

**UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
CENTRO DE ESTUDOS GERAIS
INSTITUTO DE QUÍMICA
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOQUÍMICA AMBIENTAL**

RENATA DA COSTA BARRETO

**QUANTIFICAÇÃO DE CARBONO E EMISSÕES DE GASES DO EFEITO
ESTUFA SOB DIFERENTES TRATAMENTOS DO SOLO NO CERRADO
BRASILEIRO**

NITERÓI

2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

RENATA DA COSTA BARRETO

**QUANTIFICAÇÃO DE CARBONO E EMISSÕES DE GASES DO EFEITO
ESTUFA SOB DIFERENTES TRATAMENTOS DO SOLO NO CERRADO
BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Curso de Pós- Graduação em
Geociências da Universidade Federal Fluminense, como
requisito parcial para a obtenção do **Grau de Doutor**. Área
de Concentração Geoquímica Ambiental

Orientador: **PROF. Dr. JOHN EDMUND LEWIS MADDOCK**

Co-orientadora: **Dr^a. BEÁTA EMOKE MADARI**

NITERÓI

2009

B273 Barreto, Renata da Costa.

Quantificação de carbono e emissões de gases do efeito estufa sob diferentes tratamentos do solo no cerrado brasileiro. / Renata da Costa Barreto. – Niterói, RJ: [s.n], 2009.

122 f.: il.; 30 cm.

Tese (Doutorado Geociências - Geoquímica Ambiental) - Universidade Federal Fluminense. Orientador: Prof. Dr. John Edmund Lewis Maddock.

1. Solo – Estrutura. 2. Plantio. 3. Plantio direto. 4. Carbono. 5. Emissão de gases. 6. Tese. 7. Produção intelectual. I. Título.

CDD 631.410981

RENATA DA COSTA BARRETO

**QUANTIFICAÇÃO DE CARBONO E EMISSÕES DE GASES
DO EFEITO ESTUFA SOB DIFERENTES TRATAMENTOS
DO SOLO NO CERRADO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Curso de Pós - Graduação
em Geociências da Universidade Federal Fluminense,
como requisito parcial para a obtenção do **Grau
de Doutor**. Área de Concentração: **Geoquímica
Ambiental**.

Aprovada em setembro de 2009.

BANCA EXAMINADORA



PROF. DR. JOHN EDMUND LEWIS MADDOCK
ORIENTADOR/GEO/UFF



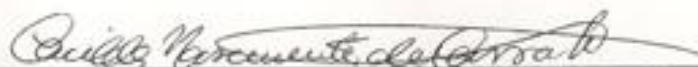
PROFª. DRª. BEATA HMOKE MADARI
CO - ORIENTADORA/EMBRAPA SOLOS



PROFª. DRª. ERIKA FLAVIA MACHADO PINHEIRO
UFRRJ



PROF. DR. FABIANO DE CARVALHO BALIEIRO
EMBRAPA SOLOS



PROFª. DRª. CACILDA NASCIMENTO DE CARVALHO
GEO/UFF



PROF. DR. WILLIAM ZAMBONI DE MELLO
GEO/UFF

NITERÓI
2009

A minha amada filha Manuela, que nasceu para dar um brilho diferente à minha vida

AGRADECIMENTOS

Mais uma etapa da minha vida foi cumprida. Mais uma vitória alcançada. Não tenho como medir cada ajuda, cada palavra de apoio e confiança. Agradeço à Deus, por sempre estar comigo e me guiar nos caminhos e escolhas e me abençoar a cada dia dando-me sabedoria e coragem para superar todos os obstáculos da vida, mesmo naqueles momentos em que eu mesma não acreditava que fosse possível. A minha avó Therezinha e minha mãe Jurema que sempre me incentivaram e estiveram do meu lado em todos os momentos. Ao meu pai, exemplo de dedicação e persistência ao estudo. Aos meus irmãos, Leo, Lidy, Grayson, Lincoln e Renato, grandes presentes que ganhei de Deus. Aos meus orientadores, John e Beata, que me dedicaram tempo e conhecimento. Ao meu amigo Abrão, que sempre acreditou no meu potencial. Aos amigos de Rio Verde, Rô, Thi, Dani, Brunno, Toim, Nara, Helen, que me deram casa, comida, roupa lavada e serviço de motorista particular durante as campanhas de amostragem. A COMIGO pela disponibilização da área de estudo e aos seus funcionários, pela companhia no trabalho e pela ajuda nas amostragens. Ao Marcelinho, grande amigo, irmão, enfim, aquele que sempre me salva nas horas difíceis e me dá puxões de orelha, quando necessário. Aquele que divide comigo minha grande produção (a Manuela, claro!), meu companheiro Marcelo, pelas privações da minha companhia durante minhas ausências por viagens e estudos. Aos amigos Anderson, Bia, Celinho, tia Regina, Daniel, Gi Ayres, Gi Parno e Val. As estagiárias Adriana, Graciane e Izabel. A minha vizinha, Maria Luiza, que participou das minhas angústias e vitórias. A minha co-orientadora no Canadá, Cláudia e aos amigos que lá conheci, Selma, Cibele, Raquel, Lucas, Bianca, André, Barbara, Niels, Andrea e Felicitas que me ajudaram muito e cuidaram de mim e da Manuela até a nossa volta ao Brasil. Ao CNPq, pelo apoio financeiro. Aos pesquisadores da Embrapa, Pedro Machado, Vinicius, Polidoro, Fabiano, Heitor e aos funcionários da Geoquímica, Nivaldo, Anselmo e Meiber, sem os quais este trabalho não seria realizado. Aos profs., Cacilda e William, pela revisão da tese. Muito obrigada a todos!

RESUMO

Atualmente, há uma preocupação mundial com o aumento dos gases do efeito-estufa (GEE's) na atmosfera, devido ao seu papel nas rápidas mudanças no balanço de energia terrestre. Práticas de mudança do uso do solo estão cada vez mais frequentes, o que pode tornar possível o aumento ou diminuição de emissões dos GEE's para a atmosfera. Estudos da qualidade de carbono (C) em solos e a distribuição deste em compartimentos mostram aspectos relacionados à sua acumulação no solo. Já as medidas de respiração do solo, emissões de gás carbônico (CO₂), indicam a taxa de oxidação do C. Estima-se que 70% da região do Cerrado é agricultável, sendo 9 milhões de hectares cultivados sob sistemas de plantio direto. O objetivo geral deste trabalho foi avaliar e comparar os efeitos das operações e atividades do cultivo agrícola, tais como a semeadura e colheita, no estoque de C no solo e nas emissões líquidas de GEE's, em dois tipos de tratamento do solo (Plantio Direto, PD, e Plantio Convencional, PC) em um experimento situado em Rio Verde, sudoeste de Goiás, região do Cerrado brasileiro. O solo da mata nativa também foi avaliado como referência às áreas agrícolas. Foram avaliados os parâmetros físicos, químicos do solo, a distribuição dos agregados do solo, a biomassa microbiana, o estoque de C e nitrogênio (N) e as emissões de CO₂ e óxido nitroso (N₂O) através de medições dos fluxos (in situ) e em incubações em laboratório de amostras de solo total e de agregados do solo. Os resultados de Diâmetro Médio Ponderado (DMP) mostraram uma melhor agregação dos solos agrícolas, indicando que a presença do cultivo promoveu a incorporação da Matéria Orgânica do Solo (MOS). Os estoques de C total, as emissões de CO₂ efetivamente iguais em solos sob PC e PD, a pouca diferença nos seus estados de agregação e a ausência de aumento de C estabilizado em agregados do solo sob PD, indicam que este solo não responde bem ao PD. A emissão de N₂O e o estoque de N nos solos e em seus agregados também foram avaliadas.

Palavras-chave: CO₂; N₂O; plantio direto; plantio convencional; mata nativa; estrutura do solo.

ABSTRACT

Currently, there is a global concern with the increase of greenhouse gases (GHGs) in the atmosphere due to its role in the rapid changes in energy balance. Practice change of land use are becoming more frequent, which may make it possible to increase or decrease in emissions of GHGs to the atmosphere. Studies on the quality of carbon (C) in soils and distribution of aggregates show features related to its accumulation in the soil. Since the measures soil respiration, carbon dioxide emissions (CO_2), indicate the rate of oxidation of C. It is estimated that 70% of the Cerrado region is susceptible to agriculture, being 9 million hectares under no-tillage. The objective of this study was to evaluate and compare the effects of the operations and activities of farming, such as sowing and harvest on carbon storage in soil and net emissions of GHGs in two types of soil treatment (No-tillage, PD, and conventional tillage-PC) in an experiment located in Rio Verde, Goias, Brazilian Cerrado. The soil of the native forest was also evaluated by reference to agricultural areas. We evaluated the physical, chemical properties and the distribution of aggregates on soil, microbial biomass, carbon and nitrogen (N) storage, the emissions of CO_2 and nitrous oxide (N_2O) through-flow measurements (in situ) and laboratory incubations of bulk soil samples and soil aggregates. The results of mean weight diameter (MWD) showed a better aggregation of agricultural soils, indicating that the presence of the crop may have improved the quality of the soil, promoted the incorporation of soil organic matter (SOM). C stocks total CO_2 emissions effectively equal in soils under CT and NT, the little difference in their states of aggregation and the absence of increased C stabilized the soil aggregates in NT indicate that this soil does not respond well to the NT in terms of accumulation and preservation of C. The N_2O emissions and N stocks were also evaluated. In addition to lower emissions of N_2O in soils under NT and CT, the soil under native forest in Rio Verde also had low emissions, even immediately after rain events, suggesting that the soil in the region have little tendency to emit N_2O . The largest stock of N was observed in aggregates of soil under CT, but these values were not reflected in the analysis of the stock of total nitrogen.

Keywords: CO_2 ; N_2O ; no-tillage, conventional tillage; native forest, soil structure

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Temperatura média no hemisfério norte, concentração global de CO ₂ e emissões anuais por combustíveis fósseis e mudanças do uso da terra ocorridas principalmente nos trópicos, durante os últimos 1000 anos.....	21
Figura 2	Diagrama conceitual da trajetória do carbono na conversão da mata nativa em solos agrícolas	22
Figura 3	Ciclo do Carbono em Agroecossistemas	23
Figura 4	Ciclo do Nitrogênio na agricultura	25
Figura 5	Mapa da soja no Brasil	27
Figura 6	Modelo teórico de exposição da MOS ao ataque microbiano pela ruptura dos agregados	30
Figura 7	Localização do bioma Cerrado no Brasil	34
Figura 8	Distribuição espacial de áreas com cobertura vegetal natural e antrópica no bioma Cerrado	36
Figura 9	Mapa de Localização da cidade de Rio Verde, GO.....	41
Figura 10	Área de estudo no Centro Tecnológico da COMIGO, Rio Verde, GO.....	42
Figura 11	Precipitação pluviométrica durante o período da 1 ^a amostragem.....	47
Figura 12	Precipitação pluviométrica durante o período da 2 ^a amostragem.....	48
Figura 13	Precipitação pluviométrica durante o período da 3 ^a amostragem.....	48
Figura 14	Precipitação pluviométrica durante o período da 4 ^a amostragem.....	49
Figura 15	Distribuição do tamanho das classes de agregados nos 3 tipos de tratamento (mata nativa, PD e PC) em função da percentagem em peso (%), na 3 ^a campanha de amostragem	67
Figura 16	Distribuição do tamanho das classes de agregados nos 3 tipos de tratamento (mata nativa, PD e PC) em função da percentagem em peso (%), na 4 ^a campanha de amostragem	68
Figura 17	Emissões de CO ₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 2 ^a campanha de amostragem	78

Figura 18	Emissões de CO ₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 3a. campanha de amostragem	70
Figura 19	Emissões de CO ₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 4a. campanha de amostragem	80
Figura 20	Emissões de CO ₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 5a. campanha de amostragem.	81
Figura 21	Média das emissões de CO ₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante as 5 campanhas de amostragem	82
Figura 22	Emissões de N ₂ O medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 1a. campanha de amostragem	93
Figura 23	Emissões de N ₂ O medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 2 ^a . campanha de amostragem	94
Figura 24	Emissões de N ₂ O medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 4a. campanha de amostragem	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Resumo da Informação sobre alguns gases indutores do Efeito Estufa.....	20
Tabela 2	Umidade gravimétrica do solo sob os 3 tratamentos observados (PD, PC e mata nativa) durante o período do experimento	58
Tabela 3	Densidade média das 4 profundidades do solo avaliadas, nos 3 tratamentos observados (PD, PC e mata nativa) durante o período do experimento	59
Tabela 4	Densidade do solo, em 4 diferentes profundidades do solo, para amostras coletadas em estação seca (5a. campanha), em solos sob PD, PC e mata nativa, em Rio Verde, Goiás.....	60
Tabela 5	Análise Granulométrica do solo, na profundidade de 0-5 cm, em solos sob mata nativa, PD e PC, em um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde, Goiás	61
Tabela 6	Conditividade hidráulica do solo, em 4 diferentes profundidades, em amostras coletadas na 4a. campanha, em solos sob PD, PC e mata nativa, em Rio Verde, Goiás	63
Tabela 7	Propriedades químicas dos solos sob mata nativa, PD e PC, em 4 profundidades diferentes, durante a 2a. Campanha de amostragem em um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde, Goiás	64
Tabela 8	Propriedades químicas dos solos sob mata nativa, PD e PC, em 4 profundidades diferentes, durante a 3a. Campanha de amostragem em um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde, Goiás	65
Tabela 9	Índices de agregação do solo (DMP, DMG and IEA) em um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde, Goiás sob mata nativa, PD e PC na profundidade de 0-5 cm, na 3a. e 4a. campanha de amostragem	69
Tabela 10	Valores comparativos dos índices de agregação encontrados em diferentes estudos.	71
Tabela 11	Biomassa de Carbono, em 4 profundidades diferentes, em amostragens feitas em uma estação úmida (3a. campanha) e uma estação seca (5a. campanha), em solos sob PD, PC e mata nativa em Rio Verde, Goiás	72

Tabela 12	Estoque de Carbono, expresso em massa equivalente no solo total em 4 profundidades diferentes durante o período do experimento	74
Tabela 13	Estoque de Carbono, expresso em massa equivalente, no solo total e em classes de agregados do solo, na profundidade de 0-5 cm durante a 4a. campanha	76
Tabela 14	Emissões de CO ₂ , em g C ha ⁻¹ h ⁻¹ , no solo total e em 3 classes de tamanho de agregados do solo após 8 horas de incubação e o CO ₂ estabilizado (não emitido) em cada classe de agregado ($\Delta \text{CO}_2 = \Delta \text{CO}_{2\text{AD}} - \Delta \text{CO}_{2\text{AI}}$), expressos em massa equivalente	86
Tabela 15	Biomassa de Nitrogênio, em 4 profundidades diferentes, em amostragens feitas em uma estação úmida (3a. campanha) e uma estação seca (5a. campanha), em solos sob PD, PC e mata nativa em Rio Verde, Goiás	87
Tabela 16	Estoque de Nitrogênio, expresso em massa equivalente no solo total em 4 profundidades diferentes durante o período do experimento	89
Tabela 17	Estoque de Nitrogênio, expresso em massa equivalente, no solo total e em classes de agregados do solo, na profundidade de 0-5 cm durante a 4a. campanha.....	91
Tabela 18	Emissões de N ₂ O, em g N ha ⁻¹ h ⁻¹ , no solo total e em 3 classes de tamanho de agregados do solo após 8 horas de incubação e o N ₂ O estabilizado (não emitido) em cada classe de agregado ($\Delta \text{N}_2\text{O} = \Delta \text{N}_2\text{O}_{\text{AD}} - \Delta \text{N}_2\text{O}_{\text{IA}}$), expressos em massa equivalente	100

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

1	APRESENTAÇÃO	15
2	HIPÓTESE	16
3	OBJETIVOS	17
3.1	OBJETIVO GERAL.....	17
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
4	JUSTIFICATIVA	18
5	BASE TEÓRICA	19
5.1	GASES DO EFEITO ESTUFA E MUDANÇAS CLIMÁTICAS.....	19
5.2	EMISSÕES DE GASES-ESTUFA E AS MUDANÇAS DO USO DO SOLO	
		20
5.3	O CICLO DO CARBONO EM AGROECOSSISTEMAS: O CO ₂	22
5.4	O CICLO DO NITROGÊNIO NA AGRICULTURA: O N ₂ O	24
5.5	EFEITOS DAS EMISSÕES DE GASES-ESTUFA NA AGRICULTURA.	26
5.6	AS EMISSÕES DE GASES-ESTUFA E O PROTOCOLO DE QUIOTO	27
5.7	A ESTRUTURA DO SOLO	28
5.8	A ESTRUTURA DO SOLO E AS EMISSÕES DOS GASES DO EFEITO	
	ESTUFA	31
5.9	SISTEMAS DE PLANTIO	31
5.9.1	Plantio Direto	32
5.9.2	Plantio Convencional	32
5.10	O BIOMA CERRADO	33
5.11	A AGRICULTURA NO CERRADO BRASILEIRO	35
5.12	BIOMASSA MICROBIANA	37
6	ÁREA DE ESTUDO	40
7	MATERIAIS E MÉTODOS	44

7.1	FLUXOGRAMA	44
7.2	CRONOGRAMA	46
7.3	AMOSTRAGENS	47
7.3.1	Amostras de solo	49
7.3.2	Amostras de ar do solo para medições de fluxo de CO₂ e N₂O	49
7.4	DETERMINAÇÕES DAS AMOSTRAS	50
7.4.1	Determinação de densidade do solo e umidade gravimétrica	50
7.4.1.1	Densidade do solo (DAS)	51
7.4.1.2	Umidade gravimétrica do solo (UGS)	51
7.4.2	Determinação da Condutividade hidráulica (Permeabilidade do solo) ...	51
7.4.3	Determinação da fertilidade do solo (pH, Ca, Mg, Al, P, K, Zn, Cu, Fe, Mn e MOS)	52
7.4.4	Análise granulométrica	52
7.4.5	Separação das classes de agregados por tamanho	52
7.4.6	Determinação dos parâmetros que expressam a distribuição do tamanho de agregados	53
7.5	INCUBAÇÃO	54
7.5.1	Incubação do solo inteiro	54
7.5.2	Incubação dos agregados	54
7.6	DETERMINAÇÕES QUÍMICAS	54
7.6.1	Determinações das concentrações de CO₂ e N₂O	54
7.6.2	Determinações de Carbono e Nitrogênio	55
7.6.3	Determinação da Biomassa Microbiana	55
7.7	TRATAMENTO NUMÉRICO	56
8	RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
8.1	PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS E DISTRIBUIÇÃO DOS AGREGADOS NO SOLO	57
8.1.1	Umidade	57
8.1.2	Densidade	59
8.1.3	Granulometria do solo	61

8.1.4	Permeabilidade do solo	62
8.1.5	Fertilidade do Solo	64
8.1.6	Distribuição das classes de agregados por tamanho	66
8.1.7	Parâmetros que expressam distribuição do tamanho das classes de agregados	69
8.2	CARBONO NOS SOLOS E EMISSÕES DE CO₂	72
8.2.1	Biomassa Microbiana de carbono (BMC)	72
8.2.2	Estoque de Carbono	74
8.2.3	Fluxos de CO₂ (in situ)	78
8.2.4	Emissões de CO₂ durante incubações do solo total e agregados do solo ...	85
8.3	NITROGÊNIO NOS SOLOS E EMISSÕES DE N₂O	88
8.3.1	Biomassa Microbiana de nitrogênio (BMN)	88
8.3.2	Estoque de Nitrogênio	89
8.3.3	Fluxos de N₂O (IN SITU)	92
8.3.4	Emissões de N₂O durante incubações do solo total e agregados do solo ...	98
9	CONCLUSÕES.....	101
10	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	103
11	ANEXOS	115
11.1	TÉCNICAS MICROMETEOROLÓGICAS AVANÇADAS PARA MEDIÇÕES DE FLUXO DE GASES EM SISTEMAS AGRÍCOLAS	116
11.2	ARTIGO - THE IMPACT OF SOIL MANAGEMENT ON AGGREGATION, CARBON STABILIZATION AND CARBON LOSS AS CO₂ IN THE SURFACE LAYER OF A RHODIC FERRALSOL IN SOUTHERN BRAZIL	122

1 APRESENTAÇÃO

O dióxido de carbono (CO_2) é o principal gás responsável pelo efeito-estufa antropogênico. A ciclagem natural de carbono entre o solo e a atmosfera se dá através dos processos de emissão e absorção do CO_2 pelo solo, raízes e plantas. A atividade agrícola trouxe grandes mudanças na cobertura do solo. O intercâmbio entre gases do efeito-estufa (GEE's) em sistemas agrícolas e a atmosfera ocorre em vários passos ao longo do ciclo de produção. A produção de grãos no Brasil ocupa 40 milhões de hectares e metade desta produção é realizada pelo sistema de plantio direto (PD), sendo o Cerrado responsável por aproximadamente 36% da área total de PD no Brasil. O solo sob PD tem sido reconhecido por acumular carbono e contribuir para a mitigação do efeito estufa, embora alguns poucos cientistas demonstrem o inverso. Todavia, falta ainda uma avaliação do carbono e seus equivalentes envolvidos em sistemas de produção de grãos sob plantio convencional (PC) e PD em solos do Cerrado brasileiro. A cidade de Rio Verde, situada da região do Cerrado, sudoeste do estado de Goiás, possui alta produção de grãos e, por isso, uma área de estudo no Centro Tecnológico da Cooperativa de produtores da região (COMIGO) foi cedida com o propósito de se fazer uma análise integrada das emissões de CO_2 e equivalentes de CO_2 ao longo do ciclo de produção de grãos, de modo a contribuir a subsidiar de projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).

2 HIPÓTESE

O maior estoque de carbono resultante da prática de cultivo em sistemas sob plantio direto (PD) implica em emissões integradas de GEE's menores que as resultantes em sistemas sob plantio convencional (PC) em solos agrícolas de Rio Verde, Goiás, Cerrado brasileiro.

3 OBJETIVOS

O cultivo agrícola, tais como a semeadura e colheita, no estoque de carbono no solo e nas emissões líquidas de GEE's, em dois tipos de tratamento do solo (Plantio Direto e Plantio Conv

3.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar e comparar os efeitos totais, incluindo as operações que constituem encional) em um experimento monitorado por 2 anos e meio no Cerrado brasileiro, sudoeste do estado de Goiás.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar e comparar as propriedades de agregação do solo sob plantio direto (PD) e em plantio convencional (PC).
2. Avaliar e comparar o estoque de carbono orgânico no solo sob PD e PC.
3. Avaliar e comparar as taxas de respiração (emissão de CO₂) no solo sob PD e em PC.
4. Avaliar e comparar as taxas de emissão de N₂O no solo sob PD e em PC.
5. Avaliar e comparar a liberação/retenção ou preservação de CO₂ e N₂O, e equivalentes de CO₂, após incubação, em agregados intactos e destruídos, de diferentes classes de tamanho em solos sob PD e em PC.

4 JUSTIFICATIVA

Estudos da qualidade de carbono em solos e a distribuição deste em compartimentos (agregados de diferentes classes de tamanho, frações físicas e químicas da matéria orgânica do solo) mostram aspectos relacionados ao acúmulo de carbono no solo. Por outro lado, medidas de respiração do solo, suas taxas de emissão de CO₂, indicam a taxa de oxidação de carbono. Essas taxas de emissão são bastante relevantes para calcular o potencial dos solos em preservar carbono e, conseqüentemente, contribuir para a mitigação do efeito-estufa dentro do contexto do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), Artigo 12 do Protocolo de Quioto, que permite aos países uma emissão limitada de GEE's, e contribui para a implementação de um projeto para reduzir emissões ou aumentar drenos num país sem obrigações de limitação dessa emissão.

Em contrapartida, Baker et al. (2004) afirmaram que ainda é prematuro predizer o potencial de sequestro de carbono em sistemas agrícolas baseado em projeções de mudanças nas práticas de manejo, ou estimular estas mudanças como instrumentos políticos ou comerciais para sequestrar carbono. Para eles, haveria risco de uma perda de credibilidade para a comunidade científica tornando mais difícil incentivo à adoção de outros tipos de usos da terra e práticas de manejo que demonstrem mitigar as concentrações atmosféricas dos GEE's.

A quantificação do potencial que a agricultura tem para seqüestrar carbono do solo, especialmente em solos da região do Cerrado brasileiro ainda é um desafio a ser estudado. A determinação da quantidade de CO₂ e equivalentes emitidos, é fundamental para o melhor entendimento do efeito da atividade agrícola no balanço do carbono, uma vez que o potencial de aquecimento global (PAG) é baseado no fluxo de CO₂ resultante de mudanças do carbono presente na vegetação e solos por desmatamento e durante o ciclo dos sistemas de manejo e, ainda, pelo fluxo de N₂O e CH₄ nestes sistemas.

5 BASE TEÓRICA

5.1 GASES DO EFEITO ESTUFA E MUDANÇAS CLIMÁTICAS

O efeito estufa é um processo natural que ocorre através da absorção de radiação infravermelha na troposfera, emitida pela superfície da Terra. Tem sido acentuado pelas atividades antrópicas, as quais têm aumentado as concentrações naturais dos gases do efeito-estufa (GEE's) na atmosfera e introduzido outros gases na mesma (SHAOQIANG et al., 2004). O dióxido de carbono (CO_2), por ser emitido em maiores quantidades devido aos combustíveis fósseis, queima de biomassa vegetativa, desmatamento seguido de queimada e decomposição da matéria-orgânica do solo (PALM et al., 2004; WASSMANN et al., 2004), é o principal gás responsável pelo efeito estufa antropogênico. Juntamente com o vapor d'água e demais GEE's, o CO_2 é responsável pela manutenção de uma temperatura adequada à vida na Terra.

Como pode ser observado na TABELA 1 (NOAA), diferentes atividades antrópicas têm provocado o aumento das concentrações dos GEE's na atmosfera, gerando um desequilíbrio que vem provocando um aumento da temperatura do ar da troposfera e conseqüentemente, aumento da temperatura na superfície terrestre. De acordo com o IPCC (1996), os GEE's possuem longo tempo de permanência na atmosfera (50-100 anos para o CO_2 , 12 anos para o CH_4 e 120 anos para o N_2O). A Tabela 1 mostra ainda os valores característicos do potencial de aquecimento global (PAG) para cada gás. Estão resumidos a natureza, a concentração, a taxa de aumento anual e o tempo de residência destes gases na atmosfera.

TABELA 1 Características dos principais gases indutores do Efeito Estufa.

Gás	Concentração atual	Taxa de aumento (anual)	Tempo de residência (anos)
CO ₂	397 ppm	0,4%	50-100
CH ₄	1,78 ppm	0,5%	12
N ₂ O	320 ppb	0,3%	120

Fonte: NOAA

Há uma preocupação mundial com o aumento dos GEE's na atmosfera, já que estes possuem um importante papel nas rápidas e desagradáveis mudanças no balanço de energia terrestre resultando em efeitos no clima global. A maioria dos climatologistas afirma que os GEE's têm contribuído para o aquecimento global durante os últimos 100 anos, ainda que não se saiba exatamente o quanto o planeta está aquecendo e a contribuição destes GEE's em relação a outras fontes causadoras do mesmo (IPCC, 2001).

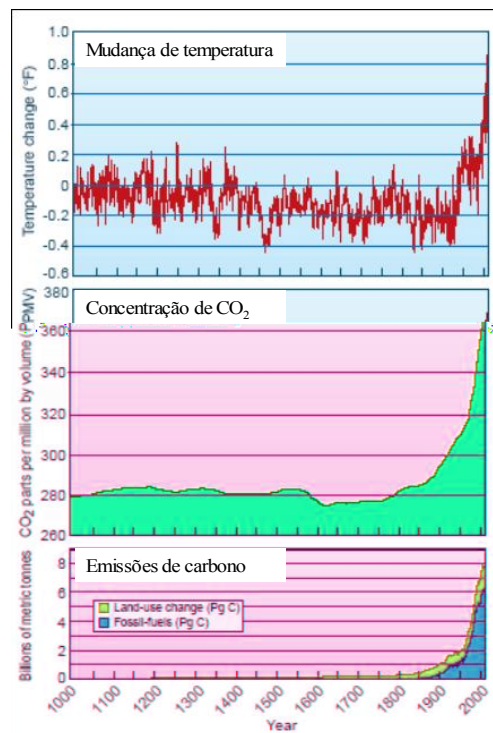
5.2 EMISSÕES DE GASES-ESTUFA E AS MUDANÇAS NO USO DO SOLO

Em várias partes do mundo, inclusive no Brasil, práticas de mudança no uso do solo estão cada vez mais frequentes, o que pode tornar possível o aumento ou diminuição de emissões dos GEE's para a atmosfera e promover o sequestro do CO₂ pelo solo (BARRETO et al., 2009 – ANEXO 8.2). De acordo com Breuer et al. (2000), sistemas agrícolas assumem um papel importante na emissão e absorção destes, como fontes e sumidouros de óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄), bem como efeitos sobre o estoque de carbono terrestre, o que afeta o CO₂ na atmosfera, sendo responsáveis por aproximadamente um quinto do incremento anual na captação atmosférica da radiação de energia (IPCC, 1996). Para o CO₂, parte dele é removida temporariamente da atmosfera através da fotossíntese e respiração de plantas e também por acumulação de carbono orgânico em solos (MACHADO, 2003; HOUGHTON, 2007).

Áreas tropicais e subtropicais têm papel importante nas emissões de GEE's para a atmosfera (MOSIER et al., 2004). Segundo Watson et al. (2000), o desmatamento em florestas tropicais nos últimos 140 anos contribuiu com uma liberação de 121 Gt de CO₂ para a atmosfera.

Dados do IPCC (2001) demonstram que aproximadamente $1,7 \text{ Gt ano}^{-1}$ (correspondente a 21 % do total de emissões) provém de mudanças no uso da terra e o Brasil é o maior responsável por essas emissões de GEE's. Ainda que o fluxo de CO_2 entre a atmosfera e os sistemas terrestres seja equilibrado por processos naturais, pequenas diferenças entre os fluxos de carbono estão mudando significativamente as suas emissões para a atmosfera (FIGURA 1). Porém, solos de ecossistemas terrestres poderiam seqüestrar cerca de $1,9 \text{ Gt ano}^{-1}$ de carbono da atmosfera, favorecendo este tipo de ecossistema e práticas adequadas do seu manejo na tentativa de amenizar o efeito estufa antropogênico. Enquanto o potencial de seqüestro em um ecossistema está compreendido na fixação de carbono pela vegetação, o seqüestro de carbono nos solos pode ser visto como o mais efetivo componente do balanço de CO_2 (BATJES,2004).

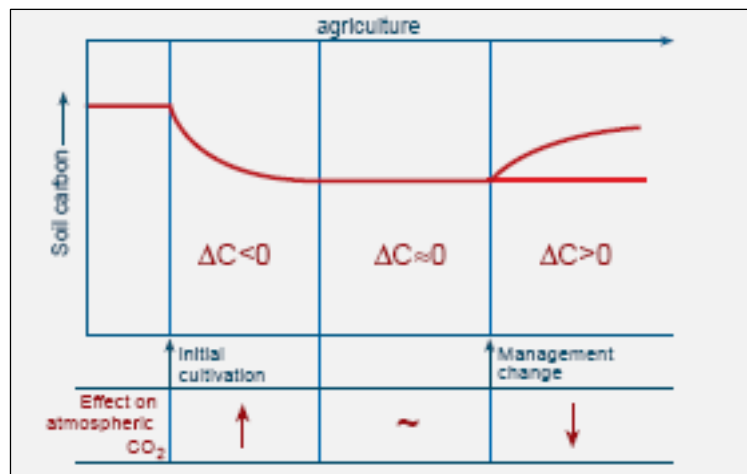
FIGURA 1 Temperatura média no hemisfério norte, concentração global de CO_2 e emissões anuais por combustíveis fósseis e mudanças do uso da terra ocorridas principalmente nos trópicos, durante os últimos 1000 anos.



Fonte: Task Force Report, 2004

Após a ocorrência de mudanças no uso da terra, como a conversão da mata nativa em solos agrícolas, há um grande impacto no balanço da matéria orgânica do solo (MOS) (FIGURA 2). A MOS que estava estabilizada anteriormente entra em declínio após o desmatamento da mata nativa, devido a uma diminuição na taxa de deposição na superfície e a sua mais rápida oxidação em solos revolvidos por aração, e é necessário um longo período, em torno de 50 anos, antes do sistema estabelecer um novo equilíbrio para o conteúdo de carbono presente no solo. Geralmente, a maioria dos solos agrícolas atinge o equilíbrio com um conteúdo de carbono menor que o solo sob mata nativa anteriormente presente e são fontes e/ou sumidouros de CO₂ para a atmosfera. Quando o manejo agrícola é modificado e passa-se a usar práticas conservacionistas, como o plantio direto, o conteúdo de MOS pode aumentar e este solo passa a ser um sumidouro de CO₂ atmosférico.

FIGURA 2 Diagrama conceitual da trajetória do carbono na conversão da mata nativa em solos agrícolas



Fonte: Task Force Report, 2004

Nos últimos 5 anos, todos os esforços para conter o aumento dos GEE's, e, conseqüentemente retirar o CO₂ da atmosfera por seqüestro de carbono no solo têm recebido grande atenção, principalmente após o início do mercado de crédito de carbono (ROBERTSON; GRACE, 2004).

5.3 O CICLO DO CARBONO EM AGROECOSSISTEMAS

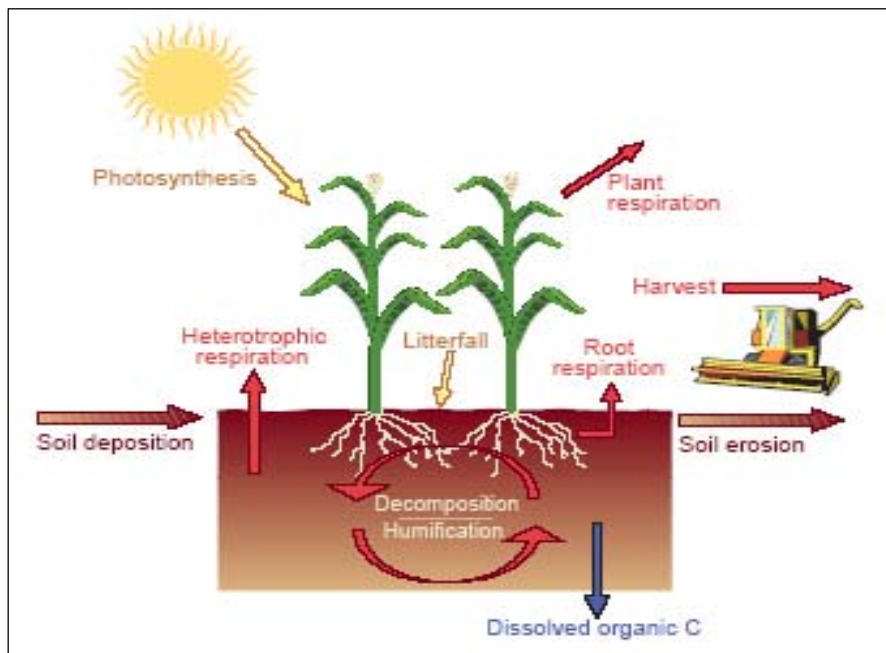
A ciclagem de carbono entre os estoques terrestres e atmosféricos se dá através da fotossíntese, respiração e combustão, tendo esta última um papel secundário, exceto quando de origem antrópica.

