1987).

O aumento dos agregados do solo e, conseqüentemente, da microporosidade e do conteúdo de água, criam sítios de baixa oxigenação, que aliados à elevação da população de denitrificadores, no PD resultante da incorporação de resíduos culturais que aceleram a atividade metabólica (SMITH et al., 1997), podem potencialmente, facilitar as emissões de N_2O neste sistema (AITA, 1997; DRURY et al., 2004). A emissão de N_2O em solos cultivados está normalmente associada à diminuição da difusão de gases devido à compactação e elevado grau de saturação de água no solo (WFPS) (BALL et al., 1999), ao tipo de fertilizante nitrogenado utilizado (NOBRE et al., 2001) e ainda, pela disponibilidade de $N\text{-}NO_3^-$ (SMITH; DOBBIE, 2001).

Passionato et al. (2003), em estudo realizado em Rondônia com recuperação de pastagens, comparando tratamento plantio convencional com pastagem, plantio direto de arroz e controle, encontrou um total de 2 kg de $N\text{-}N_2O$ ha^{-1} emitido pelo tratamento gradagem durante os seis meses de pesquisa, aproximadamente 0,6 kg $N\text{-}N_2O$ ha^{-1} a mais do que no tratamento plantio direto. As emissões pela pastagem controle foram estimadas em 0,07 kg $N\text{-}N_2O$ ha^{-1}.

A literatura reporta que a aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo é um dos fatores que mais contribuem para o incremento da emissão de N_2O na atmosfera (MATSON et al., 1996; VELDKAMP et al., 1998; MOSIER, 2001; STEUDLER et al., 2002).

A diferença de emissão de N_2O entre o plantio direto e o plantio convencional é de 3 kg $N\text{-}N_2O$ ha^{-1} ano^{-1} e este valor parece baixo, quando comparado às entradas de N via fertilizante e resíduos culturais (SIX et al., 2002). Porém, para o meio ambiente isto pode ser muito elevado se considerarmos que o potencial global de aquecimento do N_2O é 296 vezes maior que o CO_2 (IPCC, 2001).

Em estudo realizado em Tibagi (PR), os fluxos de N_2O do solo mostraram tendência de ser maiores com o tempo de implantação do PD. Após as colheitas das culturas de verão (soja e milho), foi observada emissão na sucessão aveia preta/milho/trigo e absorção na sucessão aveia preta/soja/trigo, que não recebeu

adubação nitrogenada. As maiores taxas de emissão de N_2O ocorreram após a adubação nitrogenada da cultura do trigo nas sucessões estudadas (SIQUEIRA NETO, 2003).

As maiores emissões de N_2O ocorrem após 10 dias da aplicação do fertilizante, ou seja, nas emissões de seis semanas consecutivas, havendo correlação com a umidade do solo (WEITZ et al., 2001). A revisão reportada por Dalal et al. (2003), mostra que solos agrícolas com condições de umidade favorável emitem aproximadamente 1,25 kg de N-N_2O a cada 100 kg de N aplicado via fertilizante.

As emissões de óxido nitroso, dependendo das características do solo, são estimuladas a partir de 40 a 50%, crescendo com o aumento da umidade, chegando ao ponto máximo de emissão entre 65 e 75% de saturação de água no solo (WFPS - *water filled pore space*) (BOWMANN 1998; DALAL et al. 2003).

Em solos onde o nitrato não apresenta condições limitantes e o WFPS é maior que 60%, as emissões de N_2O apresentam correlação exponencial com WFPS (DOBBIE; SMITH, 2003). Períodos com uma menor emissão de CO_2 e elevada de N_2O sob PD geralmente estão associadas à baixa difusão de gás e pela saturação de água no solo causada por elevada precipitação (BALL et al., 1999).

A utilização de leguminosas em sistemas de rotação de culturas é uma estratégia que deve ser considerada quanto a seu efeito no acúmulo de matéria orgânica e seqüestro de CO_2, como também na substituição parcial dos fertilizantes minerais pelo N fixado simbioticamente, resultando na diminuição da emissão de N_2O (AMADO et al., 2001).

O metano (CH4) é um gás que possui uma vida longa na troposfera e afeta a composição química da atmosfera. Esse gás contribui fortemente para o efeito estufa, porque CH_4 associa-se direta e indiretamente com aquecimento global, sendo seu potencial aproximadamente 25-60 vezes maior que o CO_2 (ALBRITTON et al.,1995).

A abundância do CH_4 aumentou na troposfera numa taxa de aproximadamente 20 ppbv ou 1,3% ao ano durante os anos 70, e cerca de 13 ppbv ou 0,8% ao ano, mais recentemente na década dos 80 (KHALIL; RASMUSSEN, 1994; PRATHER et al., 1995). As fontes de emissões de CH_4 consideradas importantes incluem animais ruminantes, cultivo de arroz, dejetos animais e queima da biomassa

vegetal, devendo ser considerado o impacto causado pela mudança do uso da terra é um importante sumidouro de CH_4 (IPCC, 1995).

A conversão de florestas naturais para outras coberturas vegetais como, por exemplo, cultivo de grãos ou pastagem tendem a diminuir o dreno de CH_4 do solo (GOREAU; MELLO, 1998; KELLER et al., 1993). Steudler et al. (1996) verificaram na Amazônia que a conversão de floresta em pastagem alterou as trocas de CH_4 entre solo-atmosfera, de um dreno na floresta a uma fonte na pastagem. A diminuição da capacidade do solo em consumir o CH_4 atmosférico geralmente é maior quando as práticas agrícolas se intensificam. Ojima et al. (1993) estimaram que as mudanças no uso da terra durante os últimos 200 anos reduziram o sumidouro global de CH_4 dos solos temperados em torno de 20-30%.

As fertilizações podem afetar diretamente o fluxo de CH_4 de várias maneiras (STEUDLER et al., 1989). Mosier et al. (1996) observaram que fertilizações nitrogenadas inibem a capacidade de oxidação do CH_4 nos solos temperados, podendo chegar até 13 anos após uma única aplicação. Veldkamp et al. (2001) na Costa Rica, verificaram que pastagens fertilizadas com nitrato tiveram uma maior retenção de CH_4 quando comparadas a pastagens tradicionais ou com leguminosas.

Diante do exposto, a meta principal deste plano de pesquisa foi a escolha do manejo agrícola mais adequado em Ponta Grossa (PR), com relação à estocagem de C e N no solo e menor perda gasosa de CO_2 e N_2O. Neste sentido, tornou-se importante o estudo da quantidade e qualidade da matéria orgânica que entra no sistema através dos resíduos culturais potencialmente mineralizáveis no solo, assim como os estoques do C e N no solo e as perdas gasosas que poderão ser minimizadas de acordo com as práticas agrícolas empregadas.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Localização e descrição da área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido em um experimento de longa duração em sistemas de manejo do solo na Estação Experimental da Fundação ABC (25^o 20’ S, 50º

20’ O), em Ponta Grossa, no Estado do Paraná (Figura 1). O clima da região é subtropical úmido, com verão fresco e geadas no inverno, Cfb (KÖPPEN).

A precipitação e a temperatura média anual chegam a 1,545 mm e 20^{o} C, respectivamente (INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ, 1994).

O experimento foi instalado em um Latossolo Vermelho (Typic Hapludox), textura argilosa, profundo, muito bem estruturado e drenado, derivado de material retrabalhado de arenitos da formação Furnas e folhelhos da formação Ponta Grossa do período devoniano. O relevo é suavemente ondulado, e a altitude 910m acima do nível do mar. A vegetação nativa da região é denominada Campos Gerais.

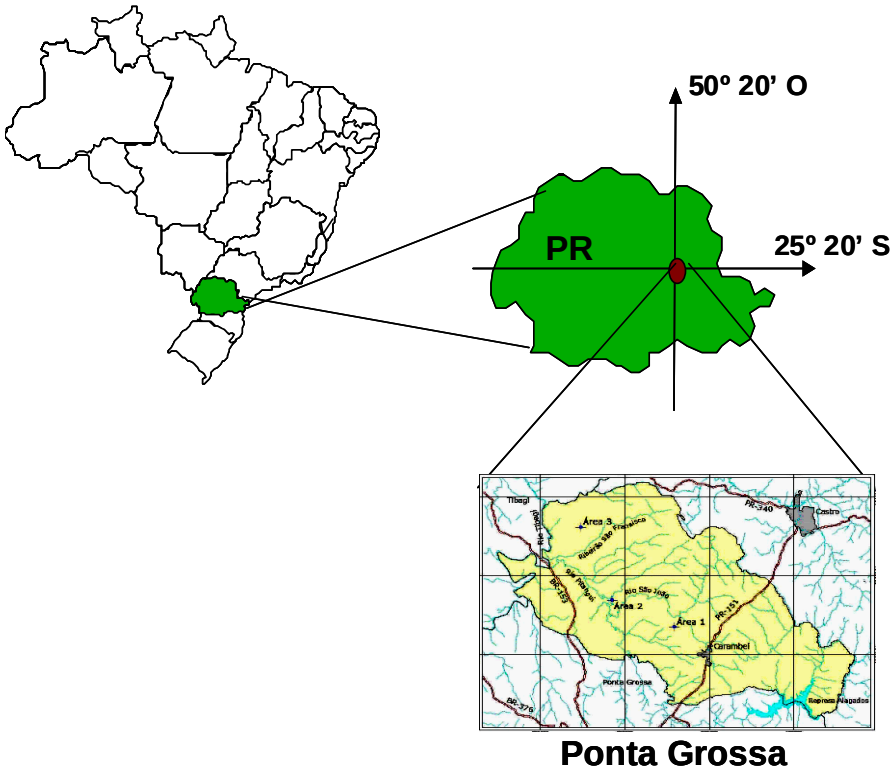

Figura 1 - Localização da área de estudo (Ponta Grossa - PR)

A área de estudo foi inicialmente utilizada com agricultura no sistema de preparo convencional do solo, sendo o experimento instalado em 1988.

A adubação mineral da área (Tabela 2) foi realizada nas culturas de milho, soja e trigo, com base nos parâmetros estabelecidos por Raij et al. (1996).

Tabela 2 - Sucessão cultural e fertilização química utilizada na área experimental durante o período de 1993 a 2004 em Ponta Grossa (PR)

Safra (ano)	Cultura de inverno (cultivar)	**Fertilização inverno* N-P_2O_5-K_2O (kg ha^{-1})**	**Cultura de verão** (cultivar)	**Fertilização verão* N-P_2O_5-K_2O (kg ha^{-1})**
1993	Ervilhaca (comum)	00-00-00	Milho (cv. P 3072)	30-90-48
1994	Aveia branca (cv. UPF 14)	00-00-00	Soja (cv. BR 16)	00-60-60
1995	Trigo (cv. BR-23)	10-20-20	Soja (cv.BR 16)	00-60-60
1996	Ervilhaca (comum)	00-00-00	Milho (cv. P 3072)	36-72-48
1997	Aveia preta (comum)	00-00-00	Soja (cv. BR 16)	00-60-60
1998	Trigo (cv. BR-23)	10-20-20	Soja (cv. BR 16)	00-40-40
1999	Aveia preta (comum)	00-00-00	Milho (cv. P30 F33)	30-60-60
2000	Aveia Branca (Orla 9420)	00-00-00	Soja (cv. BRS 133)	00-40-40
2001	Trigo (BRS 120)	10-20-20	Soja (cv. BRS 133)	00-40-40
2002	Aveia Preta (comum)	00-00-00	Milho (cv. P 30 F33)	30-60-60
2003	Aveia Branca (URS 3)	00-00-00	Soja (cv. CD 206)	00-40-40
2004	Trigo (cv. CD 105)	24-90-60		

*no milho e trigo empregou-se 80 kg ha^{-1} de N em cobertura, todos os anos (exceto em 2004 que empregou-se 90 kg ha^{-1})

Nas safras de 1993/1994 e 1999/2000 o solo foi amostrado em três profundidades (0-10, 10-20 e 20-30 cm), utilizando 20 sub-amostras por parcela logo após a colheita do milho para fim de avaliação da fertilidade. O pH foi determinado em $CaCl_2$ 0,01 mol dm^{-3}, H+Al (obtido através de correlação com o índice SMP); Ca e Mg trocáveis (extraídos com KCl 1 mol dm^{-3} e determinados por complexometria com EDTA); K trocável e P disponível (extraídos por H_2SO_4 0,0125 mol dm^{-3} + HCl 0,05 mol dm^{-3}, e determinados por fotometria de chama e colorimetria, respectivamente) e calculada a saturação de bases (PAVAN et al., 1992). As médias dos atributos químicos avaliados estão representados na Tabela 3.

Tabela 3 - Caracterização química do solo nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) nas camadas 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Dados referentes às safras 1993/1994 e 1999/2000 em Ponta Grossa (PR)

Tratamento	pH		$H^+ + Al^{+3}$		Ca^{+2}		Mg^{+2}		K^+		P disponível		V	
	$CaCl_2$		---------- $cmol_c\ dm^{-3}$ ----------								$mg\ dm^{-3}$		%	
	1994	2000	1994	2000	1994	2000	1994	2000	1994	2000	1994	2000	1994	2000
						0 – 10 cm								
PC	6	5,9	2,5	3,9	4,4	4,6	2,3	3,2	0,34	0,58	5,2	6,0	72	68
PM	6,1	6,0	2,5	3,9	4,7	5,2	2,4	2,8	0,40	0,61	5,9	9,3	75	69
PD	6,1	6,0	2,3	3,6	5,0	5,5	2,7	4,0	0,42	0,71	10,8	12.6	77	73
PDE	6,1	6,0	2,4	3,8	4,6	5,1	2,4	3,1	0,40	0,68	7,0	14,0	74	69
						10 – 20 cm								
PC	6,0	6	2,5	3,9	4,5	4,8	2,4	3,2	0,16	0,34	2,6	4,6	73	69
PM	5,6	5	3,6	5,1	3,8	4,6	2,1	2,8	0,17	0,29	2,5	5,0	62	67
PD	5,6	6	2,9	3,8	3,8	4,4	2,1	3,2	0,20	0,38	3,5	9,0	67	46
PDE	6,0	6	2,5	3,7	4,2	4,5	2,4	3,2	0,19	0,31	1,7	5,6	73	68
						20 – 30 cm								
PC	5,4	5,9	3,6	3,9	2,5	3,6	1,7	2,9	0,14	0,23	0,6	1,6	54	66
PM	5,1	6,0	4,5	3,8	2,4	3,7	1,6	2,7	0,12	0,19	0,6	2,6	48	63
PD	5,3	6,0	3,6	4,0	2,2	3,5	1,5	2,9	0,17	0,26	0,7	2,3	51	61
PDE	5,6	6,1	3,0	3,6	2,8	3,4	1,7	2,9	0,14	0,20	0,5	2,3	60	64

Fonte: Pauletti et al., 2003.

Os dados de precipitação e temperatura ambiente, correspondentes ao período do experimento (outubro de 2003 a novembro de 2004), estão representados na Figura 2.

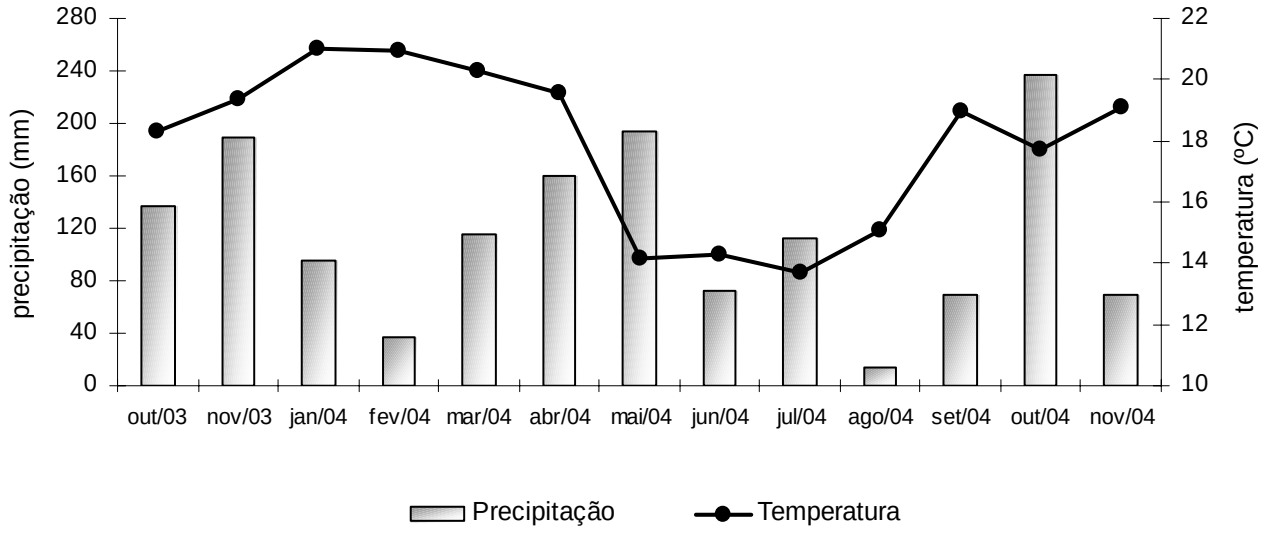

Figura 2 - Distribuição mensal da precipitação pluviométrica (barras) acompanhada da média da temperatura ambiente (●), no período de outubro de 2003 a novembro de 2004 em Ponta Grossa (PR). (Fonte: Fundação ABC, Ponta Grossa)

2.2.2 Delineamento experimental e descrição dos tratamentos

O delineamento experimental foi constituído de quatro sistemas de manejo do solo, distribuídos em blocos casualisados com três repetições. Os tratamentos adotados foram: a) Preparo convencional (PC): realizado com uma aração para atingir 20 cm de profundidade, seguido de duas gradagens niveladoras antes da instalação de cada cultura; b) Preparo mínimo (PM): realizado através de uma gradagem média para atingir 15 cm de profundidade, seguido de duas gradagens niveladoras; c) Plantio direto (PD): a semeadura realizada sobre resíduos culturais mantidos na superfície do solo sem revolvimento; e d) Plantio direto escarificado (PDE): a semeadura realizada sobre

resíduos culturais mantidos na superfície do solo, associado à escarificação a cada três anos durante o inverno para atingir a profundidade de 30 cm.

A Figura 3 representa a sucessão de culturas estudadas e os manejos realizados na área durante o período estudado.

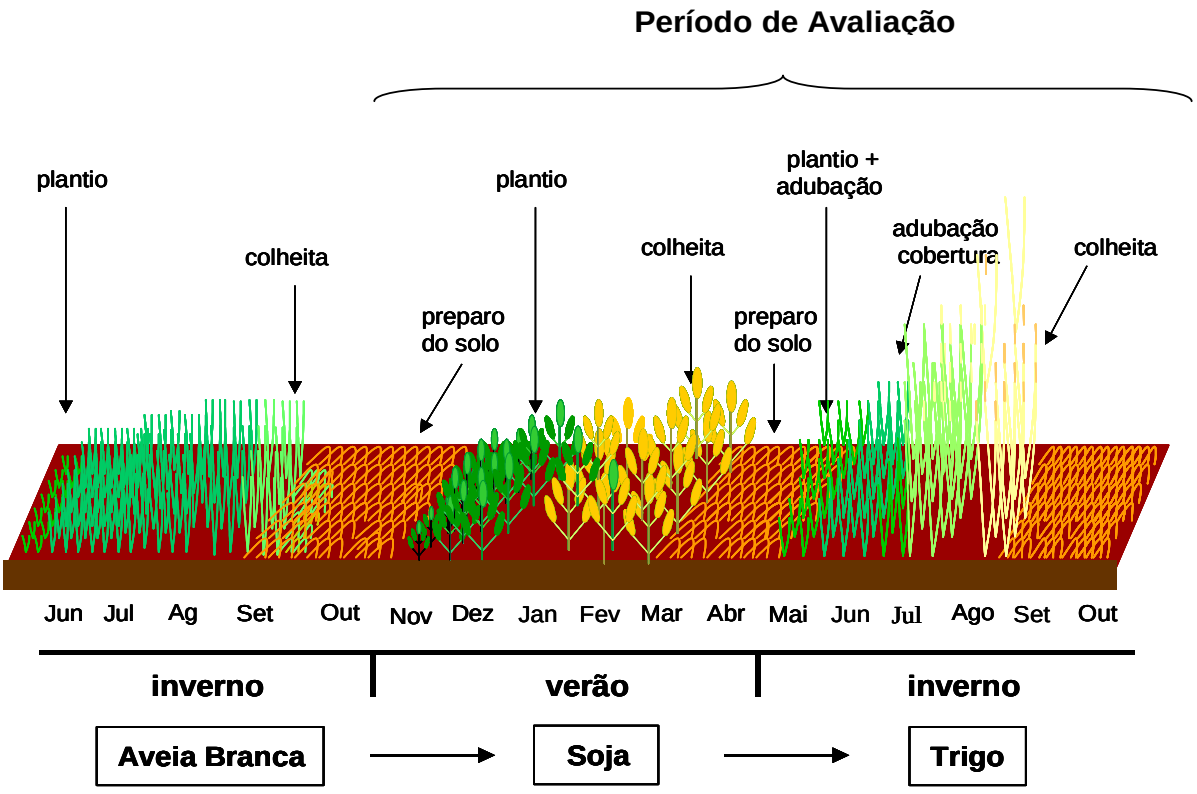

Figura 3 - Representação esquemática da sucessão de culturas estudadas e manejos realizados no experimento em Ponta Grossa (PR), de outubro/2003 a novembro/2004

A sucessão de culturas estudadas foi: aveia branca / soja / trigo, e é usualmente utilizada na região dos Campos Gerais (Figura 3).

A amostragem teve início em 21 de outubro de 2003, quando a área experimental foi demarcada. As dimensões da área experimental foram de 100 m x 24 m, totalizando 2400 m^2, sendo cada unidade experimental (parcela) de 8,33 m x 24 m, num total de 200 m^2 (Figura 4).

Na Figura 4 as linhas verticais em vermelho referem-se às datas de coleta. A declividade da área variou de 2 a 3%.

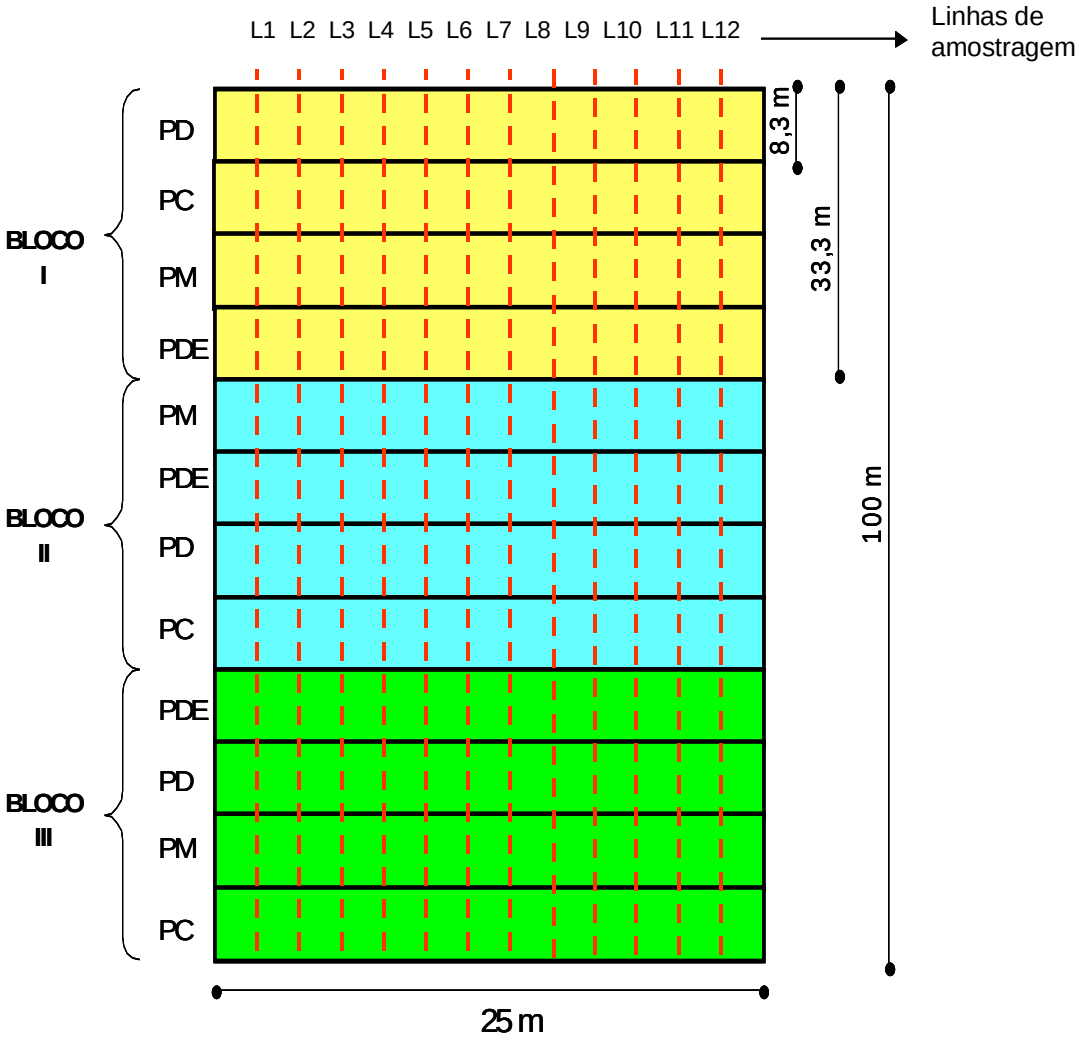

Figura 4 - Esquema da amostragem e das dimensões da área experimental na Fundação ABC em Ponta Grossa (PR)

Na ocasião, os tratamentos PC e PM já haviam sido preparados e o PD e PDE estavam cobertos com resíduos culturais de aveia-branca (*Avena sativa)* (Figura 5). A soja foi implantada em novembro/2003 e a semeadura do trigo realizada em junho/2004.

