

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

LEIDIVAN ALMEIDA FRAZÃO

**Conversão do Cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: efeitos na
dinâmica da matéria orgânica do solo**

Piracicaba

2007

LEIDIVAN ALMEIDA FRAZÃO

**Conversão do Cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: efeitos na
dinâmica da matéria orgânica do solo**

**Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na
Agricultura, Universidade de São Paulo, para obtenção do
título de Mestre em Ciências.**

**Área de concentração: Química na Agricultura e no Ambiente
Orientadora: Marisa de Cássia Piccolo**

**Piracicaba
2007**

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca – CENA/USP

Frazão, Leidivan Almeida

Conversão do Cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo / Leidivan Almeida Frazão; orientadora Marisa de Cássia Piccolo. - - Piracicaba, 2007.

119 f. : fig.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Carbono 2. Efeito estufa 3. Gases 4. Manejo do solo
5. Neossolo Quartzarênico 6. Nitrogênio 7. Química do solo
I. Título

CDU 631.442.1:631.417

OFEREÇO

Aos meus pais, Francisco Aldenir e Lúcia de Fátima, pelo amor incondicional, apoio constante, educação e incentivo em todos os momentos da minha vida.

Ao meu querido irmão, às minhas irmãs maravilhosas e aos meus dois presentes divinos, Beatriz e Gustavo, pelo amor, carinho, apoio e dedicação durante esta caminhada,

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ser luz na minha vida e guiar todos os meus caminhos.

À minha família, pelo amor incondicional e pelo sempre presente apoio, incentivo, e dedicação em todas as fases deste trabalho.

À minha orientadora, professora Dra. Marisa de Cássia Piccolo, pela orientação, auxílio, amizade e prontidão durante toda a realização deste trabalho.

Aos professores Dr. Carlos Clemente Cerri, Dra. Brigitte J. Feigl e Dr. Carlos Eduardo P. Cerri, pelos ensinamentos e auxílio prestados.

Aos proprietários das Fazendas Santa Lurdes e Santa Tereza, Luis Bedusque e Julhano Souza pela concessão das áreas de estudo e suporte durante as coletas de amostras.

Ao Dr. Vicente Godinho da Embrapa Rondônia, pela prontidão durante a escolha das áreas de estudo e pelo apoio durante o período das coletas de amostras.

Às minhas queridas amigas Carolina, Christiane, Mariana, Sandra Sá e Daniela, pela amizade, companheirismo e cumplicidade sempre presentes.

Aos colegas de pós-graduação: João Luis, Karina, Susian, Ciniro, Claudia Brasil, Claudia Milene, Stoecio, Cindy, Marcos, Gabor, Marcelo, Chico, Luis Eduardo, Maisa e Ciro, pelo companheirismo e momentos de descontração.

Aos meus queridos amigos Norberto Noronha e Luís Hiroshi, pelo incentivo, apoio e amizade.

À nossa querida secretária Mara, pela prontidão, apoio, carinho, momentos de descontração e amizade sempre presentes.

Aos funcionários do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental: Gregori, Lílian, Dagmar e Sandra, pelo apoio e auxílio na realização das análises. Em especial a essas mulheres maravilhosas: obrigada pelas palavras de apoio, carinho e amizade, que com certeza levarei para toda a minha vida.

Às secretárias da Pós-Graduação, Neuda, Claudia e Sonia, pelo carinho e serviços prestados.

Aos estagiários do Laboratório: Felipe, Vitor, Ticiane, Renatinha e Laila, pelo auxílio nas análises, dedicação e amizade.

Aos meus queridos amigos da pós-graduação, Robson e Laise, obrigada pelo incentivo, apoio e amizade durante esta jornada.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura - USP, Programa de Pós-Graduação em Ciências, pela oportunidade de formação científica e apoio logístico.

À FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pelo financiamento do trabalho.

Ao CNPQ, pela concessão da bolsa de estudos.

À bibliotecária do CENA, Marília, pela revisão da dissertação, e às funcionárias Raquel, Elsie, Renata e Cleide pela atenção sempre presente.

Ao prof. Dr. Casagrande e ao Dr. Fabiano Balieiro, pela colaboração nas correções de trabalhos e pela sempre cordial atenção, obrigada de coração.

Ao Dr. Martial Bernoux e a Nícia Dalfré, pela correção do resumo da dissertação em inglês.

Aos meus primos e amigos queridos: Ângela, Joana, Sandra, João Paulo, José, Fábio, Maurício, João, Toninho, Josimar, Michele, Selma, Célia e Fernando, pela despreziosa amizade, amor, carinho e incentivo durante esta jornada.

Em memória ao meu querido e inesquecível Adão, que mesmo não estando mais neste plano foi o maior presente que eu poderia ganhar em 2006: obrigada de coração pelo amor, incentivo, amizade, carinho e apoio constantes.

Às minhas amigas da República KK, em especial a Sorriso (Cecília) e Krystal (Maíra), pelo amor de irmãs e amizade, obrigada por estarem sempre presentes na minha vida.

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho, o meu sincero agradecimento.

“Um semeador saiu a semear. E semeando, parte da semente caiu ao longo do caminho; os pássaros vieram e comeram. Outra parte caiu em solo pedregoso, onde não havia muita terra, e nasceu logo, porque a terra era pouco profunda. Logo, porém, que o sol nasceu, queimou-se, por falta de raízes. Outras sementes caíram entre os espinhos; os espinhos cresceram e a sufocaram. Outras, enfim, caíram em terra boa: deram frutos, cem por um, sessenta por um, trinta por um. Aquele que tem ouvidos, ouça.”

Jesus Cristo

RESUMO

FRAZÃO, L.A. **Conversão do Cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo**. 2007. 119 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

A mudança de uso da terra no Cerrado acarreta em alterações na dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS). Práticas de manejo com revolvimento das camadas de solo aceleram a decomposição da MOS, favorecendo as emissões de gases do efeito estufa do solo para atmosfera. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi avaliar as mudanças na dinâmica da MOS de um Neossolo Quartzarênico submetido a diferentes usos e sistemas de manejo, utilizando como referência o sistema nativo (Cerrado). O presente estudo foi realizado no município de Comodoro - MT (13°50'00" a 13°50'03" S e 59°37'18" O). Foi empregado o delineamento experimental inteiramente casualizado com sete áreas de estudo. As coletas foram realizadas em julho de 2005 e fevereiro de 2006 e as áreas amostradas foram: Cerrado nativo (CER); pastagem (CAP22); plantio convencional com a cultura da soja (CS1), sucessão de culturas arroz-soja (CAS3) e sucessão arroz-soja-sorgo ou milho (CAS/Sor3 e CAS/M3); e plantio direto (CAP13S/M5). Foram estudadas as seguintes variáveis: atributos físicos e químicos do solo, estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) do solo, teores de C e N nas frações granulométricas da MOS, quantidades de N inorgânico, C e N microbiano do solo, quociente metabólico (qCO_2) e fluxos de gases do solo (CO_2 , N_2O e CH_4). Os resultados deste estudo indicaram que os sistemas com plantio convencional e plantio direto avaliados apresentaram melhoria nos atributos físicos e químicos do solo em relação a pastagem (CAP22), com menor compactação do solo e aumento na disponibilidade de fósforo, cálcio e magnésio. Foram obtidos maiores estoques de C e N em CAS/Sor3 e CAS/M3, áreas com maiores teores de argila. A área CAP13S/M5 também mostrou maiores teores de argila, porém baixos estoques de C e N, resultado atribuído ao uso da terra por treze anos com pastagem sem reforma e ao pouco tempo de implantação do sistema plantio direto. Analisando as frações granulométricas da MOS verificou-se maiores teores de C e N na fração menor que 50 μm . As maiores quantidades de N inorgânico em relação ao CER foram observadas na área CAS/M3, e com exceção desta área, a forma predominante de N inorgânico foi o amônio. Foram obtidas maiores quantidades de C e N microbiano na época úmida, quando todas as áreas estavam com cobertura vegetal. Entre as áreas de estudo, as maiores quantidades de C e N microbiano foram obtidos em CAP22. Os fluxos de $C-CO_2$, com exceção da área CAS/Sor3, foram maiores na época úmida, enquanto que os fluxos de $N-N_2O$ e $C-CH_4$ foram semelhantes entre as épocas de estudo. Os fluxos de gases em C equivalente não apresentaram diferenças significativas entre as áreas de estudo devido ao alto desvio padrão verificado para cada gás. A mudança de uso da terra promove alterações na dinâmica da MOS, porém neste estudo não foi possível distinguir qual o melhor sistema de uso para o Neossolo Quartzarênico devido ao pouco tempo de implantação dos sistemas plantio convencional e plantio direto, e a degradação da pastagem (apesar do maior tempo de implantação).

Palavras-chave: estoques de C e N do solo, N inorgânico, biomassa microbiana, quociente metabólico, gases do efeito estufa.

ABSTRACT

FRAZÃO, L. A. **Brazilian savanna conversion to pastures and agricultural systems: effects in the soil organic matter dynamics**. 2007. 119 f. Dissertation (Master) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

Land-use changes of Brazilian savanna (**Cerrado**) result in alterations of the soil organic matter (SOM). Managements practices with tillage accelerate the SOM decomposition, enhancing greenhouse gases emissions from the soil to the atmosphere. Therefore, the objective of this work was to evaluate the changes in the SOM dynamics of a Typic Quartzipisamment submitted to different uses and managements systems, using as reference the native system (Cerrado). The present study was conducted in areas located at Comodoro (Mato Grosso state, Brazil) (from 13°50'00" till 13°50'03" S and 59°37'18" W). At each site, samples were taken randomly within seven areas. Sampling activities were performed in July 2005 and February 2006 and the sample sites consist of an area of "Cerrado" (CER); pasture (CAP22); conventional tillage with soybean (CS1), rice-soybean succession (CAS3) and rice-soybean-sorghum or millet (CAS/Sor3 and CAS/M3) successions; and a field with no-tillage system (CAP13S/M5). Studied variables were: physical and chemical attributes, C and N stocks, isotopic composition of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, C and N content in the SOM fractions, quantity of inorganic N, microbial C and N biomass, metabolic quotient ($q\text{CO}_2$), and the soil gases fluxes (CO_2 , N_2O and CH_4). The results of this study showed that all evaluated fields under conventional or no-tillage systems result in physical and chemical attribute improvement in relation to the pasture (CAP22), with soil compaction decrease, pH increase and improvement of the availability in phosphorus, calcium and magnesium. The C and N stocks were higher in areas CAS/Sor3 and CAS/M3, corresponding to the highest clay content. The area CAP13S/M5 showed similar clay content, but smaller C and N stocks, this result was attributed to the land-use: thirteen years as pastures without reform and also the short time of no-tillage implantation. Analyzing the SOM fractions, it was verified higher C and N contents in the $< 50 \mu\text{m}$ fraction. The higher quantities of inorganic N in relation to the CER were found in area CAS/M3, and with exception of this area, ammonium was the predominant form of inorganic N. Higher quantities of the microbial C and N were obtained during the wet season, when all areas presented a cover crop. Among areas, the higher quantities of microbial C and N were obtained in CAP22. The fluxes of C- CO_2 , excepting area CAS/Sor3, were higher during the wet season, while the fluxes of N- N_2O and C- CH_4 were similar between seasons studied, because high standard deviations were calculated for each gas. The land use promoted alterations in SOM dynamic, however it was not possible to differentiate the best land use for this Typic Quartzipisamment, mainly due to the short time of no-tillage implantation, and the degradation of the pasture (although of the implantation time was higher).

Key-words: Soil C and N stocks, soil inorganic N, soil microbial biomass, metabolic quotient, greenhouse gases.

LISTA DE FIGURAS

1	Expansão da cultura da soja na Amazônia.	18
2	Localização das fazendas Santa Lurdes e Santa Tereza em Comodoro (MT).	34
3	Distribuição mensal da precipitação pluviométrica no período de julho de 2005 a junho de 2006 em Comodoro (MT) e no período de 1990 a 2005.	35
4	Representação esquemática das áreas de estudo na região de Comodoro (MT) em relação ao ano de 2005.	37
5	Plano de coleta de amostras de solo e gases provenientes do solo.	38
6	Esquema do FGMOS de acordo com a metodologia proposta por Feller (1979) e descrita por Gavinelli et al. (1995).	42
7	Câmara de incubação constituída de 2 partes (base e tampa) com conjunto de seringas para tomada de amostras (A), cromatógrafo gasoso para determinação das concentrações dos gases CO ₂ , N ₂ O e CH ₄ , (B) e representação gráfica das concentrações dos gases por tempo de incubação (C).	48
8	Temperatura média do solo nas profundidades 2 (A), 5 (B) e 10 cm (C) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=4) ± desvio padrão.	50
9	Teores de água no solo (%) nas camadas 0-5 (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão.	52
10	Respiração basal do solo (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ solo dia ⁻¹) nas coletas de julho de 2005 (A) e fevereiro de 2006 (B) em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão.	88
11	Fluxos de C-CO ₂ (mg m ⁻² h ⁻¹) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=12) ± desvio padrão. Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma época de coleta e médias seguidas da mesma letra minúscula entre épocas de coleta não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).	91

- 12 Fluxos de N-N₂O ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=12) \pm desvio padrão. Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma época de coleta e médias seguidas da mesma letra minúscula entre épocas de coleta não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 94
- 13 Fluxos de C-CH₄ ($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=12) \pm desvio padrão. Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma época de coleta e médias seguidas da mesma letra minúscula entre épocas de coleta não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 96

LISTA DE TABELAS

1	Textura (g kg^{-1}) no perfil de solo (0-100 cm) nas áreas de estudo na cidade de Comodoro (MT).	53
2	Densidade (g cm^{-3}) no perfil do solo nas áreas estudadas. Os valores representam a média (n=5).	55
3	Valores de pH em CaCl_2 , H_2O e KCl, ΔpH , $\text{H}+\text{Al}$ e CTC potencial (T) em um Neossolo Quartazarênico sob diferentes usos da terra em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	57
4	Valores de fósforo disponível, potássio, cálcio, magnésio trocáveis e saturação por bases (V%) em um Neossolo Quartazarênico sob diferentes usos da terra em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	61
5	Correlação (r) entre os teores de C e os atributos físicos e químicos do solo (densidade aparente, pH em água e KCl, fósforo disponível, potássio, cálcio, magnésio, CTC potencial e saturação por bases) nas áreas estudadas em Comodoro (MT).	62
6	Teores médios de C e N (g kg^{-1}) e relação C:N do solos nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	65
7	Estoques de C e N (Mg ha^{-1}) nas camadas de solo e áreas estudadas. Os valores representam a média (n=5).	66
8	Estoques de C e N no solo (Mg ha^{-1}) na camada 0-30 cm nos tratamentos estudados, corrigidos pelo método da massa. Os valores representam a média (n=5) \pm desvio padrão.	69
9	Peso das diferentes frações da MOS (g kg^{-1}) nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=3).	70
10	Teores de C (g kg^{-1}) das frações da MOS nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=3).	71
11	Teores de N (g kg^{-1}) das frações da MOS nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=3).	73

12	Variação natural ($\delta\text{‰}$) de ^{13}C e ^{15}N nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	75
13	Estimativa da contribuição da vegetação C3 e C4 (Mg ha^{-1} e %) no estoque de C no solo corrigido nas áreas de estudo com diferentes tempos de implantação em Comodoro (MT).	76
14	Teores de N-amônio (N-NH_4^+) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	77
15	Teores de N-nitrato (N-NO_3^-) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	78
16	Teores de N inorgânico total ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	79
17	Relação amônio: nitrato nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	80
18	Carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	81
19	Nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N-BMS) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	83
20	Relação carbono:nitrogênio (C:N) da biomassa microbiana do solo (BMS) nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	84
21	Relação C-microbiano: C-orgânico ($\text{C}_{\text{mic}}:\text{C}_{\text{org}}$) e N-microbiano: Ntotal($\text{N}_{\text{mic}}:\text{N}_{\text{total}}$) (%) nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5) \pm desvio padrão.	87
22	Valores de $q\text{CO}_2$ ($\text{mg C-CO}_2 \text{ g C}_{\text{mic}} \text{ dia}^{-1}$) nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).	89
23	Gases do efeito estufa (N_2O e CH_4) em carbono-equivalente em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=12) \pm desvio padrão.	98

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	Objetivo	16
2	DESENVOLVIMENTO	16
2.1	Revisão de Literatura	16
2.1.1	Expansão agrícola no Cerrado	16
2.1.2	Dinâmica da matéria orgânica nos solos de Cerrado e sistemas agropastoris	18
2.1.3	Mudança do uso da terra e emissões de gases do efeito estufa no Cerrado	30
2.2	Material e métodos	33
2.2.1	Localização e descrição das áreas de estudo	33
2.2.2	Delineamento Experimental	35
2.2.3	Caracterização físico-química da área de estudo	38
2.2.4	Teores e estoques de carbono e nitrogênio total do solo	40
2.2.5	Fracionamento da matéria orgânica do solo (FMOS)	41
2.2.6	Análise isotópica do solo	42
2.2.7	Indicadores da qualidade do solo	43
2.7.1.1	Teores de N mineral do solo	44
2.7.1.1	Estimativa da biomassa microbiana do solo	44
2.7.1.1	Taxa de respiração basal do solo e quociente metabólico (qCO ₂)	46
2.2.8	Coleta e análise de amostras de gases do solo	47
2.2.9	Gases do efeito estufa (N ₂ O e CH ₄) em carbono equivalente	48
2.2.10	Análise dos resultados	49
2.3	Resultados de discussão	49
2.3.1	Condições Ambientais	49
2.3.1.1	Temperatura do solo	49
2.3.1.2	Teores de água no solo	51
2.3.2	Atributos físicos e químicos do solo nas áreas de estudo	52
2.3.2.1	Textura do solo	52

2.3.2.2	Densidade do solo	54
2.3.2.3	pH, acidez potencial e CTC do solo	55
2.3.2.4	P disponível, bases trocáveis e saturação por bases do solo	59
2.3.2.5	Correlação entre os teores de carbono e os atributos químicos e físicos do solo	62
2.3.3	Mudança de uso da terra e implicações no C e N do solo	64
2.3.3.1	Teores de carbono e nitrogênio do solo	64
2.3.3.2	Estoques de carbono e nitrogênio do solo	66
2.3.3.2.1	Estoques de carbono e nitrogênio corrigidos pelo método da massa	68
2.3.3.3	Fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo	69
2.3.3.4	Composição isotópica do solo	73
2.3.4	Efeito das variações sazonais nos indicadores microbiológicos da qualidade do solo	77
2.3.4.1	Nitrogênio mineral do solo	77
2.3.4.2	Carbono e nitrogênio microbiano do solo	81
2.3.4.3	Taxa de respiração basal do solo e quociente metabólico (qCO ₂)	87
2.3.5	Fluxos de gases do efeito estufa e relações com a dinâmica da MOS	91
2.3.5.1	Fluxos de dióxido de carbono (CO ₂) do solo	91
2.3.5.2	Fluxos de óxido nitroso (N ₂ O) do solo	93
2.3.5.3	Fluxos de metano (CH ₄) do solo	95
2.3.5.4	Fluxos de gases do efeito estufa (N ₂ O e CH ₄) em carbono equivalente	97
3	CONCLUSÕES	99
	REFERÊNCIAS	102

1 INTRODUÇÃO

A região do Cerrado brasileiro ocupa 207 milhões de hectares e representa aproximadamente 4% da região tropical do mundo (RESCK, 1997). O desmatamento pode ser atribuído principalmente à crescente demanda de novas áreas para agricultura. A região é visada por possuir características que a colocam em condições excelentes para o cultivo de culturas anuais, como topografia plana que facilita a mecanização e condições climáticas adequadas.