Em solos sob vegetação natural, o estoque de carbono orgânico é determinado, principalmente, pelas condições climáticas como temperatura e pluviosidade, espécies químicas presentes, tipos de vegetação, solo, produtividade, e profundidade das raízes. Processos que reduzem o estoque de carbono incluem a degradação do solo, erosão do solo, queima de biomassa e mudanças no uso da terra (PAUSTIAN et al., 1998; BAYER et al. 2000; REID et al., 2004).

O CO₂ é emitido principalmente através da queima de combustíveis fósseis, biomassa vegetativa e da decomposição da MOS do solo (PALM et al., 2004; WASSMANN et al., 2004).

A FIGURA 3 apresenta o esquema do ciclo do carbono em agroecossistemas. As plantas, através da fotossíntese, são responsáveis pela transferência do carbono da atmosfera para a biomassa e daí para o solo. A prática agrícola utilizada define o solo como fonte ou sumidouro de CO₂.

FIGURA 3 CICLO DO CARBONO EM AGROECOSSISTEMAS.



Fonte: Task Force Report, 2004

Enquanto o potencial de seqüestro em um ecossistema está compreendido na fixação de carbono pela vegetação, o seqüestro de carbono nos solos pode ser visto como o mais efetivo componente do balanço de CO₂ (FIGURA 5) (BATJES, 2004).

A análise completa do ciclo de C na agricultura inclui, ainda, a estimativa do uso de energia e as emissões primárias de C relativas aos combustíveis, eletricidade, fertilizantes, pesticidas, irrigação, produção de sementes e implementos agrícolas (WEST; MARLAND 2002).

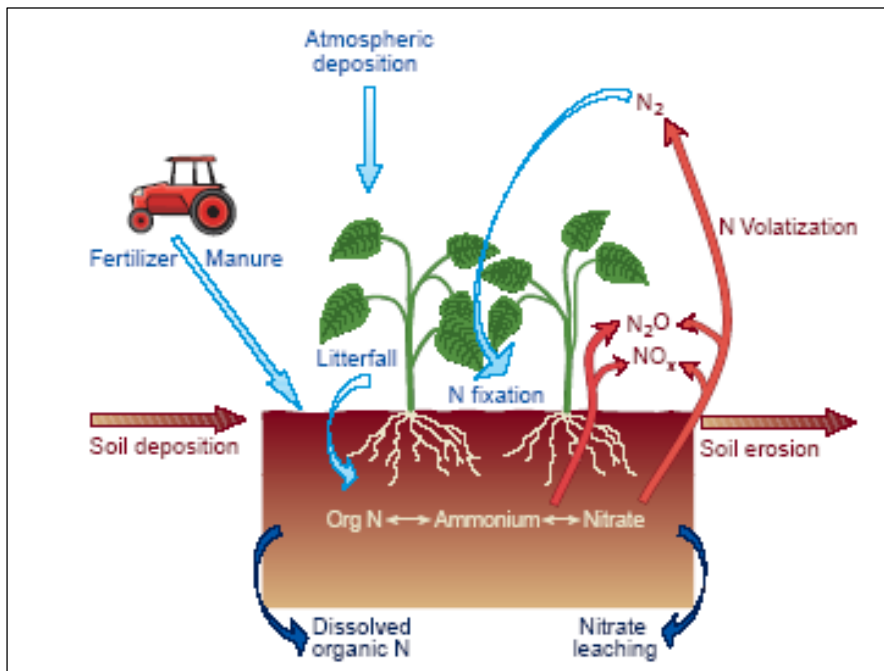
5.4 O CICLO DO NITROGÊNIO NA AGRICULTURA

O óxido nitroso (N₂O) é produzido nos solos, especialmente de florestas tropicais, através de processos microbiológicos, via nitrificação e desnitrificação, os quais são a fonte principal deste gás para a atmosfera (BAIRD, 2002). A concentração atual de N₂O na atmosfera é de aproximadamente 320 ppbv. Em 1900, essa concentração estava em torno de 275 ppbv (MOSIER et al., 2004).

O conjunto de transformações sofridas pelo nitrogênio no solo, governado por fatores biológicos e físico-químicos é denominado “metabolismo” do solo. Inicialmente parece que a conversão de florestas em áreas de pastagens induz a um aumento nas emissões de óxido de nitrogênio, porém, dentro de poucos anos as emissões de NO e N₂O diminuem em relação às florestas primárias (KELLER; MATSON, 1994). Em resumo, a conversão de florestas em sistemas de agricultura resulta num aumento inicial significativo nas emissões de N₂O, e, assim, causa um acréscimo substancial no potencial de aquecimento global em curto prazo.

Na FIGURA 4 é mostrado que, na nitrificação, o nitrogênio reduzido na forma de amônia (NH₃) ou de íon amônio (NH₄⁺) é convertido, quase que completamente, em nitrito (NO₂⁻), que passa a nitrato (NO₃⁻) pela ação de bactérias autotróficas; o N₂O é um subproduto. Durante a desnitrificação, o nitrogênio no seu estado de oxidação maior, na forma de íon nitrato (NO₃⁻), é reduzido principalmente em nitrogênio elementar (N₂) por intermédio de bactérias anaeróbicas heterotróficas; o N₂O é um intermediário que, dependendo das condições ambientais (baixo pH do solo ou facilidade de escape difusivo em solos com altas porosidades livres de água), poderá ser o produto final (CAVIGELLI; ROBERTSON, 2000; VELDKAMP, 1998).

FIGURA 4 CICLO DO NITROGÊNIO NA AGRICULTURA



Fonte: Task Force Report, 2004

Quimicamente, a existência de subprodutos pode ser facilmente explicada: a nitrificação sob condições abundantes de oxigênio produz pequenas quantidades de N_2O , o qual possui mais oxigênio que a molécula do gás N_2 (BAIRD, 2002). Por outro lado, solos com altos teores de umidade impedem a transferência de N_2O para a atmosfera, favorecendo a sua conversão em N_2 , via desnitrificação (VELDKAMP, 1998). De fato, ambos os processos estão relacionados com as condições ambientais, principalmente a umidade do solo, temperatura, pH, concentração de carbono orgânico, presença de substâncias inibidoras e níveis de oxigênio. Todos estes fatores e as suas distribuições no solo, por sua vez, são afetados pela heterogeneidade ou estrutura física do solo. Uma parte dos fertilizantes à base de nitrato e de amônio usados na agricultura, particularmente nas zonas tropicais, também é convertida em N_2O e liberado no ar.

As altas variabilidades temporal e espacial nas emissões de N_2O mostram que pequenas mudanças na temperatura e umidade do solo podem causar grandes mudanças nas emissões de N_2O . As mudanças na umidade do solo alteram a facilidade de transporte difusivo de O_2 no solo, causando transições entre as condições aeróbicas e anaeróbicas, que ocorrem no perfil do solo. Estas transições podem causar um acúmulo de N_2O na fase úmida do solo sob condições

anaeróbicas devido à difusão em água ser muito lenta. Ao retornar a condição aeróbica, o N_2O volatiliza, criando rápidos eventos de difusão durante o ressecamento inicial do solo. As variações desses eventos podem ser causadas por fortes correntes de água e outros solutos, resultando em um aumento nas emissões de N_2O nos locais onde a água e os solutos estão acumulados (GRANT; PATTEY, 2003).

Com relação à temperatura, Sierra (2002) mostrou que as maiores mudanças ocorreram entre 20 e 30°C para nitrificação e 30 e 40°C para mineralização (conversão microbiana de N orgânico em formas inorgânicas, inicialmente NH_4^+). Porporato et al. (2003) mostraram que a mineralização cessa em temperaturas maiores que 50 °C e menores que 5 °C. A produção de N_2O está também sujeita às influências decorrentes do tipo de manejo a que os solos são submetidos, pois o manejo do solo afeta as condições físico-químicas reinantes. Já que os solos de florestas úmidas tropicais são grande fonte, em termos globais, de emissão do N_2O para a atmosfera, e que estes solos, em comparação com solos agrícolas, contem mais carbono orgânico e são mais estruturados (maior grau de aglomeração), e que solos agrícolas sob plantio direto tendem a ter mais destas características que solos agrícolas arados, parece haver a possibilidade de que solos sob plantio direto, além de acumular mais carbono, poderão emitir mais N_2O que solos arados.

5.5 EFEITOS DAS EMISSÕES DE GASES-ESTUFA NA AGRICULTURA

Uma ampla literatura científica prediz que as mudanças climáticas irão afetar os campos de cultivos e a produtividade agrícola, modificando inclusive a distribuição geográfica das espécies de cultivo. De fato isto já vem acontecendo em todo o planeta. Os efeitos variam de acordo com o grau das mudanças de temperatura, precipitação, nebulosidade, etc., e o tipo de sistema de manejo envolvido.

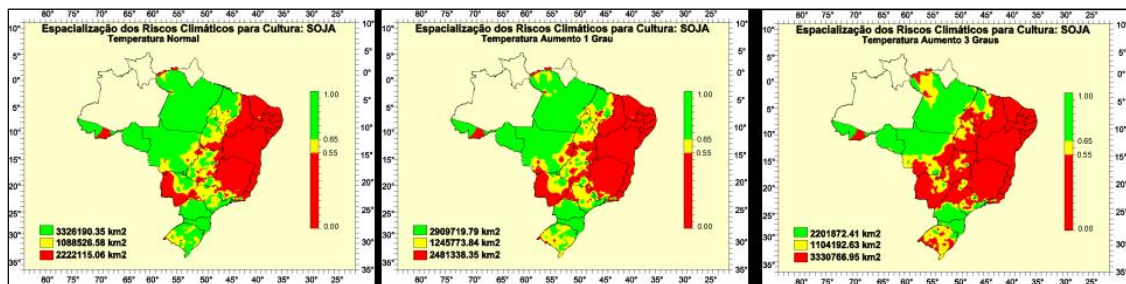
O aumento do CO_2 atmosférico altera o ciclo do carbono nas plantas, como a fotossíntese, respiração e transpiração e, conseqüentemente, a produtividade. O acréscimo na temperatura modifica o ciclo da água. O suprimento de água para irrigação e pecuária é alterado, o que causa variações nas precipitações, no potencial de evaporação e escoamento da mesma (TASK FORCE REPORT, 2004).

Estudos baseados em modelos de circulação geral (GCM) têm mostrado que a produtividade de várias culturas tende a diminuir em algumas regiões do globo e aumentar em

outras. Assim, a produção em áreas tropicais e subtropicais, principalmente na África sub-Saara, devido às grandes áreas de clima árido e semi-árido e sua dependência de agricultura, tende a ser mais afetada, negativamente, em relação às regiões temperadas.

A FIGURA 5 mostra o mapa da área adequada ao cultivo da soja no Brasil, variando de acordo com o acréscimo da temperatura. As áreas em vermelho não estão propícias para o cultivo da soja. Em condições normais de temperatura, observa-se que o nordeste e sudeste do Brasil são as únicas áreas onde não existem condições adequadas para o plantio da soja. A medida que há um aumento de um grau na temperatura global já pode ser observada uma redução na capacidade de plantio na porção central brasileira. O aumento de três graus na temperatura poderá causar comprometimento no cultivo da soja na região Centro-oeste, grande produtora da mesma na atualidade.

FIGURA 5 Mapa da variação do cultivo de soja no Brasil com o acréscimo da temperatura média global.



5.6 AS EMISSÕES DE GASES-ESTUFA E O PROTOCOLO DE QUIOTO

Oportunidades para assegurar a necessidade de compensação ou suporte institucional para reduzir as taxas de desmatamento ou para estabelecer os sistemas de manejo com altos estoques de carbono podem, eventualmente, fomentar a proposta do mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) no Artigo 12 do Protocolo de Quioto. O Protocolo de Quioto levanta a possibilidade de compensação das emissões de C com o sequestro de C pelos sistemas de manejo, mudanças no uso da terra e silviculturas (PALM et al., 2004).

O Protocolo de Quioto afirma que parte das emissões de CO₂ a partir do uso de combustíveis fósseis e de outras fontes pode ser diminuída através da remoção do CO₂ da

atmosfera via o aumento do estoque de C na biosfera. As diminuições das emissões, via reflorestamento e florestamento, já constam no Protocolo, e são bastante relevantes para calcular o potencial dos solos em preservar carbono. O sequestro de C por solos agrícolas pode ser adicionado posteriormente (WEST; MARLAND 2002), após ser comprovada sua contribuição à mitigação do efeito-estufa dentro do contexto do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).

Segundo Mendis e Openshaw (2004) e Machado (2003), o MDL é uma facilidade para comercialização do “certificado de redução de emissões (CRES)” entre países desenvolvidos e em desenvolvimento, diminuindo assim as emissões de carbono ao estimular a redução dos usos de combustíveis fósseis e o investimento em projetos de seqüestro de carbono. Embora sejam claros os passos a serem seguidos para a implementação de um projeto MDL, nenhum projeto agrícola, inclusive o sistema de plantio direto (PD), está incluído como projeto MDL para o período de 2008 a 2012, o que mostra a necessidade de se investir em pesquisas para o melhor entendimento do incremento de carbono orgânico acumulado no solo em função do manejo e seu papel no balanço de carbono sob sistemas conservacionistas de manejo do solo (MACHADO, 2003).

Ainda que o sequestro de C nos solos não seja elegível para obtenção de créditos de carbono pelo Protocolo de Quioto, há oportunidades de mercado em bolsas paralelas como a Bolsa de Chicago (Chicago Climate Exchange). Além disso, é necessário o cumprimento do Protocolo de Quioto, assinado pelo Brasil, com o objetivo de limitar as emissões de GEE's para a atmosfera (GRANT; PATTEY, 2003).

5.7 A ESTRUTURA DO SOLO

Partículas primárias do solo, especialmente as argilas, tendem a se unir sob condições naturais e formar unidades secundárias denominadas agregados (TISDALL; OADES, 1982; LYNCH; BRAGG, 1985). De acordo com Tisdall e Oades (1982), agregados do solo são componentes dinâmicos na formação do solo e são formados pela união de minerais do solo e matéria orgânica e podem ser quebrados por forças erosivas (vento e água) bem como por atividades humanas (manejos). O arranjo espacial dessas partículas determina o volume e distribuição de poros do solo, proporciona espaço para a atividade microbiana, germinação de

sementes, crescimento de raízes, e ainda, exerce influência na transferência de massa e energia no solo (OADES, 1993; BAYER et al., 2000).

A estabilização dos agregados é uma função das forças físicas presentes para formá-los e a liberação de agentes agregantes por microorganismos através da decomposição de resíduos orgânicos (ALLISON, 1968; COSENTINO, 2006). A agregação do solo contribui à preservação da matéria orgânica do solo (MOS), por proteção física dentro das suas estruturas, onde há menos difusão de oxigênio e percolação de água, limitando a taxa de oxidação microbiana da MOS e a remoção dos produtos desta oxidação (ADU; OADES, 1978; BALABANE; PLANTE, 2004; BARRETO et al., 2009).

O manejo do solo, através de seu efeito na taxa de transformação dos agregados, afeta a taxa de decomposição da MOS. Six et al. (1998) ressaltaram que, em tipos de manejo do solo onde ocorre rompimento principalmente de macroagregados, aumenta a taxa de decomposição da MOS devido à exposição da MOS que antes estava protegida dentro destes agregados. Consequentemente, sistemas de manejo do solo, além de afetarem as taxas de transformação de agregados, influenciam as taxas de decomposição da MOS (MADARI et al., 2005; BARRETO et al., 2009).

Os macroagregados possuem tamanho maior que 250 μm de diâmetro, tendem a serem ricos em MOS lábil (não ou parcialmente transformada) (SIX et al., 1999) e possuem porosidade muito maior que agregados pequenos porque contém poros entre os menores e mais densos agregados (BRADY; WEIL, 1999). Com o rompimento dos macroagregados, formam-se agregados com tamanho variável entre 20 e 250 μm de diâmetro, os quais são considerados mais estáveis que os agregados maiores e chamados de microagregados (TISDALL; OADES, 1982; OADES; WATERS, 1991).

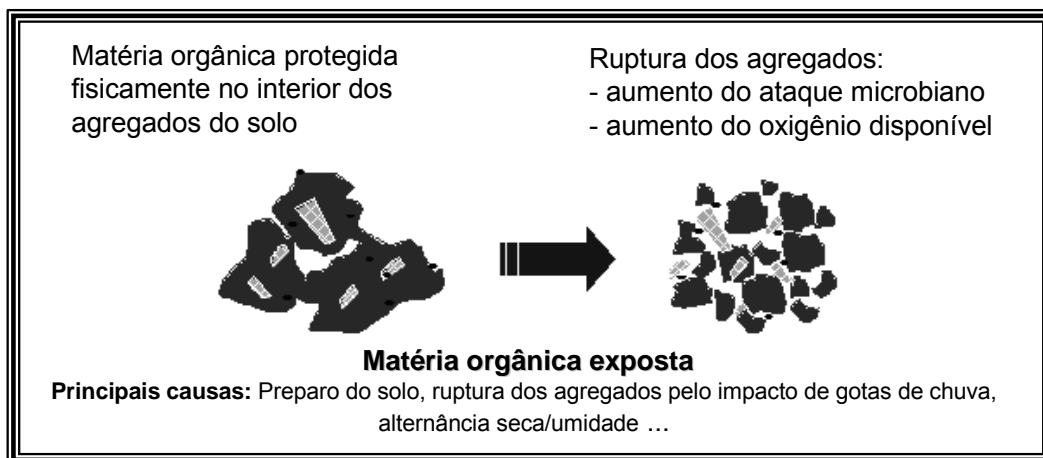
Segundo Gupta e Gemida (1988), macroagregados de áreas cultivadas e não cultivadas possuem maior concentração de C, N e P que os microagregados. Os microagregados contêm menos MOS associada com as frações silte+argila que os macroagregados (ELLIOTT, 1986). Já MADARI et al. (2005) mostraram que em áreas sob vegetação nativa e PD em solo muito argiloso, a concentração de C em microagregados é maior que em solos sob PC.

Gale et al (2000) apresentaram evidências de que a MOS particulada (MOP), oriunda de raízes recém mortas, ajuda na estabilização dos microagregados, formados dentro de macroagregados (FIGURA 6). Ainda que os macro e microagregados estejam localizados lado a

lado nos solos, eles representam microhabitats distintos e assim contribuem para a heterogeneidade, em pequena escala, nos processos microbianos (SEY et al., 2008).

Em geral, os microagregados são mais estáveis do que os macroagregados, devido à maior força de ligação entre as partículas, exercida pelos agentes estabilizadores, como certas argilas (óxidos e hidróxidos de Al e Fe) e matéria orgânica humificada. Os macroagregados, por terem a MOS lábil como um dos principais agentes de estabilização, que é um colante mais fraco do que as argilas e a MOS humificada, são mais expostos ao rompimento, principalmente causado por manejo do solo.

FIGURA 6 Modelo teórico de exposição da MOS ao ataque microbiano pela ruptura dos agregados.



Fonte: FAO, 2001

O estado de agregação do solo pode ser expresso pelos índices de agregação, que descrevem a distribuição de diferentes tamanhos de agregados no solo (CASTRO FILHO et al., 1998).

Kemper e Rosenau (1986), apresentam definições destes índices de agregação como: O Diâmetro Médio Ponderado (DMP) e o Diâmetro Médio Geométrico (DMG), indicativos para o tamanho médio dos agregados do solo. Quanto maiores estes valores, maior é o tamanho médio dos agregados do solo e o Índice de Estabilidade de Agregados (IEA), que é uma medida da agregação total do solo e não considera a distribuição por classes de agregados. Quanto maior a quantidade de agregados com diâmetro $<0,25$ mm, menor será o IEA.

5.8 A ESTRUTURA DO SOLO E AS EMISSÕES DOS GASES DO EFEITO ESTUFA

Há uma relação contraditória entre os agregados do solo e a produção dos GEE's (SEY et al., 2008). As diferenças das comunidades microbianas do solo entre as diferentes frações dos agregados (MUMMEY et al., 2006), as diferentes concentrações de C mineralizável e outros substratos entre as frações dos agregados (BEAUCHAMP; SEECH, 1990), a preparação do solo, os métodos de separação de agregados e o efeito de re-empacotamento dos agregados com tamanhos similares (ASHMAN et al., 2003; UCHIDA et al., 2008) são as principais causas deste fato.

Six et al. (2000) observaram que macroagregados com diâmetro ≥ 8 mm contém maiores concentrações de carbono orgânico e carbono na biomassa que os microagregados, devido a uma grande concentração de MOS associada (PUGET et al., 1995; ASHMAN et al., 2003). Estes agregados maiores possuem sítios anaeróbicos rodeados de uma linha aeróbica com alto potencial da taxa de nitrificação (HOFFMANN et al., 2007) e podem simultaneamente promover um microhabitat para microorganismos heterotróficos, facultativos e obrigatoriamente aeróbicos como desnitrificantes e metanogênicos, dependendo do substrato disponível e da difusão de O_2 nas células microbianas. A atuação destes microorganismos no solo promove a formação de CO_2 , CH_4 e N_2O , dentre outros GEE's que são emitidos através da difusão do solo para a atmosfera.

5.9 SISTEMAS DE PLANTIO

Entende-se por sistema de plantio a utilização de uma determinada área com diversas culturas em sucessão, intercalando-se, ou não, espécies destinadas apenas ao fornecimento de material orgânico e com diferentes formas de manejo do solo e de utilização de insumos (SILVA; SILVEIRA, 2002). Modificações em práticas de manejo e das culturas induzem alterações nas propriedades do solo, podendo a natureza dessas alterações ser temporária ou permanente. A estabilidade das unidades estruturais, agregados, tem demonstrado variação dependente do tipo de manejo do solo e das culturas (DE CAMPOS et al., 1995; MARTENS, 2000).

Existem vários tipos de manejo do solo para agricultura. A maior distinção está entre o sistema de plantio direto e o sistema de plantio convencional.

5.9.1 Plantio Direto

O sistema plantio direto (PD) é um sistema de manejo conservacionista, amplamente adotado no Brasil. No PD a semeadura é feita sem o revolvimento do solo, diretamente na palha da cultura anterior. No PD são respeitados requisitos como a rotação de culturas e uso de culturas de cobertura para formação de palhada. A rotação de culturas, por definição, sempre deve incluir planta de cobertura para formar palha. Estas são combinadas com as plantas para produção de grãos.

Os efeitos do PD ajudam na redução das perdas por erosão, o que pode ser explicado pela quase eliminação das operações de preparo e cultivo, ocorrendo menor quebra mecânica dos agregados e mantendo uma cobertura de resíduos vegetais que os protege do impacto direto das gotas de chuva, podendo aumentar a matéria orgânica e melhorar a agregação do solo em relação ao plantio convencional (CARPENEDO; MIELNICZUK, 1990; DE CAMPOS et al., 1995). Uma acumulação de matéria orgânica nos solos de plantio direto comparados com o plantio convencional pode conferir importante melhora na qualidade, fertilidade e seqüestro de carbono nos solos (SIX et al., 2000; BAYER et al., 2000). Para o mesmo tipo de solo e condições climáticas, o PD mostrou-se mais eficiente em acumular carbono na camada superficial do solo do que o plantio convencional (PC) (MADARI et al., 2004). Porém, é necessário resalvar que, diferentemente do solo sob vegetação natural, o solo sob PD sofre impacto da sobrepassagem de maquinaria usada para semeadura e distribuição de fertilizantes e defensivos agrícolas, que pode resultar em uma certa compactação deste solo.

5.9.2 Plantio Convencional

O sistema de plantio convencional (PC) é o sistema de preparo do solo para a semeadura que envolve o revolvimento da superfície do solo até 25 cm de profundidade. A aração, ao mesmo tempo em que livra o solo de qualquer cobertura vegetal, com o seu revolvimento, elimina plantas daninhas e, assim, possibilita a semeadura e o crescimento de uma determinada planta de interesse para o cultivo (ex. milho, trigo), livre de concorrência por água e nutrientes com outra planta não desejável. Por outro lado, no PC, a ruptura dos agregados ocasionada pelo preparo do solo induz a quebra de macroagregados, acelerando as perdas de C orgânico pela

oxidação da matéria orgânica e, conseqüentemente, afetando negativamente o mecanismo de acumulação de C orgânico no solo (BARRETO, 2005).

Numa região tropical, onde se têm chuvas fortes, concentradas num período do ano, pode ocorrer erosão, pois o impacto da gota da chuva num solo descoberto resulta em salpico e posterior selamento da superfície do solo. A fina crosta que se forma é suficiente para diminuir a infiltração de água no solo, resultando no escoamento da água pela superfície do solo, e no transporte de partículas, pelo escoamento laminar, que, no final, pode resultar em formas avançadas de erosão hídrica, sulcos e voçorocas (MUZZILI, 1983).

O sistema de manejo do solo a ser empregado em determinada área tem que ser visto em termos do tipo de solo cultivado, o que depende do bioma, situação geomorfológica, e substrato geológico.

5.10 O BIOMA CERRADO

Cerrado é o nome dado a um conjunto de ecossistemas (savanas, matas, campos e matas de galeria), onde a maior predominância é a savana, com árvores baixas, mata rasteira e gramíneas. Segundo bioma brasileiro mais rico em biodiversidade, perdendo apenas para a Amazônia, o Cerrado é, também, a mais rica flora de savanas do mundo, com mais de 7 mil espécies (KLINK; MACHADO, 2005). Possui relações ecológicas e fisionômicas com outras savanas da América tropical e outros continentes, como a África, sudeste da Ásia e Austrália e também possui uma dinâmica acentuada em termos de sazonalidade e antropismo.

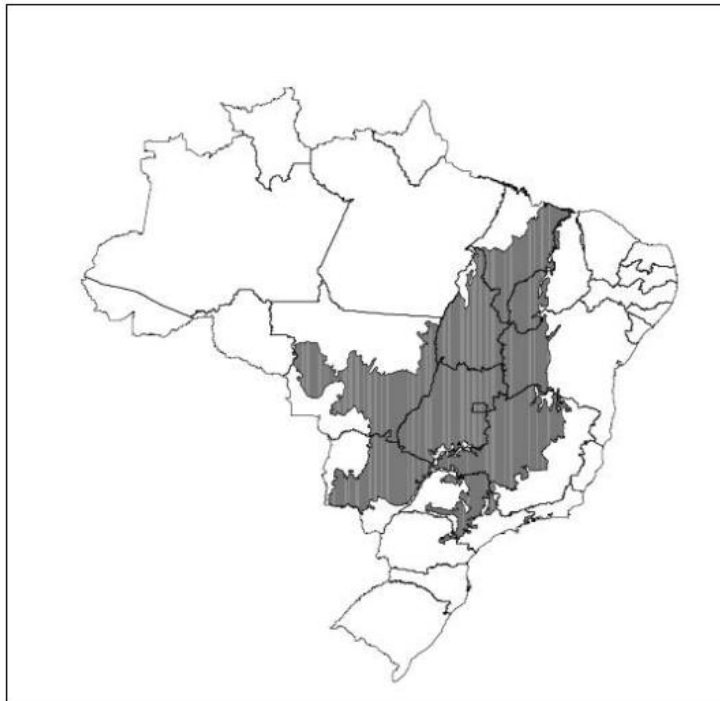
A região do Cerrado possui uma área de 205,9 milhões de hectares (IBGE, 2004), corresponde a 25% da área do país e 4% da área de terra tropical mundial e engloba parte dos seguintes estados brasileiros: Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Piauí, São Paulo e Tocantins, além do Distrito Federal. (FIGURA 7), sendo considerado a última fronteira agrícola do planeta (BORLAUG, 2002). Apenas 0,85% de sua área é integralmente protegida na forma de unidades de conservação (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros e Parque Nacional das Emas no estado de Goiás).

Os remanescentes de Cerrado atual, desenvolveram-se sobre solos muito antigos, intemperizados. Grande parte destes solos possuem textura arenosa e caracterizam-se pela acidez elevada e pela baixa disponibilidade de nutrientes para as plantas. Para torná-los produtivos para

fins agrícolas, aplicam-se fertilizantes e calcário aos solos. A pobreza dos solos, portanto, não foi um obstáculo para a ocupação de grandes extensões de terra pela agricultura moderna, especialmente a cultura da soja, um dos principais itens da pauta de exportações do Brasil (BAYER et al., 2006, KLINK; MACHADO, 2005).

A maior parte da biomassa do Cerrado está no subsolo – até 70%, dependendo da vegetação dominante (CASTRO; KAUFFMANN, 1998).

FIGURA 7 Localização do bioma Cerrado no Brasil.



Fonte: Edital Probio 02/2004 – Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado

As transformações ocorridas no Cerrado também trouxeram grandes danos ambientais – fragmentação de habitats, extinção da biodiversidade, invasão de espécies exóticas, erosão dos solos, poluição de aquíferos, degradação de ecossistemas, alterações nos regimes de queimadas, desequilíbrios no ciclo do carbono e possivelmente modificações climáticas regionais (KLINK; MACHADO, 2005).

As principais ameaças à biodiversidade do Cerrado são a erosão dos solos e a degradação dos diversos tipos de vegetação presentes no bioma. As queimadas frequentes afetam

negativamente o estabelecimento de árvores e arbustos (HOFFMANN; MOREIRA, 2002) e as mudanças na cobertura vegetal alteram a hidrologia e afetam a dinâmica e os estoques de carbono no ecossistema, ao liberar CO₂ e outros gases causadores do efeito estufa para a atmosfera (KRUG et al., 2002).

5.11 A AGRICULTURA NO CERRADO BRASILEIRO

As taxas de conversão de sistemas nativos em áreas agrícolas nos trópicos é relativamente alta quando comparada a regiões de clima temperado, devido a pressões econômicas e populacionais e o fato de ainda existir grandes áreas de vegetação nativa de topografia adequada à agricultura, o que não é o caso nas partes do mundo com clima temperado. O resultado disto é que, para uma perspectiva global, os trópicos são uma região chave em termos de perdas de C orgânico nos solos pelas mudanças no uso da terra (CORBEELS et al., 2006).

Estima-se que 70% do Cerrado é agricultável e tem sido rapidamente convertido em áreas agrícolas (GOEDERT, 1989).

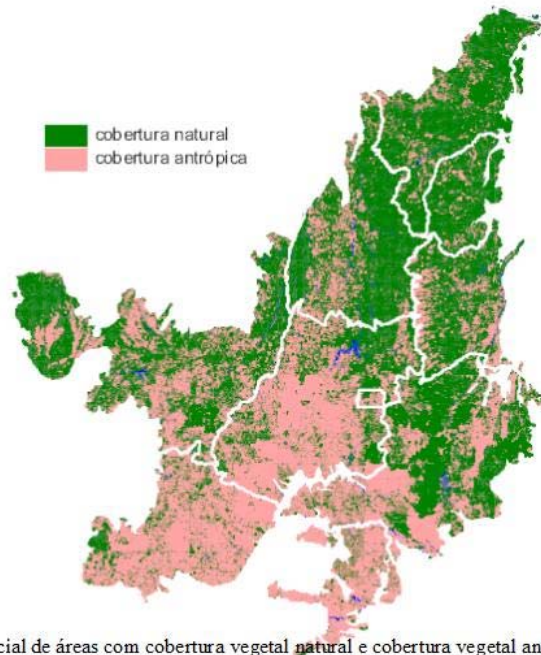
Em termos de cultura agrícola, predominam, no bioma em questão, os extensos plantios de soja, milho, feijão, algodão, café e cana-de-açúcar. Regiões como Luís Eduardo Magalhães na Bahia, Jataí e Rio Verde em Goiás e Lucas do Rio Verde e Sinop em Mato Grosso, conhecidos pela sua elevada produtividade e intensa mecanização, estão todas situadas no bioma Cerrado (Edital Probio 02/2004).

Um outro aspecto importante que deve ser ressaltado desse estudo é a distribuição espacial bastante heterogênea da cobertura vegetal natural no bioma em questão (FIGURA 8). As áreas mais extensas são encontradas na porção norte da região de estudo, enquanto a maior parte da região sul apresenta um domínio da cobertura vegetal antrópica, com destaque para a intensa antropização de toda a parte do estado de São Paulo coberta pelo Cerrado. Esse retrato é fruto do próprio histórico de ocupação das terras do Brasil. A ocupação do Cerrado iniciou-se na década de 1920, quando a indústria de café estava em plena atividade, principalmente no estado de São Paulo. Mais tarde, com o esgotamento de terras férteis do sul e sudeste do Brasil e com o crescimento populacional, o governo de Getúlio Vargas (1930-1945) promoveu um incentivo à ocupação do sul do estado de Goiás, através de fornecimento de subsídios e assistência técnica aos pecuaristas interessados (KLINK; MOREIRA, 2002). A porção norte encontra-se

relativamente preservada por causa das dificuldades de acesso e pela distância aos grandes centros urbanos e consumidores. Em termos de produção altamente tecnificada de grãos, destaca-se a região de Rio Verde no sudoeste do estado, a qual produz soja e milho com emprego intensivo de mecanização.

De acordo com Machado et al. (2004), a destruição dos ecossistemas que constituem o Cerrado continua de forma acelerada. Cerca de 55% deste já foram desmatados ou transformados pela ação humana, o que equivale a uma área de 880.000km².

FIGURA 8 Distribuição espacial de áreas com cobertura vegetal natural e antrópica no bioma Cerrado.



Distribuição espacial de áreas com cobertura vegetal natural e cobertura vegetal antrópica no bioma Cerrado

Fonte: Edital Probio 02/2004. Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado

Bustamante et al. (2006) observaram que o estoque de C nos solos sob vegetação nativa do Cerrado em uma profundidade de até 100 cm varia entre 143 e 209 MgC ha⁻¹. Contudo, estima-se que as mudanças no uso da terra tenham alterado o estoque de carbono nos solos deste bioma. A utilização do solo para pastagem, desde que este não esteja degradado, pode acumular carbono proveniente da atmosfera, (SILVA et al., 2004). Até o presente momento, a influência

dos sistemas de manejo dos solos do Cerrado na dinâmica da matéria orgânica não foi suficientemente estudada.

O cultivo dos solos do Cerrado sob sistemas de PD chega a 9 milhões de hectares (36% da área total de PD no Brasil). Sistemas de PD em solos tropicais e subtropicais brasileiros apresentam, respectivamente, igual e maior taxa de acumulação de C que solos temperados da América do Norte. Por outro lado, sistemas de PC em solos do Cerrado possuem baixo impacto no estoque de C orgânico nativo original a menos que o solo tenha sofrido algum tipo de erosão (Bayer et al., 2006).

Muitos autores têm observado em suas pesquisas que o PD aumenta o estoque de C orgânico nos solos (CORAZZA et al., 1999; LEITE et al., 2004). Contudo, este aumento em solos do Cerrado ainda é controverso. Alguns autores observaram que nem sempre o PD é eficiente na acumulação do C orgânico quando comparado com solos sob plantio convencional (PC) (FREITAS et al., 2000) devido a fatores como textura do solo e mineralogia e, ainda, quantidade de resíduos anuais de cultivo que podem afetar a taxa de acumulação de C em solos de PD no Cerrado. Já Bayer et al. (2006) e Jantalia et al. (2007) observaram no Cerrado brasileiro, um aumento no estoque de C nos solos PD contribuindo para a mitigação do aquecimento global e aumentando ainda a produção de grãos.

Devido à rápida decomposição dos resíduos de cultura na superfície dos solos do Cerrado, a eficiência do PD na proteção do solo contra a erosão requer um segundo cultivo como planta de cobertura após o cultivo principal (CORBEELS et al., 2006).

Além de todas as vantagens já mencionadas em sistemas de PD, estudos feitos por Sorrenson e Montoya (1989) indicam que há uma economia no uso de combustíveis fósseis quando comparados aos sistemas de PC. Para eles, o PD consome em média 14 L ha^{-1} , enquanto o PC, dependendo do tipo de maquinário utilizado, consome entre 34 e 42 L ha^{-1} (JANTALIA et al., 2007).