Figura 5 – Vista da área experimental da Fundação ABC em Ponta Grossa (PR), com dois dos tratamentos estudados, plantio convencional (PC) e plantio direto (PD), em outubro de 2003

2.2.3 Detalhamento da condução das culturas estudadas

Os principais manejos agrícolas na sucessão estudada como: fertilização, aplicação de defensivos agrícolas, semeadura, colheita e outros, estão apresentados na Tabela 4. Os detalhes sobre a sucessão de culturas estão apresentados a seguir.

2.2.3.1 Cultura da aveia-branca – Safra 2003

No início das amostragens, como foi dito anteriormente, os tratamentos PC e PM estavam cobertas por resíduos de aveia branca (*Avena sativa* - variedade OR3) semeada com espaço entre fileiras de 0,17 m e 60 Kg ha^{-1} de semente. Em pleno florescimento (11/09/2003), os resíduos de aveia branca foram manejados com o emprego do rolo-faca, objetivando-se o contato dos resíduos com o solo, mantendo assim, uma camada de palha na superfície deste. A relação C:N da aveia branca determinada ficou na faixa de 35 a 57.

Tabela 4 - Histórico dos principais manejos agrícolas, tipo de material analisado e condições climáticas durante o período estudado na Estação Experimental da Fundação ABC, em Ponta Grossa (PR)

Época	Data da coleta	Coleta de Amostras	Resíduos Culturais/Cultura	Manejos Agrícolas	Data do Evento Agrícola	Tempo decorrido do evento até coleta	Condições climáticas
Out/03	21/10/03	gases, solo e resíduos	resíduos de aveia branca	Preparo do solo	15/10/03	6 dias	chuva
				Aplicação de defensivos agrícolas	31/10/03	10 dias	
Nov/03	21/11/03	gases e resíduos	resíduos de aveia branca / soja	Plantio da soja e adubação PK	10/11/03	11 dias	sol
				Aplicação de defensivos agrícolas	28/11/03	7 dias	
Jan/04	13/01/04	gases e resíduos	resíduos de aveia branca / soja	Aplicação de defensivos agrícolas	06/01/04	7 dias	sol
					28/01/04	8 dias	
Fev/04	16/02/04	gases e resíduos	resíduos de aveia branca / soja	Aplicação de defensivos agrícolas	04/02/04	12 dias	sol
					27/02/04	11 dias	
Mar/04	17/03/04	gases e resíduos	resíduos de aveia branca / soja	- - -(1)			nublado e úmido
Abr/04	21/04/04	gases e resíduos	resíduos de aveia branca / soja	- - -(1)			nublado
Maio/04	19/05/04	gases e resíduos	resíduos aveia branca e soja	Colheita da soja	03/05/04	15 dias	sol fraco
				Aplicação de defensivos agrícolas	07/05/04	12 dias	
				Preparo do solo	19/05/04	1 dia	
Jun/04	24/06/04	gases, solo e resíduos	resíduos aveia branca e soja / trigo	Plantio do trigo e adubação NPK	02/06/04	22 dias	frio e nublado
Jul/04	16/07/04	gases e resíduos	resíduos aveia branca e soja / trigo	Adubação de cobertura N	07/07/04	9 dias	frio
				Aplicação de defensivos agrícolas	13/07/04	4 dias	
Ago/04	20/08/04	gases e resíduos	resíduos aveia branca e soja / trigo	Aplicação de defensivos agrícolas	02/08/04	18 dias	frio e nublado
					24/08/04	4 dias	
Set/04	21/09/04	gases e resíduos	resíduos aveia branca e soja / trigo	Aplicação de defensivos agrícolas	20/09/04	1 dia	sol e nublado
Out/04	(2)			Colheita do trigo	28/10/04		
Nov/04	09/11/04	gases, solo e resíduos	resíduos aveia branca, soja e trigo	- - -(1)		10 dias	sol

(1) - - - sem ocorrências
(2) não coletado

2.2.3.2 Cultura da soja - Safra 2003/2004

A semeadura da soja (*Glycine max*) foi realizada no dia 10/11/2003. A variedade utilizada foi a CD-206, no espaçamento de 0,40 m entre linhas, contendo em média 14 plantas por metro linear.

A adubação foi realizada no sulco de semeadura com 160 Kg ha^{-1} da fórmula 0-25-25. As sementes foram tratadas com inoculante turfoso da marca Ceotec na proporção de 150 g para cada 100 kg de sementes.

A produtividade da soja foi de: 3567 no PC, 3759 no PM, 3883 no PD e 3453 Kg ha^{-1} no PDE.

A relação C:N dos resíduos culturais da soja ficou na faixa de 24 a 32.

2.2.3.3 Cultura do trigo - Safra 2004

Em maio de 2004, antes da semeadura do trigo (*Triticum aestivum*), realizou-se a aplicação de 1,5 L ha^{-1} e 1,0 L ha^{-1} dos herbicidas Glifosato Nortox + 2,4 D, respectivamente, para dessecação dos restos culturais e controle de invasoras. Em 19 de maio de 2004 foram efetuadas as operações de preparo do solo associadas aos tratamentos PC e PM, como descrito anteriormente.

A semeadura do trigo foi realizada em 02 de julho de 2004. A variedade utilizada foi a CD -105 com espaçamento de 0,17 m entre linhas e 140 Kg ha^{-1} de sementes tratadas com Baytan (200 ml / 100 kg de semente) + Gaúcho (50 ml / 100 kg de semente).

A adubação no sulco de semeadura foi com 300 Kg ha^{-1} da fórmula 8-30-20 e adubação de cobertura no estádio de perfilhamento pleno, com 90 Kg ha^{-1} de N na forma de uréia em toda área do experimento.

A produtividade do trigo nos sistemas de manejo do solo foi de: 4879 no PC, 5241 no PM, 5453 no PD e de 5553 Kg ha^{-1} no PDE.

A relação C:N encontrada nos resíduos culturais de trigo foi de 42 a 55.

2.2.4 Determinação dos estoques de carbono total e nitrogênio total do solo e taxas de seqüestro de carbono

Os estoques de C e N foram determinados em todos os tratamentos (três repetições). As primeiras estimativas foram realizadas no período em que o solo estava coberto com resíduos culturais de aveia branca (outubro de 2003), após a colheita da soja (maio de 2004) e após a colheita do trigo (novembro 2004). As amostras de solo foram coletadas através de mini-trincheiras em cinco profundidades 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-20; 20-30 e 30-40 cm. As camadas superiores (0-2,5 e 2,5-5 cm) foram retiradas com auxilio de uma espátula, onde cada camada retirada foi homogeneizada e separada em sub-amostras. Essas então, foram secas ao ar, moídas, passadas em peneiras de 100 mesh e analisadas por combustão a seco pelo equipamento LECO CN-2000, no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP).

A densidade global (d_g) do solo, para o cálculo dos estoques de C e N, foi determinada em amostras indeformadas, coletadas em setembro de 2002 com anéis de aço inox. Em cada parcela foram coletadas três amostras indeformadas para cada profundidade. Cada camada foi amostrada com um anel de mesmo diâmetro e altura correspondente à altura da camada (BLAKE; HARTGE, 1986). Os valores médios foram calculados com três repetições para cada camada do solo estudada e para cada tratamento. O cálculo dos estoques baseou-se na eq. (1):

$$E = d_g \times h \times (C \text{ ou } N) \qquad (1)$$

Onde:

E = estoque de carbono, ou nitrogênio (Mg ha^{-1})
d_g= densidade global do solo
h = espessura da camada amostrada
C ou N = teor de carbono ou nitrogênio do solo

O cálculo da taxa de seqüestro de C para os sistemas: preparo mínimo, plantio direto e plantio direto escarificado, foi determinado utilizando o estoque de C na camada 0-20 cm de profundidade no plantio convencional como referência e o de tempo de implantação, segundo a metodologia de Bayer et al., (2005) e está representada na eq (2):

$$\textbf{Taxa seq. C} = \frac{\textbf{(tipo preparo)} - \textbf{PC}}{\textbf{tempo implantação}} \qquad \textbf{(2)}$$

Onde:

Tipo de preparo = preparo mínimo, plantio direto ou plantio direto escarificado

2.2.4.1 Correção dos estoques de C e N pela densidade do solo

A medida da densidade é essencial para o cálculo dos estoques de C e N do solo (BERNOUX et al., 1998). Os estoques de C e N foram corrigidos para uma profundidade equivalente, isto é, uma profundidade no solo sob preparo mínimo, plantio direto e plantio direto escarificado que continham a mesma massa de solo correspondente no plantio convencional (utilizado como referência), seguindo metodologia descrita por Ellert e Bettany (1995). Os estoques de C e N foram calculados subtraindo o conteúdo total de C e N da massa extra do solo na camada mais profunda (30-40 cm).

2.2.5 Quantificação e qualificação dos resíduos culturais

Os resíduos culturais (folhas, talos e sementes) foram coletados no interior da câmara de coleta de gases (Figura 6) em cada uma das unidades experimentais.

O preparo dos resíduos foi realizado pela retirada de partículas de solo, aderidas ao mesmo, com o auxílio de peneira e água deionizada e levadas à estufa a 60ºC por 72 horas com circulação de ar e determinadas as massas secas.

A quantificação dos resíduos culturais foi realizada mensalmente, de outubro de 2003 (exceto dezembro/2003 e outubro/2004) a novembro de 2004, em todos os tratamentos.

A qualidade dos diferentes resíduos provenientes da sucessão de culturas em todos os tratamentos foi realizada pela análise das concentrações de C e N total, lignina, celulose, hemicelulose e carboidratos solúveis. Os teores de C e N dos resíduos foram determinados em todas as coletas, e as concentrações de lignina, celulose, hemicelulose e carboidratos solúveis foram realizadas somente em três coletas: em outubro/2003 com restos culturais de aveia branca, em maio/2004 após a colheita da soja e em novembro/2004 após a colheita do trigo (Tabela 4).

Figura 6 - Câmaras de coleta de gases instaladas nos diferentes tratamentos: plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE)

As concentrações de C e N total foram determinadas por combustão a seco no equipamento LECO CN-2000.

Os teores de celulose e lignina foram quantificados no Laboratório de Nutrição Animal do CENA (USP). As determinações das concentrações de celulose e hemicelulose foram realizadas pelo método das fibras em detergente neutro (FDN) e

detergente ácido (FDA), e lignina em detergente ácido (LDA) (VAN SOEST, 1964). A quantificação dos carboidratos solúveis extraídos dos resíduos com água fervente e mantidos em banho-maria por 30 min à 80ºC e determinada em fotocolorímetro a 510 nm, usando solução de fenol a 5% e H_2SO_4 concentrado, utilizando padrão glicose 1% (DUBOIS et al., 1956).

2.2.5.1 Índices de susceptibilidade à decomposição e qualidade dos resíduos

Os índices foram determinados em outubro de 2003 com restos culturais de aveia branca; em maio de 2004, após a colheita da soja; e em novembro de 2004, após a colheita do trigo.

Através das análises qualitativas dos resíduos culturais, foram calculados os seguintes índices de susceptibilidade à decomposição microbiana, segundo as eq. (3), (4) e (5):

a) Quociente holocelulose / lignocelulose (CORTEZ et al., 1996)

$$\mathbf{QCL} = \frac{\mathbf{hemicelulose + celulose}}{\mathbf{hemicelulose + celulose + lignina}} \quad (\mathbf{3})$$

b) Índice ligno-celulósico (MELILLO et al., 1989)

$$\mathbf{ILC} = \frac{\mathbf{lignina}}{\mathbf{lignina + celulose}} \quad (\mathbf{4})$$

c) Índice de decomponibilidade (HERMANN et al., 1977)

$$\mathbf{ID} = \frac{\mathbf{(C/N) \times (\% \ Lignina)}}{\sqrt{\mathbf{(\% \ Carboidratos)}}} \quad (\mathbf{5})$$

2.2.6 Determinação do grau de saturação de água no solo

O grau de saturação de água no solo ou "*water filled pore space*" (WFPS) foi calculado a partir da densidade global do solo (d_g), da densidade das partículas (d_p) e do teor de água no solo (u), segundo as eq. (6),(7) e (8):

$$\theta\ (\%) = (u \times d_g) \times 100 \qquad (6)$$

$$\alpha\ (\%) = \left(1 - \frac{d_g}{d_p}\right) \times 100 \qquad (7)$$

$$\text{WFPS}\ (\%) = \left(\frac{\%\ \alpha}{\%\ \theta}\right) \times 100 \qquad (8)$$

Onde:

θ = umidade do solo (%)

α = espaço poroso do solo (%)

d_g = densidade global do solo (g cm^{-3})

d_p = densidade das partículas (g cm^{-3})

u = teor de água do solo (%)

2.2.7 Coleta e análise de amostras de gases do solo

As amostras de gases para a determinação dos fluxos do CO_2 e N_2O provenientes do solo foram realizadas de outubro de 2003 a novembro de 2004 (exceto em dezembro/03 e outubro/04). Os fluxos de CH_4 também foram avaliados no mesmo período e utilizados somente na determinação do balanço dos gases do efeito estufa. As coletas foram realizadas seguindo as principais atividades agrícolas (semeadura, colheita, fertilização, gradagens, escarificação) descritas na Tabela 4.

As amostragens de CO_2, N_2O e CH_4 foram feitas com uma câmara, instalada em cada unidade experimental de cada tipo de manejo do solo (tratamento). As bases das câmaras foram instaladas sempre no dia anterior à primeira medida, conservando-se a cobertura do solo. As medidas foram feitas três vezes ao dia nos períodos de temperatura mínima, intermediária e máxima, com incubações de 0, 5, 10 e 20 minutos. As amostras de gases foram coletadas com seringas de nylon de 20 ml (BOWDEN et al., 1990) (Figura 7).

Antes e depois de cada coleta foram medidas a temperatura do ar, da superfície do solo e profundidades 2 cm, 5 cm e 10 cm no perfil do solo. Em cada amostragem também foram coletadas amostras de solo nas camadas 0-5 e 5-10 cm para determinação dos teores de água do solo.

As amostras de solo e de gases coletadas foram transportadas para o Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA (USP), e ali analisadas.

Os teores de água do solo foram quantificados através da secagem da amostra de solo até massa constante a 105^{o}C durante 72 horas.

Figura 7 - Materiais utilizados na coleta de gases do solo

As concentrações de CO_2, N_2O e CH_4 foram realizadas por cromatografia gasosa (Shimadzu, GC-14A), com um detector ^{63}Ni de captura de elétrons (ECD)

operando a 230 ºC (BOWDEN et al.,1990; STEUDLER et al.,1991), com dois padrões Scott certificados para a calibração. Os fluxos foram calculados pela alteração linear da concentração de CO_2, N_2O e CH_4 com o tempo de incubação (0, 5, 10 e 20 minutos).

2.2.8 Gases do efeito estufa (N_2O e CH_4) em carbono equivalente

O potencial relativo de aquecimento global do N_2O é 296 vezes maior que a do CO_2 e o CH_4 de 23 vezes, sendo o CO_2 considerado como referência (IPCC, 2001). Tanto o N_2O quanto o CH_4 são emitidos em taxas muito menores do que o CO_2, porém seus forçamentos radioativos são maiores. Os cálculos para determinação do C equivalente em C-CH_4 e N-N_2O estão expressos nas eq. (9) e (10), respectivamente.

- 1 kg N-N_2O = 8,36 kg de C-CO_2
- 1 kg de C-CH_4 = 126,86 kg de C-CO_2

$$\textbf{C-eq (N-}N_2O\textbf{) = N-}N_2O\textbf{ x (44/28) x 296 x (12/44)} \qquad (9)$$

$$\textbf{C-eq (C-}CH_4\textbf{) = C-}CH_4\textbf{ x (16/12) x 23 x (12/44)} \qquad (10)$$

2.2.9 Análise dos resultados

Os resultados foram submetidos à análise de variância de acordo com modelos apropriados para experimentos em parcelas subdivididas ou parcelas sub-subdivididas (como por exemplo nos gases - tratamento x época x horário) de acordo com o que foi determinado no planejamento experimental. No caso de efeitos significativos no nível de 5% foram feitas as comparações múltiplas de médias através do teste de Tukey com nível de significância de 5%. Todas as análises estatísticas foram processadas através do procedimento GLM do sistema SAS 8.2.

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Condições Ambientais

2.3.1.1 Temperatura do solo

Durante as amostragens de gases foram medidas as temperaturas a 2, 5 e 10 cm de profundidade do solo, assim como a temperatura ambiente.

As temperaturas decresceram no perfil do solo em todos os tratamentos, sem resíduos (plantio convencional e preparo mínimo), e com resíduos culturais sobre o solo (plantio direto e plantio direto escarificado) (Figura 8).

Os tratamentos estudados apresentaram diferença nas temperaturas somente em outubro/2003 (solo coberto por resíduos de aveia branca nos tratamentos PD e PDE e sem cobertura no PC e PM). Nesta época as temperaturas foram maiores no PD e PDE em todas as profundidades quando comparadas ao PC e PM, devido a ocorrência de chuva nesta época, o que favoreceu a redução da temperatura do solo. Logo a manutenção dos resíduos culturais no PD e PDE proporcionou uma menor oscilação da temperatura em todas as profundidades estudadas.

Uma das vantagens da palha é a amenização dos efeitos do clima, proporcionando condições de temperatura e umidade mais adequadas ao solo e maior atividade microbiana do solo que é responsável por grande parte do processo de reciclagem dos nutrientes (SALTON et al., 1998).

Nos meses de maio a agosto/2004 foram observadas as menores temperaturas do período em todas as profundidades estudadas, em comparação às demais datas (Figura 8).

As amplitudes térmicas do solo na camada 0-10 cm foram de 22 a 26 ºC em novembro/2003 (maior temperatura do período) e de 12 a 10ºC no mês de julho/2004 (menor temperatura do período) nos tratamentos cobertura de palha (PD e PDE) e sem cobertura (PC e PM), respectivamente.

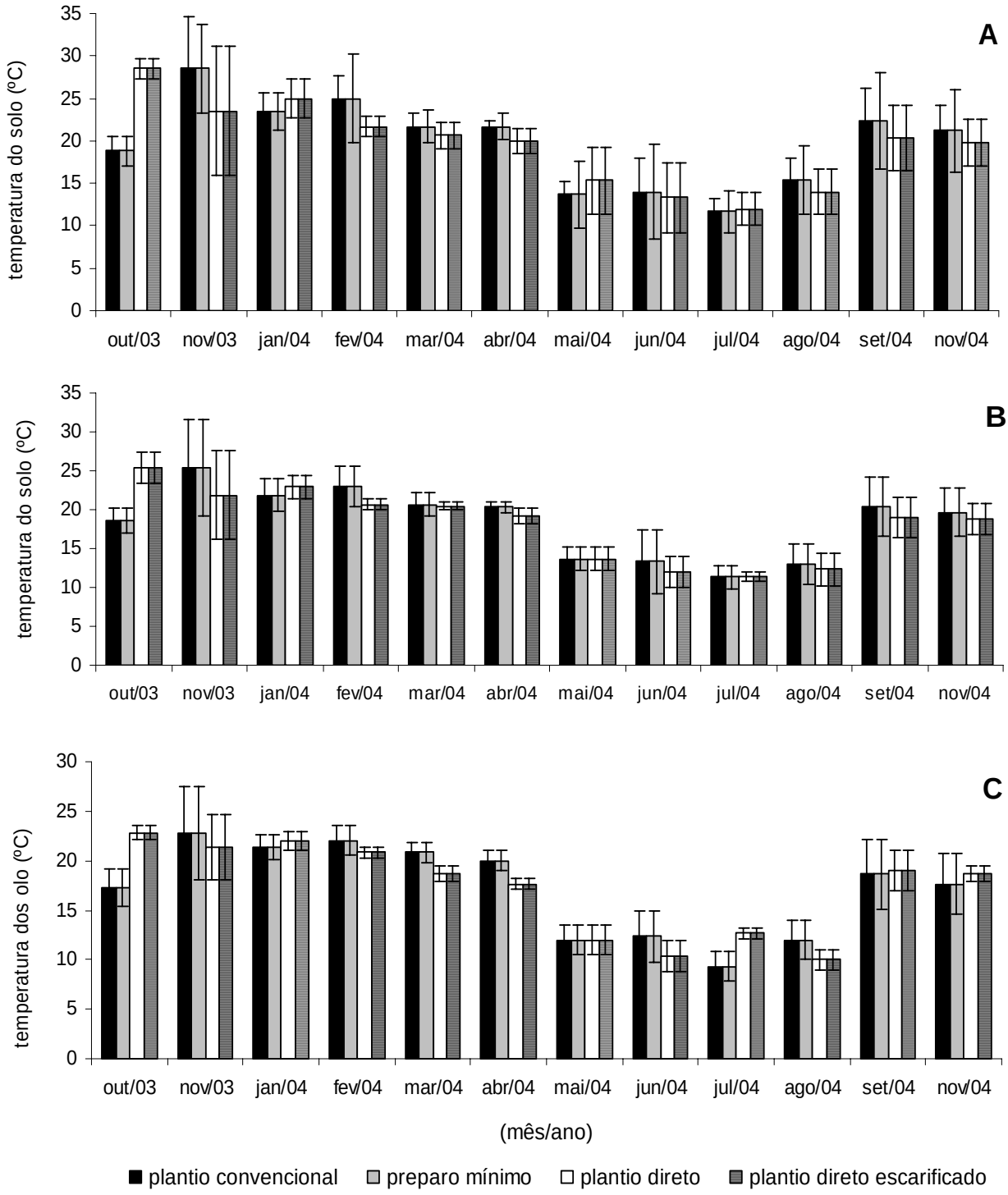

Figura 8 - Temperatura média do solo nas profundidades 2 (A), 5 (B) e 10 cm (C) nos tratamentos estudados e nas datas de coleta. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

Vários autores citam que os solos com cobertura vegetal apresentam menores variações de temperatura diurna, comparados com solos desnudos, devido a tendência da cobertura de reduzir as temperaturas máximas e aumentar as temperaturas mínimas do solo (BAVER et al., 1973; SIDRAS; PAVAN, 1986; MIELNICZUK, 1990; AMADO et al., 1994).

2.3.1.2 Teores de água no solo

No mês de novembro/2003 ocorreram as maiores temperaturas na camada superficial do solo (0-2,5 cm) (Figura 8A), promovendo a redução do teor de água no solo nesta mesma camada nos tratamentos PC e PM (Figura 9 A).

No mês de agosto/2004 ocorreu a menor precipitação durante o período amostrado (Figura 2), fazendo com que os tratamentos PC e PM obtivessem os menores teores de água no solo em todas as camadas amostradas em relação ao PD e PDE (Figura 9), provavelmente devido a maior evaporação da água no solo no PC e PM pela ausência da camada de resíduos vegetais.

Nas camadas 2,5-5 e 5-10cm, os teores de água no solo variaram menos quando comparadas à camada 0-2,5 cm em todos os tratamentos (Figura 9).

Uma revisão comparando o plantio direto com o plantio convencional (DE MARIA, 1999) demonstrou que as perdas de água no plantio direto, em alguns casos, foram iguais ou superiores ao convencional, mas, em média, foram reduzidas em mais de 20%. Em outro estudo de comparação do PD com o PC foram observados aumentos nos teores de água no solo de 12, 3 e 9% para as culturas de sorgo, soja e trigo respectivamente, sendo estes aumentos decorrentes do recobrimento do solo pelos restos vegetais no PD (FRAZLUEBBERS et al., 1995).

O acúmulo de matéria orgânica nos tratamentos PD e PDE justifica a tendência dos teores de água no solo serem maiores do que no PC e PM, principalmente na camada 0-2,5 cm, decrescendo no perfil do solo (Figura 9). O mesmo foi observado por Sá et al. (1995) em experimento de campo conduzido na mesma região dos Campos Gerais.