Os solos de Cerrado apresentam limitações químicas quanto ao cultivo, devido à sua baixa fertilidade natural (LOPES, 1983). Se não forem bem manejados esses solos podem sofrer perdas significativas tanto nos atributos químicos, quanto físicos e biológicos, e em alguns casos podendo interferir diretamente na qualidade do solo em áreas extensas. Porém quando suas deficiências são corrigidas estes solos apresentam elevado potencial para a agricultura.

A conversão do Cerrado é feita através da derrubada e queima da vegetação natural, seguida com a implantação da pastagem ou culturas anuais. Geralmente é feito o cultivo do arroz por um até três anos sucessivos, com o objetivo de proporcionar melhores condições de preparo do solo, correção da sua fertilidade e redução dos custos de implantação, principalmente de espécies forrageiras (VILELA; BARCELLOS; SOUSA, 2002). Historicamente, os solos das regiões centro-oeste e norte foram primeiro ocupados com pastagem e posteriormente incorporados ao sistema de produção agrícola. Atualmente uma área superior a 12 milhões de hectares é cultivada com culturas anuais, empregando-se vários sistemas de preparo do solo.

A mudança de uso da terra provocada pela ação humana, tais como a transformação de ecossistemas naturais em agroecossistemas, tem o potencial de alterar significativamente a dinâmica da matéria orgânica do solo (SCHLESINGER, 1984). A introdução de sistemas agrícolas no Cerrado com uso intensivo do solo trouxe conseqüências diretas para os atributos químicos, físicos e biológicos do solo, acarretando em perdas na sua qualidade. O uso contínuo

do solo com o cultivo de grãos e fibras e pastagens cultivadas pode gerar um rápido processo de degradação, com perda de matéria orgânica, desbalanço dos processos biológicos e no fluxo de nutrientes, além da deterioração das propriedades físicas.

A matéria orgânica do solo (MOS) é composta por todo o carbono orgânico presente no solo, considerando-se três reservatórios: a MOS transitória, composta por resíduos de plantas e organismos de fácil decomposição e materiais orgânicos produzidos pela microbiota e raízes (ácidos de baixo peso molecular e polissacarídeos); a MOS humificada, composta por materiais recalcitrantes, os quais passaram por um processo intenso de transformação, como ácidos húmicos e fúlvicos, além de materiais carbonizados; e a biomassa, formada pela meso e macrofauna, além da microbiota do solo.

Além de promover a estruturação do solo e regular a atividade biológica do solo, a MOS também está diretamente ligada com capacidade de acúmulo de água e pela manutenção da fertilidade do solo. As perdas de MOS são estimuladas pelo revolvimento do solo, variações de temperatura, umidade e aeração, ruptura dos agregados, aumento do grau de fracionamento e incorporação dos resíduos vegetais, e diminuição da cobertura do solo. Vale ressaltar que a dinâmica da MOS é diferente entre os solos argilosos e arenosos, de forma que o manejo e o clima influenciam essa dinâmica em cada região, podendo ser totalmente diferente em função desses fatores.

Os estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) contidos nos solos sob vegetação nativa sofrem modificações quando esses sistemas são convertidos ao uso agrícola. Dependendo do sistema de manejo do solo empregado os estoques podem permanecer iguais, aumentar ou diminuir em relação ao sistema natural.

Os microrganismos exercem um papel essencial para a decomposição da MOS e com a redução da sua diversidade ou abundância poderão afetar a ciclagem de nutrientes (GILLER et

al., 1998). A comunidade microbiana do solo é geralmente influenciada pela temperatura, umidade e aeração do solo, disponibilidade de nutrientes e pelos substratos orgânicos. Estes fatores podem ser modificados pelos sistemas de manejo do solo, em função da forma como os resíduos culturais são incorporados e do grau de revolvimento do solo (VARGAS; SCHOLLES, 2000).

A biomassa microbiana é a fração viva da matéria orgânica do solo e contém de 1 a 4% de C e de 3 a 5% de N e representa um reservatório de N para as plantas; pelo processo de decomposição da matéria orgânica, promove a sustentabilidade biológica e a produtividade nos ecossistemas (SCHLOTTER et al., 2003). A liberação ou imobilização dos nutrientes depende da dinâmica dos microrganismos, da quantidade de resíduos vegetais, do rápido retorno e da eficiência de utilização de carbono pela microbiota do solo (BAUDOIN; BENIZRI; GUCKERT, 2003).

Modificações na MOS e ciclagem de nutrientes podem implicar em maiores emissões de gases do efeito estufa para a atmosfera. No Brasil, as ações antrópicas que mais contribuem para as emissões de dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) são os setores mudança de uso da terra e agricultura.

Os gases CH_4 e o N_2O são emitidos em menores quantidades que o CO_2 para a atmosfera, porém o potencial de aquecimento global desses dois gases são 23 e 296 vezes superior ao do CO_2 , respectivamente. As emissões de CO_2 pela respiração do solo são favorecidas pela adição de matéria orgânica e preparo do solo. As aplicações de fertilizantes nitrogenados, condições de alta umidade e tipo de manejo do solo tendem a aumentar as emissões de N_2O para atmosfera. O cultivo de arroz, criação de bovinos, dejetos de animais e queima de biomassa são importantes fontes de CH_4 , além do impacto causado pela mudança de uso da terra.

É de fundamental importância entender como a mudança de uso da terra influencia a dinâmica da matéria orgânica do solo e quais são os impactos causados pelos diferentes usos da terra e sistemas de manejo aplicados nos solos do Cerrado em Mato Grosso.

1.1 Objetivo

Diante do exposto, o objetivo principal desse plano de pesquisa foi entender a dinâmica da matéria orgânica do solo em um Neossolo Quartzarênico submetido a diferentes usos e sistemas de manejo na região de Comodoro (MT). Nesse estudo foi feita uma caracterização química da área, determinação dos estoques de C e N do solo, componentes microbianos e perdas gasosas nos diferentes usos da terra.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão de literatura

2.1.1 Expansão agrícola no Cerrado

A região do Cerrado ocupa 24,4% do território brasileiro, abrangendo os Estados de Goiás, Minas Gerais, Tocantins, Bahia, Maranhão, Piauí, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Pará, Ceará, Rondônia e Distrito Federal, além de áreas restritas de Roraima, Amapá, Pará e São Paulo (RIBEIRO; WALTER, 1998).

Os tipos de solo variam bastante no bioma Cerrado, e os principais são os Latossolos (46% do total), os Neossolos Quartzarênicos (15%) e os Argissolos (15%). Estes solos apresentam características diferentes que podem interferir no tipo de vegetação presente e são

controlados principalmente pelas interações entre a disponibilidade de água e nutrientes (REATTO et al., 1998). Em geral, são solos altamente intemperizados, com baixa disponibilidade de nutrientes e elevada acidez, e dominados por argilas de baixa atividade (caulinita e óxidos de ferro e alumínio).

O bioma Cerrado é composto por diferentes tipos de vegetação, variando em composição e estrutura. Basicamente existem três tipos de formações: florestas, savanas e campos, sendo que as predominantes são as savânicas (RIBEIRO; WALTER, 1998).

Devido a crescente demanda de novas áreas para a agricultura a partir da década de 70, a região do Cerrado começou a ser desmatada por possuir características que a colocam em boas condições para o cultivo, e a mais relevante é a topografia plana típica das chapadas. Com isso ocorreu a introdução de pastagens e culturas anuais (CARVALHO FILHO et al., 1998), caracterizando a maior mudança de uso da terra nesse bioma. É importante salientar que os manejos agrícolas com revolvimento intenso do solo para o cultivo de culturas anuais têm acelerado o processo de degradação das condições químicas, físicas e biológicas dos solos do Cerrado (RESCK, 1997).

A conversão do Cerrado iniciou-se com a introdução de gramíneas africanas no estado de Goiás, e a maior parte das pastagens plantadas é constituída pelo gênero *Brachiaria* spp. Estima-se que existem 50 milhões de hectares são plantados com pastagens, ocupando cerca de 25% da área total dessa região (VARELLA et al., 2004).

A expansão da cultura da soja tem sido intensa no Brasil, ocorrendo em todas as regiões, destacando-se principalmente os Estados de Tocantins, Mato Grosso e Rondônia (Figura 1) (PRADO et al., 2001). Estima-se que há cerca de 90 milhões de hectares intactos e aptos ao cultivo de culturas anuais que podem ser incorporados no complexo produtivo (EMBRAPA, 2004).



Figura 1 - Expansão da cultura da soja na Amazônia.

No estado do Mato Grosso, local de maior expansão da cultura da soja, foram plantados 6,1 milhões de hectares na safra 2004/2005, com produção de 16,9 milhões de toneladas de grãos e produtividade aproximada de 2810 kg ha^{-1} . As micro-regiões que possuem maior área plantada são Alto Tele Pires e Percis, concentrando quase a metade da produção de soja no estado (CONAB, 2005).

2.1.2 Dinâmica da matéria orgânica nos solos de Cerrado e sistemas agropastoris

Em solos tropicais, a MOS exerce um elevado grau de importância, pois é responsável pela maioria das propriedades coloidais do solo relacionadas com o crescimento das plantas. O conteúdo de MOS é basicamente o resultado da adição e decomposição dos resíduos no solo, uma vez que a taxa de decomposição dos resíduos no solo é resultado das características extrínsecas dos materiais como da interação com a fração mineral e biológica do solo (URQUIAGA et al., 2006).

A MOS constitui um reservatório heterogêneo de carbono (C) e nitrogênio (N) e apresenta uma complexa combinação de materiais que diferem em origem, composição e dinâmica (CHRISTENSEN, 2000; CARTER, 2001). A recalcitrância dos materiais constituintes, a formação de complexos organo-minerais com partículas de argila e a oclusão em agregados constituem os principais fatores de estabilização (CHRISTENSEN, 2000).

A introdução de sistemas agrícolas em áreas com vegetação nativa nos trópicos geralmente resulta em uma rápida perda de carbono (C) orgânico, em virtude da combinação entre altas temperaturas e umidade (SCHOLES; BREEMEN, 1997). Na região do Cerrado, as reduções do C orgânico em decorrência das intervenções antrópicas têm sido menores do que em solos sob florestas (TOGNON; DEMATTÊ; MAZZA, 1997), podendo até ocorrer a manutenção dos teores iniciais (SILVA, 1997).

O acúmulo de C em frações lábeis da MOS tem sido relacionado à sua proteção física no interior de agregados, em consequência da indisponibilidade aos microrganismos e suas enzimas (FELLER; BEARE, 1997). A MOS protegida no interior de agregados apresenta um tempo de permanência no solo maior do que a MOS livre, sendo esta proteção maior nos microagregados do que nos macroagregados (BUYANOVSKY et al., 1994).

Dentre os diversos enfoques que têm sido dados à caracterização da qualidade da MOS (TIESSEN; STEWART, 1983; STEVENSON; ELLIOT, 1989; CHRISTENSEN, 1992), a análise das frações separadas fisicamente vem se destacando, pois acredita-se que tais frações estão associadas a funções específicas na dinâmica da MOS (STEVENSON; ELLIOT, 1989).

Com o objetivo de identificar em quais compartimentos o C está acumulando, têm sido utilizadas técnicas de fracionamento físico da MOS que podem ser granulométricas (FELLER; BEARE, 1997; WANDER; BIBART; AREF, 1998; NEEDELMAN et al., 1999), densimétricas (GOLCHIN et al., 1994), ou uma mistura de ambas (SIX et al., 1998). A combinação de

fracionamento físico com análise isotópica de ^{13}C das frações tem se mostrado sensível para detectar mudanças na dinâmica da MOS após a conversão de vegetação nativa em agroecossistemas (ROSCOE et al., 2001; SÁ et al., 2001; ROSCOE; BUURMAN, 2003).

A tendência de acúmulo de C das frações mais grosseiras (210-2000 μm) para as frações mais finas ($< 20 \mu\text{m}$) da matéria orgânica indicam a ocorrência de associações que formam complexos organo-sílticos e organo-argílicos (FELLER, 1996 citado por SÁ et al., 2001). A matéria orgânica das frações granulométricas mais grosseiras atua como fonte de energia para a biomassa microbiana e os compostos orgânicos estáveis liberados desse processo atuam como agente de ligação das frações mais finas (SÁ et al., 2004).

Comparando os sistemas plantio convencional e plantio direto com 22 anos de implantação em um Latossolo Vermelho em Tibagi, foi observado um aumento no conteúdo de C das frações no sistema plantio direto, principalmente na camada superficial (0-2,5 cm), e isso se deve a transformação dos resíduos acumulados pela atividade microbiana (SÁ et al., 2001).

Em áreas de Cerrado existe a possibilidade de sistemas específicos, como as pastagens, aumentarem os teores de C total do solo, contribuindo para o seqüestro do C atmosférico, ao contrário dos sistemas convencionais (com revolvimento sistemático do solo) que tendem a atuar em sentido oposto (CORAZZA et al., 1999).

Em condições de Cerrado as pastagens cultivadas, quando são bem manejadas, geralmente promovem a manutenção e o acúmulo de MOS. As grandes produções de resíduos associadas ao não distúrbio do solo, favorecem o processo de acúmulo de MOS. Estimando os estoques de C em pastagens sob diferentes tipos de manejo em solos de Cerrado, Silva et al. (2004) verificaram tanto perdas ($-0,87 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) quanto acúmulo ($3 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de C nos

sistemas analisados. Segundo os mesmos autores, pastagens bem manejadas, com adubação de manutenção e consórcio com leguminosas, favorecem o acúmulo de C no solo, enquanto pastagens degradadas e super pastejadas tendem a perder C.

Alterações nos teores e nos estoques de C e N total do solo foram verificadas em sistemas de manejo implantados em um Latossolo Vermelho distrófico típico no Cerrado goiano, sendo a pastagem um sistema promissor em aumentar os estoques de C orgânico do solo, por apresentar em profundidade um aumento em relação ao Cerrado nativo (D'ANDRÉA et al., 2004).

O sistema convencional de uso da terra aplica a aração e a gradagem no preparo do plantio. Este manejo é considerado o mais agressivo para o solo, com grande poder de degradação e redução da MOS (BAYER; MIELNICZUK, 1999; RESCK et al., 1999). Em relação ao sistema plantio direto, os resultados de pesquisa ainda não são conclusivos quanto ao acúmulo de C nesse sistema. Alguns estudos relatam incrementos nos teores de MOS (CORAZZA et al., 1999; BAYER et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2004), enquanto outros trabalhos não mostraram diferenças significativas em relação ao sistema natural ou ao plantio convencional (FREITAS et al., 2000; ROSCOE; BUURMAN, 2003). As diferenças nos resultados podem ser atribuídas as condições específicas de cada sistema (tipo de solo, rotação/sucessão de culturas, condições climáticas e tempo de implantação do manejo).

Os estoques de carbono estão diretamente relacionados com a textura do solo, havendo uma clara tendência de aumento com a elevação dos teores de argila. Esta tendência está relacionada com a proteção física e química que a fração argila exerce sobre a MOS (FELLER; BEARE, 1997; CHRISTENSEN, 2000; ROSCOE; MACHADO, 2002). O cultivo contínuo de soja no Cerrado por cinco anos usando grades pesadas em três tipos de solo diminuiu a MOS em 80% nos solos arenosos e em 41% naqueles com mais de 30% de argila (SILVA, LEMAINSKI; RESCK, 1994).

Em Passo Fundo (RS), um estudo sobre a mudança nos estoques de C e N em um Latossolo Vermelho com 13 anos de cultivo utilizando o plantio direto e o plantio convencional com rotação de culturas mostrou que não houve diferenças significativas entre os sistemas, com exceção dos tratamentos com leguminosas fixadoras de N (SISTI et al., 2004). Na mesma região, o cultivo da soja nos dois sistemas de plantio em um período de 11 anos mostrou que, em relação ao solo de floresta natural, houve um declínio no conteúdo de C no solo (0-5 cm) na ordem de 48% no plantio convencional e 23% no plantio direto (MACHADO; SILVA, 2001).

Composição isotópica do solo

A MOS formada na vegetação de floresta e pastagem é normalmente classificada com diferentes composições de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, uma vez que as vegetações apresentam diferentes vias fotossintéticas. Florestas tropicais são caracterizadas com ciclo fotossintético C3, enquanto que as pastagens tropicais plantadas normalmente apresentam o ciclo C4. A diferença entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ na vegetação de florestas ($\approx -28\text{‰}$) e pastagem ($\approx -13\text{‰}$) tem contribuição relativa do C proveniente da pastagem e da floresta e do reservatório de C total do solo (CERRI et al., 1985).

Quando uma nova vegetação com ciclo fotossintético diferente da anterior é introduzida, os valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ podem ser usados para identificar a matéria orgânica do solo derivada dos resíduos da vegetação original e os da nova vegetação (BERNOUX et al., 1998). As fontes e a ciclagem da matéria orgânica após a conversão de sistemas naturais (florestas, cerrado e campo nativo) para culturas agrícolas ou pastagens têm sido estudadas com o auxílio da técnica isotópica com $\delta^{13}\text{C}$ baseada na mudança da vegetação do ciclo C3 para C4 (MORAES et al., 1996; NEILL et al., 1996; NEILL et al., 1997a; BERNOUX, 1998; SÁ et al., 2001; MORAES et al., 2002; SISTI et al., 2004). Quando se trata de sistemas com rotações de culturas, é importante

salientar que não é possível separar a contribuição por cada tipo de vegetação, somente por ciclo fotossintético (C3 ou C4).