5.12 BIOMASSA MICROBIANA

A ruptura dos agregados do solo, através do manejo e rotação de culturas, podem afetar a umidade do solo, temperatura, aeração, reações de equilíbrio, e aumentam a erosão no solo. Estas, por sua vez, podem mudar o habitat do solo, afetando os nutrientes, profundidade de

raízes, quantidade e qualidade dos resíduos, agregação e habitat microbiano e, podem estimular a diversidade e a atividade microbiana (BALOTA et al., 2004). Para Dick et al. (1992), os microorganismos presentes no solo são mediadores da mineralização da MOS e dos nutrientes.

A biomassa microbiana do solo (BMS) é um pequeno, mas importante reservatório de nutrientes, especialmente C,N,P e S, onde ocorrem muitas transformações (DICK, 1992). As medições de BMS podem detectar os efeitos do manejo e da rotação de culturas no solo de forma mais precoce que as medições de carbono e nitrogênio orgânico total (CARTER, 1986).

A maior parte dos estudos feitos em comunidades microbianas tem foco apenas em amostras de solo total. Ainda assim, sabe-se que muitos importantes processos microbianos ocorrem em microambientes espaciais e agregados do solo, reproduzindo uma microescala biogeográfica (MUMMEY et al., 2006). Macroagregados provavelmente promovem o aumento dos microhabitats para os microorganismos, uma vez que estes possuem maior atividade enzimática, respiração e biomassa microbiana do que os microagregados (GUPTA; GERMIDA, 1988, DICK, 1992).

Um outro importante fator para a sobrevivência e atividade microbiana é a quantidade de água presente no solo (SEY et al, 2008). Segundo Skopp et al. (1990), o efeito da água no solo para a produção de CO₂ age como um delicado balanço entre a necessidade da água para o transporte de substratos e requisitos microbianos, e a quantidade de O₂ adequada para a respiração. Quando a difusão do O₂ está limitada para os microhabitats e o substrato disponível não é limitado, há dominância de processos anaeróbicos como a desnitrificação e produção de metano. Porém, na maioria dos solos agrícolas no Brasil, condições anóxicas somente ocorrem transitoriamente e geralmente dentro de agregados.

O modelo cinético proposto por Kremen et al. (2005) associou matematicamente a nitrificação e a desnitrificação em agregados do solo e postulou um forte decréscimo na nitrificação dos agregados internos, devido à falta de O₂ e à redução do potencial genético para este processo no interior das frações. As taxas de nitrificação no interior dos agregados são dependentes da difusão dos nutrientes e do oxigênio presente no exterior destes agregados e são, geralmente, menores que as taxas de nitrificação medidas fora dos agregados, ainda que os microorganismos no interior dos agregados sejam mais bem protegidos de fatores abióticos que afetam sua atividade microbiana (HOFFMANN et al., 2007).

Devido à complexidade biótica e abiótica presente na maioria dos solos em praticamente todas as escalas, a determinação de padrões de diversidade microbiana como fator de formação de GEE's nos solos é um grande desafio a ser elucidado (MUMMEY et al., 2006).

6 ÁREA DE ESTUDO

O município de Rio Verde está situado a 220 km da capital, Goiânia e é, hoje, o maior produtor de grãos do Estado de Goiás (FIGURA 9). A produção agrícola do município é de quase 1 milhão toneladas por ano nas mais variadas culturas, como arroz, algodão, soja, milho, sorgo, milheto, feijão, girassol. Desse total, a produção de soja do município ficou, em 2005, em 715 mil toneladas, o equivalente a 17% de aumento sobre a produção de soja da safra anterior. Hoje, o município é responsável por 1% da produção nacional de grãos. A área plantada ultrapassa 378.853 mil hectares. A tabela a seguir apresenta os principais produtos agrícolas, a área cultivada e os dados de produção de grãos no ano de 2005.

Principais produtos agrícolas do Município de Rio Verde, GO - (2005)

Culturas Temporárias	Área	Produção (t)	Produtividade (kg/ha)
Arroz	4.500	4.500	1.000
Algodão	4.200	10.700	2.500
Feijão**	3.200	5.880	1.950
Milho**	31.000	132.000	5.300
Soja	265.000	715.500	2.700
Sorgo	65.000	97.000	1.500
Total	372.900	965.580	14.950

Safra e safrinha / ** 1ª e 2ª Safras

Fonte: IBGE/ Rio Verde-GO.

FIGURA 9 Mapa do Estado de Goiás. Localização da cidade de Rio Verde, ao sudoeste do mapa.



A vegetação natural é composta de cerrado, existente na forma de matas residuais e vários cultivos. Possui topografia suavemente ondulada com 5% de declividade e solo fértil, predominando o Latossolo Vermelho Escuro com textura argilosa e areno-argilosa (Sistema Brasileiro de Classificação de Solos), originado de basalto. Este solo predomina em 720.261,87 km² do Brasil (Embrapa, 1981) e possui alta capacidade de drenagem. Rio Verde está localizado na bacia hidrográfica do Rio Paranaíba e é cortado por 9 rios. O clima da região é tropical úmido, com duas estações bem definidas: seca e chuvosa, sendo o período de chuvas de outubro a abril e o período seco de maio a setembro e precipitação anual entre 1.500 a 1.800 mm. Possui temperaturas médias de 20°C a 35°C e altitude média de 748 m numa área de 8.415,40 km².

O campo experimental do Centro Tecnológico da COMIGO- Cooperativa Mista dos Produtores Rurais do Sudoeste Goiano Ltda (CTC COMIGO), uma área de 114 ha, está localizado em Rio Verde, latitude (S) 17° 47' e longitude (W) 51° 55', sudoeste do estado de Goiás, Brasil. O tipo de solo está classificado como Latossolo Vermelho distrófico, com textura areno-argilosa.

Os tratamentos do solo avaliados foram o plantio convencional, PC (aração com disco à profundidade de 15 cm, seguida por 1 gradagem niveladora leve à profundidade de 10 cm) e o plantio direto, PD (semeadura direto na palha sem o revolvimento do solo).

Foi escolhida uma área total de 90m x 30m para estabelecimento do experimento (FIGURA 10). As parcelas experimentais foram delineadas, uma ao lado da outra (PD e PC), sendo divididas em 8 blocos de tamanho 10,0 m x 10,0 m para cada parcela, com espaçamento de 1,0m entre elas. Anteriormente, a área do tratamento se encontrava em pousio (sem nenhum cultivo) durante o período seco, tendo sido cultivada com soja (*Glycine max* L.) durante os últimos 5 anos sob plantio direto, durante o período de chuvas.

FIGURA 10 Área de estudo no Centro Tecnológico da COMIGO, Rio Verde, GO.



Fonte: Renata Barreto

A área do tratamento foi cultivada com soja (*Glycine max* L.) durante todo o período do experimento e para formar palhada foi cultivado o milheto (*Pennisetum americanum* L.). Assim, a soja foi a planta da estação chuvosa para a produção de grãos e o milheto a planta de cobertura da estação seca.

Foram utilizados tipos diferentes de soja em cada ano de cultivo. No primeiro ano, foram utilizadas sementes transgênicas, do tipo Soja Valiosa R/R Transgênica e no segundo ano foram utilizadas sementes de soja precoce do tipo 6101, ou seja, com crescimento e maturação mais rápidos do que o tempo normal para a soja. As sementes foram previamente tratadas com

inoculantes como o FIPRONIL, DEROSAL PLUS e GLIFOSATO, sendo este último utilizado apenas para o tratamento da soja transgênica.

As ervas daninhas foram exterminadas com herbicidas, pré e pós-emergentes e o cultivo foi tratado com insecticidas, de acordo com a necessidade de cada ano de cultivo.

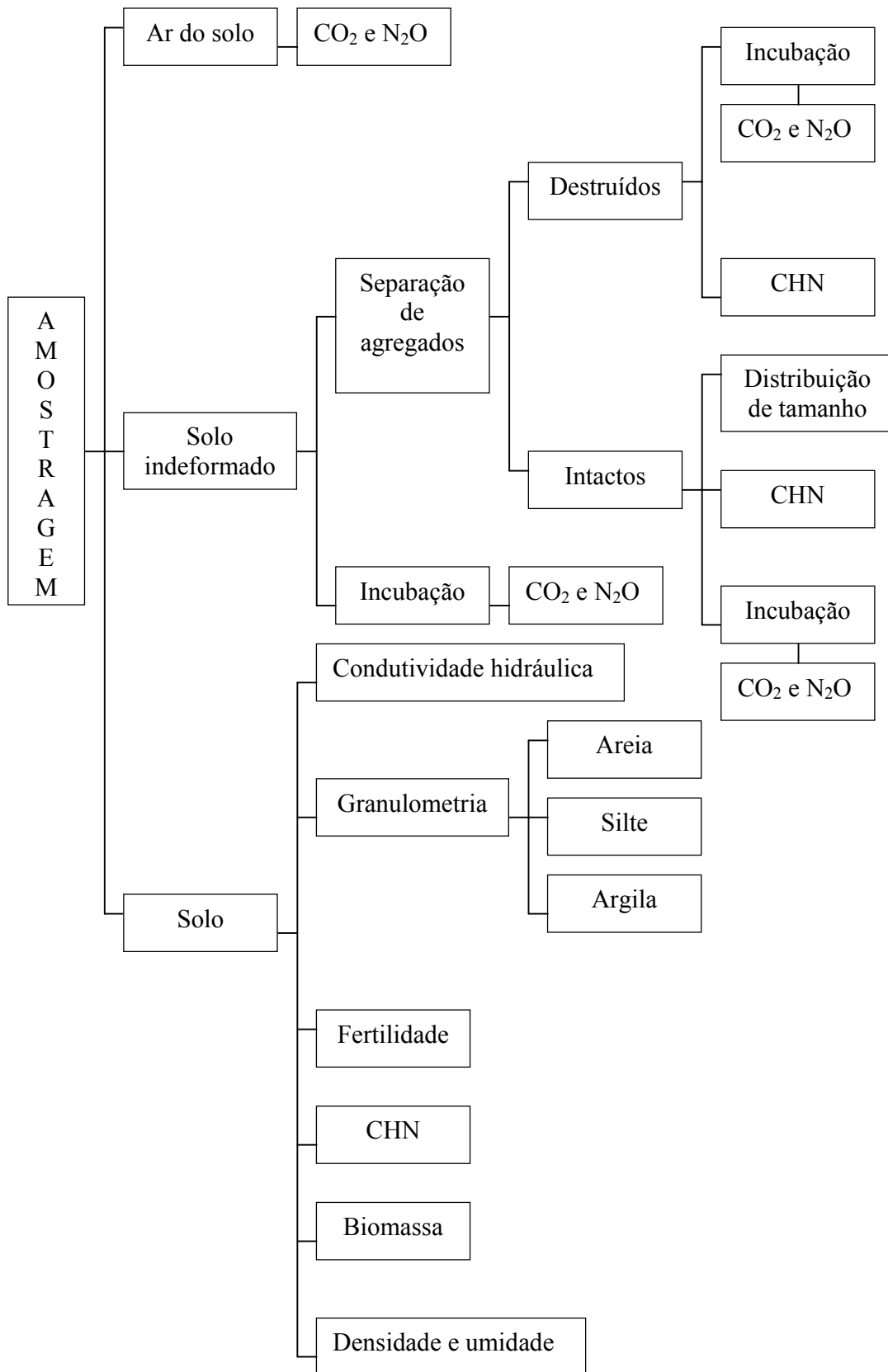
O plantio e a colheita foram feitas mecanicamente, sendo utilizado um trator da marca SLC John Deere, modelo 6300, com um motor com potência de 100 CV e um gasto de combustível de 13 L/h.

Para fins de comparação foi utilizada a mata adjacente com área de 2ha, situada a proximadamente 150m do experimento. A vegetação da mata nativa é florestal com formação de dossel contínuo e predomínio de espécies arbóreas. Na mata adjacente, foram escolhidos 3 pontos, distribuídos ao acaso, com distâncias aproximadas de 10m entre eles, para amostragem do solo e medidas de fluxos de emissão de CO₂.

7 MATERIAIS E MÉTODOS

7.1 FLUXOGRAMA

O fluxograma a seguir mostra esquematicamente todas as etapas da metodologia empregada no estudo.



7.2 CRONOGRAMA

O cronograma de amostragens tem o objetivo de facilitar o entendimento das determinações realizadas neste estudo uma vez que, em cada campanha, foram realizadas diferentes avaliações do solo.

Operação ou determinação	Campanhas				
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a
	nov/05	abr/06	nov/06	mar/07	ago/07
semeadura da soja	X		X		
colheita da soja *		X		X	
umidade	X	X	X	X	X
densidade	X	X	X	X	X
granulometria	X				
permeabilidade				X	
distribuição de agregados			X	X	
fertilidade		X	X		
biomassa C e N			X	X	
estoque C e N	X	X	X	X	
incubações				X	
fluxos de CO ₂	X	X	X	X	X
fluxos de N ₂ O	X	X	X	X	X

* Após a colheita da soja, foi realizada a semeadura do milho

7.3 AMOSTRAGENS

O acompanhamento experimental foi feito durante o período entre novembro de 2005 e agosto de 2007 com amostragens de acordo com a sazonalidade e operações de campo (semeadura e colheita). Foram feitas 4 campanhas de amostragem na época da semeadura e colheita da soja. Para a época da semeadura, as campanhas 1 e 3, foram realizadas nos períodos de 29 de novembro a 8 de dezembro de 2005 e 17 de outubro a 6 de novembro de 2006, respectivamente. Na época de colheita, as campanhas 2 e 4, foram realizadas nos períodos de 11 a 28 de abril de 2006 e 8 a 19 de março de 2007. Também foi feita uma 5ª campanha de amostragem em agosto de 2007, entre os dias 20 e 30, no período de máximo crescimento do milho, época de estiagem.

As medições de precipitação diária, durante o período de cada campanha de amostragem, foram obtidas no próprio local (CTC da COMIGO). As figuras 11, 12, 13 e 14 mostram os gráficos da precipitação pluviométrica durante os períodos de amostragem. Na campanha de agosto de 2007, período seco, não houve precipitação pluviométrica. De fato, a última chuva anterior na região ocorreu no dia 26 de julho do ano.

FIGURA 11. Precipitação pluviométrica durante o período da 1ª campanha de amostragem.

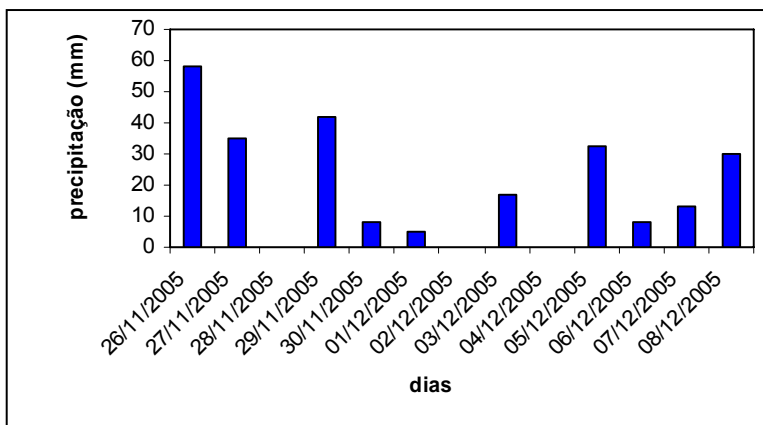


FIGURA 12. Precipitação pluviométrica durante o período da 2ª campanha de amostragem.

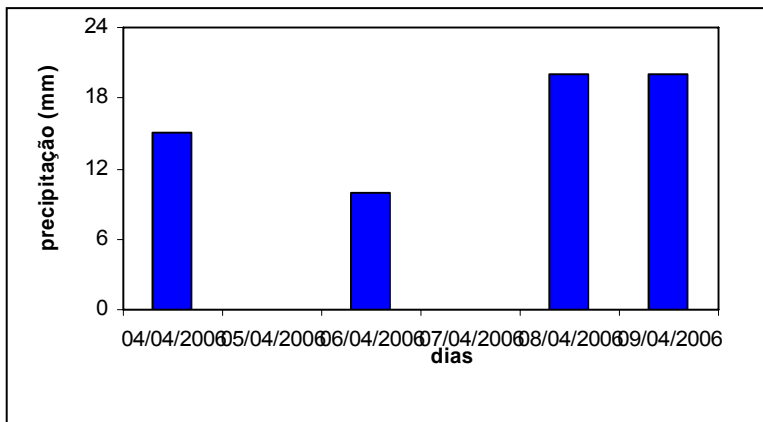


FIGURA 13 Precipitação pluviométrica durante o período da 3ª campanha de amostragem.

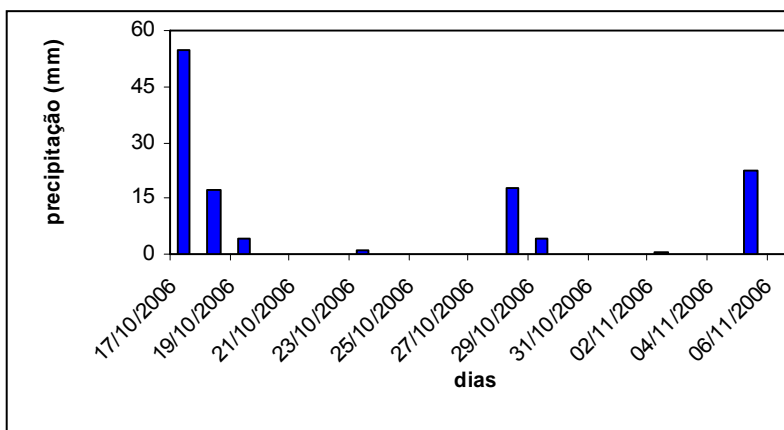
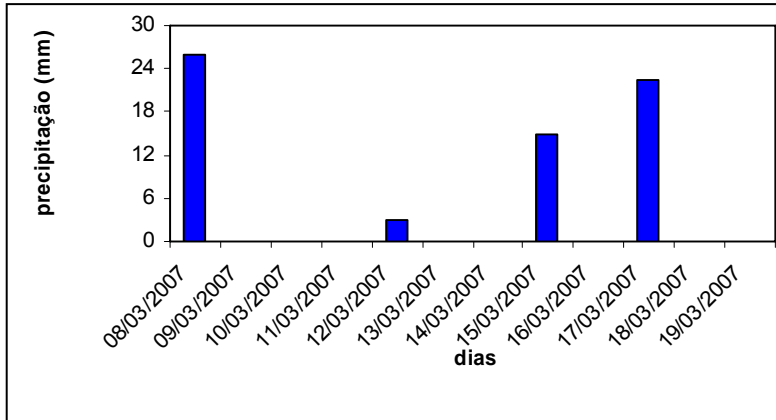


FIGURA 14 Precipitação pluviométrica durante o período da 4ª campanha de amostragem.



7.3.1 Amostras de solo

Foram determinados aleatoriamente 4 pontos de amostragem de solo em cada tratamento (PD e PC) e em 3 pontos da mata. Amostras de solo foram coletadas em mini-trincheiras, nas profundidades 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 cm para determinação de densidade, umidade, permeabilidade, fertilidade do solo, granulometria e biomassa. Para a determinação da densidade do solo foram coletadas amostras indeformadas (anel de Kopecky) em todas as profundidades. Para análise de agregados foram coletadas amostras de solo, também indeformadas, na profundidade de 0-5 cm, durante a 3ª e 4ª campanha de amostragem. Para minimizar a compressão e obter amostragem representativa da estrutura do solo a coleta foi feita com a inserção de uma colher de pedreiro no nível inferior da profundidade (5 cm). As profundidades foram escolhidas de acordo com estudos feitos por Madari et al. (2005) e Barreto (2005). As amostras foram condicionadas em sacos plásticos e caixas de papelão e armazenadas à temperatura ambiente.

Para determinação de umidade foram coletadas amostras de solo ao lado das câmaras de medições de fluxo, imediatamente após a coleta de gases.

7.3.2 Amostras de ar do solo para medições de fluxo de CO₂ e N₂O (in situ)

Para medições de fluxo de CO₂ e N₂O na superfície do solo foi utilizado o método da câmara estática (SANTOS, 1997; MADDOCK et al. 1997, 2001). O método consiste na

colocação e fixação das câmaras estáticas ao solo, na linha de crescimento do plantio e próximas à extremidade de cada bloco, e da retirada, simultânea à colocação, de amostras de ar do interior da câmara, em intervalos de tempos sucessivos, totalizando 40 minutos. Foram estabelecidas 4 coletas de ar em intervalos de 5 minutos para análises de CO₂ e 4 intervalos para análises N₂O, sendo estes: 0, 5, 15 e 40 minutos.

As câmaras, de 15 cm de altura e 30 cm de diâmetro, foram inseridas no solo a uma profundidade de aproximadamente 1 cm. Um minuto antes da retirada de cada amostra de ar do interior da câmara, o ar foi misturado para promover boa homogeneização e composição uniforme dentro da câmara. Utilizou-se uma bomba a vácuo e frascos de vidro vedados para condicionamento das amostras de ar do solo.

Os resíduos presentes nos solos agrícolas, não apresentaram grande dificuldade para inserção das câmaras, uma vez que estes estavam em um grau elevado de decomposição. Na mata nativa foi necessário a remoção dos resíduos maiores, que atrapalhavam a inserção da câmara. Os resíduos menores, presentes no solo sob PC, PD e mata, permaneceram no solo e a câmara foi colocadas em cima dos mesmos.

Nos intervalos entre as coletas de ar foram medidas, com uma régua centimétrica, as alturas em quatro pontos da câmara, para obtenção da altura média da câmara no solo. As temperaturas do ar e do solo foram medidas com termômetro de mercúrio.

Com esse método foi possível determinar os fluxos dos gases, a partir das concentrações medidas das amostras retiradas das câmaras, uma vez que estes fluxos ocorrem por difusão vertical, devido ao gradiente de concentração dos gases.

7.4 DETERMINAÇÕES DAS AMOSTRAS

7.4.1 Determinação de densidade do solo e umidade gravimétrica

Amostras de solo retiradas com cilindro de Kopecky com volume de 50 cm³ foram pesadas úmidas, secas em estufa a 105°C por 48 horas e re-pesadas. As determinações de densidade e umidade gravimétrica foram realizadas por pesagem do material de volume original conhecido, de acordo com o Manual de Métodos de Análises de Solos (EMBRAPA, 1997). Os cálculos foram realizados com a utilização das seguintes equações:

7.4.1.1 Densidade do solo (DAS)

$$\text{DAS (g/cm}^3\text{)} = \frac{\text{Peso da amostra seca a 105 }^\circ\text{C}}{\text{Volume do anel (cm}^3\text{)}}$$

7.4.1.2 Umidade gravimétrica do solo (UGS)

$$\text{UGS (\%)} = \frac{\text{Peso da amostra úmida - Peso da amostra seca}}{\text{Peso da amostra seca}} \times 100$$

7.4.2 Determinação da Condutividade hidráulica (Permeabilidade do solo)

Amostras de solo na 4ª. Campanha retiradas com cilindro de Kopecky com volume de 50 cm³ foram colocadas em permeâmetro de carga constante, e a medida quantitativa da condutividade hidráulica foi calculada através da aplicação da Lei de Darcy. O procedimento foi realizado de acordo com o Manual de Métodos de Análises de Solos (EMBRAPA, 1997). Os cálculos foram feitos de acordo com a equação a seguir:

$$K = Q \times L / A \times H \times t , \quad \text{onde:}$$

K= condutividade hidráulica em cm.h⁻¹

Q= volume do percolado em mL, ou seja, o valor da última leitura quando há variação entre os valores anteriores, ou a média das duas leituras quando há alguma variação

L= altura do bloco do solo em cm

H= altura do bloco do solo e da coluna em cm

A= área do cilindro em cm²

T= tempo em horas

7.4.3 Determinação da fertilidade do solo

Amostras de solo das campanhas 1 e 3 foram retiradas do local de amostragem e armazenadas em sacos de PVC para posterior análise de fertilidade em laboratório filiado a Embrapa Arroz e Feijão. Foram feitas análises de pH, Ca, Mg, Al, P, K, Zn, Cu, Fe, Mn e MOS. As determinações foram realizadas de acordo com o Manual de Métodos de Análises de Solos (EMBRAPA, 1997).

7.4.4 Análise Granulométrica

A separação das partículas foi feita com base na velocidade de queda das partículas que compõem o solo: areia, silte e argila. Fixou-se o tempo para o deslocamento vertical na suspensão do solo com água, após a adição de um dispersante químico (soda). Pipetou-se um volume da suspensão, para a determinação da argila que, seca em estufa, foi pesada. A fração grosseira (areia) foi separada por peneiração, seca em estufa e pesada para obtenção do respectivo percentual. O silte corresponde ao complemento dos percentuais para 100% e foi obtido por diferença das outras frações em relação à amostra original. O procedimento utilizado encontra-se descrito no Manual de Métodos de Análises de Solos (EMBRAPA, 1997).

7.4.5 Separação das classes de agregados por tamanho

A separação ou fracionamento dos agregados por tamanho (ou a separação em classes de agregados) foi realizada com base em estudos anteriores sobre a agregação do solo (DÍAZ-ZORITA et al., 2002). Alíquotas de cada amostra de solo, das campanhas 2 e 3, foram separadas em 4 diferentes classes de agregados por peneiramento seco, utilizando uma série de 4 peneiras de 8, 2, 0,250 e 0,053 mm e vibrador mecânico, por 20 minutos. O limiar para a separação em macro e microagregados é definido como o tamanho de 0,250 mm (TISDALL; OADES, 1982). A escolha das peneiras foi baseada em estudos feitos por Madari et al. (2005) e Barreto (2005) neste mesmo tipo de solo.

Esse fracionamento em classe de tamanho de agregados foi feito várias vezes com alíquotas de peso variável, de acordo com a sua finalidade, seja para cálculo de estabilidade de

agregados, incubação de agregados ou análises de C e N elementar. Normalmente, essa separação é feita por peneiração úmida, supostamente para não quebrar agregados frágeis, mas neste trabalho, foi necessário realizar o peneiramento seco para permitir a medição das taxas de respiração de CO₂ e produção de N₂O, por classe de tamanho, após a sua separação.

7.4.6 Determinação dos parâmetros que expressam a distribuição de tamanho dos agregados

Exatamente 50,00 g de cada amostra de solo foram separadas em classes de agregados conforme descrito no item anterior. Após separação, os agregados foram secos em estufa a 105°C por 24 horas. As amostras secas foram pesadas e os pesos obtidos utilizados para os cálculos dos parâmetros que expressam a distribuição de tamanho dos agregados, como a seguir:

Diâmetro Médio Ponderado (DMP) dos agregados (KEMPER; ROSENAU, 1986):

$$DMP = \sum_i (x_i, w_i) \quad \text{onde,}$$

w_i = proporção de cada classe em relação ao total,

x_i = diâmetro médio das classes (mm);

Diâmetro Médio Geométrico (DMG) dos agregados (KEMPER; ROSENAU, 1986):

$$DMG = EXP \left[\frac{\sum_i w_i \cdot \log x_i}{\sum_i w_i} \right] \quad \text{onde,}$$

w_i = peso dos agregados (g) na classe de diâmetro médio x_i (mm);

Índice de Estabilidade de Agregados (IEA) em solos (CASTRO FILHO et al., 1998):

Peso da amostra seca - w_{p25} - areia

$$IEA = \frac{\text{Peso da amostra seca} - w_{p25}}{\text{Peso da amostra seca}} \times 100 \quad \text{onde,}$$

Peso da amostra seca - areia

w_{p25} = peso dos agregados da classe <0.25 mm.

7.5 INCUBAÇÃO

7.5.1 Incubação do solo total

Foram pesadas aproximadamente 20,0 g de cada uma das 11 amostras superficiais de solo (4 dos solos agrícolas, PD e PC, e 3 de mata nativa) e colocadas em frascos de incubação com tampa de septo para posterior retirada de ar no *headspace*. Após 8 horas de incubação, esse ar foi coletado com o auxílio de agulhas em seringas de polipropileno e foram feitas análises de CO₂ e N₂O por cromatografia gasosa (BARRETO, 2005).

7.5.2 Incubação dos agregados

Alíquotas de aproximadamente 200 gramas de amostra foram separadas em 4 diferentes classes de agregados por peneiramento seco. Após a separação das classes de agregados, cada sub-amostra foi separada em mais duas partes, de aproximadamente 10 gramas cada. A incubação foi feita em frascos de incubação com tampas de septo. Uma parte dos agregados foi incubada, intacta, a outra parte foi moída e passada por peneira de 0,250 mm, antes da incubação, visando simular o revolvimento do solo pelas arações e gradagens. O ar do *headspace* foi coletado após 8 horas de incubação, com o auxílio de agulhas em seringas de polipropileno. As análises de CO₂ e N₂O foram feitas por cromatografia gasosa.

7.6 DETERMINAÇÕES QUÍMICAS

7.6.1 Determinações das concentrações de CO₂ e N₂O

As determinações de CO₂ e N₂O nas amostras de ar coletadas pelo método da câmara estática e pelo método de incubação, *headspace*, foram realizadas em cromatografia gasosa, aparelho Shimadzu, modelo GC-17A, com coluna empacotada de Porapak - Q, nos laboratórios da Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ.

Para determinações das concentrações de CO₂ foram utilizados um detector de condutividade térmica (TCD) e gás hélio como gás de arraste. As condições de trabalho foram:

temperatura da coluna, 45°C e do detector, 250°C. As determinações de N₂O foram realizadas com o detector de captura de elétrons (ECD) e gás de arraste argônio (5%) – metano (95%). As temperaturas foram 60°C para a coluna e 300°C para o detector.

7.6.2 Determinações de Carbono e Nitrogênio

A concentração do carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) dos solos e das classes de agregados foram determinadas por combustão via seca em alta temperatura (925 °C), em um aparelho Perkin Elmer 2400 Séries II CHNS/O Analyser (Perkin Elmer Life and Analytical Sciences, Inc. Boston, MA, EUA). As amostras são finamente trituradas e peneiradas (0.177 mm) antes de serem analisadas. O coeficiente de variação do método foi 3%. Como os solos em estudo não contem C inorgânico, o valor de C total foi considerado como carbono orgânico total (COT).

O estoque de carbono e de nitrogênio do solo total foram calculados em base de massa equivalente de solo, utilizando a densidade da mata nativa como referência. O estoque de carbono e nitrogênio nas diferentes classes de agregados foram calculados para a massa de solo em cada classe de agregados, também em base de massa equivalente de solo (ELLERT; BETTANY, 1995; GAL et al., 2007).

7.6.3 Determinação da Biomassa Microbiana

A biomassa microbiana do solo foi determinada pelo método de fumigação-extração (JENKINSON; POWLSON, 1976). Foram utilizadas 6 alíquotas de 10g de solo, sendo 3 alíquotas destinadas a fumigação. A fumigação é feita em um dessecador conectado à uma bomba de vácuo. 25,0 mL de clorofórmio sem etanol são colocados em um becker no centro do dessecador e a bomba é acionada até que o clorofórmio borbulhe. Após esta etapa o dessecador é fechado e incubado no escuro por 24h. Após o término deste tempo, inicia-se a extração com 40,0 mL de K₂SO₄ 0,5 molar, nas amostras fumigadas e não fumigadas. Após 8 horas de repouso, essas amostras são filtradas e colocadas em frascos de 20,0 mL de capacidade, que suportem o congelamento, para posterior análise de C e N microbiano.

O carbono orgânico foi determinado por dicromatometria e o nitrogênio total foi determinado pelo método Kjeldahl, de acordo Manual de Métodos de Análises de Solos (EMBRAPA, 1997).

7.7 TRATAMENTO NUMÉRICO

A significância dos tratamentos foi analisada pelo teste de variância (teste F). A comparação das médias foi feita pelo teste t de Tukey. As comparações entre o experimento e a mata nativa devem ser avaliadas com cautela, pois a mata não fazia parte do delineamento experimental e a amostragem foi feita em três pontos escolhidos ao acaso. Por isto os resultados obtidos para as amostras da mata nativa não foram incluídos nas análises estatísticas (teste F e teste t de Tukey). A comparação das médias das amostras da mata com as amostras do experimento foram feitas observando os valores do desvio-padrão (dp).

8 RESULTADOS E DISCUSSÃO

8.1 PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E DISTRIBUIÇÃO DOS AGREGADOS NO SOLO

Nesta primeira parte deste capítulo estão expostos os resultados das propriedades físicas do solo para os três tratamentos avaliados: mata nativa, PD e PC, com finalidade de mostrar as mudanças que ocorrem de acordo o tratamento do solo. A granulometria do solo também está apresentada e serve para caracterização do solo e, para conferência das variações que ocorrem entre os solos de cada tratamento. A seguir, estão apresentados os valores dos parâmetros químicos normalmente utilizados para caracterização e avaliação da fertilidade de solos. Finalizando a primeira parte dos resultados, estão apresentados os resultados da avaliação dos estados de agregação do solo.

8.1.1 Umidade

Foram avaliadas as umidades em 4 diferentes profundidades nos 3 tratamentos estudados, durante as 5 campanhas de avaliação do experimento. Porém, como não houve diferença significativa entre os resultados no decorrer dos dias em cada campanha, estes foram agrupados em cada tratamento de acordo com a campanha avaliada e apresentados na TABELA 2.

A mata nativa apresentou umidades maiores que os solos agrícolas, nas campanhas 2, 3 e 4. Entre solos sob PD e PC, não foram observadas diferenças significativas, em nenhuma campanha realizada. Essa maior percentagem de umidade observada na mata nativa, mostra uma

maior retenção de água neste solo, comprovando a melhor eficiência do equilíbrio hídrico no solo sob a mata.

TABELA 2 Umidade gravimétrica do solo sob os 3 tratamentos observados (PD, PC e mata nativa) durante o período do experimento.

Tratamento	Umidade Gravimétrica (%)				
	campanhas				
	1a.	2a.	3a.	4a.	5a.
Mata nativa	22,3(5.4)	21,3(4.5)	30,3(8,4)	19,6(2,4)	4,5(1,2)
PD	22,9 a	14,1a	18,1a	20,2a	1,03a
PC	23,9 a	13,1 a	15,5 a	20,0 a	0,89a

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a **: $p \leq 0,01$, *: $p \leq 0,05$, $p \leq 0,1$, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão ($n = 3$).

A 1ª campanha de amostragem apresentou a maior percentagem de umidade, entre 23-24%, quando comparada às outras campanhas, exceto pela alta umidade do solo da mata nativa, observada na 3ª campanha. No gráfico de pluviosidade da 1ª campanha, apresentado anteriormente (FIGURA 11) durante este período, observamos uma quantidade de chuvas maior que aquela encontrada nas campanhas posteriores, o que confirma dependência entre a umidade e a pluviosidade.

Na 2ª campanha, observamos a menor percentagem de umidade no período de chuvas. Novamente, ao compararmos a umidade com os dados de pluviosidade relativos à 2ª campanha, mostrados na FIGURA 12, verificamos que este foi o período onde a quantidade de chuvas só não foi menor que a 5ª campanha, onde não chovia por mais de 1 mês. De fato, a 5ª campanha foi realizada no período de estiagem, em agosto de 2007 e, por isso, apresentou uma umidade baixíssima.

Barreto (2005) observou valores de umidade de 32,2 % para floresta, 20,5 % para PD e 19,4 % para PC, em um Latossolo Vermelho eutrófico, na época de máximo crescimento do trigo, na estação experimental da Embrapa Soja, Londrina.

Davidson et al. (2006) mostraram que a umidade do solo possui grande influência nas emissões dos GEE's em solos tropicais, onde há uma variabilidade intersazonal menor da temperatura e maior variabilidade da umidade do solo.

Para Bauer et al. (2006), eventos de chuva e umidade do solo podem influenciar o fluxo de CO₂ em solos agrícolas sob PD e é um fator muito importante no controle das emissões de N₂O.