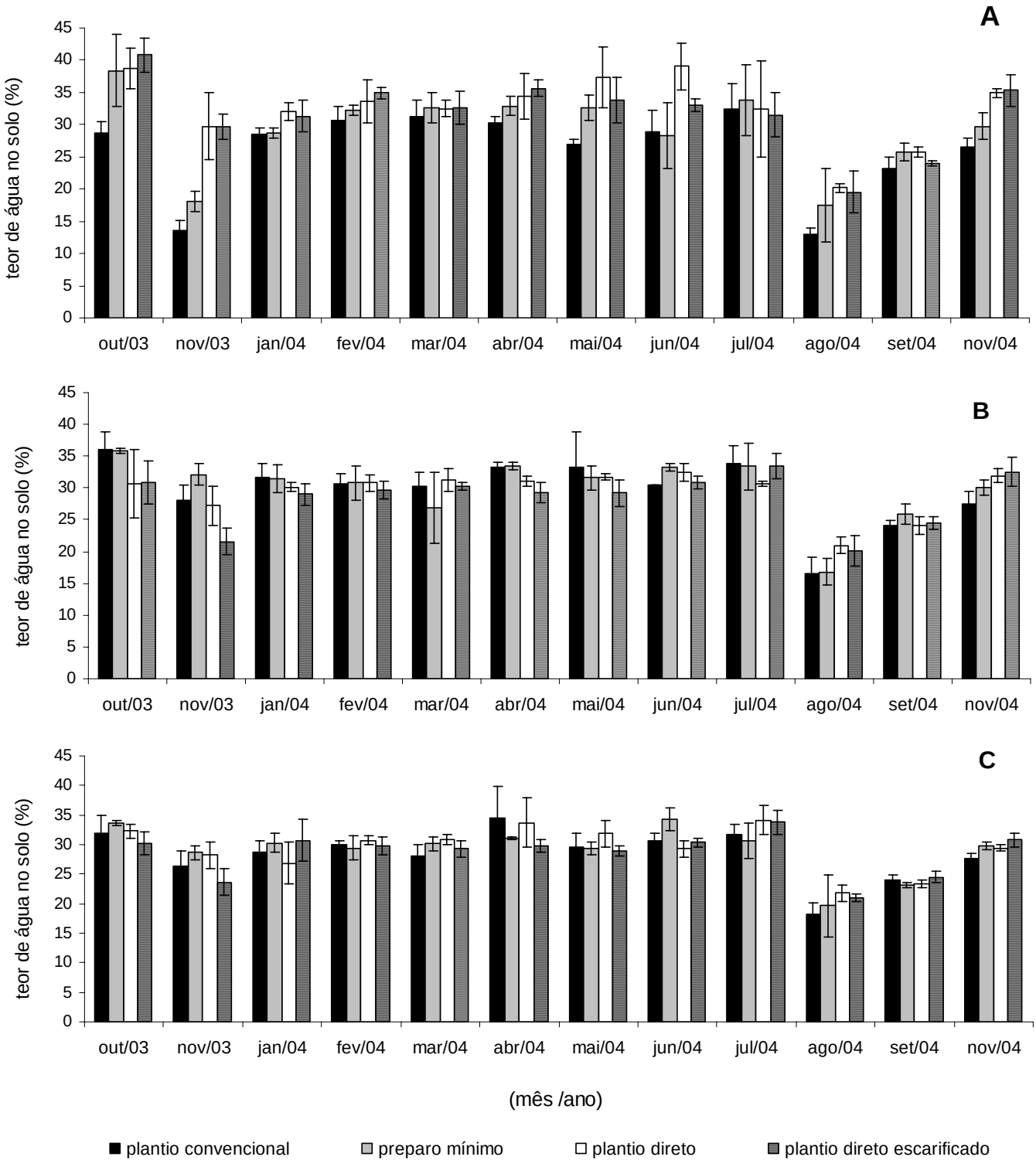

Figura 9 - Teores de água no solo (%) nas camadas 0-2,5 (A); 2,5-5 (B) e 5-10 cm (C) nos tratamentos estudados e nas datas de coleta. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

2.3.1.3 Grau de saturação de água no solo (WFPS)

O grau de saturação de água no solo (WFPS) para os tratamentos PD e PDE, permaneceu na faixa de 45 a 80% durante o período amostrado e em geral, teve a tendência de ser maior do que nos tratamentos PC e PM (30 a 70%), fato este atribuído ao recobrimento do solo por resíduos culturais no PD e PDE, diminuindo a evaporação da água do solo (Figura 10).

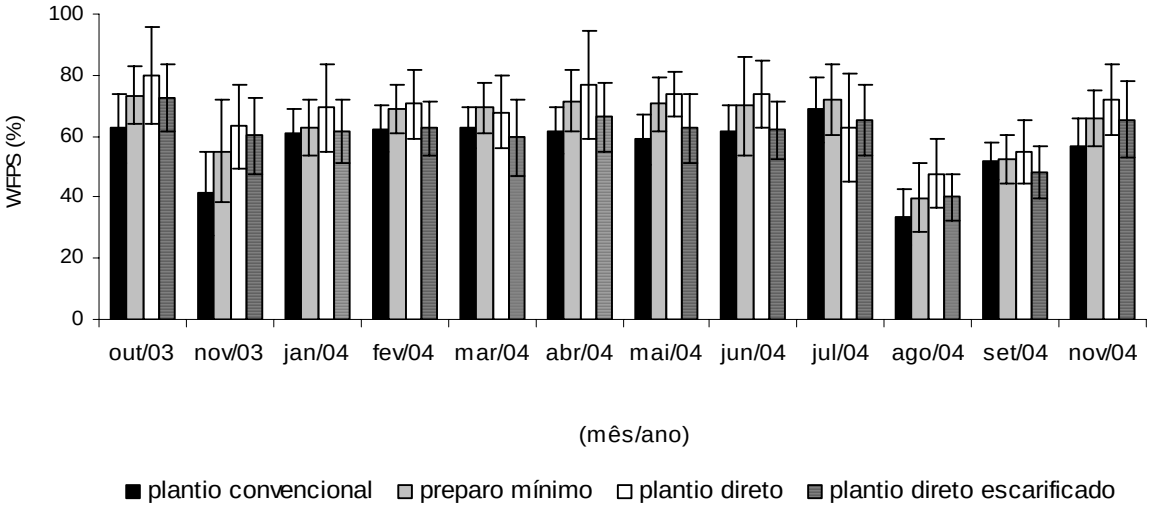

Figura 10 - Grau de saturação de água no solo (WFPS) na camada 0-10 cm nos tratamentos estudados nas datas de coleta. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

O mês de agosto/2004 apresentou a menor média de WFPS em todos os tratamentos (Figura 10), devido a menor precipitação e umidade do solo do período amostrado (Figura 2).

Durante o período de estudo foram observadas pequenas variações no WFPS em todos os tratamentos.

O cálculo do WFPS é muito importante na determinação da emissão de gases do solo, sendo necessário o conhecimento da quantidade de espaços porosos disponíveis. A entrada de água no espaço poroso do solo libera certa quantidade de ar,

e durante a evaporação e drenagem do solo o ar é reposto por fluxos de massas (REICHARDT, 1985).

2.3.2 Solo

2.3.2.1 Densidade do solo

Na camada superficial do solo (0-2,5 e 2,5-5 cm) a densidade não diferiu estatisticamente entre os tratamentos estudados. As diferenças estatísticas entre os tratamentos foram observadas nas camadas 5-10 e 10-20 cm, onde o PD apresentou os maiores valores (1,31 e 1,26 g m^{-3}, respectivamente) e o PDE os menores (1,14 e 1,15 g m^{-3}, respectivamente) (Tabela 5).

Tabela 5 - Densidade (g cm^{-3}) no perfil do solo (0-40 cm) nos tratamentos estudados. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão (1)

Prof. (cm)	**Plantio Convencional**	**Preparo Mínimo**	**Plantio Direto**	**Plantio Direto Escarificado**
		Densidade (g cm^{-3})		
0-2,5	1,08 ± 0,09 BCa	1,09 ± 0,06 Ba	1,06 ± 0,04 Ca	1,03 ± 0,08 Ba
2,5-5	1,20 ± 0,03 Aa	1,24 ± 0,01 Aa	1,25 ± 0,12 Aa	1,21 ± 0,08 Aa
5-10	1,20 ± 0,05 ABbc	1,27 ± 0,03 Aab	1,31 ± 0,02 Aa	1,14 ± 0,10 Ac
10-20	1,23 ± 0,01 Aab	1,22 ± 0,08 Bab	1,26 ± 0,07 Aa	1,15 ± 0,05 Ab
20-30	1,12 ± 0,06 BCa	1,13 ± 0,07 Ba	1,16 ± 0,02 Ba	1,19 ± 0,07 Aa
30-40	1,11 ± 0,06 BCa	1,13 ± 0,07 Ba	1,15 ± 0,02 Ba	1,18 ± 0,07 Aa

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em experimento realizado no Rio Grande do Sul, os valores de densidade no PD foram maiores que no PC, apenas na camada de 0-10cm; abaixo disto os valores foram maiores no PC, apesar de não apresentarem diferenças significativas

estatisticamente (SISTI et al.,2004). Com o passar do tempo, o uso contínuo do manejo gradagem com equipamentos pesados pode resultar na formação de uma camada compactada “pé de grade” abaixo da linha de preparo (BRADY, 1974).

Nas camadas inferiores (20-30 e 30-40 cm) os valores voltaram a diminuir nos tratamentos PC e PD, exceto no PDE, não havendo diferença estatística entre os tratamentos nestas camadas.

2.3.2.2 Teores de carbono e nitrogênio do solo

Os teores de C e N do solo foram determinados em outubro/2003, maio e novembro/2004, nas profundidades 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-20; 20-30 e 30-40 cm.

A análise de variância dos teores de C e N não apresentou diferença entre as épocas amostradas nas diferentes profundidades (ANEXO A e B, respectivamente).

Os teores de C e N nos tratamentos PD e PDE foram diferentes estatisticamente do PC e PM e consideravelmente maiores na camada 0-2,5 cm provavelmente devido à manutenção de resíduos culturais na superfície do solo e ausência de preparo. Nas profundidades inferiores, as concentrações de C não tiveram diferenças estatísticas entre os tratamentos (Tabela 6).

Nos tratamentos PD e PDE ocorreu uma estratificação, tendo as camadas superiores (0-2,5 e 2,5-5 cm) maiores teores, tanto de C quanto de N, devido ao elevado aporte de resíduos, os quais possuem grande influência na qualidade da matéria orgânica do solo, e pela ausência de mobilização.

Os teores de C até 10 cm de profundidade nos tratamentos PC e PM não diferiram estatisticamente devido ao revolvimento do solo, através de arações e gradagens, que causa a homogeneização dessas camadas. O mesmo foi observado para os teores de N até 20 cm no PC, e 10 cm no PM (Tabela 6). A intensa mobilização associada à baixa entrada de resíduos são as principais razões na diminuição dos conteúdos de C e N do solo (DIEKOW et al., 2005).

Os teores de C e N em todos os tratamentos apresentam um padrão clássico de decréscimo com a profundidade, concordando com resultados obtidos por Al-Kaisi et al. (2005).

Tabela 6 - Teores médios de C e N (g kg^{-1}) e relação C:N do solo nos tratamentos estudados. Os valores representam a média (n=9) ± desvio padrão (1)

Prof. (cm)	**Plantio Convencional**	**Preparo Mínimo**	**Plantio Direto**	**Plantio Direto Escarificado**
		Teor de C (g kg^{-1})		
0-2,5	26,00 ± 0,60 ABc	30,50 ± 0,15 Ab	38,46 ± 2,49 Aa	35,35 ± 1,01 Aa
2,5-5	26,78 ± 0,51 Ac	28,81 ± 0,51 Ab	32,61 ± 1,29 Ba	31,33 ± 0,66 Bab
5-10	26,57 ± 0,80 Aa	28,42 ± 1,67 Aa	26,61 ± 2,46 Ca	28,28 ± 1,47 Ca
10-20	24,34 ± 0,23 Ba	24,26 ± 1,97 Ba	22,50 ± 0,81 Da	23,81 ± 0,51 Da
20-30	20,50 ± 0,67 Ba	21,05 ± 1,26 Ca	20,87 ± 1,46 DEa	21,14 ± 0,43 Ea
30-40	18,26 ± 0,85 Da	18,62 ± 0,18 Ca	18,51 ± 0,65 Ea	18,92 ± 0,04 Fa
		Teor de N (g kg^{-1})		
0-2,5	1,64 ± 0,09 Ad	2,02 ± 0,11 Ac	2,79 ± 0,08 Aa	2,46 ± 0,13 Ab
2,5-5	1,67 ± 0,08 Ac	1,97 ± 0,06 Ab	2,23 ± 0,07 Ba	2,10 ± 0,05 Bab
5-10	1,67 ± 0,13 Ab	1,85 ± 0,16 Aa	1,69 ± 0,18 Cb	1,84 ± 0,16 Ca
10-20	1,53 ± 0,07 Aa	1,51 ± 0,19 Ba	1,32 ± 0,01 Da	1,37 ± 0,08 Da
20-30	1,17 ± 0,06 Ba	1,18 ± 0,06 Ca	1,16 ± 0,07 DEa	1,17 ± 0,03 DEa
30-40	1,03 ± 0,08 Ca	1,05 ± 0,01 Da	1,02 ± 0,05 Fa	1,03 ± 0,01 Ea
		C:N		
0-2,5	15,96 ± 1,24 Aa	15,16 ± 0,76 Bab	13,79 ± 0,48 Db	14,40 ± 0,51 Bb
2,5-5	16,11 ± 0,70 Aa	15,19 ± 0,60 Ba	14,66 ± 0,33 CDb	14,95 ± 0,69 Bab
5-10	15,93 ± 0,83 Aa	15,46 ± 0,73 Ba	15,85 ± 0,61 BCa	15,39 ± 0,63 Ba
10-20	15,95 ± 0,61 Aa	16,18 ± 0,85 ABa	17,14 ± 0,60 ABa	17,40 ± 0,65 Aa
20-30	17,61 ± 0,56 Aa	17,82 ± 0,45 Aa	18,04 ± 0,56 Aa	18,09 ± 0,09 Aa
30-40	17,84 ± 0,63 Aa	17,79 ± 0,22 Aa	18,20 ± 0,54 Aa	18,43 ± 0,13 Aa

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A relação C:N do solo variou de 13 (PD em outubro/2003 – resíduos de aveia branca) a 21 (PD em novembro/2004 – resíduos de trigo) (ANEXO C).

A relação C:N apresentou, em todos os tratamentos, exceto no PC, uma tendência de aumento com a profundidade, provavelmente devido ao elevado grau de decomposição da matéria orgânica na camada superficial, tendo esta maiores teores de C e N (Tabela 6). A mesma tendência de aumento da relação C:N com a profundidade foi observada por Sá et al. (2001) em um Latossolo Vermelho Escuro no Paraná. Porém, a média anual de cada tratamento não apresentou diferença estatística, sendo o mesmo observado neste trabalho, 17para PC e 16 para PM, PD e PDE.

2.3.2.3 Estoques de carbono e nitrogênio do solo e taxas de seqüestro de carbono

Os estoques de C e N do solo foram determinados em outubro/2003, maio e novembro/2004, nas profundidades 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-20; 20-30 e 30-40 cm (ANEXO D e E, respectivamente).

A mesma distribuição do C e N foi observada nas camadas amostradas para todos os tratamentos, tendo as superficiais (0-2,5; 2,5-5; 5-10 e 10-20 cm) maiores concentrações quando comparadas às profundidades inferiores (20-30 e 30-40 cm).

A diferença entre os tratamentos estudados encontrou-se até 10cm de profundidade. O tratamento PD apresentou maiores médias dos estoques de C e N até a profundidade 10 cm e diferentes estatisticamente dos demais tratamentos (Tabela 7). Estes resultados são coerentes com os encontrados por Sá et al. (2001); Machado et al. (2001) e Bayer et al. (2004); as camadas 10-20, 20-30 e 30-40 cm dos tratamentos não apresentaram diferença na análise de variância dos estoques de C e N.

Entretanto, trabalhando com diferentes sistemas de preparo (PC e PD) e de rotação de plantas de cobertura (admitindo que estas fornecem diferentes aportes de palhada ao sistema), duas localidades no Estado do Paraná foram avaliadas e não foram observadas diferenças significativas nos estoques de C e N entre esses tratamentos (FRANCHINI et al, 2000).

As mudanças nos estoques de C e N ocorrem preferencialmente na camada superior do solo (0-10 cm). Porém, as camadas inferiores também representam importantes reservatórios destes elementos. Dependendo do sistema de manejo do solo, que afeta a distribuição radicular e a atividade da fauna do solo, as camadas mais profundas funcionam como um dreno ou fonte de dióxido de carbono (CO_2) atmosférico.

Tabela 7 - Estoques médios de C e N (Mg ha^{-1}) do solo nos tratamentos estudados. Os valores representam a média (n=9) ± desvio padrão (1)

Prof. (cm)	Plantio Convencional	Preparo Mínimo	Plantio Direto	Plantio Direto Escarificado
		Estoque de C (Mg ha^{-1})		
0-2,5	7,05 ± 0,13 Ec	8,30 ± 0,04 Eb	10,19 ± 0,65 Ea	9,46 ± 0,26 Eb
2,5-5	8,05 ± 0,16 Ec	9,22 ± 0,16 Eb	10,17 ± 0,39 Ea	9,09 ± 0,19 Eb
5-10	15,94 ± 0,47 Dc	17,46 ± 1,61 Dab	17,98 ± 1,03 Da	16,22 ± 0,83 Db
10-20	29,86 ± 0,27 Aa	29,66 ± 2,36 Aa	28,43 ± 1,01 Aa	27,50 ± 0,58 Aa
20-30	22,95 ± 0,75 Ba	23,84 ± 1,44 Ba	24,15 ± 1,69 Ba	25,18 ± 0,53 Ba
30-40	20,43 ± 0,98 Ca	21,11 ± 0,20 Ca	21,42 ± 0,76 Ca	22,54 ± 0,05 Ca
		Estoque de N (Mg ha^{-1})		
0-2,5	0,44 ± 0,03 Dd	0,55 ± 0,03 Cd	0,74 ± 0,02 Da	0,63 ± 0,03 Eb
2,5-5	0,50 ± 0,02 Dc	0,61 ± 0,02 Cb	0,69 ± 0,02 Da	0,62 ± 0,02 Eb
5-10	1,01 ± 0,08 Cc	1,11 ± 0,12 Bab	1,17 ± 0,10 Ca	1,06 ± 0,09 Dbc
10-20	1,88 ± 0,08 Aa	1,85 ± 0,23 Aa	1,66 ± 0,02 Aa	1,58 ± 0,09 Aa
20-30	1,31 ± 0,07 Ba	1,34 ± 0,06 Ba	1,34 ± 0,08 Ba	1,39 ± 0,04 Ba
30-40	1,15 ± 0,09 BCa	1,19 ± 0,01 Ba	1,18 ± 0,06 Ba	1,22 ± 0,01 Ca

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os menores valores de estoques de C e N foram observados no PC (Tabela 7). A redução nos estoques de matéria orgânica do solo relacionada ao cultivo convencional do solo é um fenômeno bastante conhecido. Vários trabalhos conduzidos na região Sul do Brasil verificaram que o plantio direto resultou em um aumento nos

estoques de C e N no solo, em relação ao plantio convencional, sendo que os aumentos restringiram-se às camadas superficiais do solo (BAYER; BERTOL, 1999; SÁ et al., 2001; SIQUEIRA NETO et al., 2003a).

Os estoques de C e N no perfil (0-40 cm) não apresentaram diferença estatística entre os tratamentos e épocas amostradas (Tabela 8).

Resultados obtidos por Sisti et al. (2004) no Rio Grande do Sul após 13 anos de implantação, demonstraram que os estoques de C e N no PD e PC não tiveram diferença no perfil (0-40 cm), porém quando foi introduzida uma leguminosa como adubo verde na rotação, o estoque de C no solo no PD teve um aumento de 10 Mg ha^{-1} em relação ao PC.

Tabela 8 - Estoques de C e N do solo (Mg ha^{-1}) na camada 0-40 cm nas três épocas de amostragem nos tratamentos estudados. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão (1)

Tratamentos	outubro/2003	maio/2004	novembro/2004
		Estoque C (Mg ha^{-1})	
Plantio Convencional	105,34 ± 9,41	102,71 ± 5,34	104,76 ± 9,39
Preparo Mínimo	104,28 ± 7,84	113,03 ± 7,60	113,06 ± 9,86
Plantio Direto	105,41 ± 9,57	115,39 ± 6,64	114,66 ± 7,39
Plantio Direto Escarificado	107,75 ± 6,54	107,75 ± 8,58	111,71 ± 11,35
		Estoque N (Mg ha^{-1})	
Plantio Convencional	6,47 ± 0,76	6,11 ± 0,36	6,26 ± 0,71
Preparo Mínimo	6,32 ± 0,73	6,90 ± 0,69	6,89 ± 0,53
Plantio Direto	6,45 ± 0,77	6,84 ± 0,22	6,87 ± 0,45
Plantio Direto Escarificado	6,39 ± 0,40	6,39 ± 0,52	6,78 ± 0,79

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

As taxas de seqüestro de C na camada 0-20 cm foram calculadas na rotação aveia branca/ soja/ trigo nos tratamentos PM, PD e PDE em relação ao PC e o tempo de implantação dos sistemas (15 anos). Os resultados foram de 0,55; 0,66 e 0,46 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ para os tratamentos PM, PD e PDE, respectivamente.

Em estudo realizado na mesma região e mesmo tipo de solo, Sá et al (2001) encontraram uma taxa de 0,81 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$, com 22 anos de implantação do plantio direto na rotação aveia preta/soja/trigo/milho. No Rio Grande do Sul, Lovato et al. (2004) trabalhando com a rotação aveia preta/ milho com 9 e 13 anos de implantação do PD, encontrou valores de 0,37 e 0,52 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$, respectivamente.

Estes resultados evidenciam que existem muitos fatores responsáveis pelo controle dos estoques de C e N no solo, como: as condições climáticas, os tipos de sistema, as camadas do solo estudadas, culturas de cobertura e o tempo de implantação do manejo.

2.3.2.3.1 Estoques de carbono e nitrogênio corrigidos pelo método da massa

Os estoques de C e N do solo foram calculados pela densidade eq. (1) e corrigidos pela massa de solo, segundo o método recomendado por Ellert e Bettany (1995), utilizando o tratamento plantio convencional (PC) como referência (Tabela 9).

Tabela 9 - Estoques de C e N do solo (Mg ha^{-1}) na camada 0-40 cm nas três épocas de amostragem, corrigidos pelo método da massa do solo nos tratamentos estudados. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

Tratamentos	outubro/03	maio/04	novembro/04	outubro/03	maio/04	novembro/04
	Estoque C (Mg ha^{-1})			**Estoque N (Mg ha^{-1})**		
PC	105,34 ± 9,41	102,71 ± 5,34	104,76 ± 9,39	6,47 ± 0,76	6,11 ± 0,36	6,26 ± 0,71
PM	104,28 ± 7,84	113,03 ± 7,60	113,06 ± 9,86	6,32 ± 0,73	6,90 ± 0,69	6,89 ± 0,53
PD	105,41 ± 9,57	115,39 ± 6,64	114,66 ± 7,39	6,45 ± 0,77	6,84 ± 0,22	6,70 ± 0,45
PDE	107,75 ± 6,54	107,75 ± 8,58	111,71 ± 11,35	6,39 ± 0,40	6,39 ± 0,52	6,78 ± 0,79
	Estoque C (Mg ha^{-1}) corrigido			**Estoque N (Mg ha^{-1}) corrigido**		
PM	103,16 ± 3,47	111,76 ± 3,87	111,68 ± 5,20	6,25 ± 0,48	6,83 ± 0,46	6,78 ± 0,21
PD	102,33 ± 8,21	112,02 ± 5,06	111,40 ± 2,57	6,28 ± 0,67	6,65 ± 0,16	6,70 ± 0,17
PDE	106,86 ± 2,91	109,62 ± 4,83	111,52 ± 6,26	6,33 ± 0,19	6,36 ± 0,27	6,74 ± 0,58

PC: plantio convencional; PM: preparo mínimo; PD: plantio direto; PDE: plantio direto escarificado.

A correção dos estoques de C e N do solo pelo método da massa evidenciou que não ocorreram diferenças estatísticas significativas após a correção dos estoques em comparação aos estoques não corrigidos (Tabela 9).

Isso pode ser explicado pelo fato das densidades não apresentarem grandes diferenças entre os tratamentos. Na camada superficial do solo (0-2,5 e 2,5-5 cm) e nas mais inferiores (20-30 e 30-40 cm) a densidade dos tratamentos não diferiu estatisticamente.

As diferenças estatísticas entre os tratamentos foram observadas nas camadas 5-10 e 10-20 cm, onde o PD apresentou os maiores valores e o PDE os menores.

Siqueira Neto et al. (2003b) em trabalho realizado em Sinop (MT), comparando plantio direto (coberto com eleusine e tifton), floresta nativa e plantio convencional, observaram que a camada 0-10 cm de um sistema cultivado corresponde a uma massa de solo inicialmente contida sob floresta em uma camada maior que 10 cm, sendo assim necessária a correção dos estoques de carbono. Sem correção, o sistema que estocou menos C na camada 0-40 cm foi a floresta (7,67 kg m^{-2}) e, após as correções, passou a ser o sistema convencional (7,22 $kg.m^{-2}$). Os dados apontam que a distribuição vertical dos estoques de C foram alterados pelo uso da terra.