Os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ de um Latossolo Vermelho em Passo Fundo (RS) indicaram que sob plantio direto, a decomposição da MOS original não foi afetada por culturas com diferentes rotações, mas sob cultivo convencional, as rotações com leguminosas fixadoras de N estimularam a decomposição da MOS original (SISTI et al., 2004).

Em Sinop (MT), estudando um Latossolo Amarelo em sob diferentes sistemas de manejo do solo (plantio direto e plantio convencional) e floresta, Siqueira neto et al. (2004) determinou a contribuição do tipo de vegetação (C3 e C4) na MOS. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ aumentaram com a profundidade e a diferença dos valores foi significativa nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm), onde os tratamentos floresta e plantio convencional apresentaram valores característicos de plantas C3 e o sistema plantio direto apresentou valores médios característicos de mistura entre plantas C3 e C4.

Com o auxílio de $\delta^{13}\text{C}$ em uma seqüência floresta-pastagem um Argissolo Vermelho Amarelo e um Latossolo Vermelho Amarelo na bacia amazônica, Moraes et al. (2002) conseguiram quantificar e diferenciar as duas fontes de C do solo sob pastagem, identificando o C remanescente da floresta e o introduzido pela pastagem.

Estudando os sistemas pastagem, plantio convencional e plantio direto em um Latossolo Vermelho Amarelo em Rio Verde (GO), Siqueira Neto (2006) observou que o Cerrado apresentou valores característicos de plantas C3 ($\approx -25 \text{ ‰}$), enquanto que as demais áreas apresentaram valores médios característicos da mistura entre plantas C3 e C4 (-16 a -14 ‰). Mesmo depois de sete anos com cultivo de milho e dezessete anos de implantação pastagem, aproximadamente 15 % do estoque de C no solo ainda foi proveniente da vegetação tipo C3, provavelmente do Cerradão.

Do mesmo modo que o C, o N é um elemento relevante nos estudos da MOS, sendo um dos nutrientes com dinâmica mais pronunciada no sistema. É o nutriente que mais limita o desenvolvimento, a produtividade e a biomassa da maioria das culturas (LOPES et al., 2004), e é absorvido em maiores quantidades pelas maiorias das culturas, especialmente as gramíneas (incluindo as pastagens). O N pode ser disponibilizado às culturas através da fixação biológica (no caso das leguminosas), da matéria orgânica do solo, da reciclagem dos resíduos de culturas anteriores e de fertilizantes nitrogenados de origem mineral ou orgânica.

Quando se trata de vegetação nativa, as características desse sistema promovem uma ciclagem fechada, com menor disponibilidade de N (DAVIDSON et al., 2000). Sua maior parte está na fração orgânica (mais de 90%), e cerca de 10% na forma inorgânica (nitrato, nitrito e amônio) que está mais prontamente disponível. Estas formas inorgânicas, apesar de responderem por pequena parcela do N total, são de extrema importância do ponto de vista nutricional, visto que são as formas absorvidas pelos vegetais e microrganismos (STEVENSON, 1986).

Variações na composição isotópica do N do solo são comumente observadas em florestas e pastagens bem drenadas. A entrada de N no solo através da liteira das plantas tem baixos conteúdos de ^{15}N , com valores para a liteira da floresta variando entre -8 e 0‰. Próximo a superfície do solo há maior abundância de ^{15}N , com valores de 6 a 12 ‰ nas camadas de 20 a 60 cm (LETOLLE, 1980). Em geral, há um enriquecimento de ^{15}N com a profundidade em solos de floresta e em solos cultivados (KARAMANOS; RENNIE, 1980; WADA et al., 1984). Estudos mostraram que a conversão de florestas tropicais para sistemas agrícolas e pastagem aumentaram as taxas de mineralização e nitrificação, aumentando conseqüentemente os valores de $\delta^{15}\text{N}$ no solo (LUIZÃO; BONDE; ROSSWALL, 1992; NEILL et al., 1995; PICCOLO et al., 1996).

A composição isotópica aparente de C e N na superfície do solo pode ser controlada por uma mistura de nova entrada de liteira que foi misturada com ^{15}N e ^{13}C mais velho, mais a MOS altamente decomposta que é relativamente enriquecida com ^{15}N e ^{13}C (NADELHOFFER; FRY, 1988).

Martinelli et al. (1999) relataram que os solos de florestas tropicais são mais enriquecidos em ^{15}N que florestas temperadas. Os altos valores de ^{15}N em florestas tropicais sugerem que a ciclagem de N aberta com maiores perdas desse nutriente são mais comuns nos trópicos.

A variação da abundância natural da estabilidade de isótopos do nitrogênio ^{15}N é causada por mudanças químicas de fase ou por transformações biológicas dos compostos de nitrogênio durante o metabolismo e utilização (DELWICHE; STEYN, 1970). Em sistemas de pastagens, muito N é reciclado pelas excretas de animais. Uma vez depositado no solo, o N está sujeito a várias transformações microbianas, podendo ser imobilizado pela biomassa microbiana do solo (KIRCHMANN, 1985), perdido do sistema por volatilização (SOMMER; OLESEN, 1991), nitrificado ou absorvido pelas plantas imediatamente após a deposição.

Componentes microbianos do solo

De acordo com Yamada e Abdalla (2000), as perdas de N ocorrem na forma de gases liberados para a atmosfera, ocasionados pela volatilização da amônia (NH_3); pela desnitrificação, resultado da redução dissimilatória realizada por bactérias originárias do solo capazes de reduzir nitrato em nitrito (NO_2^-) e gases nitrogenados (NO , N_2O e N_2); e por imobilização biológica, com a diminuição da disponibilidade de N na solução. Também deve-se considerar as perdas por lixiviação de N na forma de nitrato (NO_3^-).

A mineralização do N-NH_4^+ da matéria orgânica do solo ocorre por processos de transformação microbiana. Essa é a principal fonte de disponibilizar N para as plantas em muitos

ecossistemas florestais e as taxas de mineralização do N podem ser reguladoras da produtividade em muitas florestas (NADELHOFFER; ABER; MELILLO, 1983; PASTOR et al., 1984). As taxas de produção de NO_3^- para NH_4^+ no processo de nitrificação influencia as perdas de N através de lixiviação e conversão para gases nitrogenados (VITOUSEK; MELILLO, 1979; MELILLO, 1981; ROBERTSON; TIEDJE, 1984; NEILL et al., 1995).

Neill et al. (1995) observaram que o desmatamento da floresta e conversão para pastagem agrícola mudou a distribuição do reservatório de N inorgânico do solo em um Podzólico Vermelho-Amarelo. Na floresta natural, os teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) se igualavam, enquanto que nos solos com pastagem a forma de N inorgânico predominante foi o NH_4^+ . Matson et al. (1990) e Luizão et al. (1992), ambos com estudo em Latossolos na região de Manaus relataram mudanças similares na conversão floresta-pastagem.

Estudando um Latossolo Vermelho distrofico, constatou-se que a predominância de N mineral neste tipo de solo do Cerrado é NH_4^+ , com baixas taxas de nitrificação (NARDOTO; BUSTAMANTE, 2003). Quando ocorre a conversão do sistema nativo para sistemas agrícolas há um aumento nos teores de NO_3^- . Neste mesmo tipo de solo, D'Andréa et al. (2004) verificaram que a forma predominante de N mineral no Cerrado nativo e na pastagem, ao longo de praticamente todo o perfil foi a amoniacal, enquanto nos sistemas com culturas anuais, os teores de NO_3^- superaram os de NH_4^+ .

A mineralização da MOS, da qual fazem parte as reações de amonificação e nitrificação, nitrificação e nitratação, transforma, em média, de 2 a 5% do N orgânico por ano, processo que pode ser influenciado pelo uso e manejo do solo, como em áreas com pastagens, nas quais a forma amoniacal é favorecida por substâncias excretadas pelas raízes das gramíneas, que inibem a nitrificação, e pela existência de menores valores de pH, que ocorrem, geralmente, nessas condições (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

A umidade do solo pode ser um importante controlador do reservatório de N inorgânico do solo e conduzir as taxas de transformação de N para a disponibilidade de NO_3^- . No entanto, essa relação pode ser complexa e mediada pelo balanço entre a mineralização líquida de N e imobilização do N pelos microrganismos, que respondem de formas diferentes dependendo do teor de umidade do solo. Neill et al. (1995) observaram que a taxa de nitrificação líquida em um Podzólico Vermelho-Amarelo decresceu com o aumento da umidade do solo, provavelmente devido ao decréscimo da disponibilidade de O_2 com a alta umidade do solo. Estudos realizados por Steudler et al. (1991) e Garcia-Méndez et al. (1991) também mostraram baixas taxas de nitrificação líquida com aumento da umidade do solo em sistemas florestais.

Independente do sistema de uso da terra utilizado, a atividade biológica ocorre com maior intensidade na camada superficial do solo. A comunidade microbiana do solo é influenciada pela temperatura, umidade e aeração do solo, disponibilidade de nutrientes e pelos substratos orgânicos. Estes fatores podem ser modificados pelo sistema de manejo do solo, em função da forma como os resíduos culturais são incorporados e do grau de revolvimento do solo (VARGAS; SCHOLLES, 2000).

Características microbianas do solo estão sendo cada vez mais avaliadas como indicadores sensíveis da sua qualidade (STABEN et al., 1997; TRASAR-CEPEDA et al., 1998; WICK et al., 1998; DEBOSZ et al., 1999; STAMATIADIS et al., 1999a,b; GLOVER et al., 2000; ISLAN; WEIL, 2000; LEIRÓS et al., 2000; MURAGE et al., 2000), dado a relação entre a atividade e diversidade microbiana, qualidade do solo e da vegetação e sustentabilidade do ecossistema (DORAN et al., 1994).

A biomassa microbiana, respiração, quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) e atividade enzimática podem ser utilizados como indicadores da qualidade do solo (DICK, 1994.; WARDLE; GHANI, 1995; BROOKES, 1995; GILLER et al., 1998). Os microrganismos responsáveis pela

decomposição e mineralização da fração orgânica utilizam parte dos compostos contidos nos resíduos como fonte de nutrientes e energia para a formação de biomassa (BROOKES, 1995). A respiração do solo, o qCO_2 e a atividade enzimática do solo são indicadores adequados da atividade microbiana e das modificações que ocorrem no solo devido as adições de resíduos de plantas e animais, opções de manejo e conteúdo de poluentes no solo (ANDERSON; DOMSCH, 1990; DICK, 1994; BROOKES, 1995; WARDLE; GHANI, 1995).

A taxa de respiração basal do solo consiste na medida da produção de CO_2 resultante da atividade metabólica no solo de microrganismos, de raízes vivas e de macrorganismos como minhocas, nematóides, entre outros (PARKIN; DORAN; FRANCO-VIZCANO, 1996). A atividade dos organismos no solo é considerada um atributo positivo para a qualidade, sendo a respiração do solo um indicador sensível da decomposição de resíduos, formação e decomposição do carbono orgânico do solo e de perturbações no ecossistema (PAUL et al., 1999).

A taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana do solo (BMS) ou quociente metabólico (qCO_2) é uma variável ecofisiológica da atividade específica e foi proposta por Anderson; Domsch (1985). Tem sido utilizada como um indicador de estresse microbiano e interpretado como “eficiência microbiana”, visto que quanto maior é a eficiência da BMS na utilização de recursos do ecossistema, menos carbono é perdido como CO_2 pela respiração e maior proporção de carbono é incorporada aos tecidos microbianos (BARDGETT; SAGGAR, 1994). Desta maneira, um índice baixo de qCO_2 indica menor taxa de respiração em relação a uma mesma BMS. Assim, solos sob estresse (com condições desfavoráveis, limitações de nutrientes, baixo pH, entre outros) podem apresentar valores mais altos de qCO_2 do que solos que não sofreram qualquer distúrbio (WARDLE, 1994).

Freqüentemente, solos com alto quociente metabólico são dominados por organismos colonizadores de crescimento rápido, como plantas daninhas, que para serem eliminadas entre

das culturas necessitam de herbicidas (SAKAMOTO; OBO, 1994). Atividade respiratória específica geralmente é maior com a elevação da temperatura do ar e a precipitação, mostrando associação direta com a umidade do solo (INSAM, 1990; ALVAREZ et al., 1995).

O teor de C da BMS é influenciado pelo uso da terra, sendo importante indicador da alteração imposta pelo cultivo do solo (CATTELAN; VIDOR, 1990; DE-POLLI; GUERRA, 1996). A redução da biomassa microbiana pode resultar em menor estabilidade de agregados e desencadear o processo de degradação do solo. Estudos mostraram que o sistema plantio convencional reduz significativamente a biomassa microbiana e a atividade enzimática do solo, mesmo não havendo mudança no C orgânico total (MERCANTE; FABRICIO; GUIMARÃES, 2000; ROSCOE et al., 2000).

A redução das frações mais ativas da MOS, como a fração leve livre e o C da biomassa microbiana, podem afetar os diversos processos de ordenação do solo. As evidências indicam que sistemas convencionais, mesmo com rotações de culturas que garantam elevadas taxas de entrada de resíduos, podem não ser adequado para manter os teores e as funções da MOS, principalmente em solos de textura média e arenosa (ROSCOE, 2005).

Avaliando o C da biomassa microbiana do solo sob vegetação nativa (Cerradão) e sistemas agrícolas anuais e perenes em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico na região de Primavera do Leste (MT), foi verificado que em relação ao sistema nativo, os demais sistemas de cultivo apresentaram reduções do C da BMS até a profundidade de 20 cm (MATSUOKA; MENDES; LOUREIRO, 2003).

Reduções na biomassa microbiana em diferentes tipos de solo de Cerrado sob uso agrícola em relação a vegetação nativa também foram observadas por Maciel et al. (1996); Mercante et al. (2000), Oliveira (2000) e Mendes (2002).

2.1.3 Mudança do uso da terra e emissões de gases do efeito estufa no Cerrado

O efeito estufa é gerado pela presença de gases que retêm a radiação infra-vermelho na atmosfera, evitando que esta se disperse no espaço. Dentre os gases causadores do efeito estufa (GEEs), destacam-se o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), sendo estes responsáveis por aproximadamente 50, 15,5 e 5 % do forçamento radioativo causador do efeito estufa (IPCC, 2007)

O setor agrícola, mundialmente, produz 47 e 84% das emissões antropogênicas de CH_4 e N_2O , respectivamente, e aproximadamente 5% das emissões de CO_2 (RICE, 2006). No Brasil, a mudança de uso da terra é uma das principais causas do aumento das emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O da biosfera para a atmosfera (BERNOUX et al., 2001; SCHUMAN et al., 2002).

A dinâmica dos fluxos de gases é alterada pela mudança do uso da terra e pelos sistemas de manejo aplicados ao solo. A decomposição aeróbia do C produz CO_2 , enquanto a decomposição anaeróbia produz CH_4 e a desnitrificação conduz a formação de N_2O . Dependendo das concentrações de gases produzidos pela desnitrificação (N_2O e NO) e das quantidades emitidas para a atmosfera, podem contribuir para a destruição da camada de ozônio (O_3) da estratosfera e troposfera terrestre (SIQUEIRA; FRANCO, 1988). Em ecossistemas florestais, onde a entrada através da liteira e dos exudados das raízes é a fonte lábil do C orgânico do solo, alterações espaciais e temporais dessas variáveis biológicas poderia ter uma grande influência na emissão de CO_2 e N_2O (MONTIEL et al., 2004).

A matéria orgânica presente nos solos da terra é uma grande reserva de carbono (C) que pode atuar como um dissipador ou fonte de CO_2 atmosférico (LUGO; BROWN, 1993; RAICH; POTTER, 1995). Devido a mudança de uso da terra provocada pela ação humana, tais como a transformação de ecossistemas naturais em agroecossistemas, ter o potencial de alterar significativamente a dinâmica da MOS destes solos (SCHLESINGER, 1984), estimar o

reservatório da MOS e a taxa de retorno em sistemas naturais e modificados pelo homem é fundamental para estimar os fluxos de C entre o solo e a atmosfera.

Importantes fontes tropicais de emissões CH_4 para a atmosfera incluem o desflorestamento, confinamento do gado, queima da biomassa para mudança do uso da terra e cultivo de arroz irrigado (HOUGHTON, 1990; LENG, 1993; FEARNSTIDE, 1997).

Na Amazônia brasileira, as emissões derivadas da queima de biomassa aumentaram na década de 80 devido a aceleração nas taxas de desflorestamento para projetos de colonização que criaram incentivos fiscais para a expansão agrícola em áreas remotas da Amazônia (MOLION, 1991; HECHT, 1993; BROWDER; GODFREY, 1997). Tradicionalmente, a queima de biomassa é usada para converter florestas tropicais para agricultura itinerante, agricultura permanente, e/ou pastejo de animais.

Modificações na matéria orgânica do solo e ciclagem de nutrientes podem mudar a magnitude e a direção dos fluxos de gases (CO_2 , CO, NO e N_2O) como ter impactos significativos na atmosfera. Mais recentemente, variações sazonais nas emissões desses gases têm sido intensamente avaliadas em áreas de Cerrado nativo (KISSELLE et al., 2000; PINTO et al., 2002). Os dados de fluxos de gases em agroecossistemas de Cerrado são escassos (DAVIDSON; BUSTAMANTE; PINTO, 2001), porém têm sido estudados mais recentemente por alguns autores (CARVALHO, 2006, SIQUEIRA NETO, 2006) devido ao aumento expressivo das áreas com uso agrícola nesse bioma.

Embora exista uma grande diversidade de solos da Amazônia, uma característica comum é a relativa abundância de ciclagem de N em ecossistemas florestais (MARTINELLI et al., 1999). Em solos arenosos, como em alguns solos estudados próximos a Manaus por Matson et al (1990), os fluxos de N_2O medidos durante o período de 6 semanas foram mais baixos do que aqueles próximos aos locais com textura fina relatados por Luizão et al. (1989).

As taxas de transformação de N, através de processos de nitrificação e desnitrificação, também estão relacionadas com as emissões de N₂O. Baixas emissões de N₂O são comumente observadas em savanas bem-drenadas. Tanto as bactérias nitrificadoras quanto as desnitrificadoras produzem N₂O, mas a maior parte das emissões ocorre por desnitrificação sob condições anaeróbias (LEVINE et al., 1996; SANHUEZA et al., 1990). Estudos identificaram aumento das perdas de N₂O devido aos distúrbios provocados pelo corte de florestas (KELLER et al., 1993; MATSON; VITOUSEK, 1987; STEUDLER et al., 1991), e tratando-se de sistemas agrícolas, pode-se observar menores fluxos de N₂O em pastagens velhas do que na floresta original (KELLER et al., 1993).