8.1.2 Densidade

As densidades do solo foram medidas nos 3 tipos de tratamento, em 5 campanhas de amostragem, durante o período do experimento. Foram feitas amostragens em 4 diferentes profundidades do solo, porém como não houve diferença significativa entre as profundidades das 4 primeiras campanhas, a TABELA 3 mostra os resultados médios de cada campanha.

O solo sob mata nativa apresentou valores de densidade do solo menores que os solos sob PD e PC. Esta menor densidade observada na mata nativa pode estar relacionada com a menor compactação do solo, que neste caso sofre menos impactos das gotas de chuva e não recebe o peso do maquinário necessário para a semeadura e colheita dos solos agrícolas.

TABELA 3 Densidade média das 4 profundidades do solo avaliadas, nos 3 tratamentos observados (PD, PC e mata nativa) durante o período do experimento.

Tratamento	Densidade (g cm ⁻³)				
	campanhas				
	1 ^a .	2 ^a .	3 ^a .	4 ^a .	5 ^a .
Mata nativa	1,12(0,1)	1,02 (0,1)	1,09(0,1)	1,11(0,01)	1,11 (0,1)
PD	1,28 a	1,36 a*	1,28 a	1,39 a*	1,25 a
PC	1,26 a	1,28 b*	1,28 a	1,35 b*	1,31 b

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a **:p≤0,01, *:p≤0,05, p≤0,1, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão (n = 3).

Barreto (2005), em um Latosso Vermelho distrófico, em Londrina, PR, observou valores de densidade de $0,67 \text{ g.cm}^{-3}$ para floresta nativa, $1,1 \text{ g.cm}^{-3}$ para PD e $0,95 \text{ g.cm}^{-3}$ para PC em um Latossolo Vermelho eutroférico argiloso (mais de 60% de argila), na faixa entre 0 e 5 cm de profundidade.

A grande diferença observada para os resultados de densidade do solo em solos sob mata nativa do Cerrado, apresentados neste experimento, e os resultados apresentados por Barreto (2005) para floresta nativa de Mata Atlântica, mostram a diferença nestes dois biomas brasileiros. Apesar dos dois experimentos apresentarem os solos com a mesma classificação, a menor densidade de vegetação na mata do Cerrado permitiu que houvesse uma maior compactação do solo quando comparado ao solo de Mata Atlântica.

Six et al. (1998) analisaram um solo do tipo “Duroc loam” em Sidney, Austrália, em profundidade de 0-5 cm, sob sistemas de PD e PC e solo nativo, encontrando os seguintes resultados: $1,05 \text{ g.cm}^{-3}$ para PD, $1,18 \text{ g.cm}^{-3}$ para PC e $0,82 \text{ g.cm}^{-3}$ em solo nativo.

Alvarez e Steinbach. (2009) em uma revisão sobre os efeitos de manejo sobre as propriedades físicas do solo, encontraram valores significativamente mais altos para solos sob PD quando comparados com solos sob PC, na faixa entre 0 e 5 cm de profundidade, na região dos Pampas argentinos.

Na 5ª campanha de amostragem, feita durante o período de longa estiagem (TABELA 4), em agosto de 2007, houve uma diferença significativa entre as diferentes profundidades dos solos sob PC. Os resultados estão apresentados na TABELA 4.

A mata nativa apresentou menores densidades em todas as profundidades do solo, sendo que a menor delas foi observada em sua superfície. Foi observada uma diferença significativa entre os solos sob PD e PC, na profundidade de 5 a 10 cm de profundidade ($p \leq 0,05$). Não houve diferenças significativas entre as outras profundidades amostradas.

TABELA 4 Densidade do solo, em 4 diferentes profundidades do solo, para amostras coletadas em estação seca (5^a campanha), em solos sob PD, PC e mata nativa, em Rio Verde, Goiás.

Tratamento	Densidade (g.cm ⁻³)			
	0 – 5	5 – 10	10 – 20	20 - 30
	----- cm -----			
Mata nativa	0,99 (0,18)	1,16 (0,06)	1,13 (0,07)	1,16 (0,04)
PD	1,25 a	1,21 a*	1,32 a	1,25 a
PC	1,21 a	1,35 b*	1,36 a	1,30 a

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a **:p≤0,01, *:p≤0,05, p≤0,1, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão (n = 3).

Eltz et al. (1989) mostraram que solos cultivados sofrem uma compactação devido ao tráfego de máquinas e implementos em sua superfície e um adensamento natural, apresentando maior densidade na camada superior, principalmente em solos argilosos. O espaço poroso é bastante alterado com o preparo do solo, dificultando a movimentação de água e ar.

Este estudo apresentou resultados de densidade aparente que condizem com outros estudos realizados em solos que também sofreram uma maior compactação e adensamento em sua superfície.

8.1.3 Granulometria do solo

Com a finalidade de uma avaliação da textura do solo da área estudada, foi feito um estudo da granulometria, na profundidade de 0 a 5 cm, em solos sob mata nativa, PD e PC (TABELA 5).

TABELA 5 Granulometria do solo, na profundidade de 0-5 cm, em solos sob mata nativa, PD e PC, em um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde, Goiás.

Tratamento	Areia	Silte	Argila
	-----g kg ⁻¹ -----		
Mata nativa	676-686	44-74	240-280
PD	582-618	46-78	320-340
PC	594-612	78-108	280-320

Em todos os tipos de manejo foram utilizadas 4 repetições (n= 4). PD: plantio direto; PC: plantio convencional. Para a mata nativa foram utilizadas 3 repetições (n=3).

O resultado mostrou uma grande percentagem de areia presente neste solo estudado e uma percentagem de argila abaixo de 30%, caracterizando um solo mais arenoso. Em geral, solos do Cerrado possuem textura arenosa e há uma maior necessidade de aplicação de fertilizantes e calcário para fins agrícolas (BAYER et al., 2006). O solo sob mata nativa foi significativamente mais arenoso que o solo cultivado, indicando uma possível pequena diferença na natureza deste solo, a qual poderia promover diferenças nas suas outras propriedades independentemente da cobertura vegetal ou manejo.

Bayer et al. (2006) avaliaram dois solos de Cerrado nativo em Luziânia, GO e Costa Rica, MS, com um teor de argila de 350 e 650 g Kg⁻¹, respectivamente.

Em correlações feitas por Bauer et al. (2006), para solos sob PC, em um experimento na Carolina do Sul, verificou-se que a textura do solo pode influenciar o fluxo de CO₂, especialmente quando a umidade for relativamente alta.

8.1.4 Permeabilidade do solo

A permeabilidade é a propriedade que representa a capacidade de percolação da água através dos poros do solo e também afeta os fluxos difusivos de gases no solo.

Foram coletadas amostras de solo em 4 diferentes profundidades, em PD, PC e mata nativa, durante a 4ª Campanha, realizada em março de 2007. Os resultados, calculados em condutividade hidráulica do solo, estão apresentados na TABELA 6.

A condutividade hidráulica expressa a permeabilidade de água no solo, indicando a sua capacidade de drenagem. Solos com baixa condutividade na superfície possuem menor permeabilidade e, assim, ficam alagados com maior facilidade. Uma baixa condutividade em camadas inferiores faz com que a camada logo acima desta fique supersaturada de água.

Os principais fatores que influenciam a permeabilidade do solo são a granulometria, a porosidade, a composição mineralógica e a estrutura do solo.

Os resultados mostram que a mata nativa possui uma alta condutividade hidráulica, caracterizando uma alta capacidade de percolação de água da chuva e, com isso, uma boa drenagem. Há uma coerência entre o resultado da permeabilidade do solo e a granulometria do solo da mata nativa, pois este apresentou cerca de 67% de areia em sua composição.

TABELA 6 Condutividade hidráulica do solo, em 4 diferentes profundidades, em amostras coletadas na 4a. campanha, em solos sob PD, PC e mata nativa, em Rio Verde, Goiás.

Tratamento	Condutividade hidráulica (cm h ⁻¹)			
	0 – 5	5 – 10	10 – 20	20 - 30
	----- cm -----			
Mata nativa 1	290	770	936	1390
Mata nativa 2	372	455	690	433
Mata nativa 3	929	769	531	510
PD 1	8	7	29	47
PD 2	126	10	12	86
PD 3	529	153	79	342
PD 4	12	106	38	23
PC 1	0,3	26	8	108
PC 2	19	14	182	30
PC 3	63	9	19	68
PC 4	9	43	8	168

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco).

Os solos agrícolas apresentaram uma grande variabilidade na condutividade hidráulica em todas as profundidades. O revolvimento do solo, realizado com passagem de maquinários agrícolas, pode ser a principal causa desta variação, uma vez que o peso das máquinas causa modificações estruturais não uniformes, a compactação, que altera não só a permeabilidade, mas também a tortuosidade do solo.

Solos sob PC apresentaram valores muito baixos de condutividade hidráulica, principalmente em sua superfície (0-5cm de profundidade). Os solos sob PD também demonstraram compactação, porém em menor dimensão que os solos sob PC.

8.1.5 Fertilidade do Solo

A fertilidade do solo é uma importante ferramenta para um melhor conhecimento do solo estudado. Com ela pode-se presumir a capacidade da implementação das culturas a serem desenvolvidas na área de estudo.

Os solos do Cerrado são caracterizados pela acidez elevada e pela baixa disponibilidade de nutrientes para as plantas. Os elementos presentes no solo (cálcio, magnésio, potássio, fósforo) são essenciais ao crescimento e desenvolvimento dos vegetais. Nestes solos, vários elementos essenciais encontram-se em quantidades insuficientes para o crescimento dos vegetais e culturas comerciais. O magnésio (Mg) e o cálcio (Ca) apresentam disponibilidade limitante e são adicionados ao solo por meio de aplicação de calcário, no processo chamado calagem. A calagem fornece os nutrientes, ao mesmo tempo que reduz a acidez dos solos, elevando o pH natural para faixas apropriadas ao cultivo agrícola.

Os resultados da análise de rotina e micronutrientes do solo estão apresentados nas tabelas 7 e 8. Foram feitas análises em solos sob mata nativa, PD e PC, em 4 profundidades diferentes, durante a 2^a. e 3^a. campanha, abril e outubro de 2006, respectivamente.

TABELA 7 Fertilidade do solo sob mata nativa, PD e PC, em 4 profundidades diferentes, durante a 2ª campanha de amostragem em um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde, Goiás.

Identificação	Prof. (cm)	Ca	Mg	Al	K	P (Mel.)	Zn	Cu	Fe	Mn	MOS	pH (H ₂ O)
		cmolc dm ⁻³			mg dm ⁻³				g dm ⁻³			
PC	0 - 5	2,1	0,5	0,1	94	8	8	1	40	18	19	5,8
	5 - 10	1,9	0,3	0,1	41	11	8	2	39	14	17	5,6
	10 - 20	1,7	0,3	0,1	29	11	5	1	45	15	15	5,6
	20 - 30	1,1	0,2	0,2	27	3	2	1	48	7	14	5,4
PD	0 - 5	2,2	0,6	0,1	92	8	7	1	37	16	21	5,8
	5 - 10	1,8	0,3	0,2	38	16	7	1	38	13	17	5,6
	10 - 20	1,6	0,2	0,2	31	21	6	1	45	11	15	5,6
	20 - 30	1,2	0,2	0,2	26	2	2	1	54	5	13	5,4
mata	0 - 5	0,5	0,2	1,4	46	6	1	0,5	244	15	38	4,6
	5 - 10	0,4	0,2	0,8	29	2	0,5	0,5	129	10	20	4,6
	10 - 20	0,3	0,1	0,7	24	1	0,4	0,3	121	8	18	4,3
	20 - 30	0,2	0,1	0,6	19	0,7	0,2	0,3	107	7	14	4,3

PD: plantio direto; PC: plantio convencional. MOS: matéria orgânica do solo. Em todos os tipos de manejo foram utilizadas 4 repetições (n= 4). Para mata nativa foram utilizadas 3 repetições (n=3).

Os resultados obtidos durante a 2ª campanha de amostragem mostraram que não houve diferença significativa para o pH dos solos sob PD e PC, com valores variando entre 5,4 e 5,8 em todas as profundidades avaliadas. Já os solos sob mata nativa apresentaram pH menor, em torno de 4,6 na superfície e pH 4,3 abaixo de 10 cm de profundidade.

Observou-se um decréscimo no conteúdo de MOS à medida que aumentou a profundidade do solo. Não houve diferença entre os solos sob PD e PC. A mata nativa apresentou grande quantidade de MOS em sua superfície (38 g dm⁻³), que diminuiu com a profundidade.

O teor de ferro na mata nativa variou de 244 a 107 mg dm⁻³, de acordo com o aumento da profundidade, foi muito maior que o encontrado nos solos sob PD e PC, que não variaram substancialmente e não foram diferentes significativamente.

Os solos sob PD e PC apresentaram teores de potássio sem diferenças significativas, enquanto que a mata nativa apresentou teores menores deste elemento. Porém houve uma diminuição do teor de K, de acordo com o aumento da profundidade. Estes resultados

já eram esperados, uma vez que nos solos agrícolas foi feita aplicação de fertilizantes com potássio em sua composição. Além disso, plantas de cobertura, como o miheto, servem para aumentar o conteúdo de K na superfície do solo cultivado.

Tabela 8 Fertilidade do solo sob mata nativa, PD e PC, em 4 profundidades diferentes, durante a 3ª campanha de amostragem em um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde, Goiás.

Identificação	Prof. (cm)	Ca	Mg	Al	H+Al	K	P (Mel.)	Zn	MOS	pH (CaCl ₂)
		cmolc dm ⁻³				mg dm ⁻³		g dm ⁻³		
PC	0 - 5	2,9	0,6	0,1	4,3	106	21	8	21	4,6
	5 - 10	2,6	0,6	0,1	4,6	80	13	7	20	4,6
	10 - 20	2,3	0,4	0,2	4,2	76	18	5	16	4,5
	20 - 30	2,1	0,4	0,2	4,2	68	9	4	14	4,5
PD	0 - 5	2,6	0,5	0,2	5,0	90	38	8	22	4,5
	5 - 10	2,0	0,3	0,3	5,6	78	55	11	20	4,2
	10 - 20	1,7	0,3	0,3	5,2	73	67	9	18	4,2
	20 - 30	1,4	0,2	0,5	5,0	58	7	3	15	4,1
mata	0 - 5	0,2	0,1	1,2	8,2	44	3	0,6	25	3,3
	5 - 10	0,2	0,1	0,7	6,6	40	2	0,4	17	3,5
	10 - 20	0,2	0,1	0,6	5,7	36	1	0,2	14	3,6
	20 - 30	0,2	0,1	0,6	5,5	31	1	0,2	12	3,5

PD: plantio direto; PC: plantio convencional. MOS: matéria orgânica do solo. Em todos os tipos de manejo foram utilizadas 4 repetições (n= 4). Para mata nativa foram utilizadas 3 repetições (n=3).

O teor de potássio nesta campanha foi muito maior que o observado na campanha anterior. A mata nativa apresentou teores de potássio menores que os solos agrícolas, porém foram observadas diferenças significativas entre PD e PC, nas profundidades 0-5 cm e 20-30 cm. Solos sob PC apresentaram maior teor de potássio em sua superfície (106 mg dm⁻³) em comparação com os solos sob PD (90 mg dm⁻³).

Houve uma aumento na concentração de fósforo nos solos agrícolas, em relação à 2ª. Campanha. Solos sob PD apresentaram teores maiores que os observados nos solos PC e sob a mata nativa, que por sua vez, apresentou valores menores que os encontrados anteriormente.

A mata nativa apresentou uma concentração de MOS menor que os solos sob PD e PC e não foram observadas diferenças entre eles.

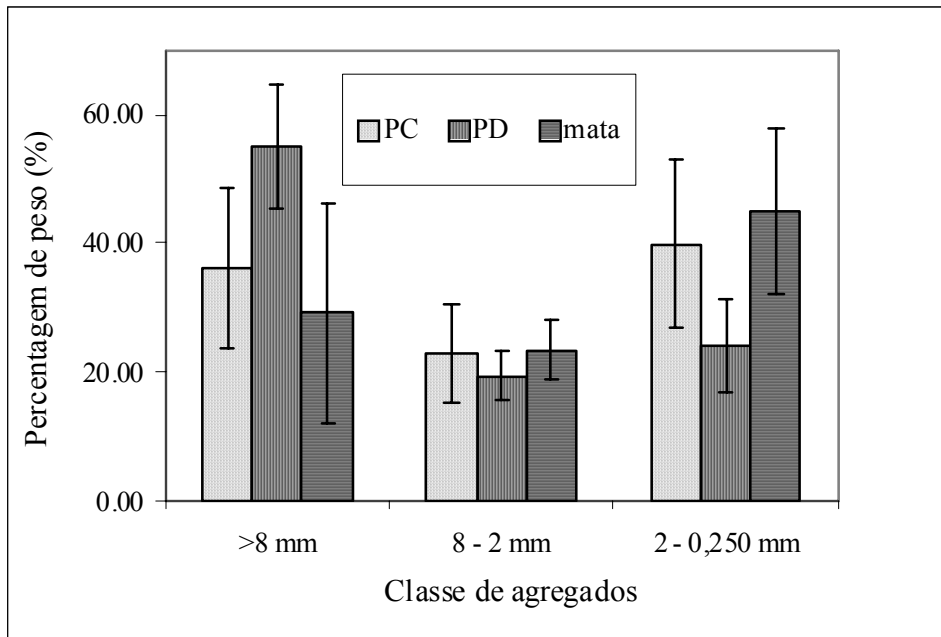
A mata nativa possui teores de Ca muito baixos, na faixa de $0,2 \text{ cmolc dm}^{-3}$. Os resultados apresentados para o teor de cálcio mostraram que houve a necessidade de correção deste elemento na área de cultivo. Esta correção foi feita alguns anos antes do estabelecimento do estudo, mas seus efeitos ainda estão aparentes nos conteúdos dos solos.

8.1.6 Distribuição das classes de agregados por tamanho

As FIGURAS 15 e 16 mostram as médias dos valores da distribuição dos tamanhos de agregados em percentagem de peso seco em relação do solo inteiro, a partir das frações obtidas por peneiramento seco das amostras do solo em estudo, de acordo com o tipo de cobertura do solo, nas campanhas 3, época da semeadura da soja e 4, época da colheita. A separação foi feita em 4 classes de tamanho de agregados, porém a fração de microagregados entre 0,250 e 0,053 mm não apresentou uma quantidade representativa sendo, assim, desconsiderada. A partir desses valores, foram calculados os parâmetros que expressam a distribuição de tamanho dos agregados, juntamente com os resultados da fração areia.

Os resultados da 3^a. Campanha de amostragem, realizada antes da semeadura da soja, na época em que o solo está coberto de resíduos do cultivo de milho, apresentaram solos agrícolas com maior predominância de agregados maiores quando comparados aos solos sob mata nativa. No entanto, os solos sob PD apresentaram a maior percentagem de agregados na fração com diâmetro $>8 \text{ mm}$, enquanto os solos sob PC e mata nativa possuem mais agregados na fração entre 2 e 0,250 mm . A faixa intermediária, com agregados entre 8 e 2 mm não apresentou diferenças significativas entre os 3 tratamentos estudados.

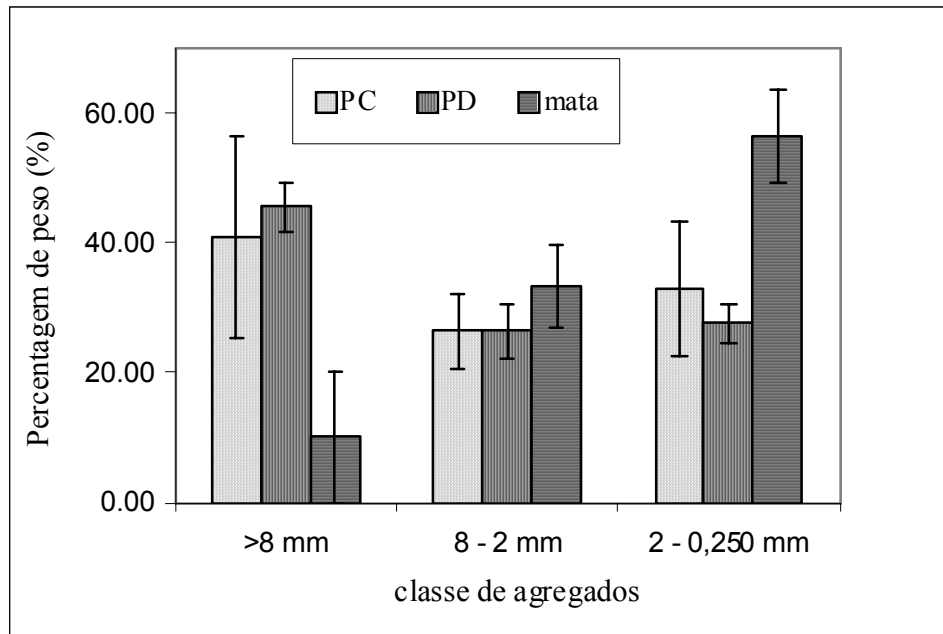
FIGURA 15 Distribuição do tamanho das classes de agregados em solos sob mata nativa, PD e PC, em função da percentagem em peso (%), na 3ª campanha de amostragem. As barras representam o desvio-padrão.



A 4ª campanha de amostragem, realizada após a colheita da soja e antes da semeadura do milho, apresentou grande diferença entre os solos sob PC e PD e a mata nativa, na classe de agregados maiores que 8 mm. Para as outras classes de agregados, não houve diferenças significativas entre os solos sob PC e PD. O solo de mata nativa repetiu o resultado anterior, com a predominância de microagregados, sendo que desta vez a diferença entre a mata e os tratamentos foi significativa.

Ao analisarmos a granulometria do solo sob mata nativa, observamos uma alta percentagem de areia e pouca argila, o que dificulta a formação de agregados. O maior aporte de MOS levou a mata à uma nova condição de estruturação do solo. Os solos sob PD, onde houve uma maior predominância de agregados maiores, confirmaram que o maior teor de argila promove uma melhor agregação nos solos. Solos sob PC e mata nativa, nesta ordem, apresentaram um decréscimo na agregação.

FIGURA 16 Distribuição do tamanho das classes de agregados na mata nativa, PD e PC em função da percentagem em peso (%), na 4^a campanha de amostragem. As barras representam o desvio-padrão.



Para fins de comparação, temos os resultados obtidos por Barreto (2005), onde o Latossolo Vermelho distrófico em Londrina, Paraná, apresentou boa propriedade de agregação. Sob floresta predominaram os maiores macroagregados ($> 2,00$ mm) e, sob plantio (ambos PD e PC) predominaram os menores macroagregados ($2,00 - 0,25$ mm).

8.1.7 Distribuição do tamanho das classes de agregados (DMP, DMG e IEA)

Os parâmetros descritivos que expressam a distribuição do tamanho de agregados no solo estudado, sob 2 diferentes tipos de tratamento e na mata nativa, são apresentados na TABELA 9. Os resultados mostram variações entre os períodos de avaliação do solo.

Para a mata nativa, a 4^a. Campanha de amostragem apresentou valores de DMP e DMG menores que os valores observados durante a 3^a. campanha de amostragem. No PD foram observados valores maiores de DMP nas amostras coletadas na 3^a. campanha, antes da

semeadura da soja, quando comparadas àquelas coletadas na 4a. campanha, após a colheita. Já o PC apresentou valores inversos.

TABELA 9 Índices de agregação do solo (DMP, DMG e IEA) em um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde, Goiás sob mata nativa, PD e PC na profundidade de 0-5 cm, na 3^a. e 4^a. campanhas de amostragem.

Índice de agregação do solo						
Tratamento	3 ^a . campanha			4 ^a . campanha		
	DMP ¹	DMG ²	IEA ³	DMP ¹	DMG ²	IEA ³
	-----mm-----		%	-----mm-----		%
Mata nativa	5,6 (2,0)	1,7 (0,3)	81,8 (13,6)	3,7 (1,1)	1,5 (0,1)	100
PD	8,7 a	2,2 a	92,5 a	7,8 a	2,1 a	100 a
PC	6,5 b	1,8 a	94,4 a	7,2 a	2,0 a	100 a

Em todos os tipos de manejo foram utilizadas 4 repetições (n= 4). Para mata nativa foram utilizadas 3 repetições (n=3). ¹Diâmetro Médio Ponderado; ²Diâmetro Médio Geométrico; ³Índice de Estabilidade de Agregados. PD: plantio direto; PC: plantio convencional. A comparação das médias foi feita usando o teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes são significativamente diferentes a $P \leq 0.1$.

A maior quantidade de agregados grandes, com diâmetro >8 mm, medidos pelo DMP, foram encontrados em solos sob PD. Nestes solos, a proteção da palha da cultura anterior de milho, juntamente com o não revolvimento do solo conferem à camada superior, uma estrutura mais estável, permitindo uma rápida infiltração de água e maior proteção contra a erosão. Altos valores de DMP indicam a dominância de agregados maiores e menos suscetíveis à erosão (PICCOLO et al., 1997).

Em todos os índices de agregação avaliados foram encontrados valores menores para os solos sob mata nativa. A maior percentagem da fração areia nestes solos, pode explicar esta menor agregação e, conseqüentemente, menor estabilidade dos agregados do solo.

Não houve diferenças significativas para o DMG entre os solos sob PD e PC entre as duas campanhas avaliadas.

Os valores encontrados para IEA não apresentaram diferenças significativas entre os solos sob uso agrícola. A 4ª campanha de amostragem apresentou IEA de 100% porque o peso dos agregados da classe menor que 0,250 mm, utilizado para o cálculo, foi igual a zero.

Os valores dos índices de agregação encontrados neste estudo foram maiores que os valores que foram encontrados por outros autores na região do Cerrado. A TABELA 10 apresenta o resumo dos resultados de vários estudos publicados sobre o tema.

Peixoto et al. (2006) observaram que durante os 5 anos de experimento, numa área do Cerrado localizado no estado de Goiás, não houve diferenças nos indicadores de IEA e DMG para os solos agrícolas. O DMP foi maior nos solos sob PD que em solos sob PC.

Silva e Silveira (2002), num Latossolo vermelho distrófico, na Fazenda Capivara, pertencente à Embrapa Arroz e Feijão, Goiás, encontraram valores de DMP iguais a 4,21 mm para PD e 2,95 mm para PC com grade aradora. A ocorrência destes valores é, em parte, devido à inclusão de maiores classes de agregados no cálculo. Geralmente, na literatura, a maior classe de agregados incluída no cálculo é a de 4-2 mm.

Green et al. (2007) avaliou uma área de Cerrado, com um solo do tipo Latossolo Vermelho distrófico, localizada na Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas e encontrou valores de DMP de 0,75 mm para solos sob PC e 0,91 mm para solos sob PD. A mata nativa apresentou um DMP de 1,40 mm.

Vieira e Muzilli (1984) constataram, em solo sob PD, valores de DMP de 4,28 mm e, em solo sob PC, de 3,01 mm. De Campos et al. (1995), por sua vez, verificaram que, no PD, o DMP foi cerca de duas vezes maior do que no PC.

Adesodun et al. (2007) encontraram valores mais altos para o DMP em solos de savana africana em relação aos solos de floresta úmida no continente Africano. Estes resultados foram atribuídos a dominância de capins na savana. As raízes e associações de (fungal hyphae) fungos em plantas de pastagens são extensas (Tisdall e Oades, 1982) e são responsáveis pela alta estabilidade em solos de savana quando comparados aos solos de floresta úmida.

Já Barreto et al. (2009), em experimento realizado no Sul do Brasil, observaram valores de 6,1, 5,4 e 3,8 para DMP em floresta nativa, PD e PC respectivamente, em um Latossolo Vermelho distrófico, em Londrina (PR). Todos os índices de agregação em solos sob floresta apresentaram valores maiores que em solos sob uso agrícola, mostrando o favorecimento da presença de macroagregados estáveis, especialmente na maior classe avaliada (>8 mm). O IEA

apresentou índices de 83% para floresta e 61 e 49,3% para PD e PC, respectivamente. A media do tamanho de agregados diminuiu sob solos agrícolas, com valores de 1,5 mm para solos sob PD e 1,3 mm para solos sob PC, quando comparado com o valor de 1,8 mm encontrado em solo sob floresta.

Hernanz et al. (2002) obtiveram valores de IEA em solos sob PD e PC no semi-árido central da Espanha em torno de 86,0% para PD e 80,4% para PC.

TABELA 10 Valores comparativos dos índices de agregação encontrados em diferentes estudos.

Referência	Tipo solo	Localização	Tratamento	DMP	DMG	IEA
Silva e Silveira (2002)	LVD	Goiás	PD	4,21	-	-
			PC	2,95	-	-
Green et al. (2007)	LVD	Cerrado	Mata	1,4	-	-
			PD	0,91	-	-
			PC	0,75	-	-
Vieira e Muzilli (1984)	-	-	PD	4,28	-	-
			PC	3,01	-	-
Adesodun et al. (2007)	OT e OP cultivados	Nigéria	Floresta	0,58	-	-
			savana	0,84	-	-
Barreto et al. (2009)	LVD	Paraná	Floresta PD	6,1	1,8	83,0
			PC	5,4	1,5	61,0
				3,8	1,3	49,3
Peixoto et al. (2006)	Haplic Ferralsol	Cerrado Goiano	Mata	5,6	1,1	88
			PD	6,6	1,1	88
			PC	4,3	1,0	83
Hernanz et al. (2002)	-	Semi-árido da Espanha	PD	-	-	86
			PC	-	-	80,4

Segundo Eltz et al. (1989), os maiores valores encontrados para DMP, DMG e IEA em solos sob PD, quando comparados ao PC, possivelmente estão relacionados ao não-revolvimento do solo pelos implementos de preparo e à proteção que a palha oferece à superfície do solo, contribuindo para sua melhor agregação. O aumento da estabilidade de agregados na camada

superficial, em PD, é um efeito benéfico, pois reduz a suscetibilidade do solo aos danos causados pelas chuvas, manejo e vento (FREITAS; BLANCANEUX, 1994).

8.2 CARBONO NOS SOLOS E EMISSÕES DE CO₂

8.2.1 Carbono na Biomassa Microbiana (BMC)

A biomassa microbiana do solo foi avaliada em duas campanhas de amostragem na área de estudo. Foram escolhidas duas épocas distintas para essa avaliação: uma estação úmida (3^a campanha) e uma estação seca (5^a campanha).

Os resultados de biomassa microbiana do carbono (BMC) estão apresentados na TABELA 11.

TABELA 11 Biomassa microbiana de carbono, em 4 profundidades diferentes, em amostragens feitas em uma estação úmida (3^a campanha) e uma estação seca (5^a campanha), em solos sob PD, PC e mata nativa em Rio Verde, Goiás.

Tratamento	Profundidade (cm)			
	0-5	5-10	10-20	20-30
----- mg C kg ⁻¹ solo seco-----				
3a. campanha				
Mata nativa	437,4(176,8)	277,8 (5,6)	161,4 (147,3)	225,3 (5,6)
PD	164,2 a	72,8 a	148,1 a	61,7 a
PC	152,3 a	120,3 a	133,3 a	44,4 a
5a. campanha				
Mata nativa	370,0 (75,8)	361,0 (42,7)	221,0 (72,5)	123,0 (37,8)
PD	191,2 a	84,0 a	152,6 a	125,7 a
PC	211,4 a	73,0 a	111,9 b	145,5 a

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são

significativamente diferentes a $p \leq 0,1$, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão ($n = 3$).

Na 3ª campanha de amostragem, realizada na estação úmida, não foram observadas diferenças significativas para a BMC entre os sistemas de PD e PC em nenhuma das profundidades avaliadas. Solos sob mata nativa apresentaram maiores valores de BMC em todas as profundidades. O alto desvio-padrão observado nestes solos sob mata nativa, na profundidade de 0-5 cm, está relacionado, principalmente, à heterogeneidade da superfície destes solos, onde são encontradas diferentes espécies de folhas e raízes de plantas.

Para a 5ª campanha de amostragem, realizada na estação seca, observou-se apenas uma diferença significativa entre os solos sob PC e PD na profundidade de 10-20 cm. Novamente foram observados maiores valores de BMC para a mata nativa, com exceção da faixa de maior profundidade (20-30 cm). Os desvios-padrão observados nesta estação foram menores que aqueles encontrados na 3ª campanha e este fato pode estar relacionado à falta de chuva e menor quantidade de folhas, no momento da coleta, observadas na superfície do solo.

A menor temperatura dos solos, aumento da umidade, melhor agregação e carbono orgânico são importantes fatores para que haja um incremento da BMC nos solos. Frequentemente os solos sob PD apresentam maiores valores de BMC devido à maior acumulação de resíduos de cultivo em sua superfície, que produz maior quantidade de substrato para os microorganismos do solo. A biomassa microbiana na superfície do solo representa tanto uma fonte como um sumidouro para os nutrientes disponíveis nas plantas, dependendo do cultivo e das mudanças climáticas no ambiente do solo.

Neste estudo, esta tendência de uma maior BMC na superfície dos solos sob PD não foi observada. Porém, vários autores, em diversas áreas de estudo, confirmam esta observação.

Balota et al. (2004) observaram valores maiores de BMC nos solos sob PD. Foram encontrados valores para a BMC que variaram entre 163 e 209 mg kg^{-1} nos solos sob PC e 204 e 367 mg kg^{-1} nos solos sob PD. A maior diferença entre PC e PD ocorreu na superfície do solo (0-5cm de profundidade), onde a média da BMC em PD média foi de 346,7 mg kg^{-1} , ou seja, 83% maior que em PC, onde observou valor médio de 189,3 mg kg^{-1} . Na profundidade de 5-10 cm, os valores para BMC encontrados foram 55% maiores para solos sob PD. Na profundidade de 10-20 cm, os valores encontrados para solos sob PD foram 28% maiores que os encontrados em solos sob PC.

8.2.2 Estoque de Carbono

Os estoques de carbono no solo apresentados na TABELAS 12 e 13 foram calculados para 4 campanhas de amostragem, com base na massa equivalente da mata nativa e o teor de carbono no solo total.

A TABELA 12 mostra o estoque de carbono durante todo o período do experimento, em 4 profundidades diferentes do solo.

Os maiores estoques de carbono foram observados na superfície do solo, entre 0 e 5 cm de profundidade. Em todas as campanhas realizadas, à medida que a profundidade do solo aumenta, há um decréscimo na acumulação de carbono no mesmo.

Não foram observadas diferenças significativas entre os solos sob PD e PC, em nenhuma das campanhas ou profundidades avaliadas. A mata nativa apresentou um estoque de carbono na faixa de 35-52% maior que os solos agrícolas.

Um fato bastante interessante é que o estoque de carbono na superfície do solo foi aumentando com o decorrer dos anos de experimento. Como anteriormente a área estava em pousio, podemos atribuir este aumento à presença do cultivo da soja e do milho. A presença das plantas promoveu a incorporação da MOS.

O fato de não ter sido encontrado neste estudo uma diferença significativa entre os estoques de carbono em solos sob PD quando comparados aos solos sob PC pode ser explicado pela incorporação dos resíduos da cultura anterior nos dois sistemas agrícolas. Apesar de haver um revolvimento do solo sob PC, que favorece a incorporação física de matéria orgânica no solo por enterramento dos restos de plantas, os solos sob PD também apresentaram uma alta decomposição dos resíduos que ficaram em sua superfície. Muitos estudos têm mostrado que técnicas conservacionistas de manejo do solo podem resultar numa maior agregação e, conseqüentemente, aumentar o estoque de carbono na camada superficial do solo, quando comparados às práticas de PC (CARTER, 1992; BEARE et al, 1994).