Uma mudança de estoque calculada entre um sistema cultivado e a floresta torna-se superestimada, caso não se corrijam os estoques de carbono de acordo com as densidades (ELLERT; BETTANY, 1995).

2.3.3 Resíduos Culturais

2.3.3.1 Massa seca dos resíduos culturais

Durante o período de outubro/2003 a novembro/2004, as massas secas dos tratamentos diferiram estatisticamente entre as épocas amostradas, tendo outubro/2003, maio e novembro/2004 os maiores valores, devido a colheita das culturas, realizada nestes meses. (Tabela 10).

Tabela 10 - Massa seca (Mg ha^{-1}) dos resíduos culturais nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) durante o período amostrado. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão (1)

Trat.	out/03	nov/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	maio/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	nov/04
	Massa Seca (Mg ha^{-1})											
PC	2,22 Bab ±1,78	0,49 Babc ±0,12	0,34 Babc ±0,11	1,21 Babc ±0,34	0,62 Babc ±0,07	1,38 Aabc ±0,13	2,43 Aa ±0,41	0,22 Bc ±0,20	0,28 Bbc ±0,24	0,39 Babc ±0,28	0,12 Bc ±0,03	2,55 Aa ±1,24
PM	1,26 Bab ±1,14	1,10 Bab ±0,51	1,26 Bab ±0,33	2,52 ABa ±0,48	0,84 ABab ±0,19	2,35 Aa ±0,66	3,17 Aa ±1,77	0,26 Bb ±0,05	0,40 Bb ±0,20	0,40 Bb ±0,32	0,20 Bb ±0,67	2,92 Aa ±0,77
PD	28,39 Aa ±7,83	6,41 Ab ±1,30	5,54 Ab ±0,99	4,88 Ab ±0,51	3,57 Ab ±0,65	2,27 Ab ±0,69	4,92 Ab ±1,14	4,74 Ab ±0,48	3,70 Ab ±0,13	2,52 Ab ±0,73	2,52 Ab ±0,66	4,99 Ab ±0,96
PDE	21,72 Aa ±6,94	6,57 Ab ±0,97	6,83 Ab ±1,02	4,29 Abc ±1,91	3,47 Abc ±0,89	3,22 Ab ±0,70	5,40 Abc ±0,98	3,79 Abc ±1,05	3,52 Abc ±1,19	2,56 Abc ±0,49	2,09 Ac ±1,11	4,50 Abc ±0,24

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

No mês de outubro/2003 a aveia branca (cultura presente na área) foi rolada, e o preparo do solo foi realizado 5 dias após este evento. Deve-se salientar que a coleta foi realizada 10 dias após a rolagem da aveia branca, não havendo tempo suficiente para a mineralização dos resíduos.

Nesta época os tratamentos PD e PDE apresentaram valores muitos elevados de massa seca, diferindo estatisticamente do PC e PM nos quais houve o preparo com a incorporação dos resíduos ao solo. Isto pode ser atribuído ao fato desse total de resíduo contabilizado para PD (28,39 Mg ha^{-1}) e para PDE (21,72 Mg ha^{-1}) não ser proveniente somente da aveia branca, e sim da soma total de resíduos vegetais sobre o solo, decorrente da rotação de culturas adotada desde que o manejo do solo foi implantado.

Em levantamento da quantidade de resíduos culturais no sistema plantio direto em diversas regiões do Brasil, Sá et al. (2004) verificaram uma ampla faixa de variação: de 7 até 16 Mg ha^{-1}, estando Ponta Grossa (PR) entre 8 e 11 Mg ha^{-1}. Estes resultados são coerentes aos encontrados neste estudo, em que as médias anuais de massa seca nos tratamentos PD e PDE foram de 6,20 e 5,63 Mg ha^{-1} , respectivamente.

Roman (1990), na região de Passo Fundo (RS)e Sá et al. (2004) em experimento realizado em Ponta Grossa (PR), obtiveram médias de 5 Mg ha^{-1} de palhada de aveia preta e 7,4 Mg ha^{-1} de palhada de aveia branca, respectivamente.

Em Ponta Grossa, o trabalho realizado por Sá et al. (2004) comparando diferentes níveis de aporte de resíduos de aveia preta (0, 5 e 10 Mg ha^{-1}) no plantio direto, encontraram para alguns dos genótipos de milho estudados, maiores produtividades no tratamento com maior aporte de palha.

Em nosso estudo, apesar da grande quantidade de matéria seca adicionada pela aveia branca, a produtividade da cultura da soja não apresentou diferença estatística entre os tratamentos (3567, 3759, 3883, 3453 Kg ha^{-1} para PC, PM, PD e PDE, respectivamente).

Nos meses de outubro/2003 a janeiro/2004 e de junho a setembro/04 os tratamentos PC e PM obtiveram valores estatisticamente diferentes dos tratamentos PD e PDE, pois como já comentado anteriormente, nos últimos há a permanência dos resíduos sobre a superfície do solo.

Em abril/2004 (senescência da cultura da soja), maio/2004 (colheita da soja) e novembro/2004 (colheita do trigo), não houve diferença estatística significativa de quantidade de massa seca entre os tratamentos estudados (Tabela 10).

2.3.3.2 Teores de carbono e nitrogênio e relação C:N dos resíduos culturais

Os teores de C e N e a relação C:N dos resíduos culturais, em todos os tratamentos durante o período estudado, encontram-se nas Tabelas 11 e 12, respectivamente.

A relação C:N dos resíduos das gramíneas, aveia-branca (outubro e novembro/2003) e trigo (junho-novembro/2004) foi maior que da soja (janeiro-maio/2004), devido a soja ter maior teor de N (Tabela 12).

Os teores de C dos resíduos mantiveram-se praticamente iguais, sendo maiores no mês de julho/2004 (após colheita da soja e semeadura do trigo). A pequena variação nestes resultados ao longo do período amostrado pode ser explicada pelo fato de se tratar do mesmo resíduo cultural em todos os tratamentos. As médias dos tratamentos nas épocas amostradas não apresentaram diferença estatística.

Os teores de N apresentaram pequena variação entre os tratamentos (Tabela 11). A adição de folhas de soja aos resíduos de aveia branca na fase de senescência da cultura (janeiro-fevereiro/04) causou um aumento na massa (Tabela 10), e uma tendência de aumento nos teores de N da palhada. Isto se deve ao teor de N na planta de soja ser praticamente duas vezes maior, comparativamente ao da aveia (CALEGARI et al., 1993; AITA et al., 1994).

Em junho/04 (após colheita da soja) o teor de N teve uma redução nos tratamentos PC e PM. Os teores de C mantiveram-se praticamente iguais durante todo período amostrado, variando de 385 a 452 g kg^{-1}, tanto entre os tratamentos, quanto entre as épocas amostradas (Tabela 11).

Wisniewski et al. (1997) encontraram para a aveia, um teor médio de N de 17 g kg^{-1}, C de 415 g kg^{-1}, e relação C:N de 24:1, que mostrou tendência à diminuição com o tempo, em função da diminuição do teor de C e aumento do teor de N.

Tabela 11 - Teores de C e N (g kg^{-1}) dos resíduos culturais nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) durante o período amostrado. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão (1)

Trat.	out/03	nov/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	maio/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	nov/04
						Teor C (g kg^{-1})						
PC	407,15 Ab ±23,28	426,82 Aab ±4,07	414,83 ABb ±4,35	394,08 Ab ±15,49	416,43 Bab ±11,43	421,33 Aab ± 3,58	409,17 Ab ±11,78	385,12 Bb ±37,13	453,67 Aa ±1,89	389,13 Ab ±23,51	409,07 A b ±9,31	409,29 A b ±1,57
PM	423,85 Aa ±13,06	396,70 Aab ±43,69	399,28 Bb ±28,01	385,80 Ab ±13,69	411,37 Bab ±10,84	400,80 Aab ±23,56	402,63 Aab ±17,73	404,03 ABab ±10,30	433,73 Aa ±3,58	400,38 Aab ±6,36	393,23 Ab ±19,66	410,90 Aab ±8,90
PD	413,97 Ab ±5,70	426,62 Aab ±2,81	429,32 Aab ±4,45	406,93 Ab ±10,05	462,10 Aa ±4,47	428,18 Aab ±3,54	426,68 Aab ±8,45	441,57 Aab ±11,19	442,91 Aab ±1,92	422,22 Ab ±8,78	408,73 Ab ±13,39	396,42 Ab ±11,52
PDE	397,83 Ab ±10,70	409,62 Ab ±12,18	437,38 Aab ±5,19	416,47 Aab ±17,84	435,98 AB ab ±9,11	408,97 Ab ±9,81	420,02 Aab ±7,86	438,97 Aab ±4,46	451,58 Aa ±5,75	427,77 Aab ±4,56	413,83 Aab ±4,58	405,43 Ab ±1,86
						Teor N (g kg^{-1})						
PC	7,91 A b ± 1,18	6,17 B b ±0,69	12,40 A ab ±0,39	12,06 A ab ±1,34	16,18 A a ±0,93	13,70 A ab ±1,09	17,22 A a ±4,71	7,52 B b ±1,54	7,43 B b ±1,70	11,25 A ab ±0,97	8,71 A b ±1,16	7,47 A b ±0,30
PM	7,38 A cd ±0,56	6,51 AB d ±0,41	12,70 A abc ±1,52	9,56 A bcd ±1,71	17,23 A a ±1,87	12,50 A abc ±4,02	14,59 A ab ±4,46	8,38 B bcd ±3,06	7,39 B cd ±0,98	9,47 A bcd ±1,81	8,95 A bcd ±0,93	8,18 A cd ±2,98
PD	11,86 A ab ±1,34	11,25 A ab ±2,34	12,17 A ab ±0,72	14,20 A ab ±2,47	13,34 A ab ±2,06	13,80 A ab ±1,48	16,90 A a ±1,18	15,38 A ab ±3,15	14,03 A ab ±1,86	15,97 A ab ±3,05	14,80 A ab ±1,13	9,59 A b ±1,98
PDE	10,52 A a ±1,36	9,59 AB a ±1,59	13,15 A a ±1,47	10,36 A a ±0,89	13,61 A a ±3,05	16,38 A a ±2,59	12,89 A a ±1,07	13,44 A a ±2,52	14,17 A a ±1,39	13,60 A a ±2,13	12,57 A a ±1,53	9,51 A a ±1,25

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A quantidade de N no material vegetal determina a velocidade da sua decomposição. Muitos estudos têm mostrado que resíduos de baixa relação C:N decompõem-se mais rapidamente que os de relação C:N alta.

A relação C:N dos resíduos culturais apresentou variações entre as épocas amostradas e tratamentos. Nos tratamentos PD e PDE a variação foi menor e pode ser atribuída à permanência dos restos culturais sobre o solo com diferentes graus de decomposição.

Nas datas de coleta havia resíduos de culturas antecessoras, o que promoveu a homogeneização da palhada reduzindo a variação da relação C:N nestes tratamentos (Tabela 12).

Tabela 12 - Relação C:N dos resíduos culturais nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) durante o período amostrado. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

Trat.	out/03	nov/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	maio/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	nov/04
						C:N						
PC	52,17 ±7,43 A ab	69,22 ±7,84 A a	33,49 ±1,16 A b	32,99 ±4,37 A b	25,81 ±1,95 A b	30,90 ±2,70 A b	24,92 ±6,42 A b	52,21 ±8,47 A ab	62,94 ±12,52 A a	34,86 ±4,91 A b	47,64 ±7,89 A ab	54,82 ±2,38 A ab
PM	57,71 ±6,10 A a	60,86 ±4,75 AB a	30,08 ±3,35 A bc	41,22 ±7,24 A abc	24,11 ±3,21 A abc	31,98 ±8,58 A abc	30,02 ±12,03 A bc	53,89 ±23,93 A ab	60,07 ±8,20 A a	43,26 ±7,95 A ab	44,35 ±6,24 A ab	54,72 ±18,88 A ab
PD	35,26 ±4,56 A a	38,95 ±7,48 B a	35,37 ±2,06 A a	29,17 ±4,37 A a	35,23 ±5,71 A a	31,98 ±3,22 A a	25,33 ±1,69 A a	29,64 ±6,12 A a	31,94 ±4,06 B a	27,10 ±5,17 A a	27,77 ±2,88 A a	42,56 ±8,90 A a
PDE	38,18 ±4,24 A a	43,56 ±7,74 AB a	33,53 ±3,42 A a	40,13 ±1,79 A a	33,32 ±7,83 A a	25,41 ±4,06 A a	32,77 ±3,33 A a	33,04 ±5,94 A a	32,10 ±3,35 B a	31,98 ±4,99 A a	33,23 ±3,81 A a	43,18 ±6,17 A a

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Nos tratamentos PC e PM, a relação C:N da palhada apresentou maior variação entre as épocas amostradas. Nestes tratamentos ocorreu a incorporação dos

resíduos ao solo durante o preparo, fazendo com que o material que permaneceu na superfície fosse apenas o da cultura recentemente colhida, representando a sua relação C:N (Tabela 12).

2.3.3.3 Estoques de carbono e nitrogênio dos resíduos culturais

Os maiores estoques de C e N (Tabela 13) coincidiram com as épocas de colheita das culturas (outubro/2003, maio e novembro/2004) em todos os tratamentos, fato este atribuído ao aporte de material vegetal (Tabela 10).

De outubro/03 a janeiro/04, os tratamentos PC e PM obtiveram valores diferentes estatisticamente de estoque de C e N que PD e PDE, pois como já demonstrado anteriormente, houve um grande aporte de material vegetal no mês de outubro/2003 no PD e PDE derivado da cultura da aveia branca.

Nos meses de fevereiro, abril, maio e novembro/2004 não houve diferença estatística dos estoques de C e N entre os tratamentos, coincidindo com a época de colheita das culturas. Em fevereiro/2004, isso pode ser explicado pela redução dos resíduos dos tratamentos PD e PDE e aumento devido a senescência das folhas de soja nos tratamentos PC e PM, época em que o tratamento PM apresentou maior valor de estoque de C nos resíduos no período (Tabela 13).

Os tratamentos PC e PM apresentaram menores estoques de C e N nos resíduos culturais. No PD e PDE o material vegetal permanece na superfície após a colheita e não ocorre o preparo do solo antes do plantio, sendo que a quantidade de material é bem superior aos tratamentos preparados (Tabela 10).

No PD, o estoque de C dos resíduos culturais se manteve estável durante o período estudado, sendo que somente o mês de outubro/2003 apresentou valor diferente estatisticamente e maior que os demais meses amostrados.

Estoques de C e N (Mg ha^{-1}) dos resíduos culturais nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) durante o período amostrado. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão (1)

Trat.	out/03	nov/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	maio/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	nov/04
						Estoque C (Mg ha^{-1})						
PC	0,88 Bab ±0,70	0,03 Bab ±0,05	0,14 Bab ±0,04	0,47 Aab ±0,12	0,26 Bab ±0,02	0,58 Aab ±0,06	0,99 Aa ±0,14	0,08 Bb ±0,07	0,13 Bab ±0,11	0,12 ABab ±0,12	0,05 Bb ±0,02	1,05 Aa ±0,51
PM	0,53 Bab ±0,48	0,42 Bab ±0,15	0,47 Bab ±0,09	0,98 Aa ±0,22	0,35 ABab ±0,09	0,56 Aab ±0,51	0,97 Aab ±1,00	0,08 Bb ±0,07	0,11 Bb ±0,13	0,07 Bb ±0,09	0,05 Bb ±0,04	0,74 Aab ±0,69
PD	11,72 Aa ±3,08	2,73 Ab ±0,54	2,38 Ab ±0,44	1,98 Ab ±0,16	1,64 Ab ±0,29	0,99 Ab ±0,31	2,09 Ab ±0,45	2,09 Ab ±0,26	1,64 Ab ±0,06	1,05 Ab ±0,29	1,03 Ab ±0,28	1,98 Ab ±0,37
PDE	8,65 Aa ±2,88	2,68 Abc ±0,32	2,98 Ab ±0,43	1,79 Abc ±0,80	1,51 Abc ±0,36	1,31 Abc ±0,26	2,27 Abc ±0,44	1,64 Abc ±0,44	1,60 Abc ±0,56	1,10 Abc ±0,22	0,87 Ac ±0,47	1,82 Abc ±0,09
						Estoque N (Mg ha^{-1})						
PC	0,018Cab ±0,015	0,003 Bb ±0,001	0,004 Bb ±0,001	0,015 Bab ±0,005	0,010 Bb ±0,001	0,019 Aab ±0,001	0,041 Aa ±0,007	0,001 Bb ±0,001	0,002 Bb ±0,001	0,004 Bb ±0,003	0,001 Bb ±0,000	0,019 Aab ±0,010
PM	0,010 Cb ±0,009	0,007 Bb ±0,003	0,016 Bab ±0,005	0,024 Bab ±0,006	0,015 ABab ±0,004	0,027 Aab ±0,001	0,048 Aa ±0,033	0,002 Bb ±0,001	0,003 Bb ±0,002	0,004 Bb ±0,004	0,002 Bb ±0,001	0,024 Aab ±0,013
PD	0,343 Aa ±0,129	0,074 Abc ±0,031	0,067 Abc ±0,010	0,069 Abc ±0,012	0,047 Abc ±0,009	0,032 Ac ±0,011	0,083 Ab ±0,021	0,072 Abc ±0,010	0,052 Abc ±0,009	0,040 Abc ±0,017	0,037 Abc ±0,008	0,049 Abc ±0,019
PDE	0,230 Ba ±0,088	0,064 Abc ±0,020	0,090 Ab ±0,019	0,044 ABbc ±0,020	0,045 Abc ±0,002	0,052 Abc ±0,006	0,070 Ab ±0,014	0,050 Abc ±0,013	0,049 Abc ±0,014	0,034 Abc ±0,003	0,027 Ac ±0,015	0,043 Abc ±0,008

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O sistema plantio direto possibilita maior estocagem de C no compartimento resíduos vegetais, quando comparado ao plantio convencional (FREITAS et al., 2000), estando de acordo com os resultados obtidos neste trabalho.

2.3.3.4 Parâmetros bioquímicos e índices de decomponibilidade dos resíduos culturais

Os conteúdos de C e N e os parâmetros bioquímicos dos resíduos vegetais como: teores de lignina, celulose, hemicelulose e carboidratos solúveis estão apresentados na Tabela 14. Os índices de suscetibilidade à decomposição microbiana foram propostos na tentativa de predizer a taxa e o padrão de decomposição dos resíduos.

Os índices testados foram calculados com base nas concentrações dos constituintes químicos dos resíduos em todos os tratamentos estudados. As amostragens dos resíduos para estas análises foram realizadas em outubro/2003, quando o tipo de material vegetal predominante no campo era aveia branca; em maio/2004 com resíduos de soja e em novembro/2004 após a colheita do trigo.

A coleta em outubro/2003 foi realizada cinco dias após a rolagem da aveia branca, em maio/2004 foi realizada 15 dias após a colheita da soja e em novembro/2004, 10 dias depois da colheita do trigo (Tabela 1). Nestas datas, os resíduos culturais encontravam-se secos e constituídos, quase que na totalidade, por colmos, os quais são compostos praticamente de lignina e celulose.

Os teores de lignina variaram de 104 a 168 g kg^{-1} entre os tratamentos nos resíduos de aveia branca (outubro/2003), de 150 a 194 g kg-1 na soja (maio/2004) e de 93 a 233 g kg^{-1} no trigo (novembro/2004). Nos resíduos de aveia branca, os teores de lignina foram menores em comparação aos de soja e trigo em todos os tratamentos, exceto no PC. Variações nos teores de lignina de diferentes resíduos foram observados por Herman et al. (1977); Cortez et al. (1996) e Hoorens et al. (2003).

Nos resíduos culturais de soja (maio/2004) e trigo (novembro/2004), os teores de lignina foram maiores do que nos de aveia branca, em decorrência dos

colmos das plantas possuírem elevado conteúdo de lignina e esses resíduos serem formados quase que na sua totalidade por colmos, pois as folhas se decompõem rapidamente devido a sua baixa relação C:N (Tabela 14).

Tabela 14 – Parâmetro bioquímico dos resíduos vegetais de aveia-branca (outubro/03), soja (maio/04) e trigo (novembro/04) nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE). Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão (1)

Tratamentos	Out/2003	Maio/2004	Nov/2004	Out/2003	Maio/2004	Nov/2004
	---------- Lignina (g kg^{-1}) ----------			---------- Celulose (g kg^{-1}) ---------		
PC	168 ± 11 Aa	150 ± 30 Aab	93 ± 17 Bb	359 ± 117	330 ± 30	408 ± 14
PM	122 ± 12 Ab	194 ± 23 Aa	162 ± 18 ABab	414 ± 49	294 ± 19	311 ± 50
PD	146 ± 33 Ab	193 ± 1 Aab	216 ± 7 Aa	334 ± 30	333 ± 49	332 ± 9
PDE	104 ± 13 Ab	159 ± 12 Ab	233 ± 15 Aa	375 ± 41	355 ± 73	291 ± 14
	---------- Hemicelulose (g kg^{-1}) ---------			---------- C:N ----------		
PC	306 ± 16 Aa	133 ± 19 Bb	289 ± 8 Aa	52 ± 7	25 ± 6	55 ± 2
PM	274 ± 28 Aa	213 ± 23 Ab	282 ± 29 Aa	54 ± 2	30 ± 12	55 ± 17
PD	308 ± 31 Aa	216 ± 36 Ab	273 ± 19 Aa	35 ± 5	25 ± 2	43 ± 8
PDE	275 ± 21 Aa	155 ± 17 Bb	277 ± 21 Aa	38 ± 4	33 ± 3	43 ± 6
	----------Teor C (g kg^{-1}) ----------			---------- Teor N (g kg^{-1}) ----------		
PC	407 ± 23	427 ± 8	409 ± 1	8 ± 1 Ab	17 ± 1 Aa	7 ± 1 Ab
PM	423 ± 13	409 ± 12	411 ± 8	7 ± 0,5 Ab	17 ± 5 Aa	8 ± 3 Ab
PD	414 ± 6	403 ± 18	396 ± 10	12 ± 1 Ab	15 ± 4 Aa	10 ± 2 Ab
PDE	398 ± 10	420 ± 8	405 ± 2	11 ± 1 Aa	13 ± 1 Aa	10 ± 1 Aa
	------- Carboidratos solúveis – CHOtt ------ (mL 100 mL)					
PC	53 ± 1 Aa	99 ± 19 Aa	93 ± 21 ABa			
PM	47 ± 1 Ab	58 ± 12 Ab	142 ± 100 Aa			
PD	82 ± 9 Aa	54 ± 6 Aa	57 ± 10 Ba			
PDE	100 ± 35 Aa	54 ± 22 Aa	59 ± 17 Ba			

(1) Médias seguidas da mesma letra nas colunas, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tian et al. (1992) após análise dos teores de lignina e relação C:N de diferentes resíduos vegetais, observaram que as leguminosas continham em torno de 16,8% de teor de lignina, e a palhada de gramíneas 5%.

Entre os tratamentos estudados, pouca diferença se observou nos teores de lignina, apenas os resíduos de trigo (novembro/2004) no PC foram menores que os demais tratamentos.

As concentrações de celulose variaram de 291 a 414 g kg^{-1}, porém não foram observadas diferenças na análise de variância dos teores de celulose entre os tratamentos e as épocas amostradas.

Os teores de hemicelulose apresentaram diferenças nítidas entre as épocas amostradas. Os resíduos de soja coletados em maio/2004 foram menores e diferentes estatisticamente dos de aveia branca e trigo. Entre os tratamentos, houve pouca diferença nos valores dessa variável.

A relação C:N de resíduos culturais de aveia-branca encontra-se na faixa de 35 a 53, estando de acordo com resultados obtidos por Calegari et al. (1993). Esperava-se que o PD e PDE tivessem variabilidade maior na relação C:N, devido à permanência de resíduos de culturas antecessoras da aveia branca, principalmente o milho. Não houve diferença entre os tratamentos e as épocas (Tabela 14).

Os teores de C dos resíduos culturais não apresentaram diferença entre as épocas e tratamentos estudados.

O teor de N dos resíduos da soja foram, praticamente, o dobro da aveia branca e do trigo, pelo fato da soja fixar o N atmosférico simbioticamente (Tabela 14); não se observaram diferenças significativas entre as médias das épocas amostradas.

Em resultados encontrados sobre decomposição de materiais vegetais, geralmente o teor de lignina é somado à composição bioquímica, como teor de N (MELILO et al., 1982) e relação C:N (CARPENTER-BOGGS et al., 2000), além de fatores climáticos (MEENTEMEYER, 1978; TIAN et al., 1992; HEAL et al., 1997; TRINSOUTROT et al., 2000; SILVER; MYIA, 2001).