A baixa disponibilidade de N em solos de Cerrado, presumidamente se dá pelas perdas com fogo freqüente, como contribui para as baixas emissões do solo e gases nitrogenados (PINTO et al., 2002). As informações disponíveis atualmente para o Cerrado indicam que a conversão do Cerrado nativo para sistemas agrícolas tem aumentado modestamente as emissões de N₂O. Provavelmente o clima do Cerrado, caracterizado por meses de seca, não favoreça grandes emissões de N₂O (DAVIDSON et al., 2001).

Estudando os fluxos de gases em latossolos na região de Brasília, Varella et al (2004) não encontraram diferenças significativas nas emissões de C-CO₂ entre as áreas de pastagem e Cerrado nativo, porém houve diferenças foram observadas, com menores emissões na estação seca e maiores emissões na estação úmida nos dois sistemas estudados.

Na conversão de Cerrado nativo para agricultura em Vilhena (RO) em um solo com textura variando de argilosa a arenosa, as emissões de CO₂ e N₂O foram maiores em áreas de Cerrado do que nos locais cultivados com plantio convencional (1 e 2 anos) e plantio direto (1 a 4 anos). A absorção de CH₄ sob condições naturais foi em média 30% mais rápida do que nos sistemas de cultivo, exceto para o primeiro ano com plantio convencional (FEIGL et al., 2004).

Em Rio Verde (GO), as emissões de gases do efeito estufa (CH_4 e N_2O) em um Latossolo vermelho amarelo distrófico (50-70% de argila) com diferentes sistemas de manejo (Campo nativo, pastagem, plantio convencional e plantio direto com 8, 10 e 12 anos de implantação), foram afetados pela sazonalidade climática, com menores emissões nos meses de inverso (período seco) e maiores emissões no verão (período chuvoso). Já os fluxos de metano não apresentaram relação com as variações climáticas, apresentando emissões somente no sistema pastagem (SIQUEIRA NETO, 2006).

2.2 Material e métodos

2.2.1 Localização e descrição das áreas de estudo

A partir de visitas preliminares a região sul-sudeste da Amazônia foram selecionadas duas fazendas, Santa Lurdes ($13^{\circ}50'03''$ S e $59^{\circ}37'18''$ WO) e Santa Tereza ($13^{\circ}50'00''$ S e $59^{\circ}37'18''$ WO), localizadas na BR 364 (km 1051 a 1056) da cidade Comodoro no estado do Mato Grosso (Figura 2).

O tipo de solo predominante é o Neossolo Quartzarênico (EMBRAPA, 1999). O relevo é Planalto Percis e a altitude varia de 627 a 633 metros acima do nível do mar, apresentando-se sob a grande bacia do Amazonas com formação geológica do Fanerozóico.

A região apresenta grande potencial para o cultivo de culturas anuais, em função de solos bem drenados e topografia variando de plana a suavemente ondulada. A vegetação predominante é de Cerrado *sensu stricto*-típico, apresentando cobertura arbórea de até 50% com altura média de três a seis metros.

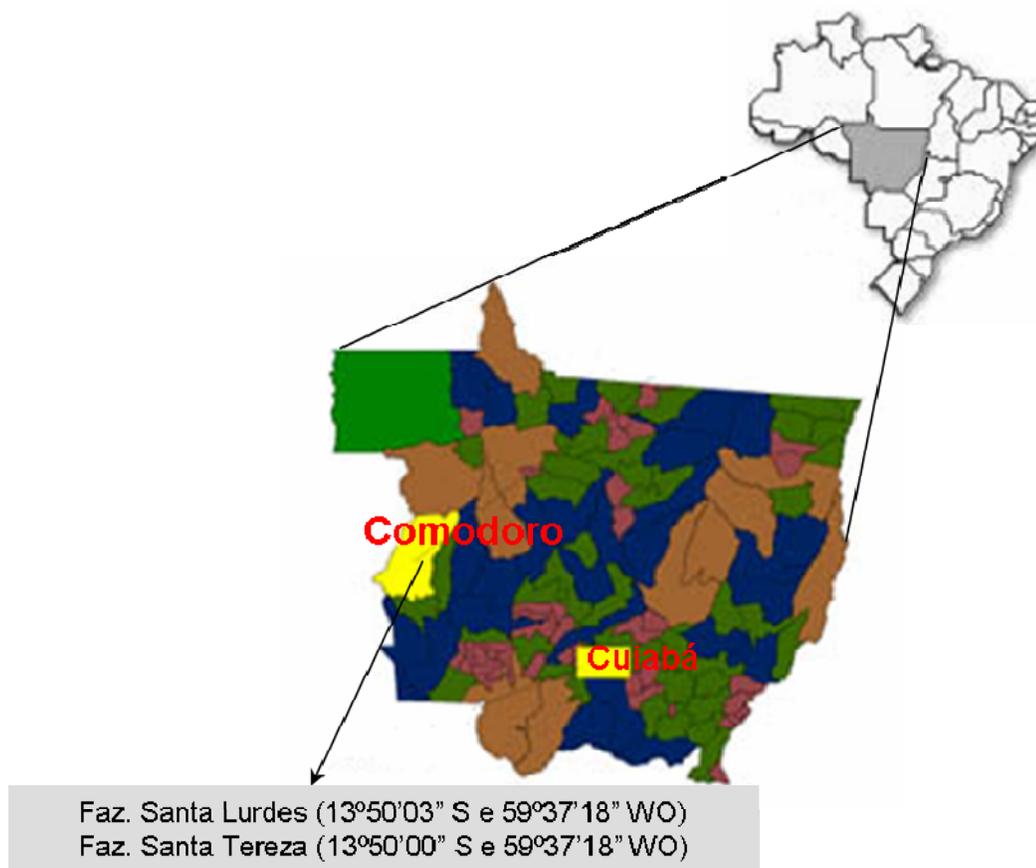


Figura 2 - Localização das fazendas Santa Lurdes e Santa Tereza em Comodoro (MT).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima local é do tipo Aw (Tropical Chuvoso), com chuvas concentradas no verão (outubro a abril), e período seco é bem definido durante a estação de inverno (maio a setembro) (Figura 3). A média anual da precipitação pluviométrica nos últimos quinze anos é 1900 mm ano^{-1} e a temperatura média é 26° C (COMODORO, 2007).

As áreas de estudo foram selecionadas levando-se em consideração a representatividade do histórico de uso da terra, as facilidades logísticas e a textura do solo, visto que o Neossolo Quartzarênico foi incorporado recentemente no processo de produção de grãos em áreas de Cerrado.

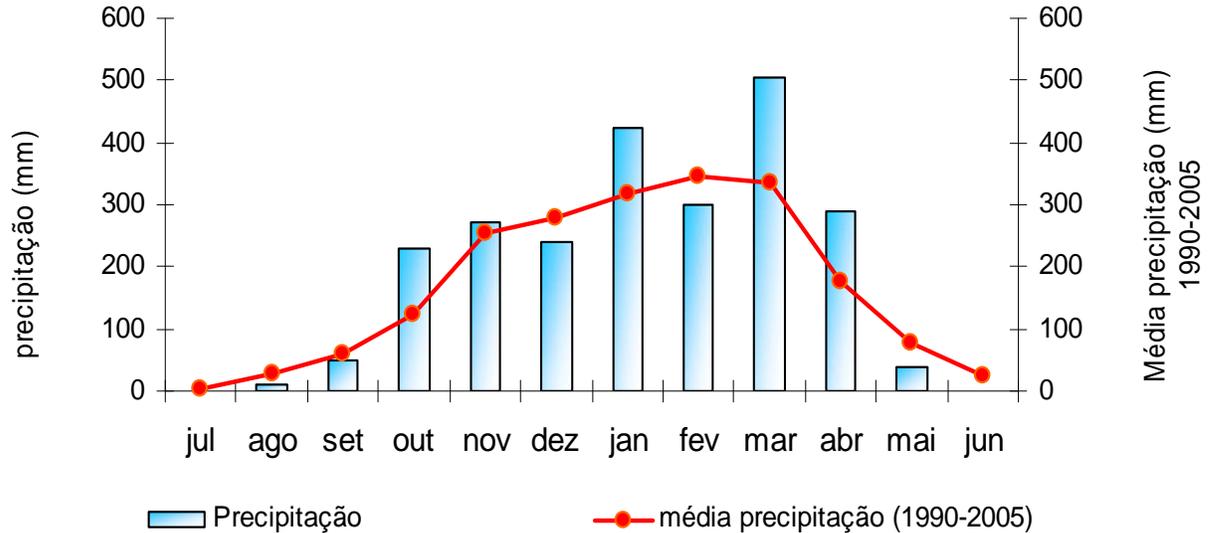


Figura 3 – Distribuição mensal da precipitação pluviométrica no período de julho de 2005 a junho de 2006 em Comodoro (MT) e no período de 1990 a 2005. (Fonte: COMODORO, 2007).

2.2.2 Delineamento Experimental

O delineamento experimental foi constituído de sete áreas de estudo, utilizando delineamento inteiramente casualizado com cinco repetições, e estão abaixo relacionadas:

- *Cerrado nativo (CER)*: ponto de referência deste estudo, com composição florística de Cerrado *sensu stricto*-típico e o solo na sua condição natural;
- *Plantio Convencional com um ano de implantação (CS1)*: após o desmatamento a área foi cultivada um ano com a cultura da soja (*Glycine max* [L.] Merr.) com sistema plantio convencional (SPC);

•*Plantio Convencional com quatro anos de implantação (CAS3)*: após o desmatamento a área foi cultivada um ano com arroz (*Zea mays* L.) e três anos com a cultura da soja (*Glycine max* [L.] Merr.) sob SPC;

•*Plantio Convencional com quatro anos de implantação (CAS/Sor3)*: após o desmatamento a área foi cultivada um ano com arroz (*Zea mays* L.) sob SPC e três anos com soja (*Glycine max* [L.] Merr.) e sorgo (*Sorghum bicolor* [L.] Moench) em rotação de culturas;

•*Plantio Convencional com quatro anos de implantação (CAS/M3)*: após o desmatamento a área foi cultivada um ano com arroz (*Zea mays* L.) sob SPC, e três anos com soja (*Glycine max* [L.] Merr.) e milho (*Pennisetum glaucum* [L.] R. Br.) em rotação de culturas;

•*Pastagem (CAP22)*: após o desmatamento a área foi cultivada um ano com arroz (*Zeamays* L.) sob SPC e vinte e dois anos com pastagem de braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf), permanecendo sem reforma e caracterizada por pastejo intensivo com bovinos, sendo considerada como pastagem de baixa produtividade;

•*Plantio direto com cinco anos de implantação (CAP13S/M5)*: após o desmatamento o solo foi cultivado um ano com arroz (*Zea mays* L.) sob SPC e posteriormente com pastagem por treze anos sem reforma. Em seguida a área foi convertida ao sistema plantio direto (SPD) com o cultivo da soja (*Glycine max* [L.] Merr.) e do milho (*Pennisetum glaucum* [L.] R. Br.) em rotação de culturas por cinco anos.

A figura 4 representa a mudança do uso da terra das áreas de estudo na região de Comodoro (MT).

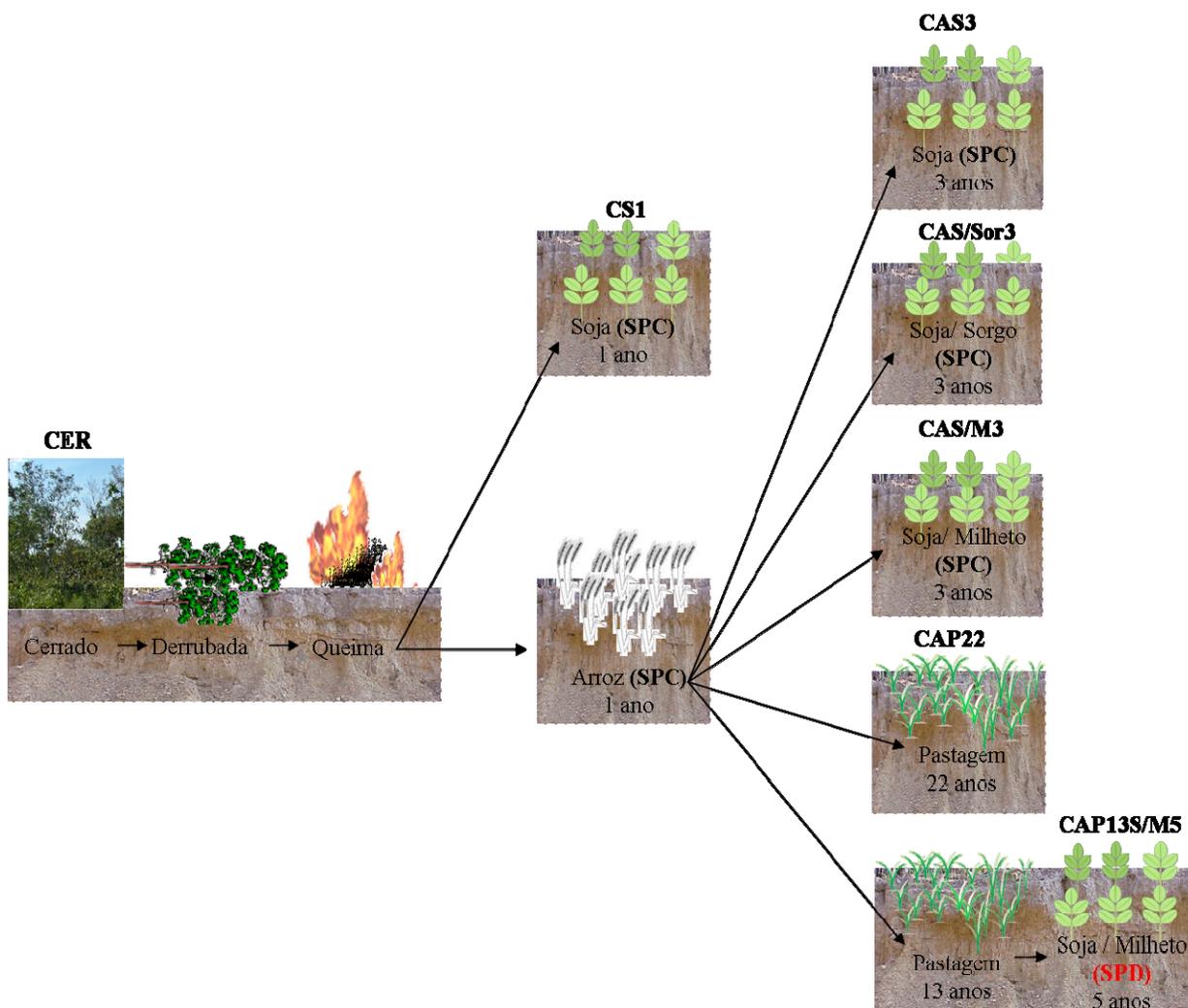


Figura 4 - Representação esquemática das áreas de estudo na região de Comodoro (MT) em relação ao ano de 2005.

Na primeira coleta realizada em julho de 2005, cada uma das áreas selecionadas foi amostrada em cinco trincheiras em uma área de 100 m² (Figura 5). Amostras de solo foram coletadas em quatro mini-trincheiras periféricas nas camadas 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm no perfil do solo. Na trincheira central foram amostradas as camadas 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 70-80 e 90-100 cm no perfil do solo.

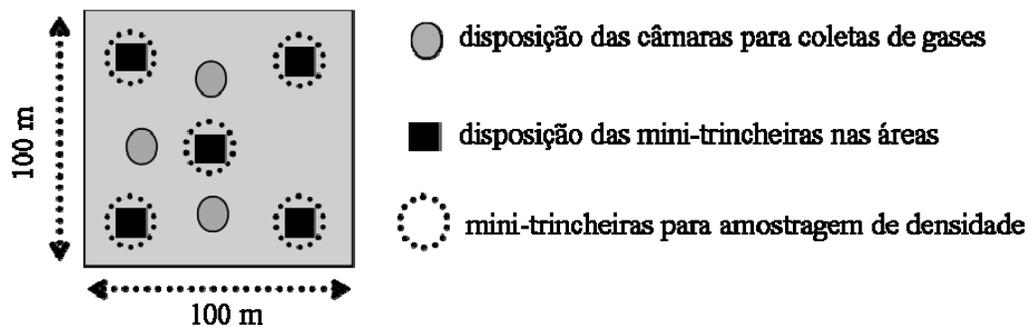


Figura 5 - Plano de coleta de amostras de solo e gases provenientes do solo.

Na segunda coleta realizada em fevereiro de 2006, as amostragens de solo foram feitas em cinco minitrincheiras nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm do solo.

Em julho de 2005, época de coleta que representou a época seca, as áreas CS1 e CAS3 encontravam-se com o solo descoberto em sistema de pousio, a área CAP13S/M5 encontrava-se com os resíduos da cultura do milho (pois passara um mês após a colheita) e as áreas CAS/Sor3 e CAS/M3 encontravam-se com sorgo e milho, no estágio final das culturas.

Em fevereiro de 2006, época de coleta que representou a estação chuvosa, as áreas com plantio da soja (CAP13S/M5, CS1, CAS3, CAS/Sor3 e CAS/M3) encontravam-se com a cultura no estágio final de desenvolvimento (época de colheita).

2.2.3 Caracterização físico-química da área de estudo

Na primeira coleta de solo, realizada em julho de 2004, as amostras foram coletadas com a finalidade de realizar análise a granulometria do solo, o pH (H_2O , KCl e $CaCl_2$) e a fertilidade do solo. Essa caracterização físico-química do solo foi feita para avaliar a fertilidade do solo, verificar a homogeneidade entre as áreas estudadas e conhecer as propriedades inerentes ao solo.

O manejo das culturas foi feito de forma bastante semelhante nos sistemas estudados. Em todos os tratamentos com a cultura da soja a adubação empregada foi 400 kg ha^{-1} de 02-24-12

(N-P₂O₅-K₂O) e em cobertura foi de 100 kg ha⁻¹ de KCl em área total, obtendo-se uma média de produtividade de 3000 a 3500 kg ha⁻¹ de grãos. Para as áreas CAS/Sor3 e CAMS/3 foram utilizados antes do plantio 200 kg ha⁻¹ de 02-24-12 (N-P₂O₅-K₂O) para uma produtividade média de grãos de 800 kg ha⁻¹ para o milho e 1200 kg ha⁻¹ para o sorgo. Na área CAP13S/M5, o cultivo do milho foi feito somente com o objetivo de produzir palhada, portanto não houve adubação de plantio.

Para correção da acidez do solo foram aplicados 3000 kg ha⁻¹ de calcário nas áreas com pastagem, preparo convencional e plantio direto antes da instalação das culturas.