TABELA 12 Estoque de Carbono, expresso em massa equivalente no solo total em 4 profundidades diferentes durante o período do experimento.

Tratamento	Profundidade (cm)			
	0-5	5-10	10-20	20-30
	----- Mg C ha ⁻¹ -----			
1^a campanha				
Mata nativa	14,2 (5,0)	8,9 (0,9)	7,8 (2,2)	7,4 (1,4)
PD	9,2 a	8,0 a	8,3 a	7,1 a
PC	11,3 a	10,4 a	8,5 a	8,2 a
2^a campanha				
Mata nativa	15,5 (4,1)	13,8 (3,2)	9,5 (1,2)	7,8 (1,0)
PD	10,0 a	8,2 a	8,1 a	7,3 a
PC	9,5 a	8,2 a	7,9 a	8,0 a
3^a campanha				
Mata nativa	24,0 (6,8)	8,7 (0,3)	7,3 (0,4)	7,5 (0,8)
PD	9,4 a	9,4 a	9,5 a	7,7 a
PC	10,9 a	9,8 a	9,6 a	8,8 a
4^a campanha				
Mata nativa	24,7 (14,3)	12,7 (2,4)	9,3 (1,5)	7,8 (2,6)
PD	15,2 a	11,8 a	10,5 a	8,8 a
PC	11,4 b	11,3 a	11,1 a	9,9 a

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a **:p≤ 0,01, *:p≤ 0,05, p≤ 0,1, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão (n = 3).

Freixo et al. (2002), num Latossolo Vermelho distrófico, em Passo Fundo-PR, encontraram valores de 18,4 (1,8), 14,1 (0,6) e 9,7 (0,3) MgC ha⁻¹ para solos sob floresta, PD e PC, em profundidade de 0 a 5 cm.

Hernanz et al. (2002) em um experimento feito na Espanha central sob clima semi-árido em um solo do tipo “Vertic Luvisol” (WRB), em profundidade de 0-10 cm, mostraram um estoque de carbono de 15,6 MgC ha⁻¹ para solos sob PD e 11,0 MgC ha⁻¹ para solos sob PC.

A média do estoque de carbono no solo, na profundidade até 30cm em matas nativas no mundo é aproximadamente de 15Mg ha⁻¹, Porém, quando cultivado, em torno de 20-30% deste C é emitido para a atmosfera durante os primeiros 20 anos em regiões temperadas e 50-75% são emitidos em regiões tropicais neste mesmo período de tempo (HUNTCHINSON et al.,2006). Em sistemas de agroflorestas tropicais a taxa de acumulação de C está entre 4 e 9 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (DUMANSKI; LAL, 2004).

A TABELA 13 mostra os resultados encontrados para o estoque de carbono nos agregados do solo sob mata nativa, PC e PD, para a profundidade de 0 a 5 cm.

TABELA 13 Estoque de Carbono, expresso em massa equivalente no solo total e em classes de agregados do solo, na profundidade de 0-5 cm durante a 4^a campanha.

Tratamento	Classes de agregados (mm)			Σ COT nos agregados	COT no solo total
	> 8	8 – 2	2 – 0.250		
	----- Mg ha ⁻¹ -----				
Mata nativa	1,7 (1,3)	8,7 (4,2)	13,2 (5,8)	23,7 (9,0)	24,7 (14,3)
PD	5,0 a	3,2 a	3,6 a	11,7 a	15,2 a
PC	4,2 a	2,9 a	3,8 a	10,9 a	11,4 b

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a p < 0,1, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão (n = 3).

De acordo com a TABELA 13, não foram observadas diferenças significativas entre os solos sob PD e PC. Porém, sistemas agrícolas, quando comparados à mata nativa, apresentaram um decréscimo no somatório do estoque de carbono nos agregados do solo de aproximadamente 50% para solos sob PD e 55% para solos sob PC. Para o solo total foram observadas diferenças menores, mas ainda assim, solos sob PD e PC tiveram um decréscimo de 35% e 45%,

respectivamente, em relação à mata nativa. O maior estoque de carbono em solos sob mata nativa foi encontrado em agregados de tamanhos entre 2 – 0.250 mm, com valor de 13,2 (5,8) Mg ha⁻¹. A distribuição dos agregados (FIGURA 16) mostrou que esta é a fração onde se encontrou a maior quantidade de agregados nos solos sob mata nativa. Para os solos agrícolas, o maior estoque de carbono foi encontrado nos agregados maiores que 8mm, que também está relacionado à maior quantidade de agregados do solo nesta faixa de tamanho.

O alto desvio-padrão observado para o estoque de solo total sob floresta pode ser atribuído à maior heterogeneidade do solo neste sistema, uma vez que havia uma grande quantidade de raízes e restos de plantas presentes. Assim, houve uma dificuldade prática de homogeneização ou de sub-amostragem para determinação de conteúdos de carbono, já que a quantidade de amostra para o CHN é muito pequena. Este problema é mais agudo no caso de análises de solo inteiro, com possibilidade de inclusão de quantidades variáveis de restos vegetais nas sub-amostras.

Resultados semelhantes foram encontrados em outros estudos.

Barreto et al. (2009) encontraram valores de estoque de carbono de 20,8 (2,7) Mg ha⁻¹ para os agregados do solo sob floresta e 21,8 (9,6) Mg ha⁻¹ para o solo total de floresta, em um Latossolo Vermelho distrófico, em Londrina-PR, em profundidade de 0 a 5 cm. Porém, foi observada uma diferença significativa entre os estoques de carbono nos solos sob PD e PC. O maior estoque foi observado em agregados de tamanhos entre 2–0.250mm, com 8,1 Mg ha⁻¹ para floresta e 3,5 e 2,7 Mg ha⁻¹ para solos sob PD e PC, respectivamente.

8.2.3 Fluxos de CO₂ (in situ)

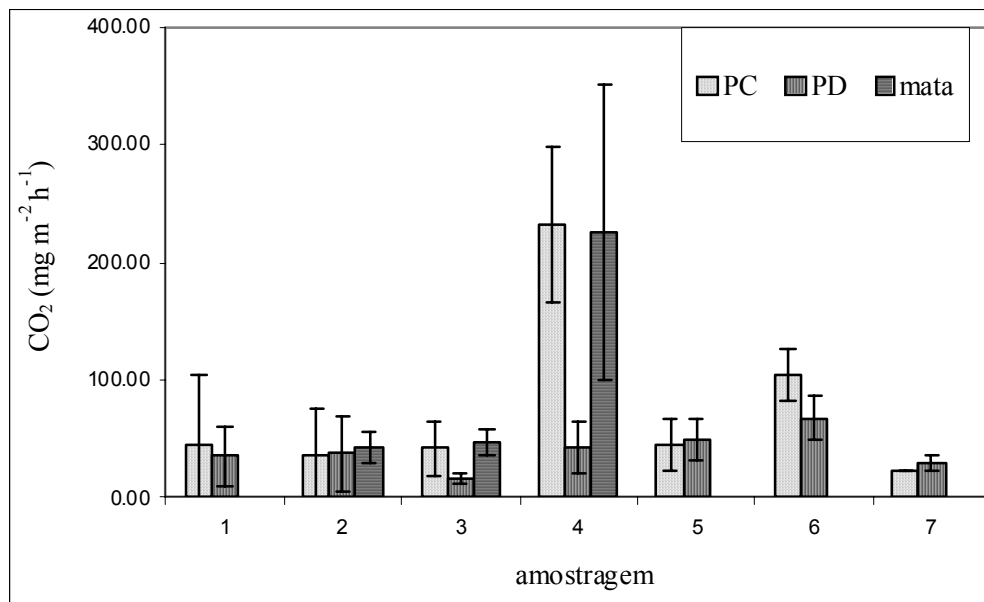
Foram avaliados os fluxos de emissão de CO₂, em 3 tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa), durante o período de 2 anos e meio de experimento, em 5 diferentes campanhas de amostragem, realizadas no período de semeadura e colheita da soja.

Na 1^a. campanha de amostragem, um problema no aparelho de CG impossibilitou as análises de CO₂. As demais campanhas foram realizadas com sucesso. Os fluxos de CO₂ observados nas demais campanhas estão dispostos nas figuras 17,18, 19 e 20.

Para a 2ª campanha (FIGURA 17), foram realizadas amostragens nos dias 11, 13, 20, 24, 25, 26 e 28 de abril de 2006. Fluxos mensuráveis foram detectados em todos os dias de amostragem. Durante esta campanha foram realizadas 3 amostragens em solos sob mata nativa nos dias 13,20 e 24 de abril de 2006. O gráfico apresenta números que referem-se aos dias de amostragem.

1	11/04/2006
2	13/04/2006
3	20/04/2006
4	24/04/2006
5	25/04/2006
6	26/04/2006
7	28/04/2006

FIGURA 17 Emissões de CO₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 2ª campanha de amostragem.

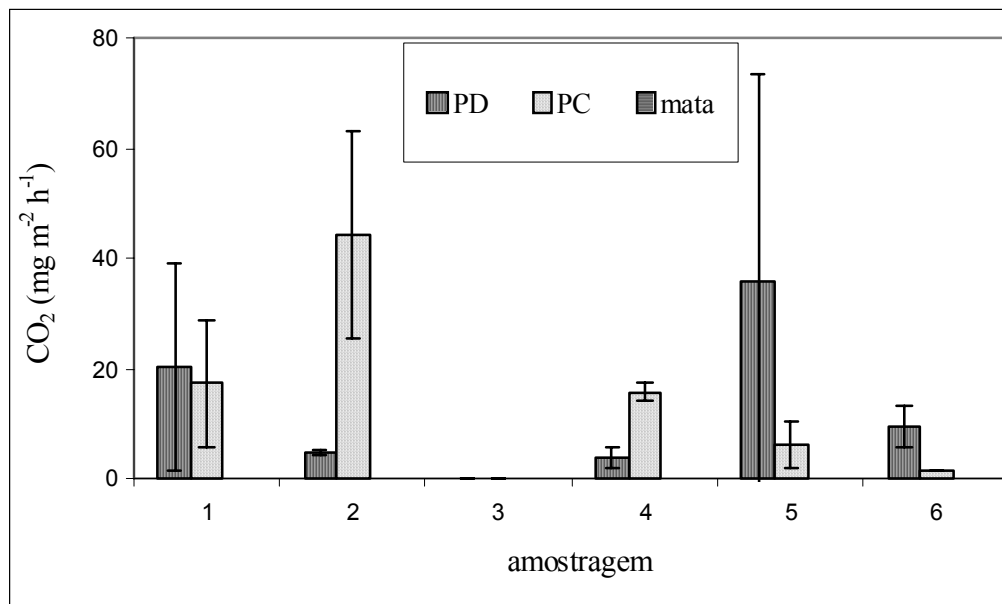


A 3ª campanha de amostragem (FIGURA 18) foi realizada nos dias 20, 23, 26, 30 e 31 de outubro e 1 de novembro de 2006. Para a mata nativa foram realizadas amostragens nos dias 26,

30 e 31 de outubro, porém os fluxos foram nulos. O gráfico apresenta números que referem-se aos dias de amostragem.

1	20/10/2006
2	23/10/2006
3	26/10/2006
4	30/10/2006
5	31/10/2006
6	01/11/2006

FIGURA 18 Emissões de CO₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 3ª campanha de amostragem.



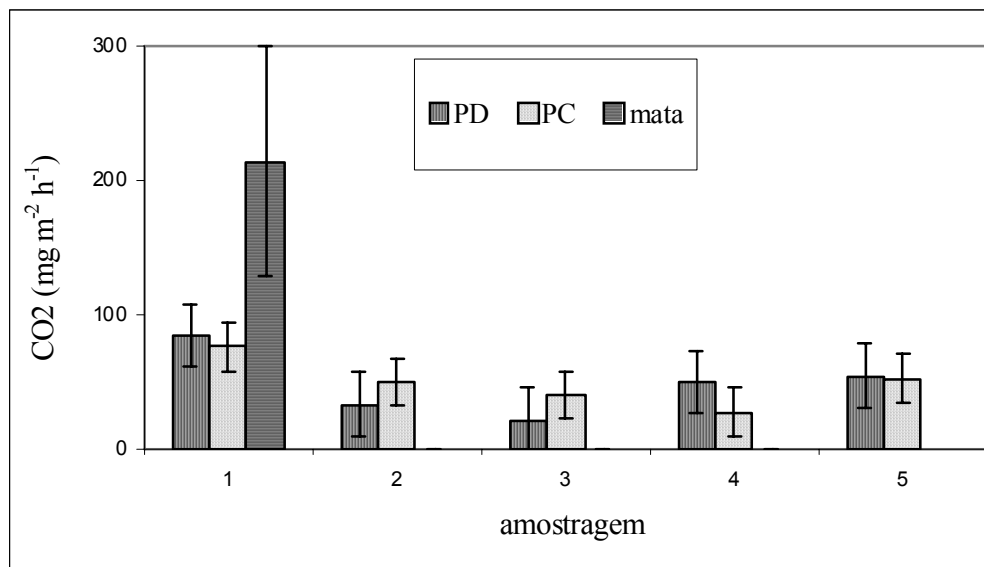
No dia 20 de outubro, primeiro dia de amostragem, o solo estava coberto de resíduos de milho e coberto com ervas daninhas. Não foram observadas diferenças significativas entre os solos sob PD e PC. Após este primeiro dia de amostragem, foi necessário fazer a dessecação da área dos solos agrícolas, matando todas as ervas daninhas, para posterior semeadura da soja.

A dessecação foi realizada no dia 21 de outubro e no dia 23 foi realizada a 2ª amostragem de gases nos solos agrícolas. Neste dia, os solos sob PC apresentaram altos fluxos, em comparação com os solos sob PD.

A aração, nivelamento do solo e semeadura foram realizados no dia 26 de outubro. Imediatamente após, foi realizada uma amostragem, porém não foram detectados fluxos de CO₂ em nenhum dos tratamentos avaliados.

A 4ª campanha de amostragem (FIGURA 19) foi realizada nos dias 8, 9, 12, 14, 16 e 19 de março de 2007. As amostragens em solos sob mata nativa foram realizadas nos dias 8, 9 e 16 de março, porém somente no dia 8 foi detectado fluxo de CO₂. Não foram observadas diferenças significativas entre os solos sob PC e PD durante esta campanha. Dia 19 de março não apresentou fluxo em nenhum dos tratamentos avaliados.

FIGURA 19 Emissões de CO₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 4ª campanha de amostragem

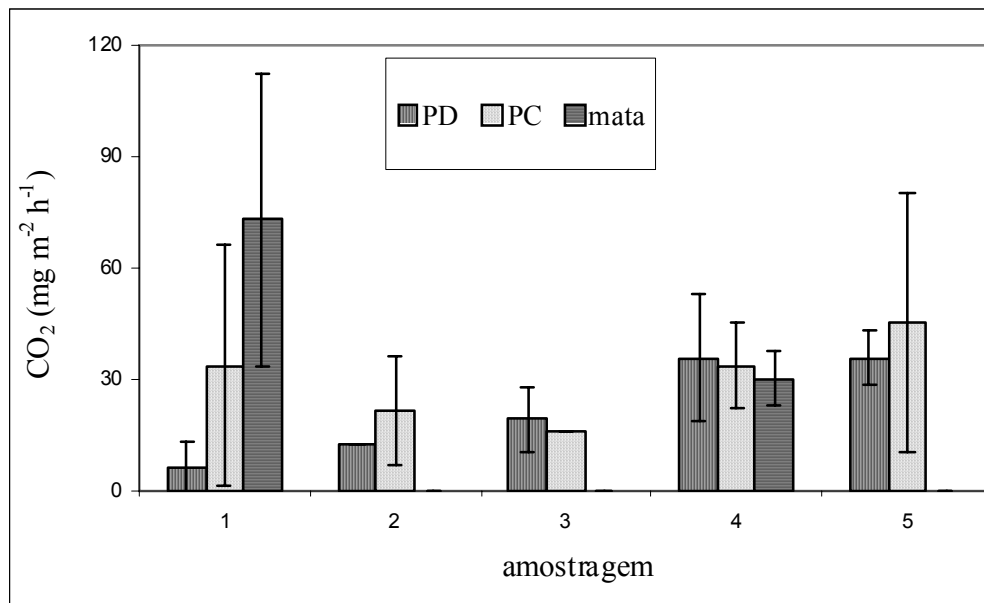


1	08/03/2007
2	09/03/2007
3	12/03/2007
4	14/03/2007
5	16/03/2007

Para a 5ª campanha de amostragem, realizada no período máximo de crescimento do milho, foram realizadas amostragens nos dias 20, 21, 24, 28 e 30 de agosto de 2007. Foram feitas 2 amostragens na mata nativa, nos dias 20 e 28 de agosto. Não foram observadas diferenças significativas entre os solos sob PD e PC.

1	20/08/2007
2	21/08/2007
3	24/08/2007
4	28/08/2007
5	30/08/2007

FIGURA 20 Emissões de CO₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 5a. campanha de amostragem.

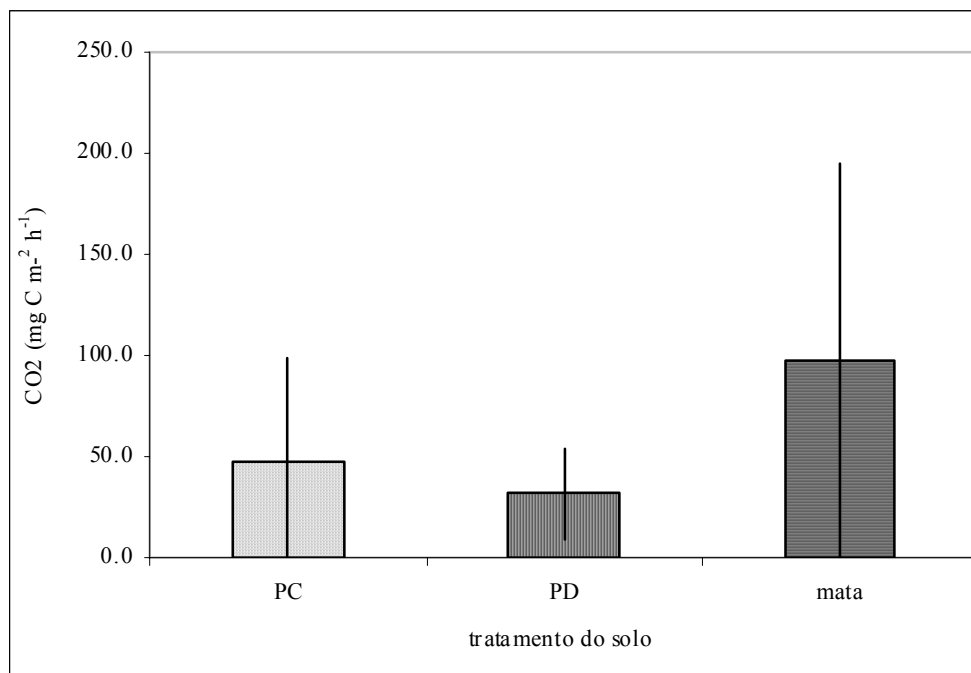


Os resultados do fluxo durante a 2ª campanha e a 4ª campanha de amostragem, época da colheita da soja e plantio do milho, mostraram uma maior emissão de CO₂ quando comparado às outras campanhas. Em geral, não foram observadas diferenças significativas entre os solos sob PD e PC. O solo sob mata nativa do Cerrado, ao contrário do que era esperado, também emitiu pouco CO₂ para a atmosfera.

Os resultados deste estudo mostram que, aparentemente, as emissões de CO₂ neste solo não são influenciadas pela cobertura do solo (mata nativa, PD e PC) ou tipo de cultivo (soja, milho) presente no mesmo.

Ao avaliarmos a média das emissões de CO₂ nos três tratamentos (FIGURA 21), durante as 5 campanhas de amostragem, observamos que a mata nativa possuiu o maior fluxo, seguido pelo PC e, por último, o PD. Devido ao alto desvio-padrão dos resultados, não foi observada diferença significativa entre os tratamentos.

FIGURA 21 Média das emissões de CO₂ medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante as 5 campanhas de amostragem



Alguns estudos relatam uma maior emissão de CO₂ em solos sob PC quando comparado aos solos sob PD, conforme descrito a seguir.

Almaraz et al (2009) observaram solos agrícolas em Quebec, Canadá, sob PD e PC, durante o período de crescimento da soja em 2002 e 2003. Em 2002, as emissões encontradas em solos sob PC foram sempre maiores que as observadas em solos sob PD. Os maiores picos de emissão foram encontrados no verão de 2002, com valores de 575 mg C m² h⁻¹ nos solos sob PC

e $242 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para solos sob PD. Foram encontradas baixas emissões no início e no final da campanha de cultivo, em 2003. As maiores emissões de CO_2 foram encontradas nos períodos mais secos e quentes. As baixas emissões de CO_2 encontradas podem ser atribuídas às baixas temperaturas, uma vez que este é um fator que regula a decomposição da MOS. As altas concentrações de CO_2 emitidas nos meses mais quentes podem ser, em parte, associadas a respiração de raízes, uma vez que o crescimento da planta é bem maior nestes meses.

Carmo et al (2007) encontraram fluxos de CO_2 na faixa de 118 a $181 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ PD e para PC os fluxos ficaram na faixa entre 110 e $235 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e atribuíram estes resultados ao impacto que a MOS sofre com a ocorrência de distúrbios associados ao revolvimento do solo. Como consequência, há um aumento da concentração de CO_2 emitido no período imediatamente após este revolvimento.

Em solos localizados na Carolina do Sul, EUA, Bauer et al. (2006) observaram fluxos médios de CO_2 de $840 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para o PD, no verão de 2003, $360 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no outono de 2003, $460 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ na primavera de 2004 e, por fim, $860 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no verão de 2004. Os fluxos de CO_2 para o PC foram maiores para a maioria das medições realizadas. Inversamente, o conteúdo de água na superfície do solo (0 a 6,5 cm) foi quase sempre maior no PD. Estes resultados indicam que o efeito do revolvimento nos fluxos de CO_2 do solo para a atmosfera depende do período do ano em que as medições são feitas e estão relacionados diretamente à baixa umidade dos solos.

Resultados semelhantes foram encontrados neste estudo, onde os solos possuíam uma alta capacidade de drenagem e, por isso, baixa umidade.

Barreto (2005) em um estudo feito num Latossolo Vermelho distrófico, em Londrina, PR, encontrou fluxos de 494,6, 655,5 e $86,1 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para solos sob floresta, PD e PC, respectivamente.

Em um estudo feito por Maddock et al. (2004) num Argissolo, em solos sob floresta, também foi observado um fluxo muito baixo, de $84,3 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Para solos sob PC (mandioca), sem adubação, o fluxo medido foi de $64,8 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Reicosky e Lindstrom (1993) também observaram pequenas diferenças entre os fluxos de CO_2 entre os tratamentos de manejo.

Em contrapartida, Verchot et al (2008) encontraram fluxos de CO₂ em torno de 290 mg C m² h⁻¹ durante a estação seca e 220 mg C m² h⁻¹ no período úmido, em sistemas agroflorestas no leste da Amazônia, norte do estado do Pará.

Ball et al (1999), em um estudo feito em um Cambissolo, encontraram pequenas diferenças entre os fluxos de CO₂ em solos sob PD e PC, na primeira semana após o tratamento do solo. Para eles, emissões de CO₂ nas semanas subsequentes à semeadura não são influenciadas pelo manejo e estão relacionadas à temperatura do solo. Em um pequeno período após o manejo, foram observados altos fluxos causados pelo aumento da profundidade do manejo devido à rugosidade criada na superfície e grandes vazios são produzidos pelo aumento desta profundidade.

Segundo Reicosky et al. (2005), o fluxo de CO₂ aumenta após o revolvimento do solo, porém esses aumentos nos fluxos são de pouca duração e diminuem após 24h para os níveis encontrados antes do revolvimento, fazendo com que a quantidade total de CO₂ emitido seja relativamente pequena após esse evento.

8.2.4 Emissões de CO₂ durante incubações do solo total e agregados do solo

A TABELA 14 mostra os resultados das taxas de emissão de CO₂ em amostras do solo total e em 3 classes de tamanho de agregados do solo, intactos e destruídos, após incubação de 8 horas e posterior análise em cromatografia gasosa (CG). Os valores obtidos foram calculados em g C ha⁻¹ h⁻¹.

Em todas as circunstâncias avaliadas, o solo sob mata nativa foi o que emitiu mais CO₂.

As emissões de CO₂ pelo solo total não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos agrícolas. Para os agregados intactos não foram observadas diferenças significativas entre as emissões dos solos sob PD e PC. Já para os agregados destruídos, só não houve diferença entre os solos sob PD e PC nos agregados de tamanho entre 2 e 0,250 mm e em todos os outros tamanhos de agregados, os solos sob PC foram o que mais emitiram CO₂.

O somatório das emissões de CO₂ nos agregados do solo para os solos sob mata nativa foi o dobro do valor encontrado para os solos agrícolas, embora o desvio-padrão em solos sob mata nativa tenha sido muito grande. Não foram observadas diferenças significativas entre os solos sob PD e PC. Este somatório foi maior que os valores encontrados nas emissões de CO₂ do solo total.

Estas emissões podem ter sido subestimadas ou superestimadas, devido à algum erro analítico na separação dos agregados e/ou pesagem dos solos para incubação, uma vez que os solos apresentaram uma grande heterogeneidade.

O ΔCO_2 , é o C estabilizado, ou seja, aquele que não é emitido em forma de CO_2 , mostrou que os solos sob PC possuíram maior capacidade de armazenar o carbono. Porém ao avaliarmos o estoque de carbono (TABELA 13), verificamos que não foram encontradas diferenças entre o estoque em agregados de solos sob PD e PC.

Barreto et al. (2009) em um Latossolo Vermelho Distrófico em Londrina, PR, utilizou-se da mesma técnica de incubação e análise de CO_2 através do ar do headspace e observou-se emissões equivalentes a $265,8 \times 10^3$, $18,3 \times 10^3$ e $2,3 \times 10^3 \text{ g C ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para floresta, PD e PC respectivamente, em amostras de solo total. Nos agregados intactos e destruídos foram observadas maiores emissões na fração de macroagregados entre 2-0,250 mm, em todos os tipos de tratamento avaliados. O mesmo resultado foi encontrado para o estoque de carbono neste estudo. Todos os tratamentos apresentaram maiores emissões em agregados destruídos quando comparados ao solo total e aos agregados intactos.

TABELA 14 Emissões de CO₂, em g C ha⁻¹ h⁻¹, no solo total e em 3 classes de tamanho de agregados do solo após 8 horas de incubação e o CO₂ estabilizado (não emitido) em cada classe de agregado ($\Delta \text{CO}_2 = \Delta \text{CO}_{2\text{AD}} - \Delta \text{CO}_{2\text{AI}}$), expressos em massa equivalente

Tratamento	Classes de agregados (mm)			Σ emissões nos agregados	Emissões no solo total
	> 8	8 – 2	2 – 0,250		
----- g C ha ⁻¹ h ⁻¹ -----					
Agregados intactos					
Mata nativa	210,6 (98,2)	262,7(117,0)	263,4 (241,9)	736,8 (395,8)	217,7 (118,8)
PD	93,4 a	119,1 a	114,0 a	326,5 a	101,5 a
PC	92,4 a	124,7 a	118,9 a	336,0 a	96,0 a
Agregados destruídos					
Mata nativa	458,8 (63,6)	585,4 (276,4)	463,2 (114,2)	1507,5 (370,9)	-
PD	168,8 a	141,2 a	197,0 a	507,0 a	-
PC	209,2 b	230,1 b	202,2 a	641,5 b	-
ΔCO_2					
Mata nativa	248,2 (34,8)	322,7 (171,0)	199,8 (134,0)	770,7(162,7)	-
PD	75,4 a	22,2 a	83,0 a	180,6 a	-
PC	116,8 b	105,4 b	83,3 a	305,5 b	-

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a $p \leq 0,1$, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão (n = 3).

8.3 NITROGÊNIO NOS SOLOS E EMISSÕES DE N₂O

8.3.1 Biomassa Microbiana de nitrogênio (BMN)

A biomassa microbiana do solo foi avaliada em duas campanhas de amostragens na área de estudo. Foram escolhidas duas épocas distintas para essa avaliação: Uma estação úmida (3^a campanha) e uma estação seca (5^a campanha).

Os resultados para a biomassa microbiana de nitrogênio (BMN) estão apresentados na TABELA 15.

TABELA 15 Biomassa de Nitrogênio, em 4 profundidades diferentes, em amostragens feitas em uma estação úmida (3^a campanha) e uma estação seca (5^a campanha), em solos sob PD, PC e mata nativa em Rio Verde, Goiás.

Tratamento	Profundidade (cm)			
	0-5	5-10	10-20	20-30
----- mg N.Kg solo seco ⁻¹ -----				
3 ^a campanha				
Mata nativa	59,6 (24,4)	33,4 (0,5)	24,9 (6,3)	23,4 (3,7)
PD	18,9 a	10,3 a*	12,8 a	12,8 a*
PC	19,2 a	17,9 b*	10,2 a	8,6 b*
5 ^a campanha				
Mata nativa	85,5 (31,4)	75,6 (14,7)	44,6 (5,0)	52,2 (10,4)
PD	89,0 a	18,8 a	16,9 a*	20,4 a
PC	73,0 a	23,9 a	4,7 b*	16,0 b

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a *:p≤ 0,05, p≤ 0,1, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão (n = 3).

Solos sob mata nativa apresentaram maior BMN em relação aos solos sob PD e PC, em todas as profundidades avaliadas durante a 3a. campanha de amostragem. O alto desvio-padrão na BMN dos solos sob mata nativa em sua superfície, da mesma forma que ocorreu com a BMC,

está relacionado à heterogeneidade desse solo e na composição da biota do mesmo. Entre os solos agrícolas não foram encontradas diferenças significativas entre PD e PC nas profundidades de 0 a 5 cm e 10 a 20 cm. Já os solos sob PC apresentaram maior BMN na profundidade de 5 a 10 cm, enquanto que solos sob PD possuíram maior valor de BMN entre 20 e 30 cm de profundidade. Verificou-se uma diminuição da BMN à medida que há o aumento da profundidade do solo. Os solos sob PD apresentaram uma maior BMN na superfície.

A 5ª campanha, realizada no período de grande estiagem, apresentou valores bem maiores de BMN na superfície do solo, em todos os tratamentos. Porém não houve diferença significativa entre os solos agrícolas e a mata nativa. A profundidade entre 5 e 10 cm também apresentou um alto valor de BMN para o solo sob a mata nativa, mas os solos agrícolas apresentaram valores bem menores de BMN e não foram diferentes significativamente. As profundidades maiores, 10-20 e 20-30 cm, apresentaram diferenças significativas entre os solos sob PD e PC. Para os solos sob PC, não houve uma tendência à diminuição da BMN com a profundidade, conforme foi observado na 3a. Campanha.

Carmo et al (2007), em um solo sob restabelecimento de pasto após manejo, em Rondônia, verificou uma maior variação para a BMN nos solos anteriormente sob PD quando comparado aos solos que estavam sob PC antes do restabelecimento do pasto, porém os valores de BMN não foram apresentados no estudo. Da mesma forma que ocorreu para a BMC, houve um decréscimo da BMN nestes solos, provavelmente causada pelo revolvimento do solo. Estes resultados sugerem que a comunidade de microorganismos foi afetada pelo manejo do solo.

8.3.2 Estoque de Nitrogênio

A TABELA 16 apresenta os resultados para o estoque de nitrogênio no solo total através da avaliação feita em 5 campanhas de amostragem. Os valores foram calculados com base na massa equivalente da mata nativa e o teor de nitrogênio no solo total.

Na 1a. campanha de amostragem, não houve diferenças significativas entre os solos sob PD e PC e a mata nativa também apresentou um estoque de nitrogênio semelhante aos solos agrícolas. Só foram observadas diferenças significativas entre PD e PC nos solos na profundidade entre 10 e 20 cm.

TABELA 16 Estoque de Nitrogênio, expresso em massa equivalente no solo total em 4 profundidades diferentes durante o período do experimento.

Tratamento	Profundidade (cm)			
	0-5	5-10	10-20	20-30
	----- Mg N ha ⁻¹ -----			
1 ^a campanha				
Mata nativa	1,4 (0,2)	1,0 (0,1)	1,0 (0,1)	1,1 (0,1)
PD	1,4 a	1,2 a	1,6 a*	1,4 a
PC	1,3 a	1,2 a	1,1 b*	1,1 a
2 ^a campanha				
Mata nativa	1,6 (0,3)	1,5 (0,3)	1,3 (0,3)	1,2 (0,2)
PD	1,1 a**	1,0 a*	0,9 a*	0,9 a*
PC	0,7 b**	0,7 b*	0,6 b*	0,6 b*
3 ^a campanha				
Mata nativa	2,0 (0,1)	2,2 (0,2)	2,8 (0,2)	2,6 (0,2)
PD	2,0 a	2,0 a	2,7 a	2,8 a
PC	2,0 a	2,0 a	2,4 a	2,7 a
4 ^a campanha				
Mata nativa	1,9 (1,2)	1,3 (0,4)	1,3 (0,4)	1,4 (0,5)
PD	1,8 a**	1,5 a	1,2 a	1,6 a
PC	0,9 b**	1,5 a	1,1 a	1,3 a

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a **:p≤ 0,01,*:p≤ 0,05, p≤ 0,1, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão (n = 3).

A 2a. campanha de amostragem foi a única que apresentou diferenças significativas para os solos agrícolas em todas as profundidades. Solos sob PD apresentaram maior conteúdo de nitrogênio que os solos sob PC.

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos durante a 3a. campanha de amostragem.

Já para a 4a. campanha de amostragem, apenas os solos agrícolas superficiais (0-5 cm de profundidade) apresentaram diferenças significativas e assim como na 2a. campanha, os solos sob PD apresentaram o maior estoque de nitrogênio em comparação com os solos sob PC.

As campanhas 2 e 4 foram realizadas logo após a colheita da soja, enquanto as campanhas 1 e 3 foram realizadas logo após o plantio da mesma, no solo que anteriormente estava coberto pelo milho. Os resultados encontrados sugerem que a presença da soja nestes solos aumentou o estoque de nitrogênio dos mesmos.

Barreto (2005) avaliou um Latossolo Vermelho distrófico em Londrina, PR e encontrou os seguintes valores para o estoque de N no solo, na profundidade de 0 a 5 cm: 2,5 Mg N ha⁻¹ para floresta, 1,8 Mg N ha⁻¹ para PD e 1,6 Mg N ha⁻¹ para PC. Os solos de floresta apresentaram maior estoque de N, mas não foram encontradas diferenças significativas entre os solos sob PD e PC.

Freixo et al. (2002) encontraram um estoque de nitrogênio de 1,5 Mg N ha⁻¹ para solos de floresta num Latossolo vermelho distrófico em Passo Fundo-PR, em profundidade de 0 a 5 cm. Para os tratamentos, PD e PC, foram encontrados os seguintes estoques: 1,2 Mg N ha⁻¹ para solos sob PD e 0,8 Mg N ha⁻¹ em solos sob PC.

Com os resultados dos teores de nitrogênio apresentados por Six et al. (1998) foi possível calcular os estoques de nitrogênio em solos sob mata nativa, PD e PC num solo do tipo “Duroc loam” em Sidney, Austrália. Solos sob mata nativa apresentaram um estoque de 1,3 Mg N ha⁻¹. Já os solos de cultivo apresentaram os seguintes valores: 1,10 Mg N ha⁻¹ para PD e 0,82 Mg N ha⁻¹ para PC.

Os resultados encontrados na 2^a e 4^a campanha deste estudo estão de acordo com os resultados encontrados pelos autores acima citados, onde os solos sob PD apresentaram maior estoque de nitrogênio que os solos sob PC.