A taxa de decomposição dos resíduos vegetais é significativamente correlacionada com o tipo de material, com características específicas quanto à concentração de nutrientes e idade do vegetal (HOORENS et al., 2003).

As transformações líquidas do N no solo (mineralização) são indicadas pela relação C:N dos resíduos culturais, pois sua qualidade (concentrações de polifenóis, lignina e celulose) pode influenciar apenas na fase inicial da decomposição e mineralização do N (TRINSOUTROT, 2000).

A concentração de carboidratos solúveis (CHOtt) nos resíduos culturais, variou entre 47 e 142 mL 100 mL. Entre os tratamentos, somente em novembro/2004 o PD e PDE apresentaram valores menores e diferentes, estatisticamente, do PC e PM. Comparando as diferentes épocas e tipo de resíduos, foi observada maior concentração de carboidratos solúveis nos resíduos de trigo no tratamento PM.

Tabela 15 – Índices de decomponibilidade dos resíduos vegetais de aveia branca (outubro/2003), soja (maio/2004) e trigo (novembro/2004). Os resultados representam a média (n=3) ±desvio padrão (1)

Tratamentos	Out/2003	Maio/2004	Nov/2004
	Quociente holocelulose/lignocelulose – QCL (mL 100 mL^{-1})		
Plantio Convencional	0,80 ± 0,12 Aab	0,76 ± 0,04 Ab	0,88 ± 0,02 Aa
Preparo Mínimo	0,85 ± 0,02 Aa	0,72 ± 0,04 Ab	0,79 ± 0,00 Bab
Plantio Direto	0,81 ± 0,03 Aa	0,74 ± 0,01 Aa	0,74 ± 0,00 Ba
Plantio Direto Escarificado	0,86 ± 0,02 Aa	0,76 ± 0,03 Ab	0,71 ± 0,00 Bb
	Índice ligno-celulósico – ILC (mL 100 mL^{-1})		
Plantio Convencional	0,32 ± 0,20 Aa	0,31 ± 0,06 Aa	0,19 ± 0,03 Ba
Preparo Mínimo	0,23 ± 0,04 Ab	0,40 ± 0,04 Aa	0,34 ± 0,01 Aab
Plantio Direto	0,30 ± 0,07 Aa	0,37 ± 0,03 Aa	0,39 ± 0,01 Aa
Plantio Direto Escarificado	0,22 ± 0,04 Ab	0,31 ± 0,05 Aab	0,44 ± 0,00 Aa
	Índice de decomponibilidade – ID (mL 100 mL^{-1})		
Plantio Convencional	114,23 ± 52,55 Aa	39,53 ± 17,10 Ab	53,79 ± 11,56 Bab
Preparo Mínimo	95,36 ± 11,32 Aa	76,11 ± 26,76 Aa	92,53 ± 60,34 ABa
Plantio Direto	58,99 ± 24,58 Ab	67,16 ± 8,87 Aab	122,37 ± 29,04 ABa
Plantio Direto Escarificado	40,89 ± 7,66 Ab	73,82 ± 16,32 Ab	137,73 ± 49,83 Aa

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Nos meses de outubro/2003 (aveia branca) e maio/2004 (soja) não houve diferença estatística do Quociente holocelulose/lignocelulose (QCL) entre os tratamentos estudados. A diferença ocorreu em novembro/2004 com os resíduos de trigo, quando o plantio convencional apresentou o menor valor comparado aos demais tratamentos (Tabela 15).

O tratamento PC apresentou maior valor de QCL nos resíduos de trigo (novembro/2004) em comparação a maio/2004 (soja) e outubro/2003 (aveia branca). No PM e PDE, os resíduos de aveia branca (outubro/2003) tiveram maior valor e diferiram estaticamente dos resíduos de soja e trigo. O PD não apresentou diferença na análise de variância do QCL entre as épocas e resíduos estudados (Tabela 15).

Em outubro/2003 e maio/2004 não houve diferença estatística entre os tratamentos nos valores do Índice ligno-celulósico (ILC) e do Índice de decomponibilidade (ID). Somente em novembro/2004 com resíduos de trigo, o PC apresentou valores menores e diferentes estatisticamente que os demais tratamentos para os dois índices. Esse tratamento não apresentou diferença no ILC entre as épocas amostradas, indicando os conteúdos de celulose e lignina, permaneceram iguais estatisticamente nas diferentes épocas amostradas.

As pequenas variações dos Idices propostos são decorrentes dos valores muito próximos dos teores quantificados.

2.3.4 Fluxos de gases do efeito estufa

2.3.4.1 Fluxos de dióxido de carbono (CO_2) do solo x horário

As emissões de C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1}) do solo nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) foram determinadas em três horários de coleta (8, 12 e 17h para representar períodos de temperatura mínima, intermediária e máxima).

As médias das emissões de C-CO_2 do solo variaram de 24 a 248 mg m^{-2} h^{-1} (ANEXO F). A grande variabilidade entre os tratamentos e repetições é usualmente observada em trabalhos científicos realizados em ecossistemas tropicais e temperados.

Os tratamentos estudados não apresentaram diferença significativa entre as médias anuais nos horários 8:00, 12:00h e 17:00h. Logo, esses dados revelam ser indiferente o horário de coleta de amostras de gases nesta região.

Tabela 16 - Médias anuais das emissões de C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1}) nos tratamentos estudados nos três horários de coleta. Os resultados representam a média (n=36) ± desvio padrão

Tratamentos	8:00 h	12:00 h	17:00 h
		C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1})	
Plantio Convencional	82,12 ± 43,05	101,32 ± 60,68	107,75 ± 57,92
Preparo Mínimo	83,36 ± 48,49	102,01 ± 41,13	108,28 ± 60,43
Plantio Direto	85,98 ± 44,65	85,97 ± 46,18	78,16 ± 45,49
Plantio Direto Escarificado	85,97 ± 43,14	98,57 ± 45,79	78,08 ± 46,97

A análise de variância da interação tratamento x época x horário não apresentou variação estatística significativa (ANEXO F).

Não foi observada correlação significativa entre a emissão de C-CO_2 com o ciclo diário da temperatura, tanto do solo quanto ambiente, assim como com a WFPS.

2.3.4.2 Fluxos de óxido nitroso (N_2O) do solo x horário

Assim como para o C-CO_2, as determinações dos fluxos de N-N_2O (μg m^{-2} h^{-1}) do solo nos tratamentos estudados foram realizadas três vezes ao dia, em quatro tempos de incubação (0, 5, 10 e 20 minutos), sendo que médias anuais das emissões de N-N_2O nos diferentes horários de coleta não apresentaram diferença na análise de variância entre os tratamentos.

Tabela 17 - Médias anuais das emissões de $N\text{-}N_2O$ ($\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$) do solo nos tratamentos estudados nos três horários de coleta. Os resultados representam a média (n=36) ± desvio padrão (1)

Tratamentos	8:00 h	12:00 h	17:00 h
		$N\text{-}N_2O$ ($\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$)	
Plantio Convencional	15,91 ± 7,39	16,87 ± 6,04	20,73 ± 9,30
Preparo Mínimo	20,57 ± 8,81	19,53 ± 8,92	19,29 ± 10,63
Plantio Direto	17,87 ± 11,06	20,86 ± 13,08	16,94 ± 11,43
Plantio Direto Escarificado	15,35 ± 8,95	20,18 ± 8,06	21,08 ± 11,32

A Tabela 18 representa as emissões de $N\text{-}N_2O$ do solo nos tratamentos estudados durante as épocas amostradas nos diferentes horários de coleta (8:00, 12:00 e 17:00). As emissões de $N\text{-}N_2O$ variaram de 3 a 53 $\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$.

Na denitrificação, a variabilidade espacial pode ser atribuída às condições anaeróbicas + aumento na respiração + introdução de matéria orgânica decomponível para os microrganismos do solo, associados com elevadas concentrações locais de matéria orgânica, nitrato e condições do solo (CHRISTENSTEN; TIEDJE, 1998).

A variabilidade espacial, em todos os tratamentos, mostrou diferenças nas emissões de $N\text{-}N_2O$ com valores médios de desvio padrão de 1 a 31, o que reflete a heterogeneidade natural do solo. Carran et al. (1995) em condições similares de campo também encontraram uma elevada variabilidade nas emissões de $N\text{-}N_2O$.

Tabela 18 - Emissões de N-N_2O (µg m^{-2} h^{-1}) do solo nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) nos três horários de coleta. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão (1)

Trat.	out/03	nov/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	maio/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	nov/04
						8:00 horas						
	19 ± 11 A	21 ± 19 A	20 ± 5 A	5 ± 3 A	28 ± 10 A	8 ± 1 A	5 ± 2 A	17 ± 5 A	25 ± 11 A	15 ± 4 A	10 ± 4 B	18 ± 2 A
PC						*12:00 horas*						
	24 ± 10 A	21 ± 15 A	23 ± 5 A	15 ± 13 A	9 ± 5 B	22 ± 16 A	6 ± 5 A	17 ± 10 A	14 ± 7 A	12 ± 2 A	20 ± 6 AB	20 ± 5 A
						17:00 horas						
	25 ± 5 A	20 ± 10 A	37 ± 13 A	3 ± 1 A	19 ± 9 AB	16 ± 9 A	15 ± 9 A	23 ± 4 A	23 ± 9 A	14 ± 3 A	32 ± 6 A	14 ± 3 A
						8:00 horas						
	35 ± 3 A	17 ± 12 B	31 ± 29 A	21 ± 16 A	32 ± 8 A	24 ± 11 A	12 ± 7 A	7 ± 2 A	14 ± 5 A	23 ± 11 A	20 ± 9 A	12 ± 5 A
PM						*12:00 horas*						
	20 ± 14 A	35 ± 3 A	16 ± 12 A	7 ± 6 A	37 ± 13 A	17 ± 14 A	10 ± 2 A	24 ± 12 A	15 ± 11 A	14 ± 5 A	21 ± 5 A	19 ± 2 A
						17:00 horas						
	25 ± 4 A	41 ± 30 A	15 ± 7 A	5 ± 4 A	28 ± 22 A	15 ±6 A	6 ± 5 A	20 ± 1 A	32 ± 13 A	13 ± 6 A	17 ± 4 A	16 ± 2 A
						8:00 horas						
	29 ± 11 A	39 ± 23 A	14 ± 12 A	25 ± 9 A	26 ± 17 B	15 ± 6 A	3 ± 2 A	6 ± 3 A	26 ± 7 A	17 ± 10 A	5 ± 1 A	11 ± 1 A
PD						*12:00 horas*						
	28 ± 5 A	28 ± 18 AB	28 ± 7 A	15 ± 4 A	53 ± 7 A	10 ± 5 A	6 ± 4 A	11 ± 4 A	30 ± 2 A	10 ± 3 A	17 ± 3 A	17 ± 4 A
						17:00 horas						
	11 ± 2 B	15 ± 11 B	23 ± 20 A	11 ± 8 A	49 ± 21 A	10 ± 5 A	10 ± 2 A	10 ± 3 A	26 ± 8 A	9 ± 3 A	17 ± 1 A	13 ± 3 A
						8:00 horas						
	20 ± 11 B	32 ± 3 A	5 ± 2 A	26 ± 22 A	26 ± 7 A	11 ± 6 A	7 ± 2 B	9 ± 6 A	13 ± 6 A	7 ± 4 A	9 ± 6 B	19 ± 3 A
PDE						*12:00 horas*						
	28 ± 18 AB	31 ± 29 A	17 ± 3 A	22 ± 3 A	33 ± 4 A	11 ± 10 A	23 ± 9 A	12 ± 7 A	18 ± 4 A	8 ± 2 A	15 ± 2 AB	27 ± 3 A
						17:00 horas						
	41 ± 20 A	19 ± 3 A	8 ± 6 A	30 ± 6 A	37 ± 2 A	13 ± 6 A	17 ± 15 AB	5 ± 3 A	20 ± 10 A	12 ± 2 A	31 ± 15 A	20 ± 4 A

(1) Médias seguidas da mesma letra nas colunas, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

.3.4.3 Fluxos de dióxido de carbono (CO_2) do solo x época

As emissões de C-CO_2 do solo variaram entre os tratamentos durante o período amostrado. As médias anuais das emissões de C-CO_2 do solo durante o período amostrado nos tratamentos PC e PM (97 e 98 mg m^{-2} h^{-1}, respectivamente) foram maiores quando comparados com o PD e PDE (83 e 88 mg m^{-2} h^{-1}, respectivamente), porém iguais estatisticamente. As menores emissões ocorreram a partir de abril/04, coincidindo com a diminuição da temperatura ambiente (Figura 2) e do solo (Figura 8), voltando a aumentar a partir de setembro/04, coincidindo com aumento das temperaturas.

Os meses de janeiro e fevereiro/2004 apresentaram as maiores emissões de C-CO_2 nos tratamentos PC e PM, meses nos quais ocorreram as maiores temperaturas ambientes (Figura 2) do período amostrado (ANEXO G).

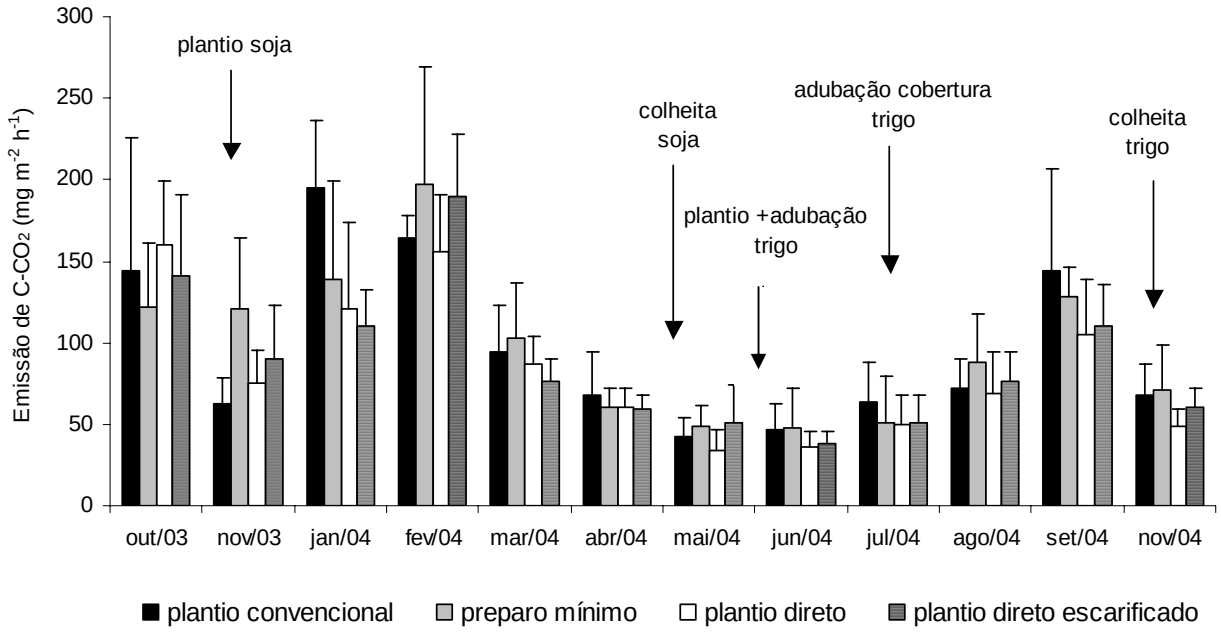

Figura 11 - Emissão de C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1}) do solo nos tratamentos estudados durante o período amostrado. Os dados representam a média (n=9) ± desvio padrão

Em novembro/2003 e janeiro/2004 foram as únicas épocas em que ocorreu diferença estatística entre os tratamentos.

O PC e PD apresentaram as menores emissões de C-CO_2 em novembro/2003 (62 e 75 mg m^{-2} h^{-1}, respectivamente); e o PC teve a maior emissão em janeiro/2004 (194 mg $m^{-2}h^{-1}$), e diferente estatisticamente do PM (139 mg $m^{-2}h^{-1}$), PD (121 mg $m^{-2}h^{-1}$) e PDE (110 mg $m^{-2}h^{-1}$).

No tratamento PD a maior emissão ocorreu em outubro/2003 (160 mg $m^{-2}h^{-1}$) e no PDE em fevereiro/2004 (141 mg $m^{-2}h^{-1}$). Em outubro/2003 isso pode ser explicado pela ocorrência de chuva na data da coleta, preenchendo os espaços porosos do solo e facilitando a difusão do gás. Em fevereiro/2004, o aumento das emissões pode estar relacionado à respiração do solo, que resulta da soma das respirações das raízes das plantas, dos microrganismos e da fauna do solo.

Todos os tratamentos eliminam a respiração da planta até o ressurgimento de novas plantas. Com o estabelecimento das plantas (soja) a partir de novembro/2003, a respectiva respiração tornou-se a soma das respirações da raiz das plantas e a dos organismos do solo. Isso explica o aumento das emissões de C-CO_2 até fevereiro/2004 em todos os tratamentos.

A adubação ocorrida no plantio do trigo com NPK (junho/2004) e a de cobertura com uréia (julho/2004), não influenciaram as emissões de C-CO_2 do solo (Figura 11).

Os meses de novembro/2003, junho/2004 e novembro/2004 apresentaram uma tendência de redução nas emissões de C-CO_2 (Figura 11) apesar da adição de resíduos vegetais em todos os tratamentos em decorrência da colheita das culturas. Esta redução está associada à retirada das culturas, fazendo com que a respiração do solo seja apenas representada pela da biomassa microbiana + fauna do solo.

Victoria et al. (1992) relatam que a adição de quantidades elevadas de resíduos culturais com alta relação C:N, proporciona aos microorganismos que atuam na decomposição da MOS, uma multiplicação gradativa, produzindo CO_2 em grandes quantidades. Entretanto a continuidade do processo de decomposição diminui a relação C:N do solo, uma vez que o C está sendo perdido na forma de CO_2 e o N imobilizado pela biomassa microbiana.

2.3.4.4 Fluxos de óxido nitroso (N_2O) do solo x época

As emissões de N-N_2O do solo apresentaram grande variabilidade durante o período amostrado em todos os tratamentos estudados (Figura 12).

As médias anuais das emissões de N-N_2O do solo durante o período amostrado foram de 18, 20, 19, e 19 $\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$ para os tratamentos PC, PM, PD e PDE, respectivamente (ANEXO H). Mesmo sabendo-se que o solo, às vezes, age como um dreno de N_2O, segundo Mahmood et al. (1998) e Teira-Esmatges et al. (1998), não houve evidências de fluxos negativos (absorção).

O tratamento PC não apresentou diferença estatística entre as épocas de coleta durante o período amostrado.

Apesar de não apresentar correlação significativa entre temperatura do solo e ambiente com as emissões de N-N_2O, as menores emissões ocorreram no PM em fevereiro e maio/2004 (ANEXO H), sendo em maio, coincidindo com baixa temperatura, porém elevada precipitação (Figura 2).

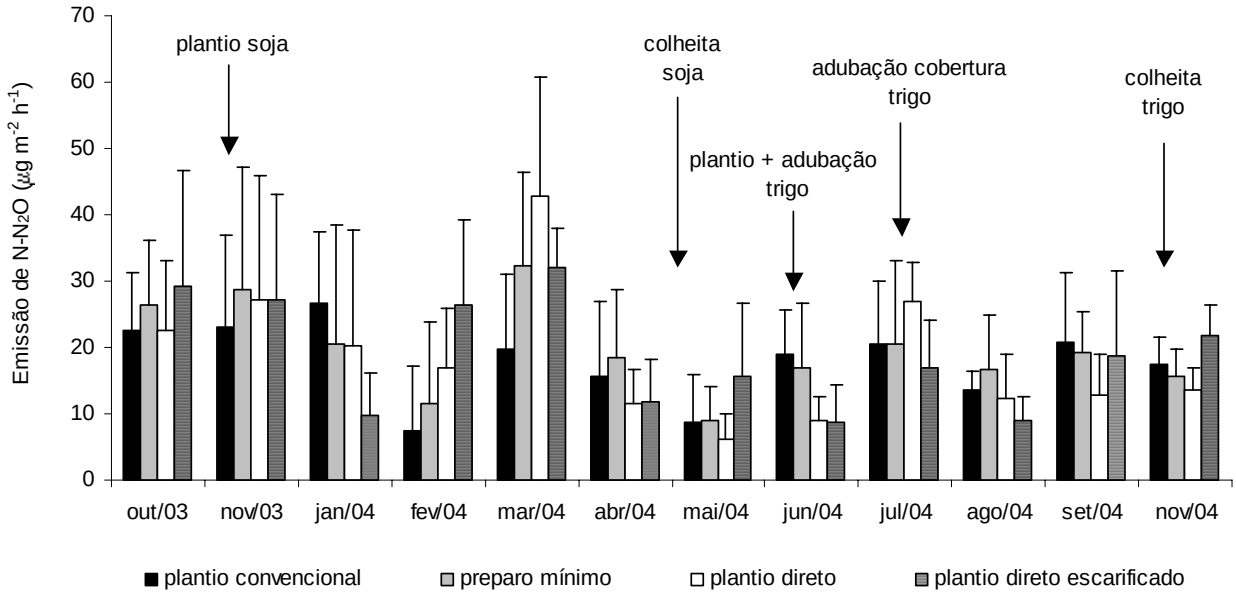

Figura 12 - Emissão de N-N_2O ($\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$) do solo nos tratamentos estudados durante o período estudado. Os dados representam a média (n=9) $\pm$ desvio padrão

Diversas variáveis têm sido usadas por outros pesquisadores como pré-indicadores de emissões de N_2O, como reservatórios inorgânicos de N (MATSON et al., 1989), taxas de mineralização de N (MATSON; VITOUSEK, 1990) e % WFPS (DAVIDSON et al., 2000; GARCIA-MONTIEL et al., 2001; WEITZ et al., 2001). Nenhuma dessas variáveis foi correlata com as emissões de N_2O nesta pesquisa. Em ambientes muito dinâmicos, como nos manejos de gradagem e plantio direto, outros parâmetros como a disponibilidade de C lábil podem ser importantes (LI et al., 1999).

Os tratamentos PD e PDE mantiveram a tendência de redução das emissões de óxido nitroso com redução da temperatura, porém seus valores são mais homogêneos que os dos tratamentos PC e PM. Choudhary et al. (2002) observaram que as menores emissões de N-N_2O coincidiram primeiramente com solo seco, e em segundo lugar com as menores precipitações e altas temperaturas durante o verão, os quais são alguns pontos-chave controladores da denitrificação, como se observou neste trabalho.

O mês de março/2004 apresentou os maiores valores de emissão de N-N_2O em todos os tratamentos, exceto no PM que foi observado em novembro/2003, sendo estas diferentes estatisticamente das outras épocas amostradas. Este pico de emissão em março/2004 pode estar relacionado à elevada concentração de nitrato no solo.

Segundo Firestone e Davidson (1989) em ambientes expostos à atmosfera, como o solo, a disponibilidade do O_2 é o fator limitante. Quando zonas anaeróbicas ocorrem em solos não fertilizados a disponibilidade de NO_3^- pode dominar a desnitrificação; entretanto, em solos com aplicação de fertilizantes nitrogenado a disponibilidade do C pode limitar da desnitrificação.

A incorporação de resíduos vegetais ao solo nos meses de outubro/2003 (aveia branca), maio/2004 (soja) e novembro/2004 (trigo) nos tratamentos PC e PM não promoveu o aumento nas emissões de N-N_2O (Figura 12), nem apresentou correlação significativa entre estas variáveis. Khalil et al. (2001), em estudo de incubação com palha de trigo, observaram quedas nos picos de emissão de N-N_2O após o segundo dia de incubação, provavelmente relacionados à elevada relação C:N dos resíduos, resultando na imobilização, diminuindo a quantidade de NO_3^- disponível para denitrificação.

No mês de junho/2004 ocorreu a semeadura + adubação do trigo (NPK), e se observou um aumento na emissão de N-N_2O em relação a maio/2004 nos tratamentos PC (9 para 19 μg m^{-2} h^{-1}) e PM (9 para 17 μg m^{-2} h^{-1}), nos quais não havia resíduos culturais sobre o solo e o adubo teve contato direto com o mesmo (Figura 13), sendo diferentes estatisticamente que PD (8 μg m^{-2} h-1) e PDE (9 μg m^{-2} h^{-1}).

Em julho/04 as emissões continuaram aumentando no PC e PM, provavelmente devido à adubação nitrogenada de cobertura do trigo e elevados teores de água no solo nesta época (Figura 12), apesar de não ter sido observada diferença estatística (ANEXO H).

Carmo et al. (2005) trabalhando em Rondônia, verificaram que os tratamentos plantio direto de arroz (42 kg ha^{-1} de N aplicado via fertilizante) e de soja (sem adubação nitrogenada), apesar de terem recebido quantidades bem diferentes de N aplicado via fertilizante, apresentaram emissões bem próximas de N_2O.

Nos tratamentos PD e PDE as emissões tiveram um aumento significativo em julho/2004, comparadas ao mês anterior, de 8 para 27 μg m^{-2} h^{-1} no PD e no PDE de 9 para 17 μg m^{-2} h^{-1}. Isso provavelmente devido à ocorrência de chuva neste mês, facilitando a penetração do adubo através da camada de palha e a adubação de cobertura com uréia (Figura 12), além da elevada umidade do solo (Figura 9). Porém, não houve diferença estatística entre os tratamentos nesta época.