A área com pastagem (CAP22) permaneceu sem reforma e reposição de nutrientes via fertilizantes desde a sua instalação.

A análise granulométrica foi realizada no Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas da ESALQ/USP (Piracicaba – SP), utilizando o método do densímetro (EMBRAPA, 1979).

O pH em H₂O e KCl foi determinado no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental e as cargas do solo foram estimadas através da relação entre o pH em KCl e o pH em H₂O, conforme descrito por Mekaru; Uehara (1972). As demais análises químicas foram realizadas no Laboratório de Solos do Centro de Ciências Agrárias (UFSCar), Araras (SP). O pH foi determinado em CaCl₂ (1 mol L⁻¹) usando a relação solo:solução de 1:2,5, conforme a metodologia proposta por Anderson; Ingram (1989). O fósforo (P) e os cátions trocáveis (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺) foram extraídos pelo método da resina trocadora de íons (RAIJ; QUAGGIO, 1983). P disponível foi quantificado por espectrofotometria e os teores de K⁺ por espectrometria de chama. O Ca²⁺ e Mg²⁺ foram determinados por espectrofotômetro de absorção atômica. A acidez potencial do solo foi determinada pelo método da Embrapa (1979), através da extração do H⁺+Al³⁺ com uma solução de Ca (OAc)₂ 1,0 mol L⁻¹ tamponada a pH 7,0. A capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T) e saturação por bases (V%) foram calculadas.

2.2.4 Teores e estoques de carbono e nitrogênio total do solo

Os estoques de C e N foram determinados nas amostras de solo coletadas em cada uma das áreas de estudo, com cinco repetições nas profundidades até 30 cm. As amostras para análise dos teores de C e N total foram secas ao ar, homogeneizadas, moídas, passadas em peneiras de 100 mesh e analisadas por combustão a seco no equipamento Carbo Erba (CHN1110), analisador acoplado ao espectrômetro de massa Finnigan Delta Plus no Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA – USP).

A densidade aparente do solo, para o cálculo dos estoques de C e N, foi determinada em amostras indeformadas, coletadas em julho de 2005 com anéis de aço inox. Cada camada de solo foi amostrada com um anel de mesmo diâmetro e altura correspondente a altura da camada (BLAKE; HARTGE, 1986). Os estoques de C e N do solo foram calculados de acordo com a equação 1:

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

Onde:

E = estoque de carbono, ou nitrogênio (Mg ha^{-1})

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

h = espessura da camada amostrada (cm)

C ou N = teor de carbono ou nitrogênio do solo (mg g^{-1})

Como a densidade do solo pode mudar após os manejos agrícolas, devem-se evitar erros nas estimativas de estoques quando a amostragem é baseada em uma profundidade fixa. Portanto, os estoques de C e N foram corrigidos para uma profundidade equivalente, isto é, uma profundidade no solo (primeiros 30 cm) nas áreas de estudo CS1, CAS3, CAS/Sor3 CAS/M3,

CAP22 E CAP13S/M5 que continham a mesma massa de solo correspondente no Cerrado nativo (utilizado com ponto de referência). Os estoques foram calculados subtraindo-se o conteúdo de C e N da massa extra de solo na camada mais profunda (20-30 cm) (ELLERT; BETTANY, 1995).

2.2.5 Fracionamento da matéria orgânica do solo (FMOS)

Com a finalidade de verificar o aporte das diferentes frações da MOS, foi realizado o fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo (FGMOS) em todas as áreas de estudo, nas amostras de solo coletadas em julho de 2005. Foi utilizado o método desenvolvido por Feller em 1979 e descrito por Gavinelli et al (1995), adaptado para o tipo de solo deste estudo. Como o solo em questão é muito arenoso, o fracionamento não consistiu na separação das frações silte e argila, somente até a fração $< 50 \mu\text{m}$. As determinações foram feitas nas camadas 0-5 e 5-10 cm do solo.

O método utilizado no FGMOS consistiu na separação da MOS em frações de 2000-200 μm , 200-50 μm e 50-0 μm , além da fração leve em decomposição presente nas amostras de solo. O procedimento foi constituído por duas etapas, sendo a primeira composta pelo tratamento de dispersão das amostras de solo em água + HMP (hexametáfosfato de Na) por sonificação e a segunda constituída pela separação das frações por peneiramento úmido (Figura 6).

O material correspondente a cada uma das frações foi seco a 60°C em estufa, homogeneizado, moído e passado por peneiras de 100 mesh para análise dos teores de C e N total. Os teores foram determinados por combustão a seco, utilizando-se o analisador LECO CN-2000, no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP).

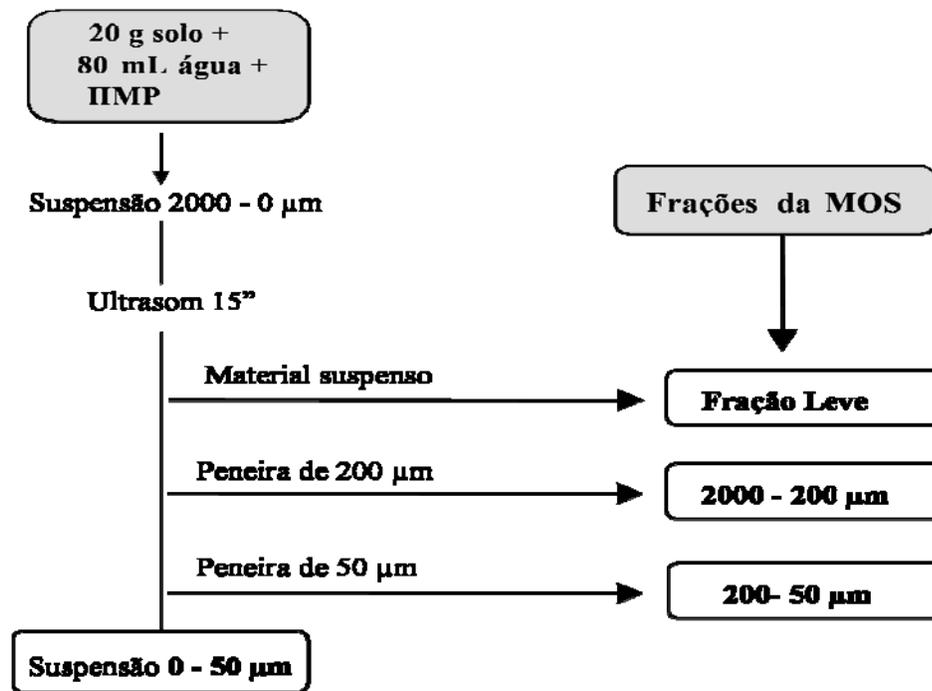


Figura 6 – Esquema do FGMOS de acordo com a metodologia proposta por Feller (1979) e descrita por Gavinelli et al. (1995).

2.2.6 Análise isotópica do solo

A composição isotópica do carbono (^{13}C e ^{12}C) é um importante instrumento para determinar a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS). Isto se torna possível uma vez que a vegetação do Cerrado é constituída originalmente por plantas com ciclo fotossintético C3. Assim, a mudança do uso da terra para pastagem e agricultura com plantas de ciclo fotossintético C4 modifica a razão isotópica da MOS (BERNOUX et al., 1998). Em relação a composição isotópica do nitrogênio do solo (^{15}N e ^{14}N), esta fornece indícios do tipo de vegetação e da decomposição do material na superfície do solo (BUSTAMANTE et al., 2004).

As determinações da composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) e do N ($\delta^{15}\text{N}$) foram realizadas nas amostras de solo coletadas em julho de 2005 até 30 cm do perfil de solo em todas as áreas selecionadas para este estudo, com cinco repetições. As amostras foram secas ao ar,

homogeneizadas, moídas e passadas em peneiras de 100 mesh. As análises de solo foram realizadas com o auxílio do espectrômetro de massa Finnigan Delta Plus, no Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA-USP), e os resultados foram expressos na forma de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) em relação ao padrão internacional PDB e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) em relação ao ar atmosférico.

A contribuição do tipo de vegetação (C3 ou C4) no estoque de C do solo foi calculada a partir do estoque de C, composição isotópica do C do solo e da composição isotópica da vegetação predominante segundo proposto por Bernoux et al. (1998) (Equação 2).

$$\delta^{13}\text{Ct} \times \text{Ct} = \delta^{13}\text{C3} \times \text{C3} + \delta^{13}\text{C4} \times \text{C4} \quad \text{Equação (2)}$$

Sendo:

$\delta^{13}\text{Ct}$ = composição isotópica do C total do solo;

Ct = Carbono total do solo;

$\delta^{13}\text{C3}$ = composição isotópica das plantas C3 do local;

C3 = Carbono do solo proveniente das plantas C3;

$\delta^{13}\text{C4}$ = Composição isotópica das plantas C4 do local;

C4 = Carbono do solo proveniente das plantas C4.

2.2.7 Indicadores da qualidade do solo

Com objetivo de verificar a influencia das flutuações sazonais e das diferentes coberturas vegetais do solo em algumas áreas de estudo, foram coletadas amostras de solo nos meses de julho de 2005 (época seca) e fevereiro de 2006 (época úmida) para determinação do N inorgânico do solo, biomassa microbiana do solo, respiração basal do solo e quociente metabólico. Foram amostradas as profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm do solo para todas as áreas de estudo.

As amostras utilizadas para a determinação da biomassa microbiana e respiração basal do solo, depois de coletadas foram armazenadas em sacos plásticos com respiro. Antes das análises laboratoriais, as amostras foram aferidas a 55% da capacidade de campo, umidade ideal para obter uma resposta quanto a atividade dos microrganismos.

2.2.7.1 Teores de N mineral do solo

As amostras de solo utilizadas para determinação do N mineral (NH_4^+ e NO_3^-) foram preparadas no mesmo dia da coleta, removendo-se as raízes eventualmente presentes. Os extratos de solo para determinação das concentrações de NH_4^+ e NO_3^- foram obtidos utilizando-se 10 g de terra úmida e 50ml de KCl (2 mol L^{-1}), com agitação do material seguido de repouso por 24 horas. Estes extratos foram filtrados e preservados com fenil acetato de mercúrio a uma concentração final de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

As concentrações de N- NH_4^+ e N- NO_3^- nos extratos foram determinadas usando um sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA) (RUZICKA; HANSEN, 1981) acoplado a um condutivímetro e a um espectrofotômetro. O N- NH_4^+ foi analisado por condutivimetria pelo método Solorzano, e o N- NO_3^- por colorimetria na forma de N- NO_2^- após a redução do catalisador cádmio (NEILL et al., 1997b). Os limites de detecção foram $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ para o N- NH_4^+ e $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ para N- NO_3^- .

2.2.7.2 Estimativa da biomassa microbiana do solo

A biomassa microbiana do solo foi estimada pelo método da Fumigação-Extração proposto por Vance et al (1987), utilizando clorofórmio isento de etanol. A extração do C e do N do solo foi feita com K_2SO_4 ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$). Os extratos foram centrifugados, filtrados, preservados e conservados em geladeira até o momento da determinação do C e do N microbianos.

A quantidade de C microbiano dos extratos foi determinada com o auxílio do equipamento SHIMADZU TOC 5000-A. O cálculo do C microbiano (Equação 3) foi obtido pela diferença entre os valores das amostras fumigadas e não fumigadas com fator de correção igual a 0,33, que representa a eficiência da extração (SPARLING et al., 1990):

$$\text{BMS-C} = \frac{(C_F - C_{NF})}{K_C} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde:

BMS-C = carbono da biomassa microbiana do solo (mg kg^{-1} TFSA)

C_F e C_{NF} = carbono nas amostras fumigadas e não fumigadas

K_C = fator de correção (0,33)

O nitrogênio microbiano foi determinado através da análise dos compostos reativos com ninhydrina (JOERGENSEN; BROOKES, 1990). Nos extratos de K_2SO_4 foi adicionado uma solução tampão de ácido cítrico e reagente de ninhydrina, e em seguida realizada a leitura da absorbância em espectrofotômetro com comprimento de onda de 570 nm. O cálculo do N microbiano baseou-se na equação 4:

$$\text{BMS-N} = \frac{(N_F - N_{NF}) \times V_{\text{extrator}} \times 14}{\text{Coef. absorb.}} \times 100 \quad \text{Equação (4)}$$

Onde:

BMS-N = nitrogênio da biomassa microbiana do solo (mg kg^{-1} TFSA);

N_F e N_{NF} = nitrogênio nas amostras fumigadas e não fumigadas;

V_{extrator} = volume do extrator usado na digestão das amostras F e NF ;

14 = peso molecular do nitrogênio;

Coef. Absorb.= valor médio da relação entre absorvância de cada padrão e a sua concentração.

2.2.7.3 Taxa de respiração basal do solo e quociente metabólico ($q\text{CO}_2$)

A respiração basal do solo foi determinada em amostras de solo incubadas em frascos de vidro hermeticamente fechados, onde houve a captura do CO_2 liberado por uma solução de NaOH ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$) padronizada. A reação do CO_2 liberado com NaOH formou Na_2CO_3 (carbonato de sódio). A incubação ocorreu no escuro, em temperatura ambiente e foram feitas medidas diárias (com troca das soluções de NaOH contidas no interior dos frascos) até obter a estabilização da respiração basal microbiana.

Para determinar a quantidade de CO_2 liberado foi utilizado o método da condutividade elétrica (CE) (RODELLA; SABOYA, 1999). Após a troca das soluções, os copos com NaOH foram encaminhados para a determinação da CE, e além das amostras de cada tratamento foram determinados os valores de CE da solução de NaOH (0,5M) utilizada na incubação e de uma solução padronizada de Na_2CO_3 (0,25M). A solução de NaOH parcialmente neutralizada pelo CO_2 foi comparada com soluções padronizadas de NaOH e Na_2CO_3 . O cálculo da quantidade de C- CO_2 (mg) liberado baseou-se na equação 5:

$$C - \text{CO}_2 = 20 \times [\text{NaOH}] \times 22 \times \left(\frac{CE_{\text{NaOH}} - CE_{\text{AMOSTRA}}}{CE_{\text{NaOH}} - CE_{\text{Na}_2\text{CO}_3}} \right) \quad \text{Equação (5)}$$

Sendo:

20 = volume da solução de NaOH utilizada na incubação;

[NaOH] = concentração de NaOH, mmol ml⁻¹;

22 = massa molar CO₂/2 = 44/2;

CE = condutividade elétrica (mS cm⁻¹).

O quociente metabólico (qCO₂) foi determinado pela relação entre a respiração basal (μg C-CO₂ dia⁻¹) e C microbiano (g C kg⁻¹ de TFSA).

2.2.8 Coleta e análise de amostras de gases do solo

Para obter informações dos fluxos de CO₂, N₂O e CH₄ provenientes do solo, as coletas de amostras de gases foram realizadas nos meses de julho de 2005 (época seca) e fevereiro de 2006 (período de precipitação intensa), por quatro dias consecutivos em cada área de estudo.

As amostras de CO₂, N₂O e CH₄ foram coletadas em três câmaras estáticas (STEUDLER et al., 1989 e 1991) em cada área de estudo. As câmaras tiveram a base fixada ao solo um dia antes do início das coletas, sem haver a retirada da cobertura do solo. Durante a coleta dos gases foi colocada uma tampa hermética sobre a base, onde foram retiradas as amostras em seringas BD de 20 ml, em intervalos regulares (0, 5, 10 e 20 minutos) (Figura 7A).

Foram feitas as determinações da temperatura do ar e do solo nas profundidades 0, 2, 5 e 10 cm, bem como a pressão barométrica do local de coleta, as quais foram necessárias para os cálculos de fluxos dos gases.

As concentrações dos gases determinadas por cromatografia gasosa (SHIMADZU GC-14A), com um detector ⁶³Ni de captura de elétrons (ECD) (CO₂ e CH₄) e um detector de

ionização em chamas (FID) (N_2O) operando a $280\text{ }^\circ\text{C}$, com dois padrões White Martins certificados para a calibração (Figura 7B). Os fluxos foram calculados pela alteração linear da concentração de CO_2 , N_2O e CH_4 com o tempo de incubação (Figura 7C).

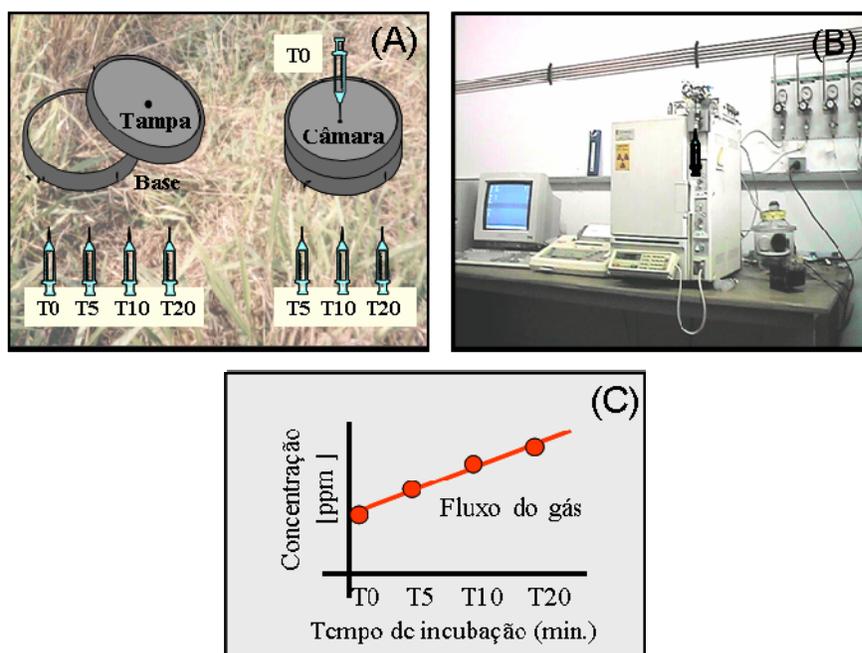


Figura 7 - Câmara de incubação constituída de 2 partes (base e tampa) com conjunto de seringas para tomada de amostras (A), cromatógrafo gasoso para determinação das concentrações dos gases CO_2 , N_2O e CH_4 , (B) e representação gráfica das concentrações dos gases por tempo de incubação (C).

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

Os gases N_2O e CH_4 foram expressos em C equivalente, levando em conta o potencial de aquecimento global. O potencial relativo de aquecimento global do N_2O e do CH_4 é respectivamente 296 e 23 vezes maior que o do CO_2 , gás utilizado como referência (IPCC, 2001).