A TABELA 17 mostra o estoque de nitrogênio no solo total e nos agregados do solo, na profundidade de 0-5 cm durante a 4^a campanha.

O somatório do estoque de nitrogênio nos agregados do solo foi maior para os solos sob mata nativa e não apresentou diferenças significativas entre os solos agrícolas. Este somatório foi muito maior que o valor obtido para o nitrogênio no solo total, onde foi observada uma diferença

significativa entre o NT nos solos sob PD e PC. As concentrações de nitrogênio podem ter sido subestimadas ou superestimadas, uma vez que os teores de nitrogênio nas amostras foram muito pequenos. Quanto mais próximas as concentrações estão do limite de detecção do procedimento do equipamento, maior é a possibilidade de ocorrer o erro analítico, como fração do valor medido, associado à elas.

TABELA 17 Estoque de Nitrogênio, expresso em massa equivalente, no solo total e em classes de agregados do solo, na profundidade de 0-5 cm durante a 4ª campanha.

Tratamento	Classes de agregados (mm)			ΣNT nos agregados	NT no solo total
	> 8	8 – 2	2 – 0.250		
----- Mg N ha ⁻¹ -----					
Mata nativa	1,8 (0,6)	2,1 (0,7)	1,9 (0,5)	5,8 (0,6)	1,9 (1,2)
PD	1,1 a	1,4 a	1,5 a	4,0 a	1,8 a**
PC	1,2 a	1,4 a	1,2 a	3,7 a	0,9 b**

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a **:p≤ 0,01,*:p≤ 0,05, p≤ 0,1, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão (n = 3).

8.3.3 Fluxos de N₂O (in situ)

Foram avaliados os fluxos de emissão de N₂O, em 3 tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa), durante o período de 2 anos e meio de experimento, em 5 diferentes campanhas de amostragem. As amostragens foram realizadas em dias alternados, no período de colheita e plantio da soja e do milho.

Durante as campanhas de amostragem, a principal dificuldade para análise dos gases foi a questão logística. A grande distância do local de amostragem e o local das análises cromatográficas pode ter acarretado uma subestimação nos fluxos observados, uma vez que é possível ter havido perdas de N₂O da amostra no tempo entre a coleta e a análise.

As emissões desse gás foram muito pequenas em todas as campanhas, sendo abaixo do limite de detecção do procedimento, que é de $0,5 \times 10^{-3} \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, em algumas delas.

Os gráficos dos fluxos de N₂O das campanhas em que estes foram detectados estão dispostos a seguir (FIGURAS 22, 23 e 24). A 3ª e a 5ª campanha de amostragem não apresentaram fluxos detectáveis.

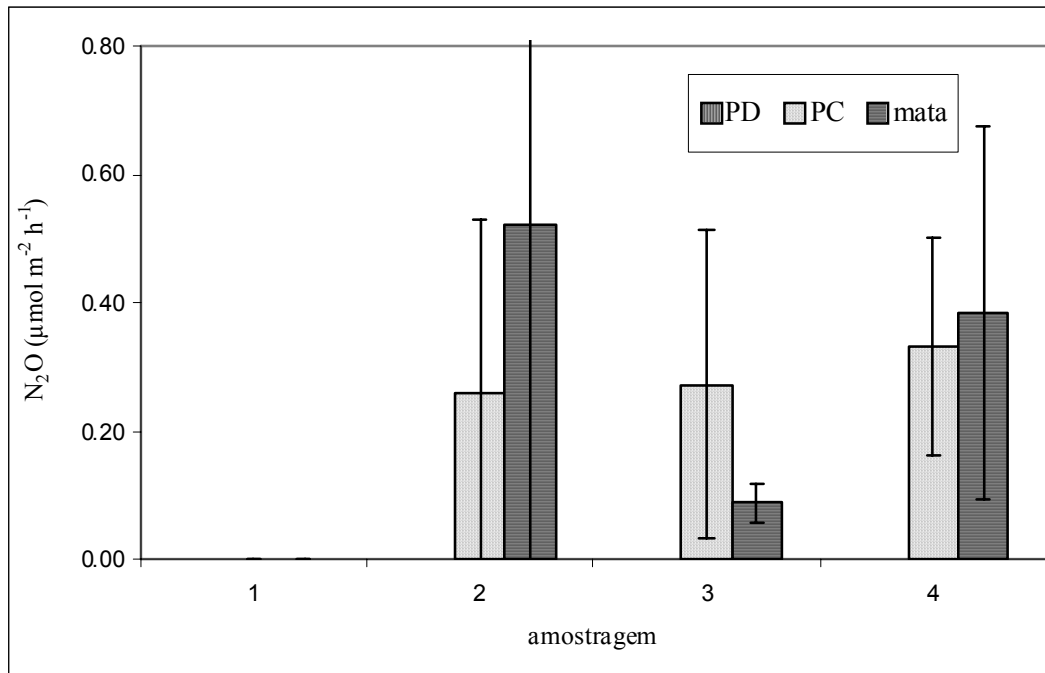
As baixas concentrações de N₂O observadas também podem estar relacionadas às diferenças das taxas de difusão deste gás na água e pelos processos físicos e biológicos

envolvidos na produção e consumo de N_2O nos solos. Uma revisão deste assunto pode ser encontrado em Granli and Bøckman (1994).

Para a 1^a campanha (FIGURA 22), as amostragens foram realizadas nos dias 29 e 30 de novembro, 2, 5 e 8 de dezembro de 2005. Nos dias 29 e 30 de novembro não foram observados fluxos em nenhum dos tratamentos. Dia 2 de dezembro, primeiro dia após a semeadura, foram observados fluxos nos solos sob mata nativa e nos solos sob PC. Não foram observados fluxos em solos sob PD durante os dias de amostragem. O gráfico apresenta números que referem-se aos dias de amostragem.

1	29/11/2005
2	02/12/2005
3	05/12/2004
4	08/12/2005

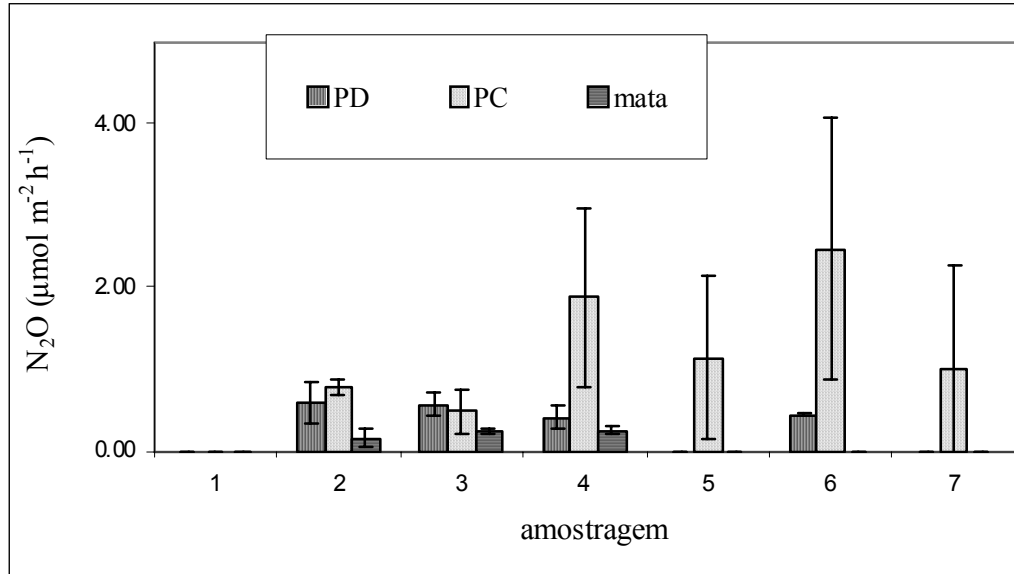
FIGURA 22 Emissões de N₂O medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 1^a campanha de amostragem.



Para a 2^a campanha (FIGURA 23), foram realizadas amostragens nos dias 11, 13, 20, 24, 25, 26 e 28 de abril de 2006. No dia 11 de abril, antes da colheita, não foram observados fluxos de N₂O nos tratamentos. Foram feitas 3 amostragens em solos sob mata nativa e todas apresentaram fluxos. Nos dias 25, 26 e 28 de abril não foram realizadas amostragens nos solos sob mata nativa. Nos dias 25 e 28, os fluxos nos solos sob PD foram abaixo do limite de detecção. O gráfico apresenta números que referem-se aos dias de amostragem.

1	11/04/2006
2	13/04/2006
3	20/04/2006
4	24/04/2006
5	25/04/2006
6	26/04/2006
7	28/04/2006

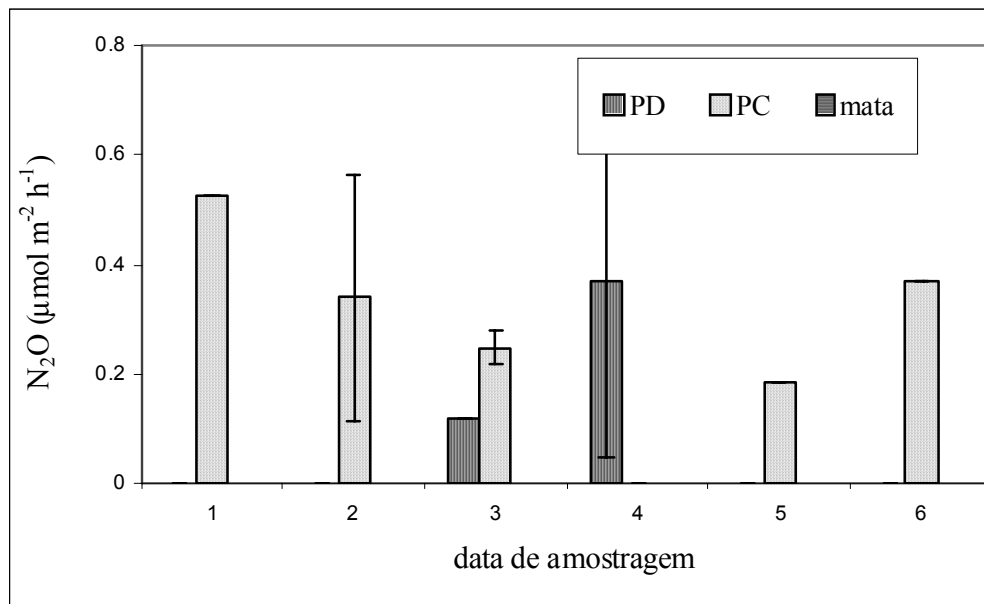
FIGURA 23 Emissões de N₂O medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 2^a campanha de amostragem.



A 4^a campanha de amostragem (FIGURA 24) foi realizada nos dias 8, 9, 12, 14 16 e 19 de março de 2007. As amostragens em solos sob mata nativa foram realizadas nos dias 8, 9 e 16 de março, mas não apresentaram fluxos de N₂O. Os solos sob PD apresentaram fluxos apenas nos dias 12 e 14 de março. No dia 14 de março de 2007, os solos sob PC não apresentaram fluxo dentro do limite de detecção. Não foram observados fluxos dia 19 de março em nenhum dos tratamentos avaliados. O gráfico apresenta números que referem-se aos dias de amostragem.

1	08/03/2007
2	09/03/2007
3	12/03/2007
4	14/03/2007
5	16/03/2007

FIGURA 24 Emissões de N₂O medidas pelo método das câmaras estáticas, em 3 diferentes tipos de tratamento do solo (PD, PC e mata nativa) durante a 4^a campanha de amostragem.



Em todas as campanhas em que foram verificados fluxos de N₂O, os maiores fluxos foram observados em solos sob PC, quando comparados com os solos sob PD e mata nativa. Enquanto nos solos sob PD os resíduos da colheita foram deixados na superfície dos solos, nos solos sob PC estes resíduos foram incorporados ao solo através do revolvimento do mesmo. Provavelmente, os resíduos incorporados ao solo sob PC foram mineralizados mais rapidamente e aumentaram a concentração de N disponível para sofrer nitrificação e possivelmente, desnitrificação subsequente, processos aos quais atribui-se a produção do N₂O. Em comparação, aqueles resíduos que ficaram na superfície do solo sob PD poderiam sofrer mineralização mais lenta e na superfície, condições para promover desnitrificação mais dificilmente ocorreriam. Para a mata nativa foram observados fluxos de emissão apenas na 1^a campanha. Nas demais, os fluxos ficaram abaixo do limite de detecção.

Almaraz et al (2009) observaram baixas emissões de N₂O durante o primeiro ano do experimento feito em solos agrícolas em Quebec, Canadá. Em 2003 foram encontrados valores maiores de fluxos, tanto para os solos sob PD quanto para os solos sob PC, com picos máximos em torno de $2,7 \times 10^{-2} \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para o PC e $1,1 \times 10^{-2} \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para os solos sob PD.

Barreto (2005) encontrou fluxos de N₂O muito pequenos nos solos sob floresta, a maioria abaixo do limite de detecção. Nos solos sob PD e PC foram observados em solos sob PD e PC pequenos fluxos, mas mensuráveis. Para PD foi encontrado valor médio de $-8,3 \times 10^{-3} \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e $0,26 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para os solos sob PC. O sinal negativo à frente do valor encontrado indica que foram observados pequenos fluxos de absorção da atmosfera para o solo. Em solos sob PC foram observados fluxos de emissão do solo para a atmosfera. Os baixos fluxos foram atribuídos à baixa umidade do solo na época da amostragem.

Os resultados encontrados por Barreto (2005) e Amaraz et al. (2009) são contrários ao que foi escrito por Smith et al. (1997) que afirmaram que as práticas agrícolas, como o PD, podem promover emissões de N₂O, por possuírem menor temperatura e maior umidade no solo. Para estes autores, estas condições poderiam aumentar as emissões de N₂O devido ao aumento das taxas de desnitrificação nestes solos.

Verchot et al (2008), em uma área agroflorestal no estado do Pará, encontraram fluxos de N₂O entre $0,16$ e $0,19 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ durante o período úmido e entre $0,10$ e $0,11 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ durante o período seco. Em 1999, Verchot et al. encontraram valores de fluxos de N₂O de $0,37 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para floresta secundária, no leste da Amazônia, PA, em estação seca. Para pasto ativo e degradado, foram encontrados fluxos de $0,12$ e $4,1 \times 10^{-2} \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente.

Carmo et al (2007) encontraram valores para o fluxo de N₂O entre $0,157$ e $12,5 \text{ mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nos solos sob PC, alcançando o pico máximo após 3 dias a ruptura dos agregados, com o manejo.

Em comunicação pessoal, Maddock et al., num solo do tipo Acrisol, no estado do Rio de Janeiro, sob PC (mandioca, sem adubo), o fluxo médio de N₂O foi de $0,35 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, com um desvio-padrão de $0,25 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Em outros estudos também realizados por Maddock et al, foram analisados fluxos dos solos da Embrapa Agrobiologia (Fazendinha), distrito de Seropédica-RJ, sob cultivo de milho em PC, com adubo verde e seu fluxo foi de $0,23 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Em áreas de floresta e PC no Norte Fluminense, em um solo do tipo Cambissolo Flúvico foram obtidos fluxos de N₂O de $0,12$ e $21,8 \times 10^{-3} \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente. Para o solo do tipo Latossolo Amarelo, os resultados de fluxo foram $10,9 \times 10^{-3} \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para floresta e $21,8 \times 10^{-3} \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para o PC (cana-de-açúcar).

Ball et al. (1999) avaliaram um Cambissolo na Escócia e encontraram baixos valores de fluxos de N₂O de $0,42$, $0,23$ e $0,41 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para solos não compactados, levemente

compactados e altamente compactados, respectivamente, durante a primavera de 1995. Na avaliação feita durante o inverno, foram avaliados os mesmos solos, antes e depois da fertilização com N nos cultivos de cevada e os resultados foram maiores que os observados anteriormente. Após a fertilização os valores foram de $0,96 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para solos não compactados, $0,64 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ em solos levemente compactados e $1,50 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nos solos altamente compactados.

8.3.4 Emissões de N_2O durante incubações do solo total e agregados do solo

A TABELA 18 mostra os resultados das taxas de emissão de N_2O em amostras do solo total e em 3 classes de tamanho de agregados do solo, intactos e destruídos, após incubação de 8 horas e posterior análise em cromatografia gasosa (CG). Os valores obtidos foram calculados em $\text{g N ha}^{-1} \text{h}^{-1}$.

Todas as emissões de N_2O no solo total nos 3 sistemas avaliados ficaram abaixo do limite de detecção do procedimento, que é de $0,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

Incubações das diferentes classes de agregados separadamente indicaram que a mata nativa foi o sistema que mais emitiu N_2O para a atmosfera. O alto valor de desvio-padrão observado nos agregados intactos e destruídos podem ser explicados por micro-sítios de produção de N_2O e também pela heterogeneidade dos solos. Agregados intactos dos solos sob PC não apresentaram fluxos detectáveis. Solos sob PD e PC não apresentaram diferenças significativas em nenhuma classe de separação de agregados, quando destruídos.

Ao ser avaliada a quantidade de nitrogênio não emitido ($\Delta\text{N}_2\text{O}$), ou seja, a diferença entre o N_2O emitido pelos agregados intactos e o N_2O emitido pelos agregados destruídos, verificou-se uma diferença significativa entre solos sob PD e PC. Os agregados maiores dos solos sob PD possuíram maior capacidade de retenção de nitrogênio que os solos sob PC, porém o somatório das frações mostrou que houve um aumento no estoque de nitrogênio nos solos sob PC.

O somatório das emissões de N_2O nos agregados do solo foi bem maior para os solos sob mata nativa. Os solos sob PC apresentaram valores abaixo do limite de detecção do procedimento adotado. Os valores deste somatório foram maiores que o valor obtido para as emissões de N_2O no solo total, uma vez que não foram detectados fluxos em nenhum dos tratamentos. Quanto mais próximas as concentrações estão do limite de detecção do procedimento do equipamento, maior é a possibilidade de ocorrer erros analíticos associados à elas.

Resultados semelhantes foram encontrados por Barreto (2005) em um estudo feito em um Latossolo Vermelho distrófico, Londrina, PR. Segundo Parkin (1987), 85% da desnitrificação em amostras incubadas de solos de floresta ocorria em 0,2% do volume das amostras, e a desnitrificação pode ser responsável pela produção de N_2O . Neste estudo, Barreto (2005) observou ainda maiores fluxos de emissão de N_2O em solos sob PD quando comparados com solos sob PC. Há ainda a possibilidade de ter havido maior ciclagem de nitrogênio em solos de PD, por causa da heterogeneidade do solo, tanto nos agregados quanto no solo total.

TABELA 18 Emissões de N_2O , em $g N ha^{-1} h^{-1}$, no solo total e em 3 classes de tamanho de agregados do solo após 8 horas de incubação e o N_2O estabilizado (não emitido) em cada classe de agregado ($\Delta N_2O = \Delta N_2O_{AD} - \Delta N_2O_{IA}$), expressos em massa equivalente

Tratamento	Classes de agregados (mm)			Σ emissões nos agregados	Emissões no solo total
	> 8	8 – 2	2 – 0.250		
----- g N ha ⁻¹ h ⁻¹ -----					
Agregados intactos					
Mata nativa	86,1 (45,1)	81,8(25,8)	31,0 (60,5)	198,9 (27,2)	n.d.
PD	4,9	2,9	12,5	20,2	n.d.
PC	n.d	n.d	n.d	n.d.	n.d.
Agregados destruídos					
Mata nativa	168,9 (109,3)	151,8 (36,9)	128,1 (117,4)	448,7(167,8)	-
PD	21,1 a	7,9 a	9,0 a	38,0 a	-
PC	5,2 a	13,0 a	6,5 a	27,5 a	-
ΔN_2O					
Mata nativa	82,8 (64,1)	70,0 (11,1)	97,1(57,0)	249,8 (132,2)	-
PD	16,2 a	5,0 a	-3,5 a	17,7 a	-
PC	5,2 b	13,0 b	6,5 b	27,5 b	-

PD: plantio direto; PC: plantio convencional (arado de disco). Comparação entre as médias feita pelo Teste t de Tukey. Os valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes a **:p \leq 0,01, *:p \leq 0,05, p \leq 0,1, de acordo com o teste F de análise de variância. Valores entre parênteses são desvios-padrão (n = 3)

9 CONCLUSÕES

O solo da área de estudo apresentou teor de argila abaixo de 30%, caracterizando um solo mais arenoso que argiloso. O maior teor de areia contribuiu para a baixa umidade do mesmo e, conseqüentemente, resultou em baixas emissões de CO₂.

Os solos agrícolas apresentaram melhor agregação que o solo sob a mata nativa. Os maiores estoques de carbono observados nos solos superficiais da área agrícola sugerem que o cultivo da soja e do milho promoveu a incorporação da matéria orgânica do solo, causando um aumento no estoque de C no decorrer dos anos de experimento. Os resultados deste estudo confirmam que quanto maior a quantidade de agregados em determinada fração, maior será o estoque de carbono na mesma.

A colheita da soja aumentou os fluxos de CO₂, sugerindo que essas operações agrícolas causam perturbação no solo, por menor que seja.

Além das baixas emissões de N₂O nos solos agrícolas, os solos sob mata nativa em Rio Verde também apresentaram baixas emissões, mesmo imediatamente após eventos de chuvas, sugerindo que o solo da região possui pouca tendência de emitir N₂O.

Ainda que alguns estudos tenham comprovado a eficiência do sistema de plantio direto na acumulação de carbono no solo e na diminuição das emissões dos gases do efeito estufa através do solo para a atmosfera, não foi possível afirmar que este sistema conservacionista age da mesma forma em todos os tipos de solos agrícolas. A textura, as condições físicas e químicas do solo e, também, as condições climáticas de cada região precisam ser outros fatores importantes a serem avaliados.

O plantio direto pode e deve ser utilizado como um sistema de melhoramento da qualidade do solo, redução à erosão, aumento da fertilidade do solo e aumento da produção de grãos, mas não deve ser considerado como a grande solução para a mitigação das emissões de gases do efeito estufa na agricultura.

A estimativa do balanço total de carbono envolvido em cada sistema de preparo do solo ainda é um desafio a ser alcançado. Para melhor elucidar os processos de troca de gases é necessário um monitoramento da área de estudo 24h por dia. Não foi possível avaliar todos os compartimentos envolvidos. As perdas do carbono por solubilização na água da chuva e a quantidade de carbono envolvida no consumo de insumos (combustíveis, adubos e defensivos agrícolas) precisam ser avaliados para alcançarmos o fechamento deste balanço.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ALLISON, F.E. Soil aggregation- some facts and fallacies as seen by a microbiologist. **Soil science**, v.106, p.136-143, 1968.

ALMARAZ, J.J; ZHOU, X.; MABOOD, F.; MADRAMOOTOO, C.; ROCHETTE, P., MA, B.; DONALD L.; SMITH, D.L. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. **Soil Till. Res.**, v.104, p.134–139, 2009.

ALVAREZ, R.; STEINBACH, H.S. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. **Soil Till. Res.**, v.104, p.1–15, 2009.

ALVAREZ, R; DIAZ,R.A.; BARBERO, N.; SANTANATOGLIA, O.J.; BLOTTA. L. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂ – C production from three tillage systems. **Soil Till. Res.**, v.33, p.17-28, 1995.

ASHMAN, M.R.; HALLETT, P.D.; BROOKES, P.C. Are the links between soil aggregate size class, soil organic matter and respiration rate artefacts of the fractionation procedure? **Soil Biol. Biochem**, v. 35, p.435–444, 2003.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622p.

BAKER, J.M.; OCHSNER, T.E.; VENTEREA, R.T.; GRIFFIS, T.J. Tillage and soil carbon sequestration- what we really know? **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 118, p.1-5, 2007.

BAKER, J.T.; KIM, S.H.; GITZ, D.C.; TIMLIN, D.; REDDY, V.R. A method for estimating carbon dioxide leakage rates in controlled environment chambers using nitrous oxide. **Environmental and Experimental Botany**, v.51, p.103–110, 2004.

BALABANE, M.; PLANTE, A.F. Aggregation and carbon storage in silty soil using physical fractionation techniques. **European Journal of Soil Science**, v.55 (2), p.415– 427, 2004.

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

BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S.; DICK, R.P. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in Brazilian Oxisol. **Soil Till. Res.**, v. 77, p.134-145, 2004.

BARRETO, R.C.; MADARI, B.E.; MADDOCK, J.E.L.; MACHADO, P.L.O.A.; TORRES, E.; FRANCHINI, J.; COSTA, A.R. The impact of soil management on aggregation, carbon stabilization and carbon loss as CO₂ in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.132, p.243-251, 2009.

BARRETO, R.C. **Acumulação de carbono e emissões de gases do efeito estufa em solos sob diferentes tipos de manejo e floresta (Londrina- PR)**. Niterói, 2005. 84f. (Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental) – Departamento de Geoquímica, Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense.

BAUER, P.J.; FREDERICK, J.R.; B, NOVAK, J.M.; HUNT, P.G. Soil CO₂ flux from a 104itroge loamy sand after 25 years of conventional and conservation tillage. **Soil & Tillage Research**, v.90, p. 205–211, 2006.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, v.90, p. 237-245, 2006.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; LOVATO, T. Potencial de acúmulo de 104itrogen orgânica em sistemas conservacionistas de manejo na região Sul do Brasil. In: SIMPÓSIO ROTAÇÃO SOJA/MILHO NO PLANTIO DIRETO,1.,2000 Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: POTAFOS, 2000.

BEAUCHAMP, E.G., SEECH, A.G. Denitrification with different sizes of soil aggregates obtained from dry-sieving and from sieving with water. **Biology and Fertility of Soils**, v.10, p.188–193, 1990.

BORLAUG, N.E. Feeding a world of 10 billion people: the miracle ahead. In: BAILEY, R. (Ed.). **Global warming and other eco-myths**. Competitive Enterprise Institute, Roseville, EUA, 2002, p. 29-60.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 12. ed. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 881p.

BUSTAMANTE, M.M.C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E. *et al.* Soil carbon storage and sequestration potential in the Cerrado region of Brazil. In: LAL R; CERRI C. C.; BERNOUX M.; ETCHEVERS J.; CERRI, C.E. P. (Eds). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. rworth Press Inc., Binghamton, NY, in press.

CARMO, J.B.; PICCOLO, M.C.; ANDRADE, C.A.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; SOUSA NETO, E.; CERRI, C.C. Short-term changes in nitrogen availability, gas fluxes (CO₂, NO, N₂O) and microbial biomass after tillage during pasture re establishment in Rondônia, Brazil. **Soil. Till. Res.**, v. 96, p. 250–259, 2007.

CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade dos agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, SP, v.14, p. 99-105, 1990.

CARTER, M.R. Microbial biomass as an index for tillage-induced changes in soil biological properties. **Soil Till. Res.**, v.7, p.29-40, 1986.

CASTRO, E.A.; KAUFFMAN, J.B. Ecosystem structure in the Brazilian cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**, v.14, p 263–284, 1998.

CASTRO FILHO, C., MUZILLI, O., PONANOSCHI, A.L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo Distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de cultura e métodos de preparo de amostras. **R. Bras. Ci. Solo**, v.22, p.527-538, 1998.

CAVIGELLI, M.A; ROBERTSON, G.P. The functional significance of denitrifier community composition in a terrestrial ecosystem. **Ecology**, v.81, p.1402-1414, 2000.

CORAZZA, E.J.; SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; GOMES, A.C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de CO em relação à vegetação do cerrado. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v.23, p.425-432, 1999.

CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; CARDOSO, A.; BERNOUX, M.; DOUZETS, J.M.; SIQUEIRA NETO, M. Soil Carbon Storage potential of direct seeding mulch-based cropping systems in the Cerrado of Brazil. **Global Change Biology**, p.1773-1787, 2006.

COSENTINO, D.; CHENU, C.; LE BISSONNAIS, Y. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil. **Soil Biol. Biochem**, v. 38, p.2053–2062, 2006.

CAMPOS, B.C. DE; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um latossolo vermelho-escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, DF, v.19, p.121-126, 1995.

MELLO, W.Z. DE.; GOREAU, T.J. Fluxos de óxido nitroso (N₂O) e dióxido de carbono (CO₂) em solos remanescentes da floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v.12, p.17-27, 1998.

DÍAZ-ZORITA, M.; PERFECT, E.; GROVE, J.H. Disruptive methods for assessing soil structure. **Soil Till. Res.**, v. 64, p.3–22, 2002.

DICK, R.P. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v.40, p.25-36, 1992.

ELLERT, B.H., BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Can. J. Soil Sci.**, v. 75, p. 529–538, 1995.

ELLIOT, E.T. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. **Soil. Sci. Soc. Am. J.**, v.50, p.627-633, 1986.

ELTZ, F.L.F.; PEIXOTO, R.T.G.; JASTER, F. Efeito de sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Bruno Álico. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, SP, v.13, p.259-267, 1989.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Produção de Informação, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1999. 412p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Mapa de Solos do Brasil**. Rio de Janeiro, 1981. 1 mapa, Escala 1:5.000.000.

FREITAS, P.L.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROUY, M.C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.35, p.157-170, 2000.

GÁL, A.; VYN, T.J.; MICHÉLI, E.; KLADIVKO, E.J.; MCFEE, W.W. Soil carbon and nitrogen accumulation with long-term no-till versus moldboard plowing overestimated with tilled-zone sampling depths. **Soil Till. Res.**, v. 96, p. 42–51, 2007.

GALE, J.; CAMBARDELLA, C.A.; BAILEY, T.B. Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.201-207, 2000.

GOEDERT, W.J. Região dos Cerrados: potencial agrícola e política para seu desenvolvimento. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.24, p.1-17, 1989.

GRANT, R.F.; PATTEY, E. Modelling variability in N₂O emissions from fertilized agricultural fields. **Soil Biol. Biochem.**, v.33, p.225-243, 2003.

GREEN V.S.; STOTT, D.E.; CRUZ, J.C.; CURI, N. Tillages impacts on soil biological activity and aggregation in Brazilian Cerrado Oxisol. **Soil Till. Res.** v.92, p.114-121, 2007.

GUPTA, V.V.S.R.; GERMIDA, J.J. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. **Soil Biol. Biochem**, v. 20, p.777–786, 1988.

HOFFMANN, H.; SCHLOTTER, M.; WILKE, B. Microscale-scale measurement of potential nitrification rates of soil aggregates. Short communication. **Biol Fertil Soils**, v.44, p.411-413, 2007.

HOFFMANN, W.A.; MOREIRA, A.G. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R.J. (Eds.). **The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press, Nova York, 2002. p.159-177.

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

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. **Mapa de Biomas do Brasil**. 2004. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>>.

INESON, P.; COWARD, P.A.; HARTWIG, U.A., Soil gas fluxes of N₂O, CH₄, and CO₂ beneath *Lolium perenne* under elevated CO₂: The Swiss free air carbon dioxide enrichment experiment. **Plant Soil**, v.198, p. 89–95, 1998.

MC CARTHY, J.; CANZIANI, O. (Eds). **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report on the Intergovernmental Panel of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2001.

JANTALIA, C.P.; RESCK, D.V.S.; ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil Till. Res.**, v. 95, p. 97–109, 2007.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. I. Fumigation with chloroform. **Soil Biol. Biochem.**, v.8, p.167-177, 1976.

KELLER, M. Emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical forest soils. **J. Of Geophysical Res.**, v.91, n.11, p.11791-11802, 1986.

KELLER, M.; MATSON, P.A. Biosphere- atmosphere exchange of trace gases in the tropics: evaluating the effects of land use changes. In: PRINN, R.G. (Ed.) **Global Atmospheric-Biospheric Chemistry**. New York: Plenum, 1994. p. 103-117

KEMPER, W.D.; ROSENAU, R.C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A. (Ed.) **Methods of soil analysis, Part 1**. 2. ed. Madison, WI: American Society of Agronomy, 1986. p. 837-871.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. A Conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v.1, p.147-155, 2005.

KREMEN, A.; BEAR, J.; SHAVIT, U.; SHAVIT, A. Model demonstrating the potential for coupled nitrification denitrification in soil aggregates. **Environ. Sci. Technol.**, v.39, p.4180-4188, 2005.

KRUG, T.; FIGUEIREDO, H.; SANO, E.; ALMEIDA, C.; SANTOS, J.; MIRANDA, H.S.; SATO, N.; ANDRADE, S. **Emissões de gases de efeito estufa da queima de biomassa no Cerrado não antrópico utilizando dados orbitais**. Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa (Relatórios de Referência). Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT), Brasília, 2002.

LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S.; MACHADO, P.L.O.A.; FERNANDES-FILHO, E.I.; NEVES, J.C.L. Simulating trends in soil organic carbon of an Acrisol under no-till and disk-plow systems using the Century model. **Geoderma**, v.120, p.183-195, 2004.

LYNCH, J.M.; BRAGG, E. Microorganisms and soil aggregate stability. **Advances in Soil Science** v.21, p.33-171, 1985.

MACHADO, R.B.; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. (Relatório técnico não publicado). Conservação Internacional, Brasília/DF, 23 p, 2004.

MACHADO, P.L.O.A. **Fracionamento físico por densidade e granulometria para quantificação de compartimentos de matéria orgânica do solo**: um procedimento para a

matéria orgânica pormenorizada do sequestro de carbono pelo solo. Rio de Janeiro: Embrapa, 2002. (Embrapa Solos: comunicado técnico, n. 09).

MACHADO, P.L.O.A. **Mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL):** funcionamento, pontos críticos e possibilidades para alguns sistemas agrícolas no Brasil. Rio de Janeiro. Embrapa, 2003. 28p. (Embrapa Solos. Documentos n. 41).

MADARI, B.; MACHADO, P.L.O.A.; TORRES, E.; ANDRADE, A.G.; VALENCIA, L.I.O. The effect of no-tillage and crop rotations on soil aggregation and organic carbon accumulation in a Rhodic Ferrasol from Southern Brazil. **Soil Till. Res.**, Amsterdam, (impressão no prelo). www.elsevier.com, 2004.

MADDOCK, J.E.L.; SANTOS, M.B.S.; SÁ, S.R.N.A.; MACHADO, P.L.O.A. Soil respiration and carbon storage of an Acrisol under forest and different cultivations in Rio de Janeiro state, Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v.6, p.175-182, 2004.

MADDOCK, J.E.L.; M.B.P. SANTOS; K.R. PRATA. Nitrous oxide emission from soil of the Mata Atlântica, Rio de Janeiro State, Brazil. **J. Geophys. Res.**, v.106, n.19, p.23055-23060, 2001.

MADDOCK, J.E.L.; SANTOS, M.B.S. Measurements of small fluxes of greenhouse gases to from the earth's Surface, using static chamber. **An. Acad. Bras. Ciências**, v.68, sup.1 p.95-99, 1997.

MARTENS, A.D. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. **Soil Biol. Biochem.** v.32, p.361-369, 2000.

MENDIS, M.; OPENSHAW, K. The Clean Development Mechanism: making it operational. **Environment, Development and Sustainability**, v.6, p.145-162, 2004.

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

MUMMEY, D.; HOLBEN, W.; SIX, J.; STAHL, P. Spatial stratification of soil bacterial populations in aggregates of diverse soils. **Microbial Ecology**, v.51, p.404-411, 2006.

MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, SP, v.7, n.1, p.95-102, 1983.

OADES, J.M. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. **Geoderma**, v.56, p.377-400, 1993.

OADES, J.M.; WATERS, A. G. Aggregate hierarchy in solis. **Aust. Soil Res.**, v.29, p.815-828, 1991.

OLIVEIRA, R.S. L.; BEZERRA, F.; PINTO, C.A.; KLINK, D.C.; NEPSTAD, E.A.; DAVIDSON, A.G.; MOREIRA. **Deep root function in soil water dynamics in Cerrado savannas of central Brazil.** *Fuctional Ecology*.