Em outro estudo realizado em Rondônia, a variação das taxas de emissão das áreas manejadas foi muito ampla: 1 a 357 μg N m^{-2} h^{-1} e 6 a 326 μg N m^{-2} h^{-1} nos tratamentos gradagem e plantio direto, respectivamente. O pico de emissão nos tratamentos gradagem e plantio direto ocorreu após a fertilização. No geral, as perdas de N_2O após a fertilização foram elevadas, sendo que o pico no fluxo de N_2O seguiu-se após a primeira grande chuva e a aplicação do fertilizante (PASSIONATO et l., 2003).

A utilização de leguminosas em sistemas de rotação de culturas é uma estratégia que deve ser considerada, quanto a seu efeito no acúmulo de matéria orgânica (BAYER et al., 2000), como também na substituição parcial dos fertilizantes minerais pelo N fixado simbioticamente, resultando na diminuição das emissões de N-N_2O (AMADO et al., 2001).

A maior freqüência de emissões de N-N_2O ocorreu quando a WFPS estava, em média, em 60% (Figura 13), porém a correlação não foi significativa, coincidindo com resultados encontrados por Ishizuka et al. (2005).

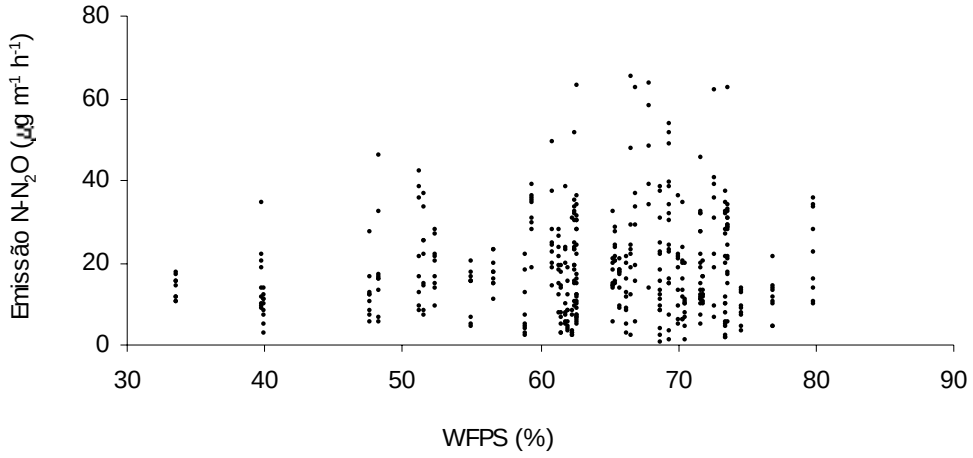

Figura 13 - Emissões de N-N_2O ($\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$) do solo durante o período amostrado (outubro/2003 a novembro/2004) em função da WFPS (%)

Trabalhos conduzidos a campo relataram que as altas taxas de emissões de óxido nitroso, geralmente ocorreram quando o solo apresentava WFPS de aproximadamente 60%, dificultando a difusão do O_2 no solo e propiciando a formação de ambientes anaeróbicos (CHANG et al., 1998; KESSAVALOU et al., 1998).

As emissões de N-N_2O predominam quando o conteúdo de água é de 30%. Em solos com umidade mais baixa ocorre, preferencialmente, emissões de NO e em condições de alta umidade o N pode ser reduzido até N_2 (DRURY et al.,1992).

A taxa de produção de N_2O por nitrificação geralmente ocorre com WFPS menor que 40%, mas aumenta rapidamente quando o conteúdo de água varia de 55 a 65%. Com a WFPS acima de 60%, o aumento no conteúdo de água limita a difusão do oxigênio e promove a denitrificação, que leva à formação tanto de N_2O quanto de N_2 sendo que o último torna-se a forma dominante de perdas de N com a WFPS entre 80-90% (DALAL et al., 2003).

Geralmente, as taxas de denitrificação aumentam com a elevação do conteúdo de NO_3^- no solo sob condições favoráveis a denitrificação (exemplo alta umidade) e quando fatores como temperatura e C orgânico disponível não são limitantes (DALAL et al., 2003).

No mês de agosto/2004 houve um decréscimo nas emissões de N-N_2O em todos os tratamentos (Figura 12), porém apenas o PDE foi diferente estatisticamente de junho/2004. Isso pode ser explicado pela redução dos teores de água no solo durante esse período (Figura 9). As emissões de N-N_2O geralmente estão associadas às fertilizações e muito dependentes da ocorrência de chuvas, particularmente no PD e em solos compactados (BALL et al., 1999).

O carbono orgânico pode afetar a produção de N_2O porque é usado por microrganismos denitrificantes e também como uma fonte de energia para outros microrganismos heterotróficos; neste caso, podem ser produzidos micro-sítios anaeróbicos no solo, sempre que a demanda por oxigênio biológico exceder o suprimento.

O aumento dos estoques de C e N do solo não promoveu amento das emissões de N-N_2O em nenhum dos tratamentos estudados. Alguns estudos têm apontado que o seqüestro de C e aumento dos agregados no solo, favorece o aumento da microporosidade que, aliado ao alto teor de umidade, poderá originar condições redutoras ocasionando incrementos das emissões de N-N_2O dos solos (DRURY et al., 2004).

2.3.4.5 Fluxos de dióxido de carbono (CO_2) do solo x preparo do solo

Durante o mês de maio (15 dias após a colheita da soja) houve o preparo do solo nos tratamentos plantio convencional (PC), realizado com uma aração para atingir 20 cm de profundidade, seguido de duas gradagens niveladoras e do preparo mínimo (PM), realizado através de duas gradagens leves para atingir 15 cm de profundidade, seguido de duas gradagens niveladoras. Nesta ocasião, foi realizada uma coleta antes do preparo solo (24 h antes) e quatro coletas após o preparo (3, 10, 14 e 19 h após).

Antes do preparo já foi observada uma grande variação nas emissões de C-CO_2. No PC, a aração do solo resultou em um aumento na emissão de C-CO_2 de 42,61 mg m^{-2} h^{-1} (24 horas antes do preparo) para 48,46 mg m^{-2} h^{-1} (nas três primeiras horas após a aração), diminuindo a partir de 14 horas decorridas do preparo do solo (Figura 14). Porém, o preparo do solo nos tratamentos PC e PM não promoveu diferença estatística entre eles.

Alvarez et al. (2001) verificaram que o preparo do solo não produziu um aumento imediato nas emissões de C-CO_2, porém, aumentos significativos entre os tratamentos preparados, ocorreu de 6 a 13 dias após o manejo. Dados experimentais de Reicosky (1993) evidenciam que a perda de carbono, nas três primeiras horas após a aração, variou entre 260 e 670 mg m^{-2}, enquanto sob plantio direto foram emitidas 80 mg m^{-2}. Em períodos mais longos a perda de carbono em solos arados é seis a oito vezes superior ao plantio direto.

O preparo do solo no PM resultou no aumento da emissão de C-CO_2, de 49 para 63 mg m^{-2} h^{-1}, nas três primeiras horas. Após 10 horas do preparo, a emissão voltou para 49 mg m^{-2} h^{-1}, aumentando para 57 mg m^{-2} h^{-1}, 14 horas após o manejo.

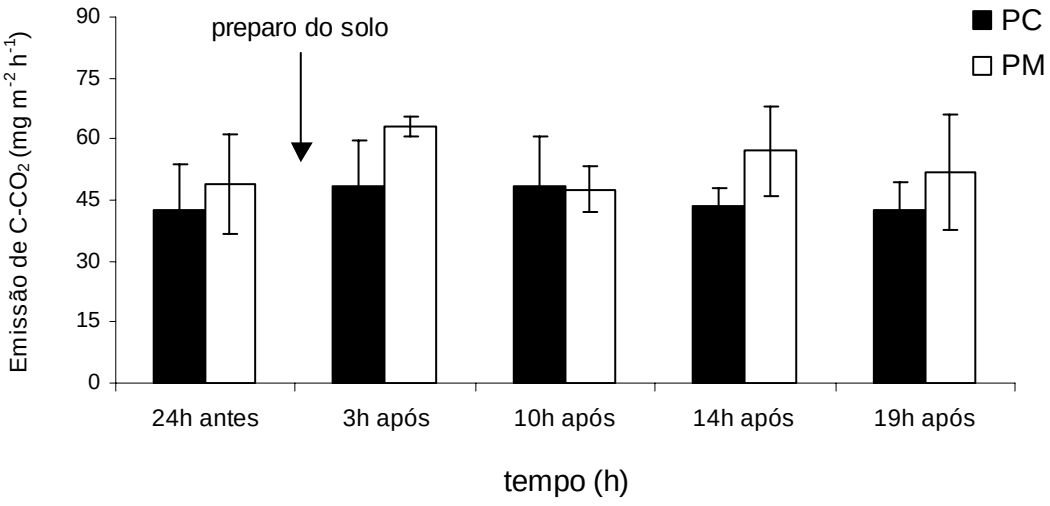

Figura 14 - Emissão de C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1}) do solo antes (24 horas) e após o preparo (3, 10, 14 e 19 horas) nos tratamentos plantio convencional (PC) e preparo mínimo (PM). Os valores representam a média (n = 3) $\pm$ desvio padrão

La Scala Jr et al. (2001) verificaram emissões médias de 38 mg m^{-2} h^{-1} nas duas primeiras semanas após o revolvimento do solo, contra 20 mg m^{-2} h^{-1} nos tratamentos onde o solo não foi revolvido.

Em tratamentos preparados, as emissões foram menores do que no plantio direto nos três primeiros dias de cultivo (ASLAM et al., 2000). Esses dados são similares aos encontrados por Hendrix et al. (1988), que observaram emissões mais elevadas no plantio direto do que no tratamento preparado com arado.

Passionato et al. (2003), comparando pastagem + gradagem e plantio direto, observaram uma relação íntima entre os distúrbios físicos e a elevação na emissão de CO_2 no tratamento com gradagem. Os maiores picos de CO_2 foram emitidos após três eventos de perturbação física no tratamento gradagem: dois eventos de gradagem (125 para 240 mg m^{-2} h^{-1} na primeira gradagem e de 240 para 270 mg m^{-2} h^{-1} na segunda gradagem) e um evento de semeadura (180 para 300 mg m^{-2} h^{-1}).

2.3.4.6 Fluxos de N_2O do solo x preparo do solo

A Figura 15 representa o acompanhamento dos fluxos de N-N_2O (μg m^{-2} h^{-1}) nos tratamentos PC e PM antes e após o preparo do solo realizado em maio/2004, para a semeadura do trigo.

O preparo do solo não promoveu diferença estatística das emissões de N-N_2O entre os tratamentos. No PC, até as três primeiras horas após o preparo, houve uma pequena tendência de aumento do fluxo de N-N_2O. Após 10 horas (14,18 μg m^{-2} h^{-1}) do preparo as emissões aumentaram, sendo a maior, após 19 horas da aração do solo (20,63 μg m^{-2} h^{-1}). No PM, a maior emissão ocorreu nas três primeiras horas após o preparo (11,22 μg m^{-2} h^{-1}), voltando a se estabilizar nas horas seguintes (Figura 15).

Kessavalou et al. (1998) sugeriram que para estimar fluxos anuais de gases do efeito estufa em agroecossistemas, as determinações dos fluxos precisavam ser realizadas tanto em condições críticas, como perto de operações de preparo e/ou

manejo, como em épocas de elevada umidade, além do monitoramento dos fluxos em condições normais de campo, o que coincide com as observações deste trabalho.

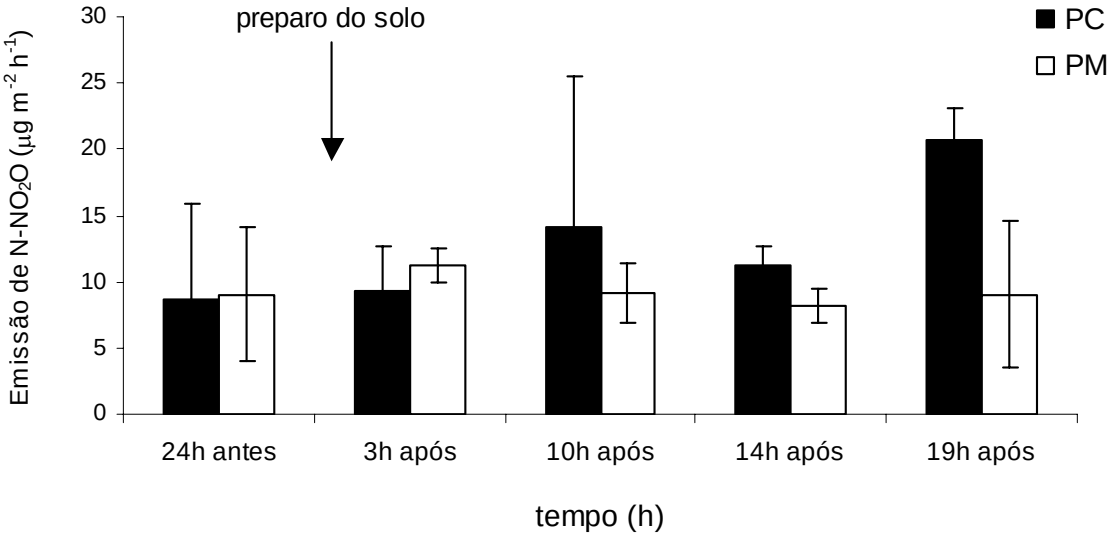

Figura 15 - Emissão de N-N_2O ($\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$) do solo antes (24 horas) e após o preparo (3, 10, 14 e 19 horas) nos tratamentos plantio convencional (PC) e preparo mínimo (PM). Os valores representam a média (n = 3) $\pm$ desvio padrão

Choudhary et al. (2002) relataram que as emissões após o preparo do solo e instalação da cultura da aveia no mês de abril, mostraram um aumento de 55% no plantio convencional, quando comparado ao plantio direto.

2.3.4.7 Gases do efeito estufa (N_2O e CH_4) em carbono equivalente

Foi estabelecido um cálculo dos fluxos de N_2O e CH_4 expresso em carbono equivalente, levando-se em conta o potencial de aquecimento global de cada gás: o IPCC (2001) relatou o potencial de aquecimento em valores seculares horizontais de 23 para o CH_4 e de 296 para o N_2O. Isso significa que 1 kg de CH_4 e N_2O, em termos de forçamento radiativo, é equivalente a 8,36 e 126,86 kg de CO_2, respectivamente.

Tabela 19 - Fluxos dos gases do efeito estufa (N_2O e CH_4) e carbono -equivalente (N_2O + CH_4) nos tratamentos estudados durante o período de amostragem. Os valores representam a média (n=9) ± desvio padrão (1)

Trat.	out/03	nov/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	maio/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	nov/04
						N-N_2O ($\mu m^{-2} h^{-1}$)						
PC	23 Aa ±9	23 Aa ±14	27 Aa ±11	9 Ba ±7	20 Ba ±11	16 Aa ±11	9 Aa ±7	19 Aa ±7	20 Aa ±10	14 Aa ±3	21 Aa ±11	18 Ba ±5
PM	26 Aab ±10	29 Aa ±18	20 Aab ±18	12 Bb ±11	32 ABab ±14	19 Aab ±10	15 Ab ±5	17 ABab ±10	21 Aab ±12	17 Aab ±9	19 Aab ±6	16 Bab ±4
PD	23 Ab ±10	27 Aab ±19	20 Ab ±17	16 ABb ±9	43 Aa ±18	11 Ab ±5	6 Ab ±4	9 Bb ±4	27 Ab ±6	12 ABb ±7	13 Ab ±16	14 Bb ±3
PDE	29 Aab ±17	27 Aabc ±16	10 Adef ±6	26 Aabcde ±13	32 ABa ±6	12 Acdef ±6	16 A cdef ±11	9 Aef ±6	17 Abcdef ±7	9 Bf ±4	19 Abcdef ±13	22 Aabcd ±5
						C-CH_4 (mg m^{-2} h^{-1})						
PC	0,000 ±0,017	-0,019 ±0,038	-0,006 ±0,019	-0,041 ±0,036	0,004 ±0,012	0,006 ±0,011	-0,002 ±0,008	0,013 ±0,022	0,014 ±0,016	0,000 ±0,008	-0,008 ±0,006	0,008 ±0,024
PM	-0,006 ±0,020	-0,612 ±1,812	-0,016 ±0,039	-0,005 ±0,007	-0,003 ±0,016	0,003 ±0,017	-0,005 ±0,013	0,011 ±0,026	0,001 ±0,014	-0,003 ±0,013	-0,003 ±0,013	0,005 ±0,017
PD	0,002 ±0,021	0,016 ±0,024	-0,009 ±0,019	0,005 ±0,024	-0,005 ±0,015	-0,016 ±0,020	0,019 ±0,018	0,000 ±0,010	0,017 ±0,055	-0,008 ±0,014	-0,005 ±0,007	-0,008 ±0,015
PDE	-0,004 ±0,018	-0,006 ±0,026	0,003 ±0,028	0,002 ±0,020	-0,003 ±0,017	-0,001 ±0,014	-0,007 ±0,020	0,001 ±0,012	-0,001 ±0,004	-0,010 ±0,009	-0,014 ±0,004	-0,013 ±0,014
						C-eq (mg m^{-2} h^{-1})						
PC	6,98 Aa ±2,63	5,43 Aab ±4,27	7,08 Aa ±2,68	0,94 Bc ±1,56	3,65 Babc ±3,86	4,47 Abc ±2,99	2,42 Abc ±2,02	5,33 Aab ±1,62	5,69 Aab ±2,59	3,59 ABabc ±0,79	5,59 Aab ±2,88	5,03 Aab ±1,18
PM	8,36 Aab ±3,44	14,12 Aa ±13,79	5,58 Aab ±5,43	2,76 ABb ±3,24	8,91 ABab ±3,87	5,59 Aab ±3,14	2,52 Ab ±1,49	4,76 ABb ±2,75	5,45 Ab ±3,36	4,37 Ab ±2,25	5,11 Ab ±1,75	4,52 BCb ±1,15
PD	7,05 Ab ±3,22	8,78 Aab ±5,28	5,22 A b ±5,23	4,89 ABb ±2,86	15,28 Aa ±6,56	2,93 Ab ±1,54	2,22 Ab ±1,30	2,62 Bb ±1,09	7,64 Ab ±1,36	3,32 Bb ±1,05	3,60 Ab ±1,68	3,87 Cb ±0,85
PDE	8,94 Aab ±5,43	9,22 Aa ±5,80	3,06 Aabc ±1,94	6,29 Aabc ±3,72	9,18 ABa ±1,51	3,39 Aabc ±2,02	4,35 Aabc ±2,91	2,65 Bbc ±1,83	4,87 Aabc ±2,01	2,29 Cc ±1,00	4,93 Aabc ±3,38	6,04 Aabc ±1,28

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os resultados mostram uma grande variabilidade como era esperado. As emissões de N-N_2O variaram de 7,38 a 42,77 µg m^{-2} h^{-1} entre os tratamentos durante o período amostrado. Os fluxos de C-CH_4 também apresentaram grandes diferenças, variando de –0,001 a 0,016 mg m^{-2} h^{-1}.

No mês de fevereiro/2004, época de desenvolvimento da cultura da soja, as emissões de N-N_2O diminuíram nos tratamentos PC e PM. A soja absorve mais nitrogênio do solo que as demais culturas, e o balanço de N (exportação – fixação) é negativo na cultura da soja.

Em março/2004, as emissões tiveram um aumento em todos os tratamentos, devido à ocorrência de chuva forte antes da coleta, preenchendo o espaço poroso do solo com água, forçando a saída de N_2O.

Os fluxos transformados em carbono equivalente foram baixos em todos os tratamentos e épocas, pois os gases, principalmente o CH_4, apresentaram fluxos negativos.

O manejo conservacionista do solo é uma solução a longo prazo, para o aquecimento global em termos de estocagem de C, apenas se incluir estratégias de mitigação de N_2O e CH_4.

3 CONCLUSÕES

A crescente preocupação com o impacto ambiental causado pelo processo de degradação do solo através do preparo convencional é responsável pelo surgimento de novas possibilidades e alternativas para compor sistemas agrícolas mais eficientes e apropriados aos recursos regionais, como é o caso do plantio direto. O sistema ideal preconiza atender as expectativas agronômicas, a preservação ambiental e a viabilidade econômica. No que se refere às alterações nos estoques de C e N, a decomposição dos resíduos culturais e às taxas de emissão de importantes gases do efeito estufa, relacionados à preservação da qualidade ambiental, este trabalho realizado em quatro sistemas de manejo: plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE), permitiu concluir que:

As mudanças nos estoques de C e N ocorreram, preferencialmente, na camada superior do solo (0-10 cm) em todos os tratamentos, e o PD apresentou os maiores valores médios de estoque de C e N (10 e 1 Mg ha^{-1}) devido à manutenção da cobertura vegetal aliada ao não revolvimento do solo. Os menores estoques foram observados no PC (7 e 0,44 Mg ha^{-1} de C e N, respectivamente), como efeito do preparo do solo com arações e gradagens e a incorporação dos resíduos culturais ao solo.

A maior taxa de seqüestro de C na camada 0-20 cm foi observada no PD: 0,66 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$, contra 0,55 e 0,46 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ no PM e PDE, respectivamente; na rotação aveia branca/soja/trigo e 15 anos de implantação dos sistemas de preparo;

A correção dos estoques de C e N do solo pelo método da massa não foi significativa, evidenciando que as densidades dos tratamentos não apresentarem diferenças relevantes.

As massas secas dos resíduos culturais e os estoques de C e N, apresentaram maiores valores nos tratamentos PD e PDE na época da colheita das culturas (outubro/2003, maio/2004 e novembro/2004), devido ao maior aporte de material vegetal nestas ocasiões e por estes sistemas promoverem a manutenção permanente da cobertura vegetal sobre o solo. Os teores de C dos resíduos culturais, mantiveram-se praticamente iguais no período amostrado sob a rotação de culturas

aveia branca/soja/trigo, e o de teor de N da palhada de soja foi o dobro, comparado ao das gramíneas estudadas.

Apenas os resíduos de soja apresentaram valores diferentes na qualidade, em todos os tratamentos, sendo o teor maior de N e menor de hemicelulose, promovendo uma mineralização mais rápida. As variações no Quociente holocelulose/lignocelulose (QCL), e índices ligno-celulósico (ILC) e de decomponibilidade (ID) foram pequenas, por se tratar do mesmo material vegetal analisado nos diferentes tratamentos, evidenciando pouca variação entre as culturas da rotação acompanhada.

A coleta dos gases em diferentes horários (8:00, 12:00 e 17:00h), para representar a oscilação da temperatura diária (mínima, máxima e intermediária), não apresentou diferença significativa nas emissões de C-CO_2 e N-N_2O do solo. A correlação entre as emissões destes gases com a variação da temperatura (solo e ambiente) não foi significativa, apesar de ambos apresentarem tendência de aumento dos fluxos em épocas mais quentes, e redução sob menores temperaturas

A emissão de C-CO_2 apresentou aumento progressivo, de novembro/2003 a fevereiro/2004, indicando que a respiração do solo (até então descoberto) e representada apenas pelos organismos do solo, passou a somar a respiração das raízes das plantas, explicando o aumento após o desenvolvimento das culturas.

A maior freqüência de emissão de N_2O ocorreu quando a WFPS estava em média em 60%, porém não foi observada correlação significativa entre essas variáveis. A adição de fertilizante nitrogenado aumentou a emissão de N-N_2O nos tratamentos com solo desnudo (PC e PM) no momento da semeadura do trigo e, após a adubação de cobertura nos tratamentos PD e PDE, época em que a umidade estava elevada.

O revolvimento do solo pela gradagem e a incorporação resíduos vegetais, no PC e PM, não promoveu aumento significativo das emissões de C-CO_2 e N-N_2O, apesar das perturbações físicas, como o rompimento de agregados do solo, facilitando o processo de oxidação da matéria orgânica.

Os tratamentos estudados não apresentaram diferença nas médias anuais de emissão de C-CO_2 e N-N_2O do solo.

REFERÊNCIAS

AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para a cultura em sucessão. **Atualização em recomendação de adubação e calagem -** ênfase em plantio direto. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria: Editora Pallotti, 1997, p. 76-111.

AITA, C.; CERETA, C.A.; THOMAS, A.L.; PAVINATO, A.; BAYER, C. Espécies de inverno como fonte de nitrogênio para o milho no sistema de cultivo mínimo e feijão no plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 18, p. 101-108, 1994.

ALBRITTON, D.L.; DERWENT, R.G.; ISAKSEN, I.S.A.; LAL, M.; WUEBBLES, D.J. Trace gas radioative forcing indices. In: Houghton, J.T. (Ed.) **Climate Change 1994:** Radioative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarious, p. 206-231, Cambridge Univ. Press, New York: 1995, p.206-231.