Os cálculos para determinação do C equivalente em C- CH_4 e N- N_2O estão expressos nas equações 6 e 7, levando-se em consideração que:

- 1 kg de N-N₂O = 8,36 kg de C-CO₂
- 1 kg de C-CH₄ = 126,86 kg de C-CO₂

$$\text{C-eq (N-N}_2\text{O)} = \text{N-N}_2\text{O} \times (44 \times 28) \times 296 \times (12/44) \quad \text{Equação (6)}$$

$$\text{C-eq (C-CH}_4\text{)} = \text{C-CH}_4 \times (16/20) \times 23 \times (12/44) \quad \text{Equação (7)}$$

2.9.10 Análise dos resultados

Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo procedimento ANOVA, e as médias comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade ($p < 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa Statistical Analysis Systems (1999).

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Condições Ambientais

2.3.1.1 Temperatura do solo

As temperaturas do solo não apresentaram grandes variações entre os tratamentos estudados (Figura 6). Devido a distancia existente entre as áreas de estudo, as coletas de gases foram realizadas em horários diferentes ao longo de um mesmo dia, portanto as temperaturas do solo também foram medidas em horários diferentes.

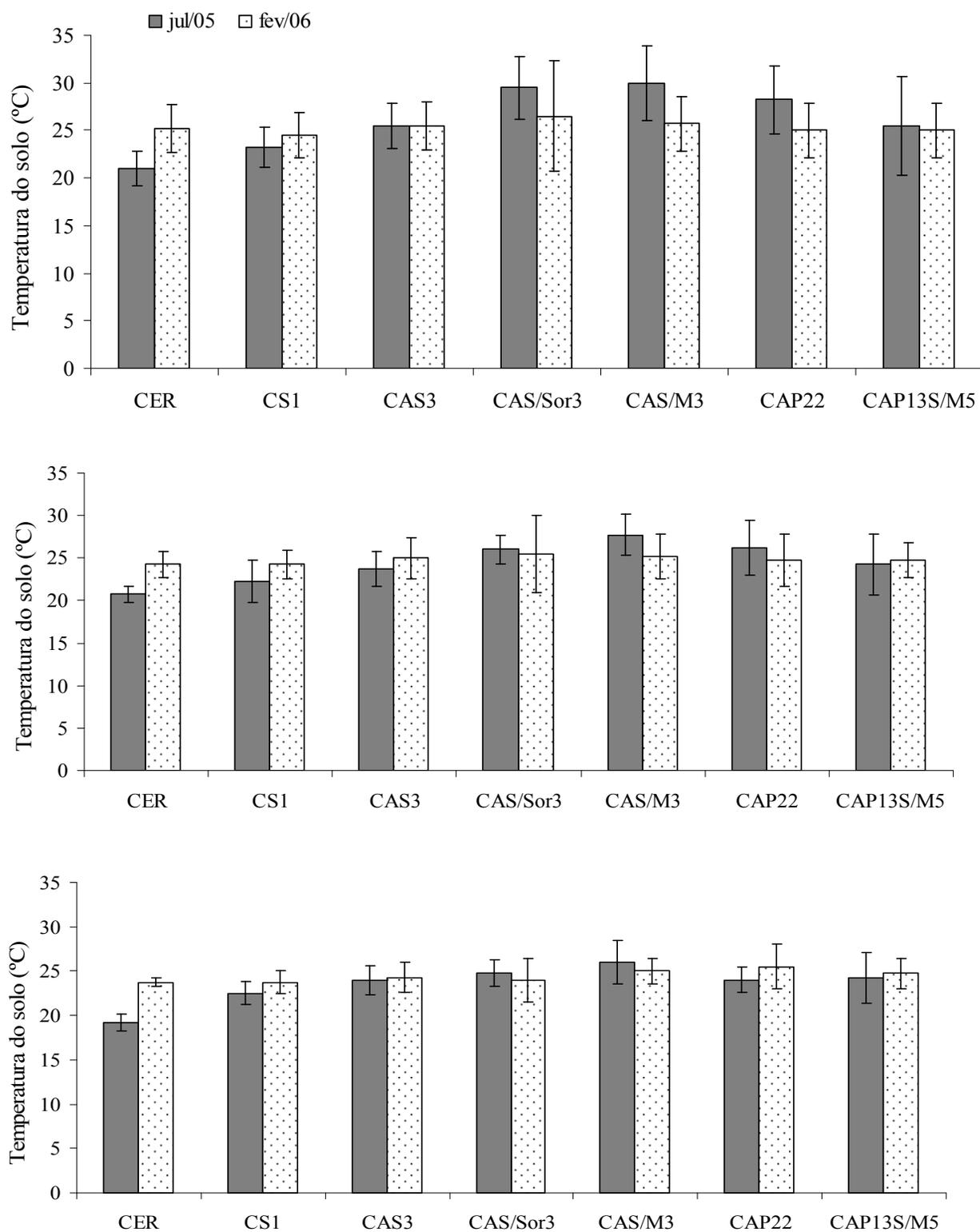


Figura 8 - Temperatura média do solo nas profundidades 2 (A), 5 (B) e 10 cm (C) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=4) \pm desvio padrão.

Deve-se levar em consideração que as áreas CER e CAP22 ficaram com cobertura do solo permanente. Na coleta de julho de 2005, as áreas CS1 e CAS3 estavam com o solo descoberto (pousio), as áreas CAS/Sor3 e CAS/M3 estavam ainda com as culturas de sorgo e milho, e a área CAP13S/M5 encontrava-se com resíduos culturais de milho no solo. Com isso houve uma oscilação na temperatura do solo, onde as áreas com maior cobertura do solo tenderam a apresentar temperaturas mais baixas.

2.3.1.2 Teores de água no solo

Na região de Comodoro (MT), os meses de maio a setembro são caracterizados por baixo índice pluviométrico, enquanto que os meses de outubro a abril apresentam os maiores índices pluviométricos. Em todos os tratamentos estudados foram observados maiores teores de água no solo (0-5 e 5-10 cm) no período de coleta de fevereiro/ 2006 (Figura 7).

Na coleta de julho de 2005, as áreas CAP22 e CAP13S/M5 apresentaram menores teores de água do solo em relação às demais situações estudadas. Conforme relatado anteriormente, essas áreas estavam com o solo coberto. As áreas que ainda estavam com as culturas de sorgo e milho (CAS/Sor3 e CAS/M3) apresentaram maior retenção de água na camada 0-5 cm.

Em fevereiro de 2006, as áreas CAP13S/M5, CAS/Sor3 e CAS/Mil3 apresentaram maiores teores de água no solo na camada superficial em relação às áreas CS1, CAS3 e CAP22, inferindo que aquelas podem ter maiores teores de argila, que conseqüentemente aumenta a capacidade de retenção de água do solo.

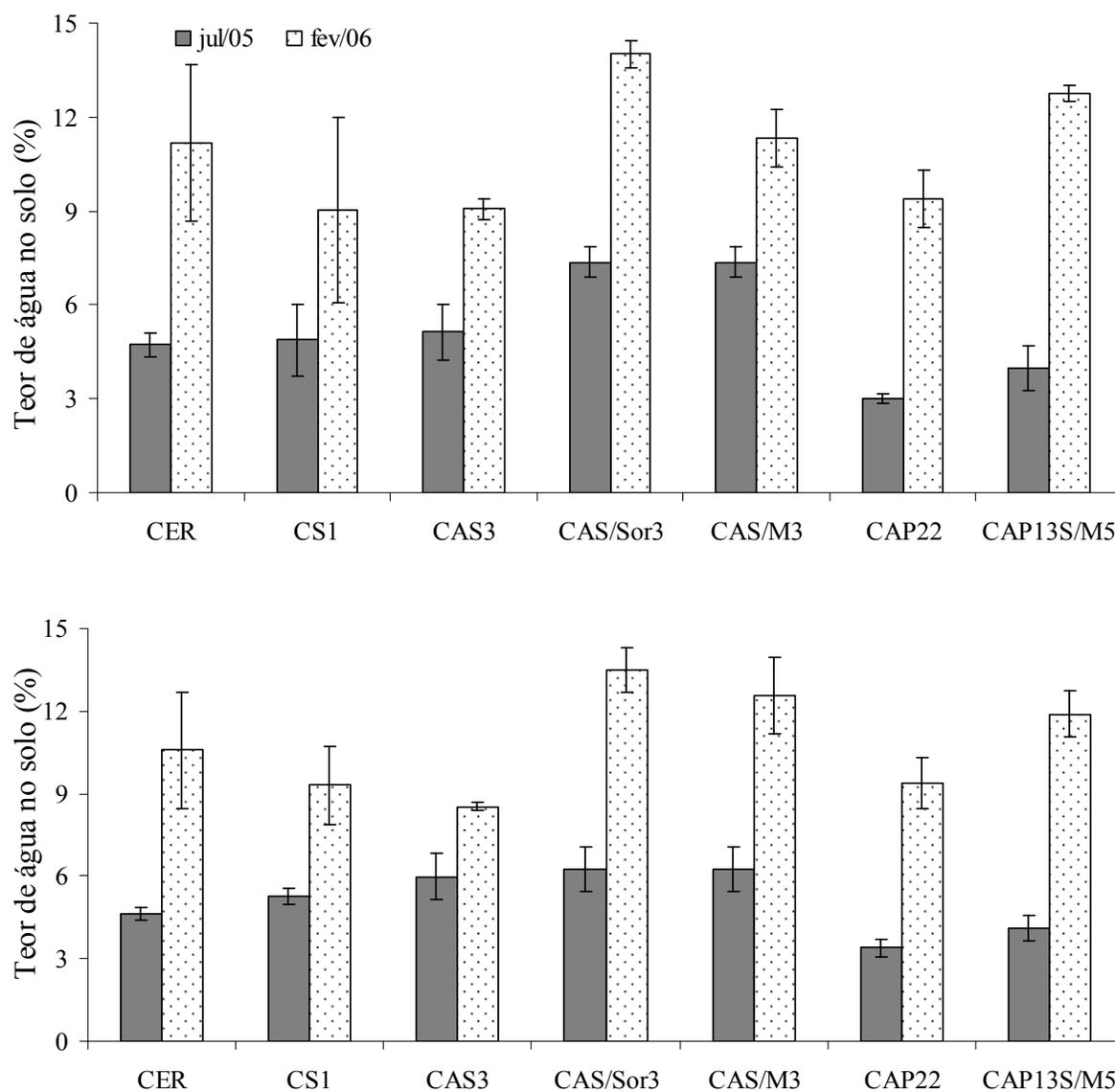


Figura 9 - Teores de água no solo (%) nas camadas 0-5 (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média ($n=5$) \pm desvio padrão.

2.3.2 Atributos físicos e químicos do solo nas áreas de estudo

2.3.2.1 Textura do solo

Na tabela 1 estão apresentados os teores (g kg^{-1}) de areia, silte e argila nas áreas de estudo em Comodoro (MT).

Tabela 1 - Textura (g kg^{-1}) no perfil de solo (0-100 cm) nas áreas de estudo na cidade de Comodoro (MT).

Prof. (cm)	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
Teor de areia (g kg^{-1})							
0-5	900	920	920	850	880	940	900
5-10	880	940	940	850	880	940	900
10-20	940	940	940	840	890	940	910
20-30	960	940	940	840	880	940	900
30-40	940	920	920	830	850	920	850
40-50	920	920	940	830	830	900	850
50-60	920	900	920	810	810	880	850
70-80	900	920	920	810	780	900	840
90-100	880	900	880	790	780	850	840
Teor de silte (g kg^{-1})							
0-5	40	20	30	50	10	20	20
5-10	40	10	10	60	10	10	20
10-20	20	20	10	70	30	10	10
20-30	10	20	20	80	40	10	20
30-40	10	20	30	60	50	20	70
40-50	20	10	20	40	30	30	50
50-60	20	20	30	30	50	50	40
70-80	20	10	20	10	60	20	20
90-100	20	10	30	20	40	30	20
Teor de argila (g kg^{-1})							
0-5	60	60	50	100	110	40	80
5-10	80	50	50	90	110	50	80
10-20	40	40	50	90	80	50	80
20-30	30	40	40	80	80	50	80
30-40	50	60	50	110	100	60	80
40-50	60	70	40	130	140	70	100
50-60	60	80	50	160	140	70	110
70-80	80	70	60	180	160	80	140
90-100	100	90	90	190	180	120	140

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD).

A textura dos solos de Cerrado é variável de acordo com a sua localização, encontrando-se solos com altos teores de argila e outros com mais de 90% de areia. A textura do solo apresenta uma relação direta com a proteção física e química da MOS, portanto a sua determinação torna-se importante para verificar a homogeneidade entre as áreas de estudo. Foi observado um aumento nos teores de argila nas áreas CAS/Sor3, CAS/M3 e CAP13S/M5 em relação às demais áreas deste estudo, podendo exercer influências diretas na dinâmica da MOS, visto que esta tende a se acumular em solos com maior teor de argila (SCHULTEN; LEINWEBER, 2000; ROSCOE; MACHADO, 2002). Essas áreas estavam alocadas sobre uma mancha de solo com teores de argila maiores do que a vegetação nativa (Cerrado), tomada como ponto de referência para este estudo.

2.3.2.2 Densidade do solo

A densidade do solo aumentou nas áreas cultivadas, sendo encontradas diferenças significativas nas áreas CAS3, CAP22 e CAP13S5 em relação à CER (Tabela 2) em algumas profundidades. Na camada superficial do solo (0-5 cm), o maior valor de densidade em relação ao Cerrado nativo foi encontrado na área CAP22, indicando que as pastagens degradadas além de apresentarem um esgotamento do estoque de nutrientes e baixa biomassa da vegetação (NEPSTAD; UHL; SERRÃO, 1990), apresentam também uma compactação na superfície do solo (ÉDEN et al., 1991), devido ao pisoteio de animais. Na camada 5-10 cm, em relação à CER, a densidade mais foi alta nas áreas CAP22 e CAP13S5, na camada 10-20 cm foi maior no tratamento CAS3, e na camada 20-30 cm maiores valores foram encontrados nos tratamentos CAS3, CAP22 e CAP13S5. Essa diferença de densidade entre os tratamentos pode ser explicada pelo tempo de implantação das culturas e sistema de preparo do solo adotado ao longo do tempo.

Tabela 2 - Densidade (g cm^{-3}) no perfil do solo nas áreas estudadas. Os valores representam a média ($n=5$).

Prof. (cm)	CER	CS1	CAS3	CAS/S3	CAS/M3	CAP22	CAP13S5
	Densidade (g cm^{-3})						
0-5	1,30 B	1,34 B	1,35 B	1,40 AB	1,40 AB	1,53 A	1,46 AB
5-10	1,35 B	1,40 AB	1,46 AB	1,48 AB	1,48AB	1,54 A	1,55 A
10-20	1,37 B	1,47 AB	1,54 A	1,46 AB	1,46 AB	1,49 AB	1,47 AB
20-30	1,39 B	1,46 AB	1,52 A	1,45 AB	1,45 AB	1,53 A	1,49 A

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Os valores de densidade do solo foram utilizados no cálculo da massa equivalente de solo para a profundidade 0-30 cm, para a correção dos estoques de C e N do solo.

2.3.2.3 pH, acidez potencial e CTC do solo

Os valores médios de pH, acidez potencial e CTC do solo estão apresentados na tabela 3. O valor médio do pH em CaCl_2 foi menor nas áreas CER, CS1 e CAP22 (Tabela 3). Na camada superficial do solo (0-5 cm), a área de Cerrado nativo (CER) apresentou valor médio de pH inferior aos sistemas sob cultivo, fato que pode ser atribuído a não aplicação de calcário nessa área. No sistema CAP22, visto que desde a implantação da pastagem não houve reposição de nutrientes, ocorreu a acidificação do solo ao longo do tempo, voltando as condições próximas ao Cerrado nativo.

Na área sob SPD (CAP13S/M5) não houve acidificação na camada superficial, ao contrário do que foi observado por alguns autores (SHEAR; MOSCHLER, 1969; BLEVINS et al., 1978; CASTRO, 1995). Porém alguns estudos realizados comprovam esse resultado obtido

(DE MARIA; NNABUDE; CASTRO, 1999; CARVALHO, 2006), atribuindo as características tamponantes da MOS e ou aumento da força iônica da solução do solo devido ao incremento de bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) na superfície do solo (FRANCHINI et al., 1999) provenientes da aplicação de fertilizantes e corretivos.

O valor médio do pH em H_2O na camada 0-5 cm do solo sob Cerrado foi mais baixo do que nos sistemas sob cultivo (Tabela 3). O aumento do pH após a mudança do uso da terra deve-se à aplicação de calcário, que tem maior efeito nas camadas superficiais do solo. Efeito semelhante foi encontrado por Souza et al. (2006) estudando o mesmo tipo de solo do presente estudo no Cerrado goiano. Os solos sob cultivo (pastagem, plantio convencional e plantio direto) apresentaram valores de pH em H_2O entre 6,1 e 6,8, com diferenças estatísticas ($p < 0,05$) nas camadas subsuperficiais. Verificou-se somente no tratamento CAP13S5 (plantio direto) um gradiente decrescente de pH em H_2O ao longo do perfil de solo (Tabela 2), diferindo dos resultados obtidos por Siqueira Neto (2006) em Latossolo Vermelho Amarelo distrófico no Cerradão de Rio Verde (GO), que observou esse padrão nos sistemas plantio convencional e plantio direto.

Os resultados de pH em KCl apontaram as mesmas variações do pH em água (Tabela 3). Os valores de ΔpH variaram entre -0,4 e -1,9, caracterizando uma maior presença de cargas negativas do que positivas no solo. Os sistemas CER e CS1 apresentaram maiores valores de ΔpH nas camadas 0-5 e 5-10 cm. Esse resultado deve-se basicamente a mineralogia desse solo, que apresenta a maior parte de sua CTC associada a matéria orgânica, e encontrando-se quantitativa e qualitativamente em significativa mudança com os diferentes sistemas de manejo avaliados.

Tabela 3 – Valores de pH em CaCl₂, H₂O e KCl, ΔpH, H+Al e CTC potencial (T) em um Neossolo Quartzarênico sob diferentes usos da terra em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).