PALM, C.; TOMICH, T.; VAN NOORDWIJK, M.; VOSTI, S.; GOCKOWSKI, J.; ALEGRE, J.; VERCHOT, L. Mitigating GHG emissions in the humid tropics: case studies from the alternatives to slash-and-burn program (ASB). **Environment, Development and Sustainability**, v.6, p.145-162, 2004.

PARKIN, T. B. Soil microsites as a source of denitrification variability, **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.51, p.1194-1199, 1987.

PAUSTIAN, K.; COLE, C.V.; SAUERBECK, D.; SAMPSON, N. CO₂ mitigation by agriculture: An overview. **Climate Change**, v.40, p.135-162, 1998.

PEIXOTO, R.S.; COUTINHO, H.L.C., MADARI, B., MACHADO, P.L.O.A., RUMJANEK, N.G., VAN ELSAS, J.D., SELDIN, L., ROSADO, A.S. Soil agregation and bacterial community structure as affected by tillage and cover cropping in the Brazilian Cerrados. **Soil Till. Res.**, v.90, p.16-28, 2006.

PORPORATO, A.; D'ODORICO, P.; LAIO, F. Hydrologic controls on soil carbon and nitrogen cycles. Modeling scheme. **Advances in Waters Resources**, v.26, p.45-58, 2003.

PUGET, P.; ANGERS, D.A.; CHENU, C. Total and yong organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. **European Journal of Soil Science**, v.51, p.449-459, 1995.

REICOSKY, D.C.; LINDSTROM, M.J.; SCHUMACHER, T.E.; LOBB, D.E.; MALO, D.D. Tillage-induced CO₂ loss across an eroded landscape. **Soil Tillage Res.**, v. 81, p.183-194, 2005.

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

ROBERTSON, G.P.; GRACE, P.R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agricultura: the need for full-cost accounting of global warming potenciales. **Environment, Development and Sustainanility**, v.6, p.51-63, 2004.

SÁ, J.C.M.; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R.; VENSKE-FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.E. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil. Sci. Soc. Am. J.**, v.65, p.1486-1499, 2001.

SEECH, A.G., BEAUCHAMP, E.G. Denitrification in soil aggregates of different sizes. **Soil Science Society of America Journal** , v.52, p.1616–1621, 1998.

SEY, B.K.; MANCEUR, A.M.; WHALEN, J.K.; GREGORICH, E.G.; ROCHETTE, P. Small-scale heterogeneity in carbom dioxide, nitrous oxide and methane production from aggregates of a cultivated sandy-loam soil. **Soil Biol. Biochem.**, 2008. doi: 10.1016/j.soilbio.2008.05.012

SHAOQIANG, W.; JIYUAN, L.; GUIRUI, Y.; YUANYUAN, P.; QINGMEI, C.; KERANG, L.; JIAYONG, L. Effects of land use change on the storage of soil organic carbon: A case study of the Qianyanzhou Forest Experimental Station in China. **Climatic Change**, v.67 n.2/3, p. 247–255, 2004.

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

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

SIX, J.; ELLIOT, E.T.; PAUSTIAN, K.; DORAN, J.W. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. **Soil.Sci.Soc.Am.J.**, v.62, p.1367-1377, 1998.

SILVA, C.C.; SILVEIRA, P.M. Influência de Sistemas Agrícolas em características químico-físicas do solo. **Ciênc.agrotec.**, Lavras, v.26, n.3, p.505-515, 2002.

SILVA, J.; RESCK, D.; CORAZZA, E.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey oxisol cultivated pastures in Cerrado region, Brazil. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, v.103: p.357-363, 2004.

SKOPP, J.; JAWSON, M.D.; DORAN, J.W. Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. **Soil Science Society of America Journal**, v.54, p.1619–1625, 1990.

SORRENSON, W. J. ; MONTOYA, L. J. **Implicações econômicas da erosão do solo e do uso de algumas práticas conservacionistas no Paraná.** (Boletim Técnico) n.21. IAPAR, Londrina, Paraná, 1989. 110 p.

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

UCHIDA, Y.; CLOUGH, T.J.; KELLIHER, F.M.; SHERLOCK, R.R. Effects of aggregate size, soil compaction and bovine urine on N₂O emissions from a pasture soil. **Soil Biol. Biochem**, v.40, p.924–931, 2008.

VELDKAMP, E.; KELLER, M.; NUÑEZ, M. Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. **Global Biogeochem. Cycles**, v.14, n.1, p. 85-95, 2000.

VERCHOT, L.V.; JUNIOR, S.B.; OLIVEIRA, V.C.; MUTEGI, J.K.; CATTÂNO, J.H.; DAVIDSON, E.A. Fluxes of CH₄, CO₂, NO, and N₂O in an improved fallow agroforestry system in eastern Amazonia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.126, p.113-121, 2008.

VERCHOT, L.V.; DAVIDSON, E.A.; CATTÂNO J.H.; ACKERMAN, I.L.; ERICKSON, H.E.; KELLER, M. Land use change and biogeochemical controls of Nitrogen oxide emissions from soils of eastern Amazônia. **Global Biogeochem. Cycles**, v.13, n.1, p.31-46, 1999.

WASSMANN, R.; NEUE, H.U.; LADHA, J.K.; AULAKH, M.S. Mitigating greenhouse gas emissions from rice-wheat cropping systems in Asia. **Environment, Development and Sustainability**, v.6, p.65-90, 2004.

WATSON, R.T.; NOBLE, I.R.; BOLIN, B.; RAVINDRANATH, N.H.; VERARDO, D.J.; DOKKEN, D.J. **Land use, land-use change and forestry**: a special report of the IPCC. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. 377p

WEST, T.O.; MARLAND, G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.21, p.217-232, 2002.

11 ANEXOS

ANEXO A – TÉCNICAS MICROMETEOROLÓGICAS AVANÇADAS PARA MEDIÇÃO DE FLUXO DE GASES EM SISTEMAS AGRÍCOLAS

O Canadá, por ser um país de vasta extensão territorial e com grandes áreas destinadas à agricultura, tem dado importância ao potencial dos solos agrícolas para sequestrar carbono e, portanto, vem desenvolvendo várias pesquisas sobre o assunto (HUNTCHINSON et al., 2007).

De acordo com Dumanski e Lal (2004), o potencial de seqüestro de C na agricultura no Canadá está em torno de 34Tg C ano^{-1} , o que representa 10% da redução que foi estabelecida no protocolo de Quioto.

Em 1986, Campbell et al observaram que alguns agricultores vinham adotando o sistema de PD e utilizavam novas técnicas de manejo para a neve que promoviam maior eficiência ao estoque e uso da água contida no solo. Naquele estudo verificou-se que o aumento da umidade do solo, associado ao uso do solo sob PD, resultava em altos rendimentos do cultivo, especialmente nas regiões semiáridas do Canadá onde o PD estava sempre combinado com práticas de manejo da neve.

Novas e avançadas técnicas micrometeorológicas para medição de gases provenientes do solo para a atmosfera vêm sendo utilizadas no Canadá, EUA, Austrália e alguns poucos países, com a finalidade de uma melhor compreensão na dinâmica de C para que as reduções das emissões de CO_2 em agroecossistemas temperados, tropicais e sub-tropicais sejam alcançadas. A habilidade para detectar, atribuir e quantificar os fluxos de GEE's depende do reconhecimento das fontes, da geometria e do percurso destes gases em relação a outras fontes biológicas, geológicas e industriais dos GEE's na área a ser avaliada (LEUNING et al., 2008).

O sistema solo-atmosfera deve ser avaliado por completo e os fluxos de CO_2 devem ser separados e relacionados à fontes distintas, que vão desde a respiração do solo e raízes até a respiração de toda a planta.

O projeto "Isotope discrimination and Lagrangian analysis for process-based ecosystem modeling" contou com a participação da autora desta tese, como bolsista do programa de doutorado sanduíche, durante o período de 01 de julho a 30 de novembro de 2008, e possibilitou o aprendizado de medições micrometeorológicas de concentrações de CO_2 provenientes de sistemas agrícolas. Estudos foram realizados em cultivo de milho em solos sob PD e PC em uma área experimental de Elora, Ontario, Canadá onde foram feitas medições das concentrações de CO_2 através de câmaras estáticas, medições com o analisador de gás-traço (*Trace Gas Analyser* - TGA), análises com infra-vermelho (Li-Cor) e medições

das trocas de CO₂ usando covariância de concentração e velocidade de flutuação turbulenta, "*eddy covariance*".

O acompanhamento dessas técnicas, não disponíveis no Brasil, possibilitou o enriquecimento e aprimoramento do conhecimento e estas têm grandes possibilidades de serem empregadas em futuros projetos de pesquisa no Brasil.

TÉCNICAS MICROMETEORÓLOGICAS DE MEDIÇÕES DE FLUXOS

- Método das câmaras estáticas

O uso de câmaras estáticas para medições de gases provenientes do solo para a atmosfera vem sendo largamente utilizado por toda a comunidade científica por mais de oito décadas. As câmaras permitem medições de fluxos muito pequenos, são relativamente baratas para fabricação e manuseio, e podem ser adaptadas para grandes escalas, de acordo com as condições do campo e objetivos experimentais. A metodologia para confecção e utilização das câmaras no Canadá seguiu os procedimentos descritos por Rochete e Bertrand (2007). As câmaras são feitas em acrílico e recobertas com um material isolante térmico. Os procedimentos de amostragem são semelhantes aos utilizados nesta tese, descritos no item 4.1.2.

As Figura 1A e 1B mostram as câmaras estáticas no momento da amostragem de CO₂.



FIGURA 1A Câmaras estáticas instaladas no solo para amostragem de CO₂

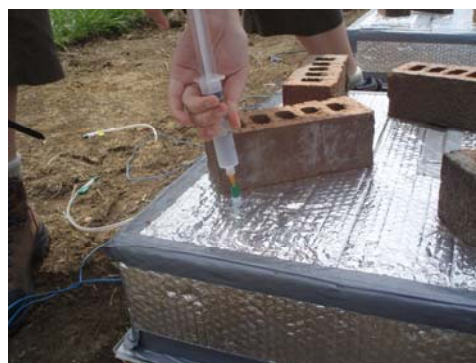


FIGURA 1B Amostragem de CO₂ em câmaras estáticas fixas no solo.

Para análise dos gases e determinação do fluxo pelo método das câmaras estáticas é utilizado o analisador de Cromatografia Gasosa (CG).

- Analisador de gás infra-vermelho (LI-COR)

O LI-6262 é um analisador de gás infra-vermelho. As medições de CO_2 e H_2O são baseadas em diferenças de absorção de radiação infra-vermelha que passa através de dois gases de amostragem. A célula de referência é usada para o gás de concentração conhecida e a célula de amostragem é usada para um gás de concentração desconhecida. A radiação infravermelha é transmitida através dessas células e a saída do analisador é proporcional à diferença de absorção entre as duas.

As Figura 2A e 2B mostram as instalações feitas para as amostragens de CO_2 na parte aérea das plantas.



FIGURA 2A Montagem do Li-cor no campo de Elora



FIGURA 2B Tomada de amostra de CO_2 do Li-cor

- Analisador “Trace Gas Analyser (TGA)”

O TGA (Figura 3) é um analisador de gases traço que mede baixas concentrações de gases em amostras de ar, usando o “tunable diode laser absorption spectroscopy” (TDLAS). Esta técnica permite alta sensibilidade, rapidez e seletividade. Por ser um (grande) instrumento de campo portátil, o TGA é ideal para medições de fluxos de gases usando técnicas de gradientes de concentração ou “eddy covariance”. Além do tamanho que permite operação confiável no campo com a mínima perturbação do meio ambiente, o TGA também pode utilizar vários programas de computador que facilitam essas medições. A técnica utilizada pelo equipamento resume-se em uma bomba de vácuo que bombeia continuamente a amostra de gás para o analisador. O analisador mede a concentração deste gás por espectrometria de infra-vermelho em 10Hz. O TGA possui um computador acoplado, com uma interface própria, que controla o analisador e, calcula, mostra e armazena os dados em tempo real.



FIGURA 3 Trace Gas Analyser – TGA 100

Medições de gases por gradiente de concentração

O TGA mede automaticamente o gradiente vertical de concentração do CO_2 fluxos através de mudanças de válvulas, que correspondem a duas alturas diferentes de amostragem, e computa a concentração média de cada uma dessas alturas. Os parâmetros de tempo são adicionados pelo usuário para controlar o gradiente das válvulas, mudando de cada altura de amostragem entre cada 5 a 20s. Os resultados são mostrados e armazenados em tempo real no computador acoplado ao TGA.

Método da velocidade turbulenta (Eddy covariance)

A técnica de Eddy covariance (Figuras 4A e 4B) é um dos mais importantes métodos de medição de fluxos de gases. A taxa de amostragem, frequência, sensibilidade, seletividade são otimizadas para medições de fluxos de gases-traço utilizando o sistema turbulento (eddy covariance), que calcula os fluxos turbulentos verticais dentro da linha atmosférica. Ele é designado para coletar dados tridimensionais do vento em alta frequência e séries de dados escalares, a partir de um anemômetro sônico (CSAT3), enquanto mede sincronizadamente as concentrações de CO_2 com um medidor de infra-vermelho acoplado ao sistema.

Esta técnica é também utilizada para verificação e desenvolvimento de modelos climáticos globais, modelos de meso-escalas, modelos biogeoquímicos e ecológicos complexos e sensoriamento remoto a partir de satélites.



FIGURA 4A Sistema “Eddy covariance”



FIGURA 4B Torre com o sistema

Referências bibliográficas

BOWLING, D.R. *et al.* Tunable diode laser absorption spectroscopy for stable isotope studies of ecosystem-atmosphere CO₂ exchange. **Agric. For. Meteorol.**, v. 118, p.1-19, 2003.

GRANLI, T.; BOCKMAN, O. C. Nitrous oxide from agriculture. **Norw. J. Agric. Sci.** Supplement, v. 12, 1994.

GRIFFIS, T.J.; BAKER, J.M.; SARGENT, S.D.; TANNER, B.D.; ZHANG, J. Measuring field-scale isotopic CO₂ fluxes with tunable diode laser absorption spectroscopy and micrometeorological techniques. **Agricult. For. Meteorol.**, v. 124, p.15-29, 2004.

HUNTCHINSON, J.J.; CAMPBELL, C.A.; DESJARDINS, R.L. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 142, p.288-302, 2007.

LEUNING, R.; ETHERIDGE, D.; LUHAR, A.; DUNSE, B. Atmospheric monitoring and verification technologies for CO₂ geosequestration. **J. Greenhouse Gas Control**, doi:10.1016/j.ijggc.2008.01.002, 2008.

MAGGIOTTO, S.R.; WAGNER-RIDDLE, C. Winter and spring thaw measurements of N₂O, NO and NO_x fluxes using a micrometeorological method, **Water, Air, and Soil Pollution**, v.1, p. 89-98, 2001.

ROCHETTE, P.; BERTRAND, N. Soil-Surface gas emissions. In: CARTER, M. (Ed.). **Soil Sampling and Methods of Analysis**. CRC Press, Boca Raton, 2007. p. 851-861.

WAGNER-RIDDLE, C.; THURTELL, G.W.; KIDD, G.K.; BEAUCHAMP, E.G.; SWEETMAN, R. Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. **Can J. Soil Sci.**, v. 77, p.135-144, 1997.

WAGNER-RIDDLE, C.; THURTELL, G.W.; KING, K.M.; KIDD, G.E.; BEAUCHAMP, E.G. Nitrous oxide and carbon dioxide fluxes from a bare soil using a micrometeorological approach, **Journal of Environmental Quality**, v. 25, n.4, p. 898-907, 1996.

WAGNER-RIDDLE, C.; THURTELL, G.W.; KIDD, G.E.; EDWARDS, G.C.; SIMPSON, I. J. Micrometeorological measurements of trace gas fluxes from agricultural and natural ecosystems, **Infrared Physics and Technology**, v.37, p. 51-58, 1996.

**ANEXO B - THE IMPACT OF SOIL MANAGEMENT ON AGGREGATION,
CARBON STABILIZATION AND CARBON LOSS AS CO₂ IN THE SURFACE
LAYER OF A RHODIC FERRALSOL IN SOUTHERN BRAZIL**



Contents lists available at ScienceDirect

Agriculture, Ecosystems and Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/agee



The impact of soil management on aggregation, carbon stabilization and carbon loss as CO₂ in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil

Renata C. Barreto^a, Beata E. Madari^{b,*}, John E.L. Maddock^a, Pedro L.O.A. Machado^b, Eleno Torres^c, Julio Franchini^c, Adriana R. Costa^a

^a Department of Geochemistry, Institute of Chemistry, Fluminense Federal University, Outeiro São João Baptista, s/n., CEP 24020-141, Niterói, RJ, Brazil

^b Embrapa Rice and Beans, Rod. GO-462, km 12, P.O. Box 179, CEP 75375-000, Santo Antônio de Goiás, GO, Brazil

^c Embrapa Soybean, Rod. Carlos João Strass - Distrito de Warta, P.O. Box 231, CEP 86001-970, Londrina, PR, Brazil

ARTICLE INFO

Article history:

Received 28 July 2008

Received in revised form 7 April 2009

Accepted 14 April 2009

Available online xxx

Keywords:

No-tillage

Conventional tillage

Soil aggregation

Total organic carbon

Soil incubation

CO₂ emission

ABSTRACT

Soil aggregation and organic carbon accumulation are two intrinsically linked phenomena. Soils under natural vegetation and conservation tillage systems generally have higher aggregation indices and total organic carbon (TOC) stocks in the surface layers than soils under conventional management (ploughing). From the point of view of the emission of carbon dioxide (CO₂), C stabilization and loss in the surface layer is relevant. The objective of this study was to investigate the effect of no-tillage (NT) and conventional tillage (CT) on TOC stabilization and loss through soil aggregation in the topsoil. Soil aggregation, TOC stocks, and fluxes of CO₂ of samples from a Rhodic Ferralsol under NT and CT in a long-term field experiment in Southern Brazil were measured. A natural forest site was also evaluated as reference to the management sites. Emissions of CO₂ were measured in laboratory incubation experiment on bulk soil samples and on soil aggregate size fractions, previously separated by dry sieving, in intact and destroyed (crushed to <0.250 mm) state. The soil under NT had larger aggregates and larger proportion of the soil in greater aggregate size classes than CT. Total organic carbon stocks were higher under NT both in bulk soil samples and macroaggregates than under CT. Under laboratory conditions the bulk soil samples from NT showed higher emission rates of CO₂ (CO₂BS = 18.3 kg C ha⁻¹ h⁻¹) than from CT (CO₂BS = 2.3 kg C ha⁻¹ h⁻¹) due to the overall higher TOC stocks. The TOC that was lost by CO₂ emission due to the oxidation of readily decomposable macroaggregate-protected SOM in NT ($\Sigma\Delta\text{CO}_2 = 79.4 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) was, however, also higher than under CT (CT: $\Sigma\Delta\text{CO}_2 = 29.1 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). The TOC stabilized by macroaggregation in NT was also more than the TOC lost by CO₂ emission from the bulk soil ($\Sigma\Delta\text{CO}_2\text{-CO}_{2\text{BS}} = 61.1 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), and the difference between these two was higher under NT than under CT ($\Sigma\Delta\text{CO}_2\text{-CO}_{2\text{BS}} = 26.8 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), showing that NT in fact accumulates more TOC in the soil by protecting it within the macroaggregates. The natural forest had higher TOC stock and emission rates than the tilled soils, however it also stabilized more TOC. Thus, no-tillage in its effect on carbon stabilization, is between the natural ecosystem and CT, representing a soil management system that seems to be an efficient on the way path to the recuperation of soil after conventional management systems.

© 2009 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The greenhouse effect, an essential natural process on Earth has been accentuated by anthropogenic activities, which have increased the concentrations of naturally occurring greenhouse gases (GHGs) in the atmosphere, and introduced others. Carbon dioxide (CO₂) is the principal gas responsible for the anthropogenic greenhouse gas effect because of the quantity emitted by fuel combustion and

deforestation. However, other land use practices offer the possibility of diminished emission or sequestration of CO₂ (Perlack et al., 1992–1993; Guo and Gifford, 2002; Shaoqiang et al., 2004). Tropical and sub-tropical geographical regions make important contributions to GHG emissions to the atmosphere (Mosier et al., 2004). Data by the International Panel on Climate Change (Watson et al., 2000) shows that approximately 1.7 Gt year⁻¹ (corresponds to 21% of total emissions) originates from land use changes, and Brazil is the largest emitter of these GHGs. On the other hand, soils of terrestrial ecosystems can sequester approximately 1.9 Gt year⁻¹ of carbon from the atmosphere under adequate management systems. Part of the CO₂ is temporarily removed from the atmosphere by photosynthesis and respiration of plants, and by accumulation of carbon in the soil (Houghton, 2007).

* Corresponding author at: Embrapa Rice and Beans, Rod. GO-462, km 12, Caixa Postal 179, CEP 75375-000, Santo Antônio de Goiás, GO, Brazil.
Tel.: +55 62 3533 2181; fax: +55 62 3533 2100.

E-mail address: madari@cnpaf.embrapa.br (B.E. Madari).

Reduction in the emission of GHGs in agro-ecosystems or the removal of CO₂ from the atmosphere, by sequestering carbon in the soil, even if temporarily, has received considerable attention after the launch of the carbon credit market (Robertson and Grace, 2004). Although sequestering C in the soil is not eligible to obtain carbon credits by the Kyoto Protocol, there is possibility for this in parallel markets like the Chicago Climate Exchange. It is also necessary to comply with the Kyoto Protocol, that was signed by Brazil, and aims to limit GHG emissions to the atmosphere (Grant and Patten, 2003). Therefore, the quantification of gas emissions from soil is fundamental to a better understanding of the effect of agricultural activities on the balance of carbon and GHG emissions. It is also necessary to understand the mechanism by which soils can sequester C or mitigate GHG emissions to the atmosphere.

Aggregate stability is a function of physical forces that act in their formation, and the liberation of aggregating agents, principally by microorganisms, through the decomposition of organic residues (Allison, 1968; Cosentino et al., 2006). Organic matter is considered one of the principal aggregating agents (Tisdall and Oades, 1982; Zeytin and Baran, 2003), and conversely, soil aggregation contributes to organic matter stabilization through physical protection within aggregates (Adu and Oades, 1978; Balabane and Plante, 2004), where there is a lower rate of oxygen diffusion and water percolation, limiting microbial decomposition rates and the removal of the products of the decomposition. Six et al. (1998) reported that soil management systems that promote aggregate destruction, principally of macroaggregates, increase soil organic matter (SOM) decomposition rates due to the exposure of the organic matter that was previously protected in the aggregates. Therefore, soil management systems, due to their effect on aggregate transformation rates, do influence SOM decomposition rates. No-tillage systems decrease organic matter decomposition rates, and consequently, organic matter accumulation, due to the promotion of better aggregation state of the topsoil (Madari et al., 2005).

Our objective was to investigate the effect of NT and CT on TOC stabilization and loss as CO₂ in the surface (0–5 cm) layer of a Rhodic Ferralsol in southern Brazil through evaluating the aggregation state of the soil, carbon stocks of the bulk soil and aggregate size classes, and CO₂ emission from bulk soil and aggregate size classes. Soil under secondary forest was also evaluated as a reference to the cultivated soils.

2. Materials and methods

2.1. Site description and soil

Soil samples were collected in a long-term field experiment that was established at the National Soybean Research Center of the Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa Soybean) in Londrina (23°23'S; 51°11'W), Paraná State, Brazil, in 1989. The climate is subtropical (Cfa; Koepfen, 1931) with a yearly average temperature of 20.7 °C, with monthly means of 11 °C in July and

31 °C in February, and a mean annual rainfall of 1622 mm. Two thirds of this rain falls from October to March. The soil type was a Rhodic Ferralsol (WRB) (Latossolo Vermelho Eutroférrico (LVef) by the Brazilian Soil Classification System; Rhodic Eutrudox by the USDA Soil Taxonomy), formed on basalt. It has high clay content at 0–30 cm depth (726–800 g kg⁻¹) and at the same time high drainage capacity. The dominant component of the clay-size fraction (<2 μm) is kaolinite (Pavan et al., 2004). Characteristic chemical and physical properties are reported in Table 1. Before setting up the experiment, the area had been cultivated with soybean (*Glycine max* L.)–wheat (*Triticum aestivum* L.) succession for 10 years under conventional tillage (disc plough followed by harrowing twice with light discs). After that, the experimental area has been cultivated for 12 years under no-tillage.

The treatments were conventional tillage (disc plough at 18 cm depth followed by harrowing twice with light discs at 10 cm depth, CT) and no-tillage (no disturbance of the soil other than the sowing operation, NT). Each tillage system was subjected to a crop succession (suc)(wheat/soybean) and a crop rotation (rot) (white lupin (*Lupinus albus* L.)/maize (*Zea mays* L.)–black oat (*Avena strigosa* Schieb.)/soybean–wheat/soybean–wheat/soybean). Thus, one cycle of the crop rotation had 4-year duration, where soybean and maize were summer cash crops while lupin and oat were winter cover crops. Wheat was the only winter cash crop in the system. The tillage–rotation plots (CT suc; NT suc; CT rot; NT rot) were 7.5 m × 30 m, arranged in a complete randomized (factorial) block experimental design with four replicates. Additional soil samples were collected for reference purposes in the adjacent (800 m from the experiment) secondary sub-montane, semi-deciduous forest, which consisted predominantly of *Trichillia Clausenii*, *Euterpe edulis* and *Aspidosperma polyneuron* (Oliveira-Filho and Ratter, 1995).

2.2. Soil sampling

Soil samples were collected August 27 and 28, 2003, one week before wheat harvest, from rectangular excavation (1 m × 1 m) in every plot (16 plots), and at 4 points in the forest, at 0–5 cm. The 0–5 cm layer was chosen because due to the vertical stratification of soil properties under no-tillage, its most pronounced effect occurs in this depth range, as shown by Madari et al. (2005), working in the same area. Soil samples for aggregate analysis were collected by lifting, using a bricklayer's trowel inserted underneath (at 5 cm depth), minimizing compression, obtaining representative samples. Each soil sample was passed through a 19-mm sieve, at the site of sampling, by gently breaking apart the soil. Soil samples were air dried for 24 h in shade (humidity 15 ± 2%), a procedure adopted because very dry aggregates could have led to a falsely high resistance to breakdown resulting in artificially higher stability indices (Castro Filho et al., 2002). Air-dried soil samples were conditioned in plastic bags and cardboard boxes and stored for between two and four weeks at ambient temperature until analysis.

Table 1
Characteristic chemical and physical properties.

Treatment	Chemical properties							Particle size distribution		
	pH _{H₂O}	Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	H + Al (cmol _c dm ⁻³)	Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	P (mg kg ⁻¹)	Sand (g kg ⁻¹)	Silt (g kg ⁻¹)	Clay (g kg ⁻¹)
Forest	6.3	0.1	4.5	14.9	2.6	0.58	30	63	211	726
NT	5.5–6.2	0.1–0.2	5.1–6.7	4.2–7.6	1.5–2.6	0.48–0.56	350–800	39–42	184–192	766–777
CT	5.9–6.8	0.1	4.4	5.6–5.9	2.2–3.6	0.23–0.33	260–310	38–40	162–174	786–800

Predominant clay minerals in the clay fraction: kaolinite; other clay minerals in small amounts: gibbsite, hematite and vermiculite with interlayer hydroxi-Al. NT: no-tillage; CT: conventional tillage (disc plough followed by harrowing twice with light discs).

2.3. Fractionation of aggregate size classes

Aliquots of soil were separated into 4 aggregate size fractions by dry sieving, using a mechanical sieve shaker equipped with 4 sieves, of 8, 2, 0.250, and 0.053 mm apertures, for 20 min at 180 rpm. The choice of sieve sizes was based on a previous study at this site by Madari et al. (2005), who found correlation, by examining 8 aggregate size fractions (>8, 8–4, 4–2, 2–1, 1–0.5, 0.5–0.250, 0.250–0.125, 0.125–0.053 mm) via wet sieving, between the carbon concentration of the aggregate size classes of >8 and <2 mm, and aggregate stability indices. For this reason, in the present work, effects of soil management were expected in these aggregate size classes. Thus, aggregates between 8 and 2 mm were treated as one aggregate size class. The two classes of microaggregates (0.250–0.125 and 0.125–0.053 mm) were also lumped together, because no significant difference in carbon accumulation and aggregate stability was found between them in the previous work.

Aggregates were separated by size from duplicate 30 g aliquots of soil for determination of aggregate stability indices and total C concentrations. Aggregates were oven dried (105 °C), weighed and stored in plastic flasks at room temperature for total organic carbon analysis. For the incubation experiment (described later) dry sieving was done with aliquots of 10 g. In our study, because of the incubation experiment that included measurement of CO₂ emission of aggregate size classes, dry sieving had to be applied instead of wet sieving.

2.4. Determination of the size distribution of aggregates

Parameters expressing the size distribution of aggregates (aggregation indices) were determined as follows:

The *Meanweight Diameter* (MWD) of aggregates (Kemper and Rosenau, 1986):

$$\text{MWD} = \sum_{i=1}^n x_i w_i$$

where, w_i = weight fraction in each aggregate class, x_i = mean diameter of each class (mm).

The *Mean Geometric Diameter* (MGD) of aggregates (Kemper and Rosenau, 1986):

$$\text{MGD} = \exp \left[\frac{\sum_{i=1}^n w_i \log x_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \right]$$

where, w_i = weight of aggregates (g) in a size class with an average diameter x_i

The *Aggregate Stability Index* (AS) of soils (Castro Filho et al., 1998):

$$\text{AS} = \frac{\text{Weight of the dry sample} - \text{wp25} - \text{sand}}{\text{Weight of the dry sample} - \text{sand}} \times 100$$

where, wp25 = weight of aggregates <0.25 mm (g), sand = weight of sand particles, determined by a standard granulometric procedure.

2.5. Total organic carbon analysis

Total carbon and nitrogen concentrations of bulk soils and aggregate size fractions were measured by high temperature (925 °C) combustion using a Perkin Elmer 2400 Series II CHNS/O Analyzer (Perkin Elmer Life and Analytical Sciences, Inc. Boston, MA, EUA). Samples were ground to pass a 0.177 mm sieve (80 mesh). The coefficient of variation of the method was 3%. As the soil under study did not contain inorganic C, total C values were considered as total organic carbon (TOC). Total organic carbon stocks for bulk soil samples were calculated on an equivalent soil mass basis using the density of the forest soil as reference. Total organic C stocks in

aggregate size classes were calculated for the mass of the soil in that aggregate size class, also on equivalent soil mass basis.

2.6. Incubation experiment

Soil samples (bulk soil and aggregate size fractions) were placed into 100 mL glass incubation vials with hermetic caps for future headspace sampling. The bulk soil sample represented the soil before the separation into aggregate size classes. Twenty grams of each sample of bulk soil were placed in vials for incubation. The humidity of all samples were $20.2 \pm 2.6\%$ and the incubation temperature was 28 ± 2 °C. Each aggregate size class was separated into 2 sub-samples of 10 g. One sub-sample was incubated intact, the other was ground to pass 0.25 mm sieve before incubation, in order to measure the C, in the form of CO₂, that was protected due to soil aggregation properties (that would be lost if soil aggregates were destroyed to the microaggregate level). Carbon dioxide that might be trapped in the pores within the aggregates was lost during the grinding process. Therefore, during the incubation experiment rapidly mineralizable C was measured. The air of the vials was collected, after 8 h of incubation, using needle and polypropylene syringe of 60 mL. The incubation time of 8 h was determined in a previous experiment, as the minimum necessary to obtain adequate measurable variation of CO₂ concentration in the headspace. Carbon dioxide concentrations were measured by gas chromatography, using a Shimadzu GC-17A (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan) equipped with a GS-Q megabore column (equivalent to Porapak-Q adsorbent packed column) operated at low temperature, 20 °C, and thermal conductivity detector (TCD), operated at 250 °C. Carbon dioxide fluxes were expressed in kg C-CO₂ ha⁻¹ h⁻¹. All results were calculated relative to the soil mass in bulk soil and in aggregate size classes on an equivalent mass basis.

Carbon dioxide fluxes measured in this incubation experiment would be used as an index of SOM protection and not as absolute values since in the 8-h experiment only a fraction of the labile organic carbon was oxidized.

2.7. Statistical analysis

Cluster analysis and principal component analysis, based on correlations, were done using the software Statistica 7.0 (StatSoft Inc., 2004). Twenty-five variables were loaded in the model (Table 3).

Data were also analyzed using the SAS statistical package (SAS Institute, 2003). Analysis of variance (*F*-test), significant differences between tillage and crop rotation systems using Tukey's Studentized Range (HSD) Test, and Pearson's bivariate correlation were evaluated. All results were based on four replicates in the field. Comparisons between cultivated and forest sites must be made with care because the forest site was not part of the experimental design and sampling was performed differently (soil profiles 50 m apart from one another in straight line). For this reason the results obtained for the forest samples were not included in the analysis of variance. Comparison between means from the forest sample and means of the tillage experiment was done using standard deviation (SD) values. Since no difference was observed between soils subject to crop rotation and crop succession by applying the analysis of variance, during the discussion of the results distinction was made only between forest, NT and CT.

3. Results and discussion

3.1. Multivariate analysis

The Euclidean distances between the three groups are shown in Table 2. The largest distance was obtained between the forest site

Table 2
 Squared euclidean distances of cluster (Forest, NT, CT) means.

Treatment	Forest	NT	CT
Forest	0.00	555**	1650**
NT		0.00	375**
CT			0.00

NT: no-tillage; CT: conventional tillage (disc plough followed by harrowing twice with light discs).
 ** $P \leq 0.01$.

and the cultivated soils (NT and CT). The distance between NT and CT was smaller, and the position of NT transitional between the forest site and CT. Results of principal component analysis (based on correlations, 3 factors explain 89.7% of total variation) in which all variables were included, except for the soil mass in the 8–2 mm aggregate size fraction (MACRO2), show that the three main treatments, Forest, NT, and CT are different from one another (Fig. 1). The main variables that separate the forest site from the agricultural ones are those that compose Factor 1 (Soil Density, AS, MWD, MGD, TOC, Sand, Silt, Clay, soil in smaller macroaggregates (<2 mm), and in microaggregates, TOC in macroaggregates, CO₂ emission from bulk soil and aggregate size classes, and ΔCO₂) (Table 3, Fig. 1A). Factor 2 contributes to the separation of NT and CT and is composed of the variable MACRO1 (soil mass in macroaggregates >8 mm) (Table 3, Fig. 1B and C). Factor 3, also composed of a single variable, TOC in microaggregates, also contributed to the separation of the NT and CT groups (Table 3, Fig. 1B and C). The multivariate analysis showed that the soil under the forest ecosystem was substantially modified by cultivation, regardless the type of management, in aggregation, TOC stocks, TOC distribution within aggregates and, therefore, TOC protection (CO₂ emissions). The largest difference between NT and CT was in soil aggregation (large macroaggregates), NT showing improvement toward forest values (larger macroaggregates), compared to CT.

3.2. Distribution of aggregate size classes

The distribution of the aggregate size classes showed that the soil under natural vegetation had higher aggregate stability, with 83% of the soil matrix in macroaggregates (Table 4). Under cultivation (NT and CT), the proportion of the largest macroaggregates decreased, as shown by the Aggregate Stability Index (AS_{NT} = 61.0; AS_{CT} = 49.3). The average size of the aggregates also decreased under cultivation (MGD_{NT} = 1.5 mm; MGD_{CT} = 1.3 mm) compared to the soil under forest (MGD = 1.8) as well as the proportion of the larger aggregates expressed by MWD (5.4 and

Table 3
 Factor coordinates of variables, based on correlations.

Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Total
Soil density	0.726	0.186	-0.419	
AS	-0.794	0.011	-0.561	
MGD	-0.884	0.284	-0.362	
MWD	-0.750	0.564	-0.324	
Bulk Soil TOC	-0.762	0.170	0.034	
Sand	-0.761	-0.305	0.181	
Silt	-0.823	0.424	0.174	
Clay	0.871	-0.291	-0.188	
MACRO1	-0.638	0.724	-0.217	
MACRO2	-0.576	-0.596	-0.426	
MACRO3	0.882	-0.260	0.216	
MICRO	0.816	-0.015	0.533	
TOC MACRO1	-0.878	0.305	0.062	
TOC MACRO2	-0.982	-0.148	0.011	
TOC MACRO3	-0.957	-0.103	0.196	
TOC MICRO	0.147	0.569	0.777	
CO ₂ IA MACRO1	-0.858	-0.151	0.084	
CO ₂ IA MACRO2	-0.915	-0.104	0.181	
CO ₂ IA MACRO3	-0.901	-0.198	0.203	
CO ₂ IA MICRO	-0.960	-0.216	0.051	
CO ₂ DA MACRO1	-0.942	-0.064	0.199	
CO ₂ DA MACRO2	-0.974	-0.112	0.130	
CO ₂ DA MACRO3	-0.932	-0.266	0.111	
ΔCO ₂	-0.959	-0.159	0.106	
SOIL CO ₂	-0.914	-0.184	0.128	
Expl Var	17.723	2.483	2.209	
Prp Total	0.709	0.099	0.088	0.897

Expl Var: explained variance; Prp Total: proportion of total; Soil Density: soil bulk density (g cm⁻³); AS: aggregate stability index (%); MGD: mean geometric diameter (mm); MWD: meanweight diameter (mm); Soil TOC: total organic carbon of bulk soil (Mg ha⁻¹); Sand: soil particles of 2–0.053 mm (g kg⁻¹); Silt: soil particles of 0.053–0.02 mm (g kg⁻¹); Clay: soil particles < 0.02 mm (g kg⁻¹); MACRO1: soil mass in aggregate size fraction > 8 mm (Mg ha⁻¹); MACRO2: soil mass in aggregate size fraction 8–2 mm (Mg ha⁻¹); MACRO3: soil mass in aggregate size fraction 2–0.250 mm (Mg ha⁻¹); MICRO: soil mass in aggregate size fraction 0.250–0.053 mm (Mg ha⁻¹); TOC MACRO1: total organic carbon in aggregate size fraction > 8 mm (Mg ha⁻¹); TOC MACRO2: total organic carbon in aggregate size fraction 8–2 mm (Mg ha⁻¹); TOC MACRO3: total organic carbon in aggregate size fraction 2–0.250 mm (Mg ha⁻¹); TOC MICRO: total organic carbon in aggregate size fraction 0.250–0.053 mm (Mg ha⁻¹); CO₂ IA MACRO1: CO₂ emission from intact >8 mm aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); CO₂ IA MACRO2: CO₂ emission from intact 8–2 mm aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); CO₂ IA MACRO3: CO₂ emission from intact 2–0.250 mm aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); CO₂ IA MICRO: CO₂ emission from intact 0.250–0.053 mm aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); CO₂ DA MACRO1: CO₂ emission from intact > 8 mm aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); CO₂ DA MACRO2: CO₂ emission from intact 8–2 mm aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); CO₂ DA MACRO3: CO₂ emission from intact 2–0.250 mm aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); CO₂ DA MICRO: CO₂ emission from intact 0.250–0.053 mm aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); ΔCO₂: difference between ΣCO₂DA and ΣCO₂IA (kg C ha⁻¹ h⁻¹); Soil CO₂: CO₂ emission from bulk soil (kg C ha⁻¹ h⁻¹). Soil mass, TOC, and CO₂ emission are expressed on equivalent soil mass basis.

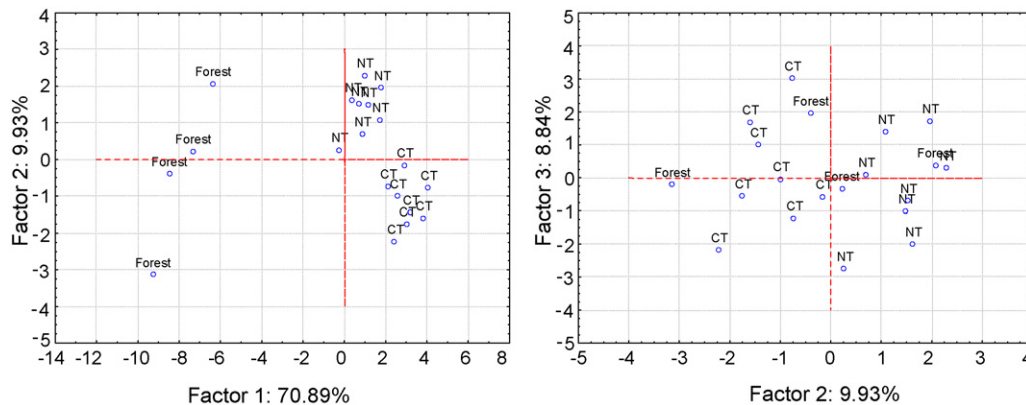


Fig. 1. Projection of the cases (Forest, NT, CT) on the factor plane, analysis based on correlations of the 25 variables specified in Table 3 and chapter 2.7. Statistical analysis in Section 2.

Table 4

Soil aggregation indices (MWD, MGD and AS) of the Rhodic Ferralsol in Londrina, Paraná State, Brazil under natural forest, NT and CT at 0–5 cm depth.

Treatment	MWD (mm)	MGD (mm)	AS (%)
Forest	6.1 (0.6)	1.8 (0.1)	83.0 (7.4)
NT	5.4a ^{**}	1.5a [*]	61.0a
CT	3.8b ^{**}	1.3b [*]	49.3a
F	29.86	13.98	2.72

MWD: Meanweight Diameter; MGD: Mean Geometric Diameter; AS: Aggregate Stability Index; NT: no-tillage; CT: conventional tillage (disc plough followed by harrowing twice with light discs); F: the value of the *F*-test in the analysis of variance. Comparison of the means was done by Tukey's Studentized Range (HSD) Test ($n = 4$). Values followed by different letters in the same column are significantly different by the *F*-test in the analysis of variance. Values in parentheses are standard deviation ($n = 4$), no asterisk $P \leq 0.1$.

^{*} $P \leq 0.05$.

^{**} $P \leq 0.01$.

3.8 mm for NT and CT respectively, and 6.1 mm for the forest soil. Data also showed that tillage (NT and CT) significantly influenced the distribution of the aggregate size classes (Table 4), NT exhibited aggregates of greater mean size, compared to CT.

These results confirm the typical beneficial effect of the lack of disruption of the soil structure (forest and NT), favoring the presence of stable macroaggregates, especially of the largest class (>8.00 mm). In forest, this is consequence of the protection of the dense vegetation, without handling disturbances.

According to Eltz et al. (1989), the larger values found for MWD, MGD and AS in soils under NT, when compared to CT, are related to the lack of mechanical disruption of the soil and to the protection that plant residues offer to the surface, contributing to better aggregation. The increase of the stability of aggregates in the surface layer in NT soil is a good effect because it reduces the susceptibility of the soil to erosion and losses caused by heavy rainfall, management, and wind (Freitas et al., 1999; Hevia et al., 2007). In this present study NT improved soil aggregation properties after continuous CT, turning them more similar to the original state under native vegetation.

Similar results were found, using wet sieving, for the same soil type and in the same area by Castro Filho et al. (1998) and Madari et al. (2005).

The meanweight diameter (MWD) of aggregates for soils under both NT and CT in the present study were usually larger than those found by other authors in Ferralsols. Silva and Silveira (2002) measured 4.28 mm for NT and 2.95 mm for CT in a Dystric Ferralsol at the experimental area of Embrapa Rice and Beans (Fazenda Capivara), in Goiás State. Vieira and Muzilli (1984) found, in soil under NT, values of MWD of 4.28 mm and in soil under CT, of 3.01 mm. Part of the difference between their MWD values and those of the present study may be caused by differences in the method applied for aggregate size class separation. The dry sieve method is less disruptive than wet sieving, therefore, results in higher values in aggregate stability. Another possible reason is that the largest aggregate size class separated by these studies was the more usual 4–2 mm instead of the >8 mm used in the present study and by Castro Filho et al. (1998) and Madari et al. (2005). Comparison of data in the literature may be difficult due to the lack of standardization of aggregate size separation methods, especially in the case of wet sieving methods (Díaz-Zorita et al., 2002). We emphasize here that, in all the studies quoted above, aggregates were separated by wet sieving whereas dry sieving was employed in the present work, in order to permit subsequent measurements of GHG emissions from the aggregates.

3.3. Total organic carbon (TOC) and its distribution among aggregate size classes

As shown in Table 5, TOC stocks in agricultural soils were less than in forest soil (21.8 Mg ha⁻¹), about 50% in the case of NT (10.2 Mg ha⁻¹) and more than 70% in soil under CT (6.4 Mg ha⁻¹).

The large standard deviation (44% of TOC) of TOC stocks in forest soil can be attributed to the great heterogeneity of the soil in this ecosystem, since there were great amounts of roots and plant remains of a variety of different species present. There may also have been practical difficulties in homogenizing samples sufficiently to obtain representative (necessarily very small) sub-samples for C and N analysis. This problem was particularly accentuated for bulk soil samples.

Larger TOC stocks under NT in the surface soil layer, at variable depths between 0 and 30 cm, compared to CT were reported abundantly elsewhere in the literature for different soil classes

Table 5

Soil mass (Mg ha⁻¹), total organic carbon concentrations (TOC, g kg⁻¹) and stocks (TOC, Mg ha⁻¹) expressed on equivalent soil mass basis of whole soils and aggregate size classes of the Rhodic Ferralsol in Londrina, Paraná State, Brazil at 0–5 cm depth.

Treatment	Aggregate size classes (mm)				Sum of TOC in aggregates	Bulk soil TOC
	> 8	8–2	2–0.250	0.250–0.053		
Soil mass (Mg ha⁻¹)						
Forest	95.5 (20.7)	128.5 (15.6)	92.8 (6.6)	12.2 (5.3)	–	–
NT	82.3a ^{**}	93.8	131.6a [*]	31.4a	–	–
CT	38.8b ^{**}	105.5	151.0b [*]	40.8a	–	–
F	39.6	1.8	8.8	3.1	–	–
TOC (g kg⁻¹)						
Forest	53.9 (16.4)	52.3 (4.4)	87.0 (9.6)	71.0 (7.8)	–	–
NT	26.8a ^{**}	25.6a ^{**}	26.4a ^{**}	30.8a ^{**}	–	–
CT	17.8b ^{**}	17.6b ^{**}	18.0b ^{**}	19.8b ^{**}	–	–
F	38.4	53.6	120.9	130.7	–	–
TOC (Mg ha⁻¹)						
Forest	5.1 (1.8)	6.2 (1.0)	8.1 (1.3)	0.8 (0.3)	20.8 (2.7)	21.8 (9.6)
NT	2.2a ^{**}	2.4a ^{**}	3.5a ^{**}	0.9a	9.1a ^{**}	10.2a ^{**}
CT	0.7b ^{**}	1.9b [*]	2.7b ^{**}	0.8a	6.1b [*]	6.4b ^{**}
F	59.1	7.4	11.8	1.5	127.5	17.2

NT: no-tillage; CT: conventional tillage (disc plough followed by harrowing twice with light discs); F: the value of the *F*-test in the analysis of variance. Comparison of the means was done by Tukey's Studentized Range (HSD) Test ($n = 4$). Values followed by different letters in the same column are significantly different by the *F*-test in the analysis of variance. Values in parentheses are standard deviation ($n = 4$), no asterisk $P \leq 0.1$.

^{*} $P \leq 0.05$.

^{**} $P \leq 0.01$.

(e.g. Paiva et al., 1997; Muzilli, 1983; Freixo et al., 2002a,b; Hernanz et al., 2002). This accumulation occurs due to application of fertilizers, together with the disposition of crop residues on the surface where, without disturbance, they tend to remain and slowly be incorporated into the soil.

Other studies have shown that conservationist soil management practices can result in larger soil aggregation, leading to increase in TOC stocks in the surface soil layer when compared to conventional management practices, like CT (e.g. Carter, 1992; Beare et al., 1994; Madari et al., 2005).

The accumulation of TOC stocks under NT introduced after continuous CT in the surface soil layer, down to approximately 30 cm is a well known effect of NT and similar conservation tillage systems. It is however subject to debate whether NT is capable of accumulating more TOC if investigated to larger depths. According to Baker et al. (2007) the “widespread belief that conservation tillage also favors carbon sequestration may simply be an artifact of sampling methodology” caused by shallow sampling. They reported that in most cases, comparing TOC stocks to 100 cm showed no benefit of C accumulation by NT. Sisti et al. (2004), on the other hand, confirmed, for soils under tropical conditions, that NT is in fact more efficient in organic carbon stabilization to greater depths (to 100 cm), however this is dependent on correct N management. No-tillage systems that had positive N balance throughout the soil profile, those that included other N₂-fixing legumes besides soybean, also accumulated more organic carbon.

The TOC stock of aggregate size classes (Mg ha⁻¹) is also presented in Table 5. The agreement between the bulk soil TOC and the sum of TOC in the aggregate size classes confirms analytical precision.

Both bulk soil samples and aggregate size class samples, except for the microaggregates (0.25–0.053 mm) that did not differ from those of the tilled soils, of the forest soil contained more TOC than agricultural soils. No-tillage had more TOC (10.2 Mg ha⁻¹) in the bulk soil and in the larger aggregates (>8 mm: 2.2 and 8–2 mm: 2.4 Mg ha⁻¹, respectively) than CT (bulk soil: 6.4, >8 mm: 0.7, 8–2 mm: 1.9 Mg ha⁻¹, respectively). Aggregates with diameters between 2 and 0.250 mm had the highest TOC stocks for all soil

covers and managements. This is explained by different factors for forest and agricultural soils. The aggregates in this size range in forest soil had exceptionally high TOC concentrations (87.0 g kg⁻¹; Table 5), probably because the size range coincided with the average size of fragments of decaying vegetation. However, the weight of these aggregates was a smaller fraction of the whole soil than was the weight of the same size fraction of agricultural soils. In agricultural soils, this size fraction was simply the largest weight fraction of the soil (Table 5) and, since its TOC concentration was similar to those of other size classes, the largest fraction of the soil's TOC stock was found in this size fraction.

3.4. Emission rates of CO₂ during incubation from aggregate size classes and bulk soil

Table 6 shows the emission rates of CO₂, in kg C ha⁻¹ h⁻¹, in the 4 aggregate size classes, intact and destroyed, for the different land use and tillage systems, resulting from 8-h incubation.

Aggregates from forest emitted the most CO₂, both intact and after destruction. In forest soil, smaller intact macroaggregates (2–0.25 mm) emitted more CO₂ than larger ones. This coincides with the higher TOC stock in this aggregate size class among macroaggregates. The emission rate of destroyed aggregates larger than 8 mm was 9 times, of those between 8 and 2 mm about 6 times, and of the aggregates between 2 and 0.250 mm about 3.4 times larger than that observed from the intact aggregates.

Aggregate size classes of the soil under NT had similar emission rates of CO₂ except for the 2–0.250 mm class that emitted about twice as much as the other non-destroyed aggregates. Destroyed aggregates emitted about 6, 5, and 4 times more than the intact aggregates of >8, 8–2, and 2–0.250 mm classes, respectively.

In soils under CT a small emission of CO₂ was observed from destroyed aggregates. Intact aggregates from soil under CT emitted even lower amounts. This could be attributed to very little remaining rapidly metabolizable organic matter in these aggregates.

The fact that the ratio of the emission rate of intact and corresponding destroyed aggregates decreases with decreasing

Table 6
Emission rates of CO₂ (kg C ha⁻¹ h⁻¹) from bulk soil and intact and destroyed soil aggregates after 8-h incubation, and CO₂ stabilized (not emitted) in each aggregate size class ($\Delta\text{CO}_2 = \text{CO}_{2\text{DA}} - \text{CO}_{2\text{IA}}$) in the Rhodic Ferralsol in Londrina, Paraná State, Brazil at 0–5 cm depth. Carbon dioxide emissions are expressed relative to the soil mass in bulk soil and in aggregate size classes on an equivalent soil mass basis.

Treatment	Emission rates of CO ₂ (kg C ha ⁻¹ h ⁻¹)					Σ of aggregate size classes	Bulk soil
	Aggregate size classes (mm)						
	>8	8–2	2–0.250	0.250–0.053			
Intact aggregates (IA)							
Forest	39.4 (26.4)	78.5 (34.7)	168.1 (91.9)	28.6 (11.8)	314.7 (152.4)	265.8 (146.3)	
NT	5.8a*	6.1a*	11.1a	5.7a*	28.7a*	18.3a**	
CT	0.4b*	0.6b*	4.2b	0.6b*	5.9b*	2.3b**	
F	6.69	6.49	3.5	8.56	8.29	13.64	
Destroyed aggregates (DA)							
Forest	346.1 (92.6)	501.7 (111.0)	579.2 (260.0)	28.6 (11.8)	1455.6 (298.8)	–	
NT	28.1a**	30.0a**	44.3a**	5.7a*	108.1a**	–	
CT	5.6b**	9.9b**	18.7b**	0.6b*	34.9b**	–	
F	25.3	13.8	10.5	8.56	21.86	–	
ΔCO₂ = CO_{2\text{DA}}} – CO_{2\text{IA}}}							
Forest	306.7 (105.8)	423.2 (103.0)	411.1 (211.4)	–	1140.9 (248.7)	–	
NT	22.3a**	23.9a**	33.2a*	–	79.4 a**	–	
CT	5.2b**	9.3b**	14.8b*	–	29.1 b**	–	
F	21.68	12.97	7.22	–	25.77	–	

NT: no-tillage; CT: conventional tillage (disc plough followed by harrowing twice with light discs); F: the value of the *F*-test in the analysis of variance. Comparison of the means was done by Tukey's Studentized Range (HSD) Test (*n* = 4). Values followed by different letters in the same column are significantly different by the *F*-test in the analysis of variance. Values in parentheses are standard deviation (*n* = 4). No asterisk *P* ≤ 0.1.

* *P* ≤ 0.05.

** *P* ≤ 0.01.

aggregate size is likely due to the larger quantity of readily oxidizable organic matter protected by the aggregates. Numerous publications have shown that natural ecosystems, like native forests, accumulate, at the surface soil layer, a larger amount of both particulate organic matter protected in the soil aggregates and also organic matter in more stable fractions (e.g. Freixo et al., 2002a). The quantification of particulate organic matter was not the objective of this study, however Freixo et al. (2002a) reported related data from a similar field experiment and forest site also from Southern Brasil. According to their results, in the forest soil at 0–5 cm depth, 39.7% of TOC was present in the form of particulate organic matter (POM, separated by density fractionation). Particulate organic matter represented 15.8 to 9.8% in NT and 7.8 to 4.2% in CT. It was also shown in the literature that conservationist soil management systems, like NT, accumulate more particulate organic matter than conventional systems like CT (Six et al., 1998; Freixo et al., 2002a). The good correlation between the CO₂ emission values and the organic carbon contents of aggregates (Table 7) confirms that the fluxes in the incubation experiment are related to C decomposition.

Table 6 shows the sums over all aggregate size classes of the immediate (first 8 h) emissions of CO₂ from bulk soils (CO_{2BS}), intact aggregates (ΣCO_{2IA}) and destroyed aggregates (ΣCO_{2DA}). The difference (ΔCO₂) between ΣCO_{2DA} and ΣCO_{2IA} corresponds to the TOC that is stabilized by soil aggregation, that was 1140.9, 79.4 and 29.1 kg C ha⁻¹ h⁻¹. The greatest effect of TOC stabilization was observed in the aggregates of forest soils and this effect was twice as large in NT soil as under CT. The results demonstrate that the stabilization of SOM in the soil as consequence of the better aggregation of the soil helps to avoid emission of CO₂.

Results of CO₂ emissions from bulk soils (CO_{2BS}; Table 6) in the incubation experiment show that the greatest emission occurred from the forest soil (265.8 kg C ha⁻¹ h⁻¹), followed by NT (18.3 kg C ha⁻¹ h⁻¹) and CT (2.2 kg C ha⁻¹ h⁻¹). The difference between ΣCO_{2IA} and CO_{2BS}, 48.9, 10.4 and 3.7 kg C ha⁻¹ h⁻¹, for the forest soil, NT and CT, respectively, simulates the TOC that was protected by the hierarchical build up of the different aggregate size classes. This hierarchical build-up of aggregates was disrupted during the aggregate separation process, and this way the exposed surface areas of all aggregate size classes were enlarged during incubation, most probably resulting in higher emission rates.

The difference between the TOC stabilized in aggregates (ΔCO₂) and the TOC emitted from the bulk soils in form of CO₂ (CO_{2BS}) was 875.1, 61.1, and 26.8 kg C ha⁻¹ h⁻¹, from the forest soil, NT, and CT, respectively. These data show that although the forest soil had higher emission rate of CO₂ from the bulk soil (CO_{2BS}), the stabilization of TOC in its aggregates compensated for this and still

retained additional TOC. No-tillage and CT also retained more TOC in their aggregates than emitted from the bulk soil but an order of magnitude less than the soil under forest vegetation, and NT stabilized twice as much as CT.

The above results also showed that the supposed complete degradation of macroaggregates (>0.25 mm) to the size of microaggregates (<0.25 mm) would cause the immediate (measured within 8 h) emission of 1140.9 kg C ha⁻¹ h⁻¹ from the 0–5 cm layer of the forest soil and the emission of 79.4 and 29.1 kg C ha⁻¹ h⁻¹ from the soil under NT and CT, respectively. However, under field conditions, the complete destruction of macroaggregates to microaggregates does not occur, the results confirm the negative effect of the conversion of natural ecosystems to agricultural land. As conservationist soil management systems, like NT in this study, promote soil aggregation and SOM accumulation, at least at the surface soil layer, turning them back to conventional management that includes the mixing of the surface soil layer can result in significant GHG emissions (in this study CO₂). These data show the advantage of introducing conservation agriculture on improving soil aggregation and soil organic carbon stocks at the soil surface layer that is important not only because of C sequestration but also to enhance soil fertility of highly weathered Ferralsols and in general of soils of tropical regions, where SOM is a great responsible for soil fertility potential. At the same time the results alert for the vulnerability of these systems for possible CO₂ emissions if inadequately managed. In Brazil the use of the no-tillage system, which, by definition should involve direct drill and at the same time the use of crop rotation that includes green manure, preferably leguminous plants, or cover crop, is widespread (Machado and Silva, 2001). However, it is not always adequately managed, sometimes including occasional ploughing or soil surface disturbance. According to the results presented in this paper, this can eliminate or substantially reduce the beneficial effect of the conservationist system.

3.5. Relationship between soil aggregation, carbon stocks, and CO₂ emissions

Soil mass in the different aggregate size classes is shown in Table 5. The data show, as it can also be seen in Table 4, that NT contains a greater mass of soil in the largest aggregate size fraction (>8 mm) than CT. In compensation, CT had more soil than NT in the other, smaller aggregate size classes.

The TOC stocks corresponding to these soil masses were also reported in Table 5 and discussed earlier.

Table 7 shows the interdependence, through Pearson's correlation, between the Mean Geometric Diameter (MGD—one of the

Table 7
 Pearson's bivariate correlation between selected variables.

	MGD	Bulk Soil TOC	TOC MACRO1	TOC MACRO2	TOC MACRO3	TOC MICRO	ΣCO _{2IA}	ΣCO _{2DA}	ΔCO ₂
MGD	1.00	0.70***	0.85***	0.82***	0.73***	ns	0.70***	0.77***	0.77***
Bulk Soil TOC		1.00	0.57***	0.73***	0.74***	ns	0.49***	0.73***	0.78***
TOC MACRO1			1.00	0.81***	0.81***	ns	0.86***	0.79***	0.74***
TOC MACRO2				1.00	0.96***	ns	0.92***	0.98***	0.97***
TOC MACRO3					1.00	ns	0.92***	0.96***	0.95***
TOC MICRO						1.00	ns	ns	ns
ΣCO _{2IA}							1.00	0.93***	0.88***
ΣCO _{2DA}								1.00	0.99***
ΔCO ₂									1.00

MGD: mean geometric diameter (mm); SOIL TOC: total organic carbon of bulk soil (Mg ha⁻¹); TOC MACRO1: total organic carbon in aggregate size fraction >8 mm (Mg ha⁻¹); TOC MACRO2: total organic carbon in aggregate size fraction 8–2 mm (Mg ha⁻¹); TOC MACRO3: total organic carbon in aggregate size fraction 2–0.250 mm (Mg ha⁻¹); TOC MICRO: total organic carbon in aggregate size fraction 0.250–0.053 mm (Mg ha⁻¹); ΣCO_{2IA}: sum of CO₂ emissions from intact aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); ΣCO_{2DA}: sum of CO₂ emissions from destroyed aggregates (kg C ha⁻¹ h⁻¹); ΔCO₂: difference between ΣCO_{2DA} and ΣCO_{2IA} (kg C ha⁻¹ h⁻¹). Soil mass, TOC, and CO₂ emission are expressed on equivalent soil mass basis. ns means no significance.

* P ≤ 0.05.
 *** P ≤ 0.001.

aggregation indices that best correlated with the other variables), TOC of bulk soils, C stocks of the aggregate size classes, and CO₂ emissions.

Mean Geometric Diameter (MGD) positively correlated with carbon stocks (except for that in microaggregates) and CO₂ emission rates. In the forest soil, where the largest values of MGD were observed, larger stocks of carbon were also observed, following for soils under NT and, finally, for soils under CT, that had smaller aggregates and, therefore, smaller carbon stocks than the others.

Carpenedo and Mielniczuk (1990) compared MWD (mean-weight diameter, other soil aggregation index) with the concentration of organic matter of two Ferralsols in the depth range 0–5 cm. For a Ferralsol formed on basaltic parent material the correlation was lower ($r = 0.6958$) due to the native forest value. For another Ferralsol, of higher saturation with aluminum, the correlation was higher ($r = 0.8059$). Since organic matter is one of the principal stabilizing agents of soil aggregates (Harris et al., 1966; Tisdall and Oades, 1982), this good correlation was expected.

Other authors (Roth et al., 1986; Dalal and Bridge, 1995; Six et al., 1998; Castro Filho et al., 1998, 2002; Martens, 2000; Hernanz et al., 2002) found similar correlations between organic carbon content and aggregate stability. According to these authors, the improvement of the aggregation is attributed to the large percentage of organic carbon contained in the soil. In this study, it was also confirmed that aggregates play an important role in SOM stabilization inside of their aggregates by inhibiting C oxidation.

4. Conclusions

The interdependence among soil aggregation, expressed by soil aggregation indices, TOC stabilization, expressed as TOC concentrations and stocks, and C loss as CO₂, expressed as CO₂ fluxes, in natural ecosystem, conservationist (NT) and conventional (CT) soil management systems was investigated in the surface (0–5 cm) layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. The relationship among these processes in the surface soil layer is highly relevant, since there most soil managements have immediate effects on soil aggregation. The effect of NT and CT for TOC stabilization through soil aggregation was evaluated in laboratory incubation experiment.

The soil under natural forest had better aggregation properties than the cultivated soils, and between the two examined tillage systems, NT and CT, the conservationist one (NT) showed a better state of aggregation, showing signs of recuperation after being introduced after continuous CT management. The soil under forest contained the largest TOC stock, followed by NT and then by CT. The natural ecosystem and NT also had higher TOC accumulation (stocks) in the macroaggregates, compared to CT. These results confirmed data from the literature showing that tillage systems, by affecting soil aggregate transformation rates, also affected TOC accumulation. Consequently, conservationist tillage systems, by enhancing macroaggregation, enhance TOC accumulation in the soil.

The incubation experiment showed that the natural forest, as expected, emitted more CO₂ from the bulk soil, as it contained more TOC, than the cultivated soils. Comparing NT and CT, NT emitted more CO₂. However, measurement also showed that the soil under forest preserved a larger quantity of labile C within its macroaggregates than that which was lost in normal respiration of the bulk soil. Comparing NT and CT, both protected labile C against decomposition in their macro-aggregates, but NT, due to the greater quantity of large macroaggregates, stabilized more than twice as much C as CT. It was shown that NT is an efficient soil management system to enhance SOM accumulation and stabilize

labile C in soil structure after continuous CT. However, as large part of the organic matter in NT is stabilized by soil aggregation in a labile form, the aggregation properties of the NT soil have to be maintained or improved since any degradation in its aggregation state would result in C loss from the system as CO₂.

Acknowledgements

The authors are grateful to MCT/CNPq and PIBIC/CNPq (Brazilian National Council for Scientific and Technological Development) and FAPERJ (Research Funding Agency of Rio de Janeiro State, Brazil), for their support in the form of scholarships.

References

- Adu, J.K., Oades, J.M., 1978. Physical factor influencing decomposition of organic materials in soils aggregates. *Soil Biology & Biochemistry* 10, 109–115.
- Allison, F.E., 1968. Soil aggregation—some facts and fallacies as seen by a microbiologist. *Soil Science* 106, 136–143.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 1–5.
- Balabane, M., Plante, A.F., 2004. Aggregation and carbon storage in silty soil using physical fractionation techniques. *European Journal of Soil Science* 55 (2), 415–427.
- Beare, M.H., Cabrera, P.F., Hendrix, Coleman, D.C., 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal* 58, 787–795.
- Carpenedo, V., Mielniczuk, J., 1990. Estado de agregação e qualidade dos agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 14, 99–105.
- Carter, M.R., 1992. Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil & Tillage Research* 23, 361–372.
- Castro Filho, C., Muzilli, O., Pomanoschi, A.L., 1998. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo Distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de cultura e métodos de preparo de amostras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 22, 527–538.
- Castro Filho, C., Lourenço, A., Guimarães, M.F., Fonseca, I.C.B., 2002. Aggregate stability under different management systems in a red Latosol in the State of Paraná, Brazil. *Soil & Tillage Research* 65, 45–51.
- Cosentino, D., Chenu, C., Le Bissonnais, Y., 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 2053–2062.
- Dalal, R.C., Bridge, B.J., 1995. Aggregation and organic matter storage in sub-humid and semi-arid soils. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (Eds.), *Soil Structure and organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, pp. 263–308.
- Díaz-Zorita, M., Perfect, E., Grove, J.H., 2002. Disruptive methods for assessing soil structure. *Soil & Tillage Research* 64, 3–22.
- Eltz, F.L.F., Peixoto, R.T.G., Jaster, F., 1989. Efeito de sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Bruno Álico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 13, 259–267.
- Freitas, P.L., Zobel, R.W., Snyder, V.A., 1999. Corn root growth in soil columns with artificially constructed aggregates. *Crop Science* 39 (3), 725–730.
- Freixo, A.A., Machado, P.L.O.A., Santos, H.P., Silva, C.A., Fadigas, F.S., 2002a. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferrasol under the influence of tillage and crop rotation systems in Southern Brazil. *Soil & Tillage Research* 64, 221–230.
- Freixo, A.A., Machado, P.L.O.A., Guimarães, C.M., Silva, C.A., Fadigas, F.S., 2002b. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 26, 425–434.
- Grant, R.F., Pattey, E., 2003. Modelling variability in N₂O emissions from fertilized agricultural fields. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 225–243.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8 (4), 345–360.
- Harris, R.F., Chester, G., Allen, O.N., 1966. Dynamics of soil aggregation. *Advances in Agronomy* 18, 107–169.
- Hernanz, J.L., López, R., Navarrete, L., Sánchez-Girón, V., 2002. Long term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil & Tillage Research* 66, 129–141.
- Hevia, G.G., Mendez, M., Buschiazzo, D.E., 2007. Tillage affects soil aggregation parameters linked with wind erosion. *Geoderma* 140 (1–2), 90–96.
- Houghton, R.A., 2007. Climate change: state of the art (2001–2007). *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 35, 313–347.
- Kemper, W.D., Rosenau, R.C., 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of soil analysis*, Part 1, second ed. American Society of Agronomy, Madison, pp. 837–871.
- Koepfen, W., 1931. *Grundriss der Klimakunde*. Gruyter Verlag, Berlin/Leipzig, p. 388.

- Machado, P.L.O.A., Silva, C.A., 2001. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61, 119–130.
- Madari, B., Machado, P.L.O.A., Torres, E., Andrade, A.G., Valencia, L.I.O., 2005. The effect of no-tillage and crop rotations on soil aggregation and organic carbon accumulation in a Rhodic Ferralsol from Southern Brazil. *Soil & Tillage Research* 80, 185–200.
- Martens, A.D., 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 361–369.
- Mosier, A., Wassmann, R., Verchot, L., King, J., Palm, C., 2004. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. *Environment, Development and Sustainability* 6, 11–49.
- Muzilli, O., 1983. Influência do sistema de plantio direto comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 7 (1), 95–102.
- Oliveira-Filho, A.T., Ratter, J.A., 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany* 52, 141–194.
- Paiva, P.J.R., Furtini Neto, A.E., Vale, F.R., Do Faquin, V., 1997. Efeito do manejo do solo sobre os teores de matéria orgânica, nitrogênio mineral, fósforo e bases trocáveis. *Ciência e Agrotecnologia* 21 (1), 35–43.
- Pavan, M.A., Bingham, F.T., Pratt, P.F., 2004. Chemical and mineralogical characteristics of selected acid soils of state of Paraná, Brazil. *Turrialba* 35 (2), 131–139.
- Perlack, R.D., Graham, R.L., Prasad, A.M., 1992–1993. Land use management and carbon sequestering in SubSaharan Africa. *Journal of Environmental Systems* 22 (3), 199–210.
- Robertson, G.P., Grace, P.R., 2004. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for full-cost accounting of global warming potentials. *Environment, Development and Sustainability* 6, 51–63.
- Roth, C.H., Pavan, M.A., Chaves, J.C.D., Meyer, B., Frede, H.-G., 1986. Efeitos das aplicações de calcário e gesso sobre a estabilidade de agregados e infiltração de água em um Latossolo Roxo cultivado com cafeeiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 10, 163–166.
- SAS Institute, 2003. SAS 9.1.3 Service Pack 3. Cary, NC, <http://www.sas.com>.
- Shaoqiang, W., Jiyuan, L., Guirui, Y., Yuanyuan, P., Qingmei, C., Kerang, L., Jiayong, L., 2004. Effects of land use change on the storage of soil organic carbon: A case study of the Qianyanzhou Forest Experimental Station in China. *Climatic Change* 67 (2–3), 247–255.
- Silva, C.C., Silveira, P.M., 2002. Influência de Sistemas Agrícolas em características químico-físicas do solo. *Ciência e Agrotecnologia* 26 (3), 505–515.
- Sisti, C.P.J., Santos, H.P., Kohmann, R., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., 2004. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil & Tillage Research* 76, 39–58.
- Six, J., Elliot, E.T., Paustian, K., Doran, J.W., 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1367–1377.
- StatSoft, Inc., 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. Tulsa, OK, <http://www.statsoft.com>.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33, 141–163.
- Vieira, M.J., Muzilli, O., 1984. Características físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro sob diferentes sistemas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 19 (7), 873–882.
- Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J., Dokken, D.J., 2000. IPCC Special Report on Land Use, Land-Use Change and Forestry. http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.htm, accessed June 24, 2008.
- Zeytin, S., Baran, A., 2003. Influences of composted hazelnut husk on some physical properties of soils. *Bioresource Technology* 88, 241–244.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)