AL-KAISI, M.M.; YIN, X.; LICHT, M.A. Soil carbon and nitrogen changes as influencer by tillage and cropping systems in some Iowa soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 105, p. 635-647, 2005.

ALVAREZ, R.; ALVAREZ, R.A.; LORENZO, G. Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine Rolling Pampa. **Europe Journal Soil Biology**, Montrouge, v. 37, p. 161-166, 2001.

AMADO, T.J.C.; MATOS, A.T. de; TORRES, L. Flutuação de temperatura e umidade do solo sob preparo convencional e em fatias na cultura da cebola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 25, n. 4, p. 625-631, 1990.

AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; ELTZ, F.L.; BRUM, A.C.R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 189-197, 2001.

ASLAM, T.; CHOUDHARY, M.A.; SAGGAR, S. Influence of land-use management on CO_2 emissions from a silt loam soil in New Zeland. **Agricultural Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 77, p. 257-262, 2000.

ASSOCIAÇÃO DE PLANTIO DIRETO NO CERRADO (Brasília, DF). Plantio direto tropical. Disponível em: http//www.apdc.com.br. Acesso em: 13 ago. 2005.

AULAKH, M.S.; RENNIE, D.A.; PAUL E.A. Gaseous nitrogen losses from soils under zero-till as compared with conventional-till management systems. **Journal Environment Quality**, Madison, v. 13, p. 130-136, 1984.

BAGGS, E.M.; MILLAR, N.; NDUFA, J.K.; CADISCH, G. Effect of residue on N_2O emissions from tropical soils. In: REES, R.M.; BALL, B.C.; CAMPBEL; WATSON R.T (Ed.) **Sustainable Management of soil organic matter**. Chelsea: Ann Arbor Press. 2001. p. 56-89.

BALESDENT, J.C.; CHENU, C.; BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p. 215-230, 2000.

BALL, B.C.; SCOTT, A.; PARKER, J.P. Field N_2O, CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p. 29-39, 1999.

BAVER, L.D.; GARDNER, W.H.; GARDNER, W.R**. Física de suelos**. México: UTEHA, 1980. 529 p.

BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo Húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 687-694, 1999.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P. R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 238, p. 133-140, 2002.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis de material orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 677-638, 2004.

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

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, article in press, 2005.

BEARE, M.H.; CABRERA, M.L.; HENDRIX, P.F.; COLEMAN, D.C. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 787-795, 1994.

BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; VOLKOFF, B.; JOLIVET, C. Bulk density of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 62, p. 743-749, 1998.

BERTOL, I.; CIPRANDI, O.; BAPTISTA, A.S. Persistência dos resíduos de aveia e milho sobre a superfície do solo em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 705-712, 1998.

BLACKWELL, P.S.; JAYAWARDANE, N.S.; BLACKWELL, J.; WHITE, R.; HORN, R. Evaluation of soil compaction by transverse wheeling of tillage slots. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 53, p. 11-15, 1989.

BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.) **Methods of soil analysis**. 2.ed. Part 1: Physical and mineralogical methods. Madison: ASA, 1986, p. 363-376. (Agronomy, 9).

BOLLER, W.; KLEIN, V.A.; DALLMEYER, A. U. Semeadura de milho em solo sob preparo reduzido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 123-130, 1998.

BOUWMAN, A.F. Nitrogen oxides and tropical agriculture. **Nature**, London, v. 392, p. 866-867, 1998.

BOWDEN, R.D.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soil in the northeastern United State. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 95, p. 13997-14005, 1990.

BRADY, N.C. Soil science. In: BUCKMAN, H.O.; BRADY, N.C. **The nature and properties of soils**. 7.ed. New York: Macmillan, 1974. p.73-1046.

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

BROWN, P.L.; DICKEY, D.D. Losses of wheat straw residue under simulated field conditions. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 34, p. 118-121, 1970.

BRUCE, J.P.; FROME, M.; HAITES, E.; JANZEN, H.; LAL, R. Carbon sequestration in soil. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 54, p. 382-389, 1999.

BURLE, M.L.; MIELNICZUK, J.; FOCCHI, S. Effect of cropping systems on soil chemical characteristics, with emphasis on soil acidification. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.190, p. 309-319, 1997.

CALEGARI, A.; ALCÂNTARA, P.B.; MIYASAKA, S.; AMADO, T.J.C. Caracterização das principais espécies de adubo verde. In: **Adubação verde no sul do Brasil**. Rio de Janeiro: AS/PTA, 1993, p. 207-327.

CARMO, J.B.do.; NEILL, C.; GARCIA-MONTIEL, G.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C.; STEUDLER, P.A.; ANDRADE, C.A. de.; PASSIONATO, C.C.; FEIGHL, B.J.; MELILLO, J.M. Nitrogen dynamics during till and no-till pasture sequences in Rondônia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecossystems**, Amsterdam, v. 71, p. 213-225, 2005.

CARRAN, R.A.; THEOBALD, P.W., EVANS, J.P. Emission of nitrous oxide from some grazed pasture soils in New Zeeland. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 33, p. 341-352, 1995.

CARTER, M.R. Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of surface soil in a humid climate. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 23, p. 361-372, 1992.

CASTRO FILHO, C.; LOURENÇO, A.; GUIMARÃES, .MF.; FONSECA, I.C.B. Aggregate stability under different soil management systems in a red latosol in the state of Paraná, Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 65, p. 45-51, 2002.

CHANG, C.; CHO, C.M.; JANZEN, H.H. Nitrous oxide emission from long-term manures soils. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 62, p. 677-682, 1998.

CHRISTENSEN, S.; TIEDJE, J.M. Denitrification in the field, analysis of special and temporal variability. In: JENKINSON, D.S.; SMITH, K.A. (ES.). **Nitrogen efficiency in agricultural soils**. Amsterdam, Elsevier, 1998. p.295-301.

CHOUDHARY, M.A.; AKRAMKHANOV, A.; SAGGAR, S. Nitrous oxide emissions from a New Zeland cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability**. Agricultural Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 93, p. 33-43, 2002.

CONSERVATION TECHNOLOGY INFORMATION CENTER. **CTIC Partners**, v.14, n.3, April/May, 1996.

CORTEZ, J., DEMARD J. M., BOTTNER, P., JOCTEUR MONROZIER, L. Decomposition of mediterranean leaf litters: a microcosm experiment investigating relationships between decomposition rates and litter quality. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.28, p. 443-452, 1996.

CRILL, P.M.; KELLER, M.; WIETZ, A.M.; GRAUEL, W.T.; VELDKAMP, E. Intensive field measurements of nitrous oxide emissions from tropical agricultural soils. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 14, p. 85-95, 2000.

CURTIN, D., WANG, F.S., McCONKEY, B.G., CAMPBELL, C.A. Tillage effects on carbon fluxes in continuos wheat and fallow-wheat rotations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 2080-2086, 2000.

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

DAVIDSON, E.A.; ACKERMAN, I.L. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 20, p. 161-193, 1993.

DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, Washington, v.50, p.667-680, 2000.

DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.A. Requisitos para a implantação e a manutenção do plantio direto. In: CNPT-EMBRAPA, FUNDACEP-FETRIGO, FUNDAÇÃO ABC. **Plantio direto no Brasil.** Passo Fundo: Editora Aldeia Norte, 1993. p. 19-27.

DERPSCH, R. Controle da erosão no Paraná, Brasil: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo. Eschborn: Dt. Ges. Für Techn. Zusammenarbeit (GTZ). Londrina, Fundação Instituto Agronômico do Paraná. 1991. p. 272.

DIAS-FILHO, M.B.; DAVIDSON, E.A.; CARVALHO, C.J.R. Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustentability in the Amazon basin. In: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. (Ed.) **The biogeochemistry of the Amazon basin**. New York: Oxford University Press, 2001. p. 84-105.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 81, p. 87-95, 2005.

DOBBIE, K.E.; SMITH, K.A. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p. 204-218, 2003.

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

DRURY, C.F.; McKENNEY, D.J.; FINDLAY, W.I. Nitric oxide and nitrous production from soil: water and oxygen effects. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, p. 766-770, 1992.

DUBOIS, M.; GILLES, K.A.; HAMILTON, J.K.; REBERS, P.A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, Moscow, v. 28, p. 350-356, 1956.

EINCHER, M.J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 19, p. 279-280, 1990.

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

ELTZ, F.L.F. Ensino de plantio direto. In: PEIXOTO, R.T. dos G.; AHRENS, D.C.; SAMAHA, M.J. (Ed.). **Plantio direto:** o caminho para uma agricultura sustentável. Ponta grossa: IAPAR-PRP/PG, 1997. p. 39-42.

ESTAVILLO, J.M.; MERINO, P.; PINTO, M.; YAMULKI, S.; GEBAUER, G.; SAPEK, A.; CORRÉ, W. Short term effect ploughing a pemanent pasture on N_2O production from nitrification and denitrification. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 239, p. 253-265, 2002.

FANG, C.; MONCRIEFF, J.B. The dependence of soil CO_2 efflux on temperature. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 155-165, 2001.

FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. Evolução da área de plantio direto no Brasil. Disponível em: http://agri.com.br/febrapdp/pd. Acesso em: 10 mar. 2005.

FEIGL, B.J.; MELILO, J.M.; CERRI, C.C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondonia (Brazil). **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 175, p. 21-29, 1995.

FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbilogical basis of NO and N_2O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMEL, D.S. (Ed) **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Berlin: Jonh Wiley & Sons, 1989. p. 7-21.

FLACH, K. W.; BARNWELL JUNIOR, T.O.; CROSSON, P. Impacts of agriculture on atmospheric carbon dioxide. In: PAUL, E.A.; ELLIOT, E.T.; PAUSTIAN, K.; COLE, C.V. (Ed.) **Soil organic matter in temperate agroecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 1997. p. 3-13

FRANCHINI, J.C.; BORKERT, C.M.; FERRREIRA, M.M.; GAUDÊNCIO, C. A. Alterações na fertilidade do solo em sistemas de rotação de culturas em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 459-468, 2000.

FRAZLUBBERS, A.J.; HONS, F.M.; ZUEBERBER, D.A. Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO_2 evolution, water content, temperature and bulk density. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 2, p. 95-109, 1995.

FREITAS L.P.; BLANCANEAUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROY, M.C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 1, p. 157-170, 2000.

FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.E.A.; SANTOS, H.P.; SILVA, C.A.; FADIGAS, F.S. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 64, p. 221-230, 2002.

GARCIA-MONTIEL, D.C.; STEUDLER, P.A.; PICCOLO, M.C.; MELILLO, J.M.; NEILL, C.; CERRI, C.C. Controls on soil nitrogen oxide emissions from forest and pastures in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.15, p.1021-1031, 2001.

GASEN, D.N.; GASEN, F.R. **Plantio Direto**: o caminho do futuro. Passo Fundo: Aldeia Sul, 1996. 207 p.

GENTIL, L.V.; GONÇALVES, A.L.D.; SILVA, K.B. da. **Comparação econômica operacional e agronômica entre o plantio direto e o convencional, no cerrado brasileiro**. Brasília: UNB, 1993. 21p.

GLIMOUR, J.T.; MAUROMOUSTAKOS, A.; GALE, P.M.; NORMAN, R.J. Kinetics of crop residue decomposition: variability among crops and years. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 62, p. 750-755, 1998.

GOEDERT, W.J. Região dos Cerrados: Potencial agrícola e política para seu desenvolvimento. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 24, p. 1-17, 1989.

GOREAU, T.J.; MELLO, W.Z. Tropical deforestation: Some effects on atmospheric chemistry. **Ambio**, Stockholm, v. 174, p. 275-281, 1988.

GRANLI, T.; BOCKMAN, O.C. Nitrous oxide from agricultural. **Norwegian Journal of Agricultural Sciences Supplement**, Fellesbugget, v. 12, p. 7-128, 1994.

HAVLIN, J.L. KISSEL, D.E.; MADDUX, L.D.; CLAASSEN, M.M.; LONG, J.H. Crop – rotation and tillage effects on soil organic – carbon and nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54, p. 448-452, 1990.

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

HERMAN, W.A.; McGILL, W.B.; DORMAAR, J.F. Effects of initial chemical composition of roots of three grass species. **Canadian Journal of Soil Science,** Ottawa, v. 57, p. 205-215, 1977.

HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; NOGUER M.; van der LINDEN, P.J., DAI, X., MASKELL, J., JONHSON, C.A. Climate change 2001: **The Scientific Basis**. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2001.

HOUGHTON, R.A. Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different? **Global Change Biology**,Oxford, v. 9,p. 500-509, 2003.

HOUSE, G.J.; STINNER, R.E. Decomposition of plant residues in no-tillage agroecossystems: influence of litterbag mesh size and soil arthropods. **Pedobiologia**, Jena, v.30, p.351-360, 1987.

HUSSAIN, I.; OSLON, K.R.; EBELHAR, S.A. Long-term tillage effects on soil chemical properties and organic matter fractions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1335-1341, 1999.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Cartas climatológicas do Estado do Paraná - 1994**. Londrina: IAPAR, 1994. 49p. (IAPAR. Documento, 18).

INTERGOVERNAMENTAL PAINEL of CLIMATE CHANGE. Climate change 1995. In: HOUGHTON, J.T.; MEIRA FILHO, L.G.; CALLANDER, B.A.; HARRIS, N.; KATTENBERG, A.; MASKELL, K. (Eds.) **The science of climate change**. Press, 1995, Cambridge University Press, 1995.

INTERGOVERNAMENTAL PAINEL of CLIMATE CHANGE. Global perspective. In: WATSON, R.T.; NOBLE, I.R.; BOLIN, B.; RAVINDRANATH, N.H.; VERARDO, D.J.; DOKKEN, D.J. (Eds.) **Land use, land change and forestry**. Cambridge University Press, 2000.

INTERGOVERNAMENTAL PAINEL of CLIMATE CHANGE. **Technical summary**. In 'Climate change 2001, The Scientific Basis. Contributions of Working Group I. of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (Ed. JT Houghton, Y Ding, JD Griggs, M Nouger, PJ van der Linden, X Dai, K Maskell, CA Johnson). Cambridge University Press, 2001.

ISHIZUKA, S.; ISWANDI, A.; NAKAJIMA, Y.; YONEMURA, S.; SUDO, S.; TSURUTA, H.; MURDIYARSO, D. The variation of greenhouse gas emissions from slois of various land-use/cover types in Jambi province, Indonesia. **Nutrient Cycling in Agroecossystems**, Amsterdam, v. 71, p. 17-32, 2005.

KELLER, M.; VELDKAMP, E.; WEITZ, A.M.; REINERS, W.A. Effect of pasture age on soil trace-gas emissions from a deforested area of Costa Rica. **Nature**, London, v. 365, p. 244-246, 1993.

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

KESSAVALOU, A.; MOISER, A.R.; DORAN, J.W.; DRIJBER, R.A.; DREW, J.L.; HEINEMEYER, O. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in Grass sod and winter wheat-fallow tillage management. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 1094-1104, 1998.

KHALIL, M.I.; BOECKX, P.; ROSENANI, A.B.; CLEEMPUT, O. VAN. Nitrogen transformations and emission of greenhouse gases from three acid soils of humid tropics amended with N sources and moisture regime. II. Nitrous oxide and methane fluxes. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 32, p. 2909-2924, 2001.

KHALIL, M.A.K.; RASMUSSEN, R.A. Trends of atmospheric methane, **Pure and Applied Chemistry**, Oxford, v. 66, p. 143-147, 1994.

KLUTHCOUSKI, J. Manejo do solo e o rendimento de soja, milho, feijão e arroz em plantio direto. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 57, p. 97-104, 2000.

KULSHRESHTHA, S.N.; JUNKINS, B.; DESJARDINS, R. Prioritizing greenhouse gas emission mitigation measures for agriculture. **Agricultural Systems**, Barking Essex, v. 66, p. 145-166, 2000.

KUMAR, K.; GOH, K.M. Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield and nitrogen recovery. **Advances in Agronomy**, New York, v. 68, p. 197-319, 2000.

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

LAL, R. Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. **Progress in Environmental Science**, London, v. 1, p. 307-326, 1999.

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

LAL, R. Global potencial of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Boca Raton, v. 22, p. 151-184, 2003.

LAL, R.; KIMBLE, J.M. Conservation tillage for carbon sequestration. **Nutrient Cycling in Agroecosystems,** Amsterdam, v. 49, p. 243-253, 1997.

LAL, R.; KIMBLE, J.M.; LEVINE, E.; WHITMAN, C. World soils and greenhouse effect: An overview. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Ed.) **Soils and Global Change**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 1-7.

LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLET, R.F.; COLE, C.V. Land conversion and restoration. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLET, R.F.; COLE, C.V (Ed.). **The potential of U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect**. Chelsea: Ann Arbor Press, 1998. p. 35-51.

LI, Y.; ANEJA, V.P.; ARYA, S.P.; RICKMAN, J.; BRITTIG, J.; ROELLE, P.; KIM, D.S. Nitric oxide emission from intensively managed agricultural soil in North Carolina. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.104, p.115-123, 1999.

LIMA, M.R. et al. Características químicas de um Latossolo vermelho ao longo de um período de seis anos sob diferentes sistemas de preparo do solo e semeadura. IN: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 24., 2000, Santa Maria. **RESUMOS**. Santa Maria: SBCS, SBM, 2000. 197p.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 175-187, 2004.

LUGO, A.E.; BROWN, S. Management of tropical soil as sinks or sources of atmospheric carbon. **Plant and Soil**, Dordrecht , v. 149, p. 27-41, 1984.

LYNCH, J.M. Limits of microbial growths in soil. **Journal of General Microbiology**, Reading, v. 128, p. 405-410, 1982.

LYON, D.J. Sunflower residue weight and ground cover loss during Summer fallow. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 53, p. 71-73, 1998.

MACHADO, P.L.O.; SILVA, C.A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v. 61, p. 119-130, 2001.

MACKENZIE, A.F.; FAN, M.X.; CARDIN, F. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corna-soybean-alfafa rotations and nitrogen fertilization. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 77, p. 145-152, 1997.

MAHMOOD, T.; ALI, R.; MALIK, K.A.; SHAMSI, S.R.A. Nitrous oxide emissions from an irrigated sandy-clay loam cropped to maize and wheat. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 27, p. 189-196, 1998.

MÁRQUEZ, T.C.L.L.S.M.; VASCONCELLOS, C.A.; PEREIRA FILHO, I.; FRANÇA, G.E.; CRUZ,J.C. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização do nitrogênio em latossolo vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 30 p. 581-589, 2000.

MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M. Ecosystem approach to a global nitrous oxide budget. **BioScience**, Washington, v.40, p.667-672, 1990.

MATSON, P.A.; BILLOW, C.; HALL, S. Fertilization practices and soil variations control nitrogen oxide emissions from tropical sugar cane. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 101, p. 533-545, 1996.

MCINERNEY, M.; BOLGER, T. Temperature, wetting cycle and soil texture effects on carbon and nitrogen dynamics in stabilized earthworm casts. **Soil Biology & Biochemistry,** Oxford, v. 32, p. 355-349, 2000.

MEEK, B.D.; RECHEL, E.A.; CARTER, L.M.; DETAR, W.R. Soil compaction and its effects on alfafa zone productions systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 233-236, 1988.

MEIRELES, E.J.L. **Intensificação do efeito estufa associada a aumento nas concentrações dos gases CH_4, N_2O e CO_2** 1994. 125p. Dissertação (Mestrado em Agronomia.) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1994.

MELLILO, J. M., ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology,** Brooklyn, v. 63, p. 621-626, 1982.

MELILLO, J.M.; ABER, J.; LINKENS, A.E.; RICCA, A.; FRY, B.; NADELHOFFER, K. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continum: plant litter to soil organic matter. In:. CLARHOLM, M.; BERGSTRON, L. (Ed.). **Ecology of arable lands.** Dordrecht: Kluwer Academic Press, 1989. p. 53-62.

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon Forest change due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, p. 63-81, 1996.

MOSIER, A.R. Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 228, p. 17-27, 2001.

MOSIER, A.R., KROEZE, C. Contribution of agroecosystems to the global N_2O budget. International Workshop on Reducing N_2O emissions from Agroecosystems, Alberta **Agriculture Food and Rural Development**, Banff, Alberta, Canada, March 3-5, 1999.

MOSIER, A.R.; PARTON, W.J.; VALENTINE, D.W.; OJIMA, D.S.; SCHIMEL, D.S; DELGADO, J.A. CH_4 and N_2O fluxes in the Colorado shortgrass steppe: 1. Impact of landscape and nitrogen addition. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 10, p. 387-399, 1996.

MURTY, D.; KIRSCHBAUM, M.U.F.; MCMURTRIE, R.E.; MCGILVRAY, H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, p. 105-123, 2002.

NOBRE, A.D.; KELLER, M.; CRILL, P.M.; HARRISS, R.C. Short-term nitrous oxide profile dynamics and emissions response to water, nitrogen and carbon additions in two tropical soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 34, p. 363-373, 2001.

OADES, J.M. The retention of organic matter in soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 5, p. 35-80, 1988.

OJIMA, D.S.; VALENTINE, D.W.; MOSIER, A.R.; PARTON, W.J.; SCIMEL, D.S. Effect of land-use change on methane oxidation in temperate forest and grassland soils. **Chemosphere,** Oxford, v. 26, p. 675-685, 1993.

ORTEZ, J.; DEMARD, J.M.; BOTTNER, P.; MONROZIER, L.J. Decomposition of mediterranean leaf litters: A microcosm experiment investigating relationship between rates and litter quality. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, n. 4/5, p. 443-452, 1996.

PALMEIRAS, P.R.T.; PAULETTO, E.A.; TEIXEIRA, C.F.A.; GOMES, A.S.; SILVA, J.B. Agregação de um planossolo submetido a diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 189-195, 1999.

PARFITT, R.L.; THENG, B.K.G.; WHITTON, J.S.; SHEPHERD, T.G. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. **Geoderma**, Amsterdam, v. 75, p. 1-12, 1997.

PARKIN, T.B.; STARR, J.L.; MEISINGER, J.J. Influence of sample size on measurment of soil denitrification. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, p. 1492-1501, 1987.

PASSIONATO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; CARMO, J.B. do.; MELILLO, J.M. Emissions of CO_2, N_2O and NO in convencional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 38, p. 200-208, 2003.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. Dynamics of residue decomposition and soil organic matter turnover. In: **Soil microbiology and biochemistry**. 2nd ed. San Diego: Academic, 1996. p. 158-179.

PAULETTI, V.; LIMA, M.R.; BARCIK,C; BITTENCOURT, A. Rendimento de grãos de milho e soja em uma sucessão cultural de oito anos sob diferentes sistemas de manejo de solo e de culturas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 3, p. 491-495, 2003.

PAUSTIAN, K.; SIX. J.; ELLIOTT, E.T.; HUNT, H.W. Management options for reducing CO_2 emissions form agricultural soils. **Biogeochemistry**, Dordrech, v.48, p.147-163, 2000.

PAVAN, M.A., BLOCH, M. de F., ZEMPULSKI, H. da C. Manual de análise química de solo e controle de qualidade. Londrina: IAPAR, 1992. 40p. (Circular, 76).

PAZ-GONZÁLEZ, A.; VIEIRA, S.R.; TABOADA CASTRO, M.T. The effect of cultivation on the spatial variability of selected properties of an umbric horizon. **Geoderma**, Amsterdam, v. 97, p. 273-292, 2000.

PLATAFORMA PLANTIO DIRETO. 2005. Disponível em: http://www.embrapa.br/plantiodireto. Acesso em: 22 maio 2005.

PRATHER, M.R. Other forcing of climate change and an evaluation of the IPCC 1992 emission scenarios. In: Houghton, J.T. (Ed.). Cambridge University Press, New York, 2001. p.74-126.

PRATHER, M.R.; DERWENT, D.; EHHALT, P.; FRASE, P.; SANHUEZA, E.; ZHOU, X. Other trace gases and atmospheric chemistry, In: HOUGHTON, J.T. et al **(Ed.).Climate Change:** Radioative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios, Cambridge University Press, New York, 1995. p. 74-126.

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

RAIJ, B. van, CANTARELLA, H., QUAGGIO, J. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: Instituto Agronômico, Fundação IAC, 1996. 285p. (Boletim técnico, 100).

REICHARDT, K. Processos de transferência no sistema solo-planta-atmosfera. Campinas: **Fundação Cargil**, 1985. p.445.

REICOSKY, D.C. Tillage-induced CO_2 emission from soil. Morris: **USDA-ARS**, 1993. 28p.

ROMAN, E.S. Effect of cover crops on the development on weeds. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON CONSERVATION TILLAGE SYSTEMS, 1990, Passo Fundo. **Conservation tillage for subtropical area**. Passo Fundo: CIDA/Embrapa--CNPT,1990. p.258-262.

SÁ, J.C.M. de. **Manejo da fertilidade do solo no sistema de plantio direto**. Castro: FUNDAÇÃO ABC, p. 96, 1993.

SÁ, J.C.M. de. Nitrogênio: Transformações no solo, mobilização e imobilização. In: Curso de Manejo do Solo no Sistema Plantio Direto. Castro, 1995. **ANAIS**. Castro: Fundação ABC, 1995, p. 9-20.