Camada (cm)	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
	pH CaCl₂						
0-5	3,66 C	4,20 B	5,02 A	5,02 A	4,78 A	4,12 B	5,00 A
5-10	3,82 C	4,18 C	5,06 AB	5,22A	4,84 B	4,10 C	5,18 AB
10-20	4,02 C	4,16 BC	5,02 A	5,06 A	4,48 B	4,14 BC	5,12 A
20-30	4,12AB	4,04 B	4,62 A	4,50 AB	4,30 AB	4,14 AB	4,68 A
	pH H₂O						
0-5	5,73 B	6,50 A	6,76 A	6,46 A	6,33 A	6,46 A	6,77 A
5-10	6,29 C	6,46 BC	6,83 A	6,53 ABC	6,19 C	6,50 ABC	6,73 AB
10-20	6,45 AB	6,49 AB	6,74 A	6,49 AB	6,29 B	6,53 AB	6,69 A
20-30	6,54 AB	6,54 AB	6,75 A	6,14 BC	6,11 C	6,42 ABC	6,58 A
	pH KCl						
0-5	3,87 C	5,03 B	6,25 A	6,07 A	5,80 A	5,65 AB	6,28 A
5-10	4,37 E	5,07 D	6,35 AB	6,06 ABC	6,65 CD	5,84 BC	6,42 A
10-20	4,65 D	5,04 CD	6,29 AB	6,08 AB	5,29 CD	5,65 BC	6,34 A
20-30	4,67 C	5,11 BC	6,10 A	5,10 BC	5,11 BC	5,92 A	5,79 AB
	ΔpH (pH KCl – pH H₂O)						
0-5	-1,87 A	-1,46 AB	-0,52 C	-0,39 C	-0,53 C	-0,80 BC	-0,49 C
5-10	-1,91 A	-1,38 A	-0,48 B	-0,47 B	-0,54 B	-0,66 B	-0,31 B
10-20	-1,80 A	-1,45 AB	-0,45 C	-0,42 C	-0,99 BC	-0,87 BC	-0,35 C
20-30	-1,87 A	-1,42 AB	-0,65 C	-1,05 BC	-1,00 BC	-0,50 C	-0,79 C
	H + Al (mmol_c dm⁻³)						
0-5	44,20 A	33,80 AB	14,40 C	15,80 C	21,20 BC	24,80 BC	14,20 C
5-10	37,80 A	35,00 A	13,80 B	15,40 B	24,00 AB	24,40 AB	14,40 B
10-20	24,40 ABC	31,60 A	15,20 C	19,00 BC	26,20 AB	22,00 ABC	15,80 C
20-30	21,00 BC	23,20 AB	16,60 C	24,50 AB	27,80 A	20,00 BC	20,40 BC
	T (mmol_c dm⁻³)						
0-5	46,58 A	44,98 A	37,40 AB	40,38 AB	40,02 AB	28,70 B	37,40 AB
5-10	40,12 AB	45,82 A	36,70 AB	39,56 AB	41,46 AB	27,04 B	37,48 AB
10-20	26,60 AB	38,24 A	33,62 AB	33,74 AB	34,72 AB	24,64 B	34,32 AB
20-30	23,20 B	26,62 AB	26,38 AB	28,90 AB	32,50 A	22,12 B	28,14 AB

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).

Os valores de acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$) variaram entre os tratamentos, e os menores valores em relação ao sistema nativo (CER) foram obtidos as áreas CAS, CAS/Sor3 e CAP13S/M5 nas camadas 0-5 e 5-10 cm. A alta acidez potencial verificada nas áreas CER e CAP22 pode estar relacionada com baixos teores de bases trocáveis. Comparando os sistemas de manejo analisados, a área CAP13S/M5 (SPD) apresentou teores próximos as áreas com SPC, com exceção da área CS1, que apresentou valores superiores ao SPD. Este resultado diverge daquele encontrado por Almeida et al. (2005) que observaram valores mais elevados de $H^+ + Al^{3+}$ na camada de 0–2,5 cm em solos sob SPD em relação a solos sob SPC, e atribuíram esse aumento ao maior conteúdo de COT no solo.

A capacidade de troca de cátions a pH 7 (CTC) foi menor que $50 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em todas as situações avaliadas, e em relação ao sistema nativo (CER) as menores concentrações foram encontradas na área CAP22 na camada 0-5 cm. Os valores mostraram um gradiente decrescente ao longo do perfil de solo, corroborando com os resultados observados em um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico no Cerrado Goiano (SIQUEIRA NETO, 2006). Em relação ao Cerrado nativo (CER), as menores concentrações foram encontradas na área CAP22 na camada 0-5 cm, provavelmente devido as menores concentrações de bases trocáveis nessa área pela ausência de fertilização. Não foram encontradas diferenças significativas entre os sistemas com SPC e SPD, resultado contrário ao encontrado por Rheinheimer et al. (1998), que comparando os dois sistemas de cultivo em solos arenosos obtiveram valores superiores na camada superficial do sistema plantio direto. Este resultado pode ser atribuído ao fato da área CAP13S5 ter sido utilizada com pastagem sem reposição de nutrientes antes da implantação do SPD da soja. Estudando a mudança de uso da terra em um Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico típico em Vilhena (RO), Carvalho (2006) encontrou maiores valores de CTC nos tratamentos onde não

houve revolvimento do solo (Cerrado e sistema plantio direto), e diminuição da CTC quando houve mudança de uso da terra para o sistema plantio convencional.

2.3.2.4 P disponível, bases trocáveis e saturação por bases do solo

Os maiores teores de fósforo (P) disponível em relação ao sistema nativo (CER) foram obtidos no sistema plantio direto (CAP31S5), com valores entre 11 e 20 mg dm⁻³ nas camadas de solo até 20 cm (Tabela 4), coincidindo com os resultados obtidos por Siqueira Neto (2006) em um Latossolo Vermelho Amarelo distrofico no Cerradão em Rio Verde (GO).

A maior disponibilidade de fósforo na camada superficial no plantio direto pode estar atribuída a baixa mobilidade do elemento no perfil do solo, e o não revolvimento do solo favorece a redistribuição de formas orgânicas do elemento (BAYER; BERTOL, 1999). Em todas as situações avaliadas os teores de P disponível foram maiores nas camadas 0-5 e 5-10 cm, e embora o contato de raízes superficiais das plantas com o elemento do solo possa estar sendo facilitado nessas camadas, a não distribuição em camadas subsuperficiais pode representar um impedimento químico ao desenvolvimento de raízes em profundidade. A rotação de culturas pode amenizar essas diferenças a medida em que pode inserir ao sistema espécies com características diversas.

O acúmulo de fósforo nas camadas superficiais também pode estar ligado à deposição de resíduos culturais, que favorece a redistribuição de formas orgânicas do elemento que são menos susceptíveis ao processo de degradação (SANTOS; TOMM, 2003).

As áreas CAS/M3 e CAP22 apresentaram teores de P próximos aos observados no Cerrado nativo em todas as profundidades avaliadas, enquanto que a área CS1 apresentou valores próximos a área CER na camada superficial (Tabela 4). A produtividade das pastagens diminui

rapidamente com o decréscimo da disponibilidade de P no solo, facilitando a invasão por espécies de florestas secundárias mais adaptadas para aquela condição de fertilidade do solo (TOLEDO; NAVAS, 1986), característica observada na área de estudo CAP22.

Analisando os sistemas de manejo do solo, a área com SPD (CAP13S5) apresentou valores mais altos do que aquelas sob SPC, porém essa diferença só foi significativa na camadas superficial (0-5cm) em relação as áreas CS1, CAS3 e CAS/M3. Sisti et al. (2004) obteve maiores de P na camada de 0-5 cm de solo no SPD em comparação ao SPC e associou esta diferença a imobilização deste nutriente em solos de natureza ácida, atribuindo esta maior concentração a uma maior eficiência de utilização do nutriente em SPD.

As concentrações de potássio trocável (K^+) para a maioria dos tratamentos foram decrescentes no perfil de solo, e a área CAS/S3 apresentou maiores valores em relação à CER ($p < 0,05$) na camada 0-5 cm (Tabela 4). Resultados semelhantes foram obtidos por outros autores em diferentes tipos de solo, com maiores concentrações na camada superficial do solo (DE MARIA; CASTRO; SOUZA, 1999; SIQUEIRA NETO, 2006). As concentrações de potássio para todos os tratamentos variaram entre 0,1 e 1,6 $mmol_c dm^{-3}$, valores considerados baixos para a fertilidade do solo (RAIJ et al., 1997). As concentrações de K^+ na área CAP22 foram praticamente iguais a área CER, podendo ser explicado pelo fato de não haver fertilização na área desde a sua implantação. Como esse é o nutriente mais dinâmico na serapilheira e o solo do presente estudo é bastante arenoso, acredita-se também que boa parte do K mineralizado seja lixiviado para as camadas mais profundas do solo.

A saturação por bases (V%) foi maior que 50% (valor esperado a partir do cálculo da necessidade de calagem) nas áreas CAS3 e CAS/S3 (plantio convencional) e CAP13S5 (plantio direto) (Tabela 4), indicando que o aumento do pH nessas áreas aumentou a superfície de troca do solo, antes ocupado por hidrogênio e alumínio. Os menores valores foram obtidos no sistema

nativo (CER) e na área CAP22, onde a calagem foi realizada somente na implantação da pastagem.

Tabela 4 – Valores de fósforo disponível, potássio, cálcio, magnésio trocáveis e saturação por bases (V%) em um Neossolo Quartzarênico sob diferentes usos da terra em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).

Prof. (cm)	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP 13S/M5
	Fósforo disponível (mg dm⁻³)						
0-5	4,80 C	5,00 C	9,20 BC	12,00 AB	4,75 C	4,60 C	15,40 A
5-10	4,00 B	8,40 AB	8,20 AB	12,60 AB	3,75 B	4,40 B	20,00 A
10-20	3,20 B	7,00 AB	10,60 A	2,60 B	4,25 B	4,00 B	11,20 A
20-30	3,40 B	4,40 AB	6,80 A	2,00 B	2,60 B	4,00 AB	3,80 AB
	Potássio trocável (mmol_c dm⁻³)						
0-5	0,38 B	0,78 AB	0,60 B	1,58 A	0,62 B	0,30 B	1,00 AB
5-10	0,32 AB	0,82 A	0,50 AB	0,76 A	0,66 AB	0,24 B	0,48 AB
10-20	0,20 B	0,64 A	0,42 AB	0,54 AB	0,32 AB	0,24 AB	0,32 AB
20-30	0,20 CD	0,42 AB	0,38 ABC	0,50 A	0,30 BCD	0,12 D	0,34 ABC
	Cálcio trocável (mmol_c dm⁻³)						
0-5	1,00 E	6,40 D	18,60 A	14,20 B	10,40 C	2,00 E	16,80 AB
5-10	1,00 D	6,40 CD	19,40 A	14,60 AB	9,20 BC	1,40 D	18,40 A
10-20	1,00 B	3,80 B	16,00 A	8,60 AB	4,20 BC	1,40 B	14,60 A
20-30	1,00 B	1,80 AB	8,00 A	2,60 AB	2,40 AB	1,00 B	5,20 AB
	Magnésio trocável (mmol_c dm⁻³)						
0-5	1,00 D	4,00 B	3,80 BC	8,80 A	7,80 A	1,60 CD	5,40 B
5-10	1,00 C	3,60 B	3,00 BC	8,80 A	7,60 A	1,00 C	4,20 B
10-20	1,00 C	2,20 BC	2,00 BC	6,40 A	4,00 AB	1,00 C	3,60 B
20-30	1,00 A	1,20 A	1,40 A	2,80 A	2,00 A	1,00 A	2,20 A
	V (%)						
0-5	5,32 D	26,00 C	61,39 A	60,78 A	47,16 B	13,65 CD	61,95 A
5-10	6,07 D	24,11 C	61,46 A	60,65 A	42,37 B	9,68 D	61,63 A
10-20	8,29 B	16,88 B	51,80 A	45,41 A	25,30 B	10,73 B	53,77 A
20-30	9,50 B	12,73 B	32,90 A	20,20 AB	14,29 AB	9,61 B	27,32 AB

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).

2.3.2.5 Correlação entre os teores de carbono e os atributos químicos e físicos do solo

Na tabela 5 estão apresentadas as correlações entre os teores de C e os atributos físicos e químicos do solo avaliados.

Nas áreas CER e CS1, os valores da densidade do solo apresentaram correlação negativa com os teores de C, ou seja, o aumento nos teores de C ocasionou a redução da densidade nestas áreas ($r > 0,50$; $p < 0,01$). Nas demais áreas, provavelmente o adensamento do solo foi ocasionado independente do acúmulo de MOS.

Tabela 5 - Correlação (r) entre os teores de C e os atributos físicos e químicos do solo (densidade aparente, pH em água e KCl, fósforo disponível, potássio, cálcio, magnésio, CTC potencial e saturação por bases) nas áreas estudadas em Comodoro (MT).

Áreas	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
C x ρ^1	-0,66**	-0,61**	-0,20 ^{ns}	-0,19 ^{ns}	0,22 ^{ns}	-0,24 ^{ns}	-0,21 ^{ns}
C x pH _{água}	-0,74**	-0,33 ^{ns}	0,28 ^{ns}	0,26 ^{ns}	-0,04 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,08 ^{ns}
C x pH _{KCl}	-0,85**	-0,35 ^{ns}	0,49*	-0,38 ^{ns}	0,48*	-0,38 ^{ns}	0,52*
C x P	0,39 ^{ns}	0,46*	0,20 ^{ns}	0,57**	0,73**	0,66**	0,69**
C x K	0,62**	0,85**	0,46*	0,61**	0,18 ^{ns}	0,48*	0,43 ^{ns}
C x Ca	-	0,80**	0,93**	0,81**	0,70**	0,55*	0,88**
C x Mg	-	0,61**	0,84**	0,79**	0,64**	0,47*	0,59**
C x CTC	0,72**	0,95**	0,95**	0,88**	0,82**	0,90**	0,94**
C x V%	0,79**	0,37 ^{ns}	0,89**	0,78**	0,58**	0,37 ^{ns}	0,78**

¹Correlações para cada área amostrada (n=20).

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD).

O pH em água apresentou correlação negativa significativa somente na área CER ($p < 0,01$), inferindo que o aumento da MOS e a decomposição dos resíduos na superfície do solo promoveram redução no pH do solo (SEEBER; SCHEU, MEYER, 2006). Em relação ao pH em

solução de KCl, essa correlação foi significativa nas áreas CER ($p < 0,01$) e nas áreas CAS3 e CAP13S/M5 ($p < 0,05$). Os baixos coeficientes de correlação entre o C e o pH são devidos à aplicação de calcário para correção do solo, sendo o pH um fator que independe dos teores de C no solo.

Os teores de fósforo disponível aumentaram com o C no solo em todas as áreas, com exceção de CER e CAS3. Desta forma, é possível inferir que os compostos orgânicos podem disponibilizar o elemento para as plantas evitando a adsorção nos complexos do solo em formas indisponíveis com outros elementos como o ferro, alumínio e cálcio (SANTOS; TOMM, 2003).

Os cátions trocáveis (potássio, cálcio e magnésio) apresentaram correlação positiva significativa com o C, com exceção no potássio nas áreas CAS/M3 e CAP13S/M5. Os teores destes elementos aumentaram com o C do solo, este comportamento reflete a aplicação do fertilizante e do calcário em superfície, como também a estratificação que ocorre no sistema devido à decomposição dos resíduos e o não revolvimento do solo (DE MARIA et al., 1999; SANTOS E TOMM, 2003; ALMEIDA et al., 2005). Para o cálcio e o magnésio, não houve como calcular o coeficiente de correlação em relação ao C no Cerrado (CER), visto que não houve variação desses nutrientes para esse sistema.

As correlações entre os teores de C e a CTC potencial do solo foram altamente significativas ($p < 0,01$) para todas as áreas estudadas, demonstrando que o aumento de C e conseqüentemente da MOS favoreceu a presença de cargas variáveis no solo.

As correlações entre os teores de C e a saturação por bases foi positiva e altamente significativa ($p < 0,01$) para todas as áreas, com exceção de CS1 e CAP22. A saturação por bases pode ser considerada como reflexo do aumento das bases trocáveis no solo, indicando que os teores de C estavam diretamente relacionados com a presença de nutrientes.

2.3.3 Mudança de uso da terra e implicações no C e N do solo

2.3.3.1 Teores de carbono e nitrogênio do solo

Os teores de C em todos os tratamentos apresentaram um comportamento semelhante, com valores foram decrescentes ao longo do perfil de solo (Tabela 6). Os teores de C nos tratamentos CAS/Sor3 e CAS/M3 (preparo convencional) foram maiores do que no sistema plantio direto (CAP13S/M5). A área CAP13S/M5 foi cultivada 13 anos com pastagem sem reforma, explicando porque os teores de C foram mais baixos em relação aos sistemas com preparo convencional. Como não houve o revolvimento do solo após a implantação do SPD, houve uma tendência de voltar as características do sistema nativo. Os teores de C mais altos nesses sistemas (CAS/Sor3 e CAS/M3) em relação ao Cerrado nativo também podem ser explicados pela diferença na textura do solo nessas áreas, visto que o aumento do teor de argila está diretamente relacionado com o aumento do conteúdo de C orgânico do solo.

A área CS1 foi implantada logo após a queima da vegetação original do Cerrado e na época de coleta tinha apenas um ano de implantação. Os teores de C relativamente altos observados nas camadas 0-5 e 5-10 cm (Tabela 6) podem ser atribuídos a queima da vegetação original (Cerrado), com a incorporação de C pelas cinzas na área. Além disso, nem sempre são registradas perdas de matéria orgânica nos sistemas convencionais, mesmo quando utilizado por muitos anos (FREITAS et al., 2000; ROSCOE; BURMAN, 2003).

Diversos autores têm demonstrado que a rotação envolvendo gramíneas ou espécies arbóreas não leguminosas e leguminosas fixadoras de N₂ tendem a incrementar os estoques de C do solo em diferentes sistemas produtivos, devido a maior estabilização do C no solo proporcionado pelo N adicionado biologicamente (RESH, 2002; SISTI et al., 2004).

Os teores de N foram maiores nas camadas 0-5 e 5-10 cm, decrescendo com o perfil de solo (Tabela 6). Foram encontradas diferenças significativas entre as áreas de estudo, com maior

aporte de N nas áreas CAS/Sor3 e CAS/M em relação ao sistema nativo (CER) e pastagem (CAP22). Essa diferença pode ser atribuída devido ao uso do sorgo e milho como safrinha, que conferem maiores aportes de N ao solo (AMADO et al., 1999).

A correlação entre os teores de C e de N foi significativa ($p < 0,01$) em todos os tratamentos, com elevados coeficientes de correlação ($r > 0,85$). A relação C:N variou entre 10,7 e 16,5 no perfil de solo (Tabela 6), sendo que os valores obtidos nos tratamentos CAS/Sor3 e CAS/M3 podem ser explicados pelo aporte de material vegetal proveniente das gramíneas utilizadas na safrinha, que possui elevada quantidade de lignina e celulose (SIQUEIRA NETO, 2006).

Tabela 6 - Teores médios de C e N (g kg^{-1}) e relação C:N do solos nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média ($n=5$).