SÁ, J.C.M. de; CERRI, C.M.; DICK, W.A.; LAL, R.; VENSKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a brazilian oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p.1486-1499, 2001.

SÁ, J.C.M. de; VIEIRA, A.M.; BOZZA, D.L.; AHRAUS, S.; FERREIRA, A.O.; BUENO, L.; SÁ, M.F.M.; FIGUEIREDO, A. G.; SHON, M.; NISHIKAWA, M.; OLIVEIRA, J.A.; GONÇALVES, J.G. Avaliação do desenvolvimento radicular e atributos de genótipos de milho submetidos a níveis de palha no sistema plantio direto. **Revista Plantio Direto**, Passo Fundo, n. 80, p. 46-60, 2004.

SAKALA, W.D.; CADISCH, G., GILLER, K.E. Interactions between of maize and pingeonpea and mineral N fertilizers during decomposition and N mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 679-688, 2000.

SALTON, J.C.; HERNANI, L.C.; FONTEs, C.Z. Sistema plantio direto: O produtor pergunta, a Embrapa responde. Brasília: **Embrapa-SPI**., 1998. p. 40-47.
SAS Institute Inc. **The SAS System release 8.2**, SAS Institute Inc., Cary:NC, 1999.

SCHIMEL, D.S. Terrestrial ecosystem and the carbon cycle. **Global Change Biology**, Oxford, v. 1, p. 77-91, 1995.

SCHIMEL, D.S., HOUSE, J.I., HIBBARD, K.A., BOUSQUET, P., CIAIS, P., PELYN, P., BRASWELL, B.H., APPS, M.J., BAKER, D., BONDEAU, A., CANADELL, J., CHURKINA, G., CRAMER, W., DENNING, A.S., FIELD, C.B., FRIELDLINGSTEIN, P., GOODALE, C., HEIMANN, M., HOUGHTON, R.A., MELILLO, J.M., MOORE, B. III, MURDINYARSO, D., NOBLE, I., PACALA, S.W., PRENTICE, I.C., RAUPACH, M.R., RAYNER, P.J., SCHOLES, R.J., STEFFEN, W.L., WIRTH, C. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. **Nature**, London, v. 414, p. 169-172, 2001.

SCHLESINGER, W.H. Evidence from chronosequence studies for a low carbon storage potencial of soils. **Nature**, London, v. 348, p. 232-234, 1990.

SCHOMBERG, H. H.; STEINER, J.L.; UNGER, P.W. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: Residue quality and water effects. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 372-381, 1994.

SEXTONE, A.J.; REVESBECH, N.P.; PARKIN, T.B.; TIEDJE, J.M. Direct measurment of oxygen profiles and denitrification rates in soil aggregates. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 49, p. 645-651, 1985.

SHUMAN, G.E.; JANZEN, H.H.; HERRICK, J.E. Soil dynamics and potencial carbon sequestration. **Environmental Pollution**, London, v. 116, p. 391-396, 2002.

SIDRAS, N.; PAVAN, M.A. Influência do sistema de manejo na temperatura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Campinas, v. 10, n. 3, p.181-184, 1986.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoques de carbono e nitrogênio do solo e emissão de gases do efeito estufa no sistema plantio direto em Tibagi (PR).** 2003. 85p. Dissertação (Mestrado em Ciências). Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003a.

SIQUEIRA NETO, M.; PERRIN, A. S.; BERNOUX, M.; PAVEI, M. A.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; SEGUY, L.; BOUZINAC, S.; PICCOLO, M.C. FELLER, C.; MARONEZZI, A.C. Estoques de carbono em sistemas de manejo do solo em Sinop (MT). In: II Congresso Mundial sobre Agricultura Conservacionista: Produzindo em harmonia com a natureza, Foz do Iguaçu, PR., 2003b.

SISTI, C.J.; SANTOS, H.P.; KOHHANN, R; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 76, p. 39-58, 2004.

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

SIX, J.; FELLER,C.; DENEF, K.; OGLE, S.M.; SÁ, J.C.M.; ALBRECHT, A. Soil carbon matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of no-tillage. **Agronomie**, Paris, v. 22, p. 755-775, 2002.

SMITH, J.H.; DOUGLAS, C.L. Wheat straw dcomposition in field. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 35, p. 269-272, 1971.

SMITH, K.A.; McTAGGART, I.P., TSURUTA, H. Emissions of N_2O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potencial for mitigation. **Soil Use and Management**, Queensland, v. 13. p. 296-304, 1997.

SMITH, K.A.; DOBBIE, K.E. The impact of sampling frequency and sampling times on chambers-base measurement of N_2O emissions from fertilized soils. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 933-945, 2001.

SOANE, B.D.; BALL, B.C. Review of management and conduct of long-term tillage studies with special reference to a 25 years experiment n barley in Scotland. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 45, p. 17-37, 1998.

STEUDLER, P.A.; BOWDEN, R.D.; MELILLO, J.M.; ABER, J.D. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. **Nature**, London, v. 341, p. 314-316, 1989.

STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; BOWDEN, R.D.; CASTRO, M.S.; LUGO, A.E. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. **Biotropica**, Washington, v. 23, n. 4a, p. 356-363, 1991.

STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C. Consequence of foret-to-pasture conversion on CH_4 fluxes in the Brazilian Amazon Basin**. Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 101, p. 18,547-18,554, 1996.

STEUDLER, P.A.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Trace gas responses of tropical forest and pasture soils to N and P fertilization. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 16, n. 7, p. 1-12, 2002.

STEVENSON, F.J. Biochemistry of the formation of humic substances. In: **Humus Chemistry:** genisis, composition, reactions, 2. New York: John Wiley, 1994, p. 188-211.

TEDESCO, M.J., VOLKWEISS, S.J., BOHNEN, H. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Solos, 1985. 188 p.

TIERA-ESMATGES, M.R.; van CLEEMPUT, O.; PORTA-CASANELLAS, J. Fluxes of nitrous oxide and molecular nitrogen from irrigated soils of Catalonia (Spain). **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 687-697, 1998.

TRINSOUTROT, I.; RECOUS, S.; BENTZ, B.; LINÈRES, M.; CHÈNEBY, D.; NICOLARDOT, B. Biochemical quality of crop resíduos and carbon and nitrogen mineralization kinetic under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 918-926, 2000.

URI, N.D.; BLOODWORTH, H. Global climate change and the effect of conservation practices in US agriculture. **Global Environmental Change**, London, v. 10, p. 197-209,2000.

VAN SOEST, P.J. Symposium on nutrition and forage and pastures new chemical procedures for evaluating forages. **Journal of Animal Science**, Albany, v. 23, n. 3, p. 838-845, 1964.

VELDKAMP, E. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 58, p. 175-180, 1994.

VELDKAMP, E.; KELLER, M. NUÑEZ, M. Effects of pasture management on N_2O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles,** Washington, v. 12, p. 71-79, 1998.

VELDKAMP, E.; WEITZ, A.M.; KELLER, M. Management effects on methane fluxes in humid tropical pasture soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1493-1499, 2001.

WALKER, B.; STEFFEN, W. The terrestrial biosphere and global change: implications for natural and managed ecosystems. **The International Geosphere_Biosphere Program,** Stockholm, 1997.

WATSON, R.T.; RODHE, H.; OESCHGER, H.; SIEGENTHALER, V. Greenhouse gases and aerosols. In: HOUGHTON, J.T.; JENKINS, G.T.; EPHRAUMS, J.J. (Ed.) **Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. p.1-40. (The IPCC Scientific Assessment).

WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M; KELLER, M. N_2O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33. p. 1077-1093, 2001.

WISNIEWSKI, C.; HOLTZ, G.P. Decomposição da palhada e liberação de nitrogênio e fósforo numa rotação aveia-soja sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, n. 11, p. 45-51, 1997.

ANEXOS

ANEXO A - Teores de C (g kg^{-1}) do solo nos tratamentos estudados nas três épocas amostradas. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

Prof. (cm)	Plantio Convencional	Preparo Mínimo	Plantio Direto	Plantio Direto Escarificado
		Outubro/2003		
0-2,5	26,08 ± 0,50	30,48 ± 0,74	36,39 ± 2,99	34,26 ± 1,86
2,5-5	27,36 ± 1,07	29,34 ± 0,69	31,44 ± 2,33	30,93 ± 0,78
5-10	25,99 ± 0,94	26,57 ± 3,62	23,91 ± 2,17	26,94 ± 1,73
10-20	24,20 ± 0,80	21,99 ± 1,75	21,64 ± 1,15	23,36 ± 0,59
20-30	20,80 ± 2,13	19,59 ± 1,74	19,19 ± 1,89	20,72 ± 0,62
30-40	19,18 ± 2,18	18,50 ± 0,73	17,90 ± 1,23	18,91± 0,68
		Maio/2004		
0-2,5	26,56 ± 0,44	30,36 ± 1,25	41,23 ± 7,64	35,55 ± 2,59
2,5-5	26,59 ± 0,45	30,36 ± 1,55	33,99 ± 2,90	32,09 ± 1,89
5-10	26,24 ± 1,31	28,86 ± 3,27	27,21 ± 1,97	28,05 ± 0,58
10-20	24,60 ± 1,36	25,58 ± 0,41	22,61 ± 0,62	23,73 ± 0,42
20-30	19,73 ± 1,02	21,69 ± 1,20	21,82 ± 1,82	21,58 ± 1,23
30-40	17,51 ± 0,80	18,83 ± 0,13	19,19 ± 2,56	18,89 ± 2,12
		Novembro/2004		
0-2,5	25,36 ± 3,19	30,69 ± 1,86	37,78 ± 1,32	36,25 ± 1,51
2,5-5	26,40 ± 1,69	29,73 ± 1,42	32,39 ± 1,37	30,96 ± 1,02
5-10	27,48 ± 0,81	28,72 ± 1,32	29,82 ± 1,45	29,85 ± 0,91
10-20	24,23 ± 1,02	25,21 ± 0,41	23,26 ± 0,28	24,36 ± 1,24
20-30	20,97 ± 1,67	21,86 ± 1,46	21,60 ± 0,95	21,13 ± 1,49
30-40	18,10 ± 1,43	18,54 ± 1,03	18,44 ± 1,54	18,97 ± 1,33

ANEXO B - Teores de N (g kg^{-1}) do solo nos tratamentos estudados nas três épocas amostradas. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

Prof. (cm)	Plantio Convencional	Preparo Mínimo	Plantio Direto	Plantio Direto Escarificado
		Outubro/2003		
0-2,5	1,53 ± 0,01	2,02 ± 0,02	2,72 ± 0,33	2,38 ± 0,13
2,5-5	1,57 ± 0,06	1,95 ± 0,12	2,14 ± 0,29	2,14 ± 0,07
5-10	1,56 ± 0,08	1,72 ± 0,35	1,52 ± 0,20	1,76 ± 0,15
10-20	1,59 ± 0,09	1,31 ± 0,12	1,31 ± 0,17	1,33 ± 0,06
20-30	1,10 ± 0,11	1,12 ± 0,16	1,09 ± 0,09	1,14 ± 0,01
30-40	0,98 ± 0,03	1,05 ± 0,53	0,99 ± 0,09	1,03 ± 0,05
		Maio/2004		
0-2,5	1,68 ± 0,08	1,91 ± 0,09	2,88 ± 0,53	2,39 ± 0,23
2,5-5	1,73 ± 0,06	1,92 ± 0,12	2,28 ± 0,19	2,04 ± 0,18
5-10	1,64 ± 0,14	1,80 ± 0,28	1,65 ± 0,15	1,75 ± 0,05
10-20	1,53 ± 0,09	1,69 ± 0,13	1,32 ± 0,05	1,32 ± 0,05
20-30	1,23 ± 0,18	1,24 ± 0,09	1,17 ± 0,03	1,20 ± 0,09
30-40	1,12 ± 0,13	1,04 ± 0,38	1,08 ± 0,12	1,02 ± 0,11
		Novembro/2004		
0-2,5	1,69 ± 0,23	2,12 ± 0,11	2,77 ± 0,14	2,61 ± 0,08
2,5-5	1,69 ± 0,13	2,03 ± 0,08	2,27 ± 0,08	2,12 ± 0,10
5-10	1,82 ± 0,13	2,03 ± 0,10	1,89 ± 0,15	2,02 ± 0,16
10-20	1,46 ± 0,09	1,52 ± 0,02	1,31 ± 0,05	1,47 ± 0,15
20-30	1,17 ± 0,14	1,19 ± 0,09	1,22 ± 0,04	1,17 ± 0,11
30-40	0,98 ± 0,08	0,98 ± 0,08	1,05 ± 0,06	1,02 ± 0,09

ANEXO C - Relação C:N do solo nos tratamentos estudados nas três épocas amostradas. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

Prof. (cm)	Plantio Convencional	Preparo Mínimo	Plantio Direto	Plantio Direto Escarificado
		Outubro/2003		
0-2,5	15,49 ± 0,49	15,09 ± 0,41	13,40 ± 0,64	14,41 ± 0,11
2,5-5	15,84 ± 0,13	15,10 ± 0,64	14,74 ± 1,02	14,49 ± 0,63
5-10	15,91 ± 0,87	15,58 ± 1,18	15,81 ± 1,22	15,34 ± 0,40
10-20	15,82 ± 0,62	16,75 ± 0,36	16,62 ± 1,21	17,59 ± 0,69
20-30	16,96 ± 0,69	17,59 ± 1,41	17,66 ± 0,40	18,19 ± 0,40
30-40	17,20 ± 0,11	17,60 ± 0,73	18,09 ± 0,70	18,31 ± 0,50
		Maio/2004		
0-2,5	17,36 ± 0,24	15,95 ± 0,12	14,33 ± 0,13	14,91 ± 0,42
2,5-5	16,91 ± 0,41	15,82 ± 0,21	14,94 ± 0,01	15,74 ± 0,42
5-10	16,77 ± 0,03	16,12 ± 0,63	16,47 ± 0,43	16,05 ± 0,16
10-20	15,41 ± 0,05	15,20 ± 1,05	17,01 ± 0,19	17,94 ± 0,36
20-30	17,92 ± 0,80	17,53 ± 0,34	18,68 ± 1,26	18,05 ± 0,39
30-40	17,86 ± 0,02	18,03 ± 0,52	17,73 ± 0,65	18,14 ± 0,12
		Novembro/2004		
0-2,5	15,02 ± 0,46	14,44 ± 0,12	13, 65± 0,27	13,88 ± 0,33
2,5-5	15,59 ± 0,49	14,63 ± 0,42	14,30 ± 0,33	14,63 ± 0,19
5-10	15,11 ± 0,67	14,67 ± 0,11	15,26 ± 0,48	14,79 ± 0,73
10-20	16,61± 0,31	16,59 ± 0,10	17,79 ± 0,67	16,68 ± 0,97
20-30	17,95 ± 0,67	18,34 ± 0,60	17,77 ± 0,86	18,04 ± 0,56
30-40	18,46 ± 0,30	17,72 ± 0,06	18,80 ± 0,13	18,57 ± 0,59

ANEXO D - Estoques de C (Mg ha^{-1}) do solo nos tratamentos estudados nas três épocas amostradas. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

Prof. (cm)	Plantio Convencional	Preparo Mínimo	Plantio Direto	Plantio Direto Escarificado
		Outubro/2003		
0-2,5	7,05 ± 0,82	8,31 ± 0,67	9,64 ± 0,44	8,82 ± 0,68
2,5-5	8,23 ± 0,47	9,08 ± 0,21	9,81 ± 0,80	9,34 ± 0,50
5-10	15,60 ± 1,02	16,81 ± 1,96	15,70 ± 1,52	15,48 ± 2,23
10-20	29,68 ± 1,17	26,95 ± 3,94	27,36 ± 2,97	26,96 ± 0,81
20-30	23,29 ± 3,38	22,18 ± 2,32	22,21 ± 2,56	24,66 ± 2,48
30-40	21,49 ± 3,39	20,96 ± 1,68	20,71 ± 1,79	22,50 ± 2,41
		Maio/2004		
0-2,5	7,18 ± 0,78	8,26 ± 0,50	10,90 ± 1,68	9,13 ± 0,52
2,5-5	7,99 ± 0,31	9,39 ± 0,45	10,58 ± 0,40	9,68 ± 0,34
5-10	15,75 ± 1,12	18,26 ± 1,68	17,85 ± 1,10	16,07 ± 1,74
10-20	30,17 ± 1,47	31,23 ± 2,47	28,57 ± 2,51	27,42 ± 1,77
20-30	22,08 ± 2,22	24,55 ± 1,77	25,26 ± 2,57	25,71 ± 3,26
30-40	19,55 ± 0,85	21,34 ± 1,69	22,23 ± 3,38	22,53 ± 3,84
		Novembro/2004		
0-2,5	6,91 ± 1,50	8,34 ± 0,42	10,03 ± 0,71	9,33 ± 0,66
2,5-5	7,93 ± 0,39	9,20 ± 0,46	10,12 ± 0,80	9,37 ± 0,96
5-10	16,48 ± 0,82	18,89 ± 0,92	18,84 ± 0,60	17,11 ± 1,90
10-20	29,72 ± 1,43	30,80 ± 2,78	29,37 ± 2,05	28,11 ± 1,31
20-30	23,46 ± 2,76	24,78 ± 2,71	24,99 ± 1,40	25,19 ± 3,51
30-40	20,26 ± 2,48	21,05 ± 2,57	21,32 ± 1,84	22,60 ± 3,01

ANEXO E - Estoques de N (Mg ha^{-1}) do solo nos tratamentos estudados nas três épocas amostradas. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

Prof. (cm)	Plantio Convencional	Preparo Mínimo	Plantio Direto	Plantio Direto Escarificado
		Outubro/2003		
0-2,5	0,46 ± 0,07	0,55 ± 0,04	0,72 ± 0,06	0,61 ± 0,04
2,5-5	0,52 ± 0,03	0,60 ± 0,04	0,67 ± 0,09	0,65 ± 0,05
5-10	0,98 ± 0,12	1,09 ± 0,19	0,99 ± 0,30	1,01 ± 0,17
10-20	1,88 ± 0,12	1,61 ± 0,25	1,26 ± 0,12	1,53 ± 0,06
20-30	1,38 ± 0,26	1,27 ± 0,23	1,26 ± 0,12	1,35 ± 0,11
30-40	1,25 ± 0,21	1,19 ± 0,14	1,15 ± 0,12	1,23 ± 0,15
		Maio/2004		
0-2,5	0,41 ± 0,04	0,51 ± 0,03	0,76 ± 0,11	0,61 ± 0,05
2,5-5	0,47 ± 0,03	0,59 ± 0,04	0,71 ± 0,03	0,62 ± 0,03
5-10	0,94 ± 0,07	1,14 ± 0,15	1,08 ± 0,09	1,00 ± 0,12
10-20	1,96 ± 0,09	2,07 ± 0,30	1,68 ± 0,16	1,53 ± 0,13
20-30	1,23 ± 0,18	1,40 ± 0,12	1,35 ± 0,05	1,43 ± 0,21
30-40	1,09 ± 0,04	1,18 ± 0,12	1,25 ± 0,16	1,22 ± 0,20
		Novembro/2004		
0-2,5	0,46± 0,10	0,58 ± 0,03	0,74 ± 0,06	0,67 ± 0,04
2,5-5	0,5 1 ± 0,04	0,63 ± 0,03	0,71 ± 0,07	0,64 ± 0,07
5-10	1,09 ± 0,10	1,29 ± 0,06	1,24 ± 0,08	1,16 ± 0,15
10-20	1,79 ± 0,12	1,86 ± 0,16	1,65 ± 0,08	1,69 ± 0,13
20-30	1,31 ± 0,20	1,35 ± 0,12	1,41 ± 0,07	1,40 ± 0,23
30-40	1,10 ± 0,15	1,19 ± 0,15	1,13 ± 0,09	1,22 ± 0,17

ANEXO F - Emissões de C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1}) do solo nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) nas épocas amostradas. e os horários de coleta. Os valores representam a média (n=3) ± desvio padrão

Trat.	out/03	nov/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	mai/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	nov/04
						8:00 horas						
PC	125 ±95	51 ±14	150 ±20	154 ±11	119 ±30	54 ±13	32 ±4	41 ±29	68 ±35	58 ±9	75 ±36	59 ±18
PM	162 ±29	82 ±54	76 ±35	188 ±102	75 ±38	73 ±6	53 ±16	26 ±2	31 ±14	68 ±22	109 ±3	57 ±21
PD	171 ±53	94 ±17	120 ±89	164 ±20	83 ±14	61 ±6	40 ±8	38 ±11	60 ±15	71 ±31	73 ±23	45 ±7
PDE	152 ±22	102 ±47	87 ±13	182 ±48	73 ±11	66 ±11	51 ±3	38 ±9	47 ±23	75 ±12	101 ±23	60 ±14
						12:00 horas						
PC	126 ±31	69 ±12	214 ±38	172 ±16	82 ±27	65 ±30	50 ±12	41 ±2	52 ±23	84 ±20	197 ±49	64 ±24
PM	111 ±25	126 ±47	156 ±42	156 ±47	124 ±31	58 ±8	46 ±15	56 ±17	55 ±37	116 ±10	143 ±20	74 ±22
PD	136 ±25	66 ±10	134 ±52	165 ±18	101 ±21	45 ±6	36 ±17	28 ±11	50 ±24	86 ±14	129 ±38	41 ±8
PDE	165 ±42	100 ±6	135 ±11	189 ±43	87 ±18	56 ±12	67 ±34	44 ±7	58 ±9	96 ±6	122 ±7	66 ±10
						17:00 horas						
PC	183 ±115	67 ±20	221 ±22	166 ±14	82 ±15	84 ±35	46 ±8	58 ±4	72 ±10	74 ±18	160 ±12	81 ±12
PM	94 ±27	142 ±23	186 ±41	248 ±40	111 ±20	50 ±3	44 ±7	62 ±29	66 ±26	81 ±33	133 ±1	83 ±37
PD	174 ±34	66 ±19	109 ±14	138 ±6	77 ±2	37 ±5	24 ±10	41 ±7	40 ±15	50 ±22	112 ±16	58 ±11
PDE	107 ±70	59 ±14	107 ±1	200 ±34	71 ±0,1	56 ±4	34 ±15	33 ±6	47 ±20	60 ±4	109 ±39	55 ±13

ANEXO G - Emissão de C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1}) do solo nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) nas épocas amostradas. Os dados representam a média (n=9) ± desvio padrão (1)

Trat.	out/03	nov/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	mai/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	nov/04
						C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1})						
PC	144±81 Aab	62±16 Bcd	195±42 Aa	164±14 Aa	94±29 Abcd	68±27 Acd	43±11 Ad	46±17 Ad	64±23 Ad	72±18 Ad	144±63 Aabc	68±19 Acd
PM	122±39 Aab	121±43 Aabc	139±60 Bab	197±71 A a	103±34 Abcd	60±11 Acd	49±12 Acd	48±24 Ad	51±28 Acd	88±30 Abcd	128±18 Aabc	71±27 Abcd
PD	160±39 Aa	75±20 Bde	121±53 Bbc	156±35 Aab	87±17 Acde	50±25 Aef	34±13 Af	36±10 Af	49±18 A ef	68±26 Adef	105±34 Acd	48±11 Aef
PDE	141±50 Aab	90±32 ABcde	110±23 Bbc	190±37 Aa	77±13 Adef	59±9 Aefg	51±23 Afg	38±8 Ag	50±17 Afg	77±17 Adefg	111±25 Acd	60±12 Aefg

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

ANEXO H - Emissão de N-N_2O (μg m^{-2} h^{-1}) do solo nos tratamentos plantio convencional (PC), preparo mínimo (PM), plantio direto (PD) e plantio direto escarificado (PDE) nas épocas amostradas. Os dados representam a média (n=9) ± desvio padrão (1)

Trat.	out/03	nov/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	mai/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	nov/04
						N-N_2O (μg m^{-2} h^{-1})						
PC	23±9 Aa	23±14 Aa	27±11 Aa	9±7 Ba	20±11 Ba	16±11 Aa	9±7 Aa	19±7 Aa	20±10 Aa	14±3 Aa	21±11 Aa	18±5 Ba
PM	26±10 Aab	29±18 Aa	20±18 Aab	12±11 Bb	32±14 ABab	19±10 Aab	15±5 Ab	17±10 ABab	21±12 Aab	17±9 Aab	19±6 Aab	16±4 Bab
PD	23±10 Ab	27±19 Aab	20±17 Ab	16±9 ABb	43±18 Aa	11±5 Ab	6±4 Ab	9±4 Bb	27±6 Ab	12±7 ABb	13±16 Ab	14±3 Bb
PDE	29±17 Aab	27±16 Aabc	10±6 Adef	26±13 Aabcde	32±6 ABa	12±6 Acdef	16±11 A cdef	9±6 Aef	17±7 Abcdef	9±4 Bf	19±13 Abcdef	22±5 A abcd

(1) Médias seguidas da mesma letra, maiúscula na mesma coluna e minúscula na mesma linha não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.