Prof. (cm)	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
	Teor de C (g kg^{-1})						
0-5	6,74 A	6,35 AB	4,66 C	7,40 A	7,50 A	4,52 C	4,82 BC
5-10	4,39 CD	6,79 ABC	4,80 BCD	7,07 AB	7,35 A	4,02 D	5,15 ABCD
10-20	3,58 CD	5,59 AB	4,40 BCD	5,57 ABC	6,43 A	3,40 D	4,29 BCD
20-30	3,03 B	3,24 B	2,93 B	4,71A	5,51 A	2,74 B	3,31 B
	Teor de N (g kg^{-1})						
0-5	0,39 B	0,40 AB	0,36 B	0,50 A	0,46 AB	0,38 B	0,40 AB
5-10	0,33 B	0,42 AB	0,33 B	0,48 A	0,46 A	0,35 B	0,40 AB
10-20	0,23 C	0,34 AB	0,30 BC	0,38 AB	0,40 A	0,24 C	0,32 ABC
20-30	0,20 C	0,22 C	0,22 C	0,30 AB	0,36 A	0,20 C	0,24 BC
	C:N						
0-5	16,54 A	16,28 A	13,49 BC	15,11 AB	15,49 A	12,36 C	12,15 C
5-10	13,86 AB	15,95 A	14,03 AB	15,46 A	15,62 A	12,46 AB	10,71 B
10-20	14,60 AB	16,25 A	14,81 AB	15,64 A	15,93 A	12,92 B	13,66 AB
20-30	13,48 BC	13,54 BC	12,68 C	15,34 AB	15,72 A	12,27 C	13,26 C

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

2.3.3.2 Estoques de carbono e nitrogênio do solo

Ao contrário do que foi observado com os teores de C, os estoques desse elemento foram encontrados em maiores concentrações nas camadas subsuperficiais (10-20 e 20-30 cm) quando comparadas as camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm). Esse comportamento pode ser explicado pelo adensamento da camada superficial do solo, sendo semelhante para os estoques de N nos tratamentos estudados (Tabela 7).

Tabela 7 - Estoques de C e N (Mg ha^{-1}) nas camadas de solo e áreas estudadas. Os valores representam a média ($n=5$).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
Estoque de C (Mg ha^{-1})							
0-5	4,40 AB	4,24 AB	3,14 C	5,19 A	5,25 A	3,45 BC	3,52 BC
5-10	2,98 D	4,69 ABC	3,50 BCD	5,21 AB	5,21 A	3,09 CD	3,99 ABCD
10-20	4,90 C	8,11 B	6,78 ABC	8,14 AB	9,40 A	5,05 C	6,33 BC
20-30	4,23 B	4,70 B	4,45 B	6,85 A	8,02 A	4,20 B	4,92 B
0-30	16,50 B	21,94 AB	17,85 B	25,41 A	28,11 A	15,83 B	18,75 B
Estoque de N (Mg ha^{-1})							
0-5	0,25 BC	0,27 BC	0,24 C	0,35 AB	0,32 A	0,29 ABC	0,29 ABC
5-10	0,22 D	0,29 ABCD	0,24 CD	0,35 A	0,33 AB	0,26 BCD	0,31 ABC
10-20	0,32 C	0,50 AB	0,46 AB	0,56 A	0,58 A	0,36 BC	0,47 AB
20-30	0,28 C	0,32 C	0,33 BC	0,44 AB	0,52 A	0,31 C	0,36 BC
0-30	1,07 D	1,38 C	1,38 CD	1,70 AB	1,77 A	1,22 CD	1,43 BC

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Em relação ao sistema nativo, os maiores valores de estoques de C ao longo do perfil de solo (0-30 m) foram observados nos tratamentos CAS/M3 e CAS/S3. Os estoques de carbono, quando são considerados os diversos tipos de vegetação, de forma integrada, estão diretamente

relacionados com a textura do solo, havendo uma clara tendência de aumento com a elevação dos teores de argila. Esta tendência está relacionada com a proteção física e química que a fração argila exerce sobre a MOS (FELLER; BEARE, 1997; CHRISTENSEN, 2000; ROSCOE; MACHADO, 2002).

A área cultivada predominantemente com pastagem, porém sem reforma, não contribuiu com acréscimo nos estoques de C e N em relação ao sistema de Cerrado (CER). De acordo com Trumbore et al (1995), o aumento ou a diminuição dos estoques de C e N dependem do manejo da pastagem. As pastagens cultivadas geralmente promovem a manutenção e o acúmulo de MOS, em condições de Cerrado. As grandes produções de resíduos associadas ao não distúrbio do solo favorecem o processo de acúmulo de MOS, porém dependendo do manejo pode haver também perda de C (SILVA et al., 2004). Esses resultados indicaram que pastagens bem manejadas, com adubação de manutenção e consórcio com leguminosas, favorecem o acúmulo de C no solo, enquanto pastagens degradadas e superpastejadas tendem a perder carbono.

Não foi verificado acúmulo de C na área CAP13S5 em relação ao Cerrado nativo (CER) e as áreas CS1 e CAS3. Os resultados encontrados na literatura divergem quanto ao aumento de C no SPD. Alguns estudos relatam incrementos nos teores de MOS (CORAZZA et al., 1999; BAYER et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2004), enquanto outros trabalhos não mostraram diferenças significativas em relação ao sistema natural ou ao plantio convencional (FREITAS et al, 2000; ROSCOE; BUURMAN, 2003). As diferenças nos resultados podem ser atribuídas as condições específicas de cada sistema (tipo de solo e rotação/sucessão de culturas). No caso deste estudo, os resultados dos estoques de C na área CAP13S pode estar atribuído ao fato de que antes da implantação do sistema SPD a área foi cultivada com pastagem, sem reforma e reposição de nutrientes.

Assim como foi observado para os estoques de C no solo, os estoques de N foram maiores nas áreas CAS/S3 e CAS/M3 em relação ao Cerrado nativo (CER). Esses resultados confirmam que além dos maiores teores de argila observados nessas áreas, as gramíneas (sorgo e milho) contribuíram para um maior aporte de N ao solo, aumentando os seus estoques. A entrada de N pode estar associada a fixação desse elemento pelas gramíneas. O sistema pastagem (CAP22) não apresentou incremento de N ao solo, e esse resultado está relacionado a falta de manejo da pastagem, visto que pastagens bem manejadas tendem a aumentar os estoques de N no solo (MORAES et al., 2002).

2.3.3.2.1 Estoques de carbono e nitrogênio corrigidos pelo método da massa

Devido ao aumento na densidade do solo decorrentes dos sistemas de manejo aplicados ao solo, foi feita uma correção dos estoques de C e N pelo método da massa, recomendado por Ellert e Bettany (1995), com base na última camada de solo amostrada (20-30 cm) de todas as áreas em relação ao sistema nativo (CER) (Tabela 8).

A correção dos estoques de C e N pelo método da massa não evidenciou diminuição em relação aos estoques não corrigidos. Este resultado pode ser explicado pelo fato das densidades não apresentarem grandes diferenças entre as áreas de estudo (Tabela 2). Resultados semelhantes foram encontrados por Siqueira Neto et al. (2006) e Carvalho (2006), em Latossolo Vermelho Amarelo em Goiás e Rondônia.

Em relação ao sistema nativo (CER), as áreas CAS/Sor3 e CAS/M3 foram as conversões de uso da terra que mais contribuíram com o aumento dos estoques de C e N do solo. É importante ressaltar que o maior teor de argila nessas áreas é um fator que contribui para esse aumento em relação ao Cerrado nativo.

Tabela 8 - Estoques de C e N no solo (Mg ha^{-1}) na camada 0-30 cm nos tratamentos estudados, corrigidos pelo método da massa. Os valores representam a média ($n=5$) \pm desvio padrão.

Tratamentos	Estoque C		Estoque N	
	Não corrigido	Corrigido	Não corrigido	Corrigido
CER	16,50 \pm 1,43 BC	16,50 \pm 1,43 BC	1,07 \pm 0,08 D	1,07 \pm 0,08 C
CS1	21,94 \pm 6,23 AB	21,27 \pm 6,11 AB	1,38 \pm 0,21 C	1,34 \pm 0,21 C
CAS3	17,85 \pm 3,95 BC	16,77 \pm 3,65 BC	1,38 \pm 0,21 CD	1,20 \pm 0,19 C
CAS/Sor3	25,41 \pm 1,36 A	24,17 \pm 1,30 A	1,70 \pm 0,11 AB	1,62 \pm 0,11 AB
CAS/M3	28,11 \pm 1,93 A	26,66 \pm 1,82 A	1,77 \pm 0,11 A	1,68 \pm 0,10 A
CAP22	15,83 \pm 2,15 C	14,54 \pm 2,01 C	1,22 \pm 0,14 CD	1,12 \pm 0,14 C
CAP13S/M5	18,75 \pm 1,47 BC	17,53 \pm 1,43 BC	1,43 \pm 0,08 BC	1,38 \pm 0,07 BC

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

2.3.3.3 Fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo

O fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo (FGMOS) permite estudar os compartimentos mais humificados e tipicamente mais estáveis as mudanças no ambiente do solo, provocados pelo manejo (FELLER; BEARE, 1997). Nesse estudo foi determinada também a fração leve, que corresponde a matéria orgânica não complexada.

Na tabela 9 estão apresentados as massas correspondentes a cada uma das frações da MOS. Verificando os dados da fração leve, verificou-se que as áreas CAP22 (camada 0-5 e 5-10 cm) e CAP13S/M5 (camada 0-5 cm) apresentaram menor quantidade dessa fração em relação ao sistema nativo (CER). Skjemstad e Dalal (1987) verificaram o acúmulo da fração leve mais favorecido em solos com vegetação contínua e elevado retorno da palhada, como solos florestais e com pastagens permanentes. Nesse caso específico, a pastagem analisada apresenta

baixo retorno da palhada por ser caracterizada como de baixa produtividade. As áreas com plantio convencional possuem pouco tempo de implantação, podendo-se inferir que a quantidade de fração leve próxima ao sistema nativo é decorrente dos resíduos ainda provenientes da vegetação nativa. Conforme retratado por Christensen (1992), o acúmulo da fração leve está relacionado com o uso da terra, além do tipo de vegetação presente e os fatores que alteram o balanço entre a produção e a decomposição da matéria orgânica do solo.

Tabela 9 - Peso das diferentes frações da MOS (g kg^{-1}) nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média ($n=3$).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
(cm)	Fração Leve						
0-5	4,00 A	2,83 AB	1,67 AB	3,83 A	1,33 AB	0,67 B	0,67 B
5-10	5,50 A	6,50 A	3,83 AB	3,00 AB	2,75 AB	0,50 B	4,00 AB
	Fração 200-2000 μm						
0-5	608,67 B	580,50 BC	604,00 BC	431,00 C	534,83 BC	718,67 A	528,00 C
5-10	566,33 AB	609,50 AB	670,17 A	501,75 AB	433,00 B	676,17 A	602,17 AB
	Fração 50-200 μm						
0-5	315,00 AB	332,00 A	322,33 AB	354,67 A	265,50 B	195,50 C	349,67 A
5-10	345,50 A	306,67 A	235,33 A	300,00 A	356,75 A	239,33 A	334,25 A
	Fração < 50 μm						
0-5	73,00 C	84,67 C	69,00 C	200,33 A	195,17 A	84,50 C	117,50 B
5-10	70,67 E	72,67 DE	86,00 D	186,50 B	201,00 A	76,17 DE	138,25 C

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAPS135/M = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

Como se trata de um Neossolo Quartzarênico, as frações minerais mais grosseiras (> 50 μm) foram mais representativas, apresentando maior quantidade de material. Observou-se que as massas dessas frações variaram entre 80 e 92% do peso total de solo.

Analisando as massas das frações entre as áreas de estudo, verificou-se que CAS/Sor3, CAS/M3 e CAP13S/M5 apresentaram maiores teores em relação as demais áreas na fração menor que 50 μm . Esses dados confirmam aqueles relatados para a textura do solo (Tabela 1), pois essas áreas apresentaram maiores teores de argila.

Os valores de C da fração leve diferiram estatisticamente na camada 5-10 cm ($p < 0,05$), onde as áreas CAS/M3 e CAP22 apresentaram maiores teores em relação ao sistema nativo (CER) (Tabela 10). Na camada 0-5 cm os valores obtidos na fração leve foram superiores aqueles obtidos nas frações minerais, enquanto que na camada 5-10 cm os valores assemelharam-se aos da fração menor que 53 μm nas áreas CER, CS1 e CAS3.

Tabela 10 - Teores de C (g kg^{-1}) das frações da MOS nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média ($n=3$).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
(cm)	Fração Leve (g kg^{-1})						
0-5	238,37 Aa	181,70 Aa	179,13 Aa	166,63 Aa	284,40 Aa	123,97 Aa	223,83 Aa
5-10	56,54 Ba	73,58 ABa	128,34 ABa	110,05 ABa	192,23 Aa	181,50 Aa	71,90 ABa
	Fração 200-2000 μm (g kg^{-1})						
0-5	0,96 Ac	0,81 ABc	0,75 ABc	0,55 ABc	0,63 ABc	0,49 Bc	0,40 Bc
5-10	0,61 ABb	0,56 Bb	0,56 Bb	0,32 Cc	0,45 BCc	0,76 Ac	0,50 BCc
	Fração 50-200 μm (g kg^{-1})						
0-5	4,01 Ac	2,14 Bc	1,45 BCc	0,95 Cc	1,46 BCc	1,37 BCc	1,12 BCc
5-10	0,93 Ab	1,76 Ab	2,13 Ab	1,27 Ac	1,24 Ac	1,03 Ac	0,92 Ac
	Fração < 50 μm (g kg^{-1})						
0-5	108,08 Ab	68,79 Bb	63,35 BCb	40,29 Db	44,34 Db	48,69 CDb	47,72 Db
5-10	71,01 Aa	86,05 Aa	86,75 Aa	41,80 Bb	47,31 Bb	50,88 Bb	49,56 Bb

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milheto (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milheto (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na mesma linha e seguidas da mesma letra minúscula para a mesma coluna e camada não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Analisando o C das frações minerais, observou-se maiores concentrações na fração menor que 50 μ m (Tabela 10), confirmando a idéia inicialmente proposta que o C tende a acumular-se mais nas frações silte-argila (HINDS; LOWE, 1980; CHRISTENSEN, 1992; FELLER; BEARE, 1997).

Na camada 0-5 cm do solo, os teores de C na fração 200-2000 μ m foram maiores na área CER em relação às áreas CAP22 e CAP13S/M5, e superior a todas as áreas nas outras duas frações minerais determinadas.

Essa tendência de acúmulo de C das frações mais grosseiras para as mais finas também foram reportadas por Sá et al. (2001, 2004) na região Sul do Brasil. O sistema plantio direto na região do Cerrado promove menos acúmulo de palhada devido às condições climáticas que favorecem a decomposição dos resíduos culturais. Portanto neste estudo não foi observado maior aporte de C nas camadas superficiais do plantio direto em relação aos demais sistemas de uso da terra estudados.

Na camada 0-5 cm os teores de N na fração leve foram maiores na área CAP13S/M5 em relação as áreas CER, CS1, CAS3 e CAS/Sor3 (Tabela 11).

Na fração mineral menor que 50 μ m, a área CER apresentou os maiores teores de N em relação as demais áreas. Na camada 5-10 cm a área CAS/M3 apresentou maior teor de N na fração leve em relação à CER.

Analisando os dados de cada área de estudo para as diferentes frações da MOS, verificou-se que o N das frações minerais apresentou o mesmo comportamento que o C, com maiores concentrações desse nutriente nas frações com silte e argila (menor que 50 μ m).

Tabela 11 - Teores de N (g kg^{-1}) das frações da MOS nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média ($n=3$).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
(cm)	Fração Leve						
0-5	5,36 Ba	3,70 Ca	5,49 Ba	5,28 Ba	7,87 ABa	8,92 Aba	14,36 Aa
5-10	1,19 Bb	1,92 ABb	3,27 ABa	3,85 ABa	5,13 Aa	1,75 ABb	4,40 ABa
	Fração 200-2000 μm						
0-5	0,12 Ab	0,06 ABb	0,12 Ab	0,10 ABc	0,13 Ac	0,06 Abc	0,03 Bc
5-10	0,10 Ac	0,05 Ac	0,08 Ab	0,16 Ac	0,14 Ac	0,16 Ac	0,15 Ab
	Fração 50-200 μm						
0-5	0,20 Ab	0,07 Cb	0,12 ABCb	0,06 Cc	0,10 ABCc	0,16 Abc	0,09 BCc
5-10	0,11 Ac	0,09 Ac	0,14 Ab	0,09 Ac	0,12 Ac	0,19 Ac	0,19 Ab
	Fração < 50 μm						
0-5	5,69 Aa	3,72 Ba	3,71 Ba	2,43 CDb	2,36 Db	3,23 BCDb	3,28 BCb
5-10	4,07 ABa	4,89 Aa	4,79 Aa	2,56 Cb	2,61 Cb	3,13 BCa	3,54 BCa

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula na mesma linha e seguidas da mesma letra minúscula para a mesma coluna e camada não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

2.3.3.4 Composição isotópica do solo

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram crescentes com a profundidade em todos os tratamentos estudados (Tabela 12). A entrada de C pela liteira de plantas tem o mais baixo conteúdo de isótopos ^{13}C , aumentando com a profundidade e decrescendo a concentração de C do solo (DZUREC et al., 1985). Esse resultado também pode ser explicado também pela decomposição da MOS e sua migração para as camadas mais profundas

Em vista de alguns fatores limitantes dos solos de Cerrado, como são pobres em nutrientes e o crescimento das plantas é limitado por nitrogênio e fósforo, a diversidade de plantas é visivelmente alta em comparação com outras savanas neotropicais (SOLBRIG, 1996).

A composição isotópica de C e N na superfície do solo pode ser controlada por uma mistura de nova entrada de ^{15}N e ^{13}C da liteira com aqueles já existentes no solo, mais MOS altamente decomposta que é relativamente enriquecida com ^{15}N e ^{13}C (NADELHOFFER; FRY, 1988).

As áreas CER e CS1 apresentaram valores característicos de planta C3 (-25‰), enquanto que os demais tratamentos apresentaram valores médios característicos de mistura entre plantas C3 e C4. A área CAS3 apresentou valores menores em relação ao sistema nativo, e esta diferença deve-se a influencia de uma cultura de ciclo C4 (arroz) implantada nessa área por um ano.

De acordo com o tempo de implantação da cultura, tem-se a contribuição das plantas C4. Os tratamentos CAP22, CAS/S3 e CAS/M3 apresentaram valores isotópicos mais baixos (-19 a -16‰). O tratamento CAP22 estava com planta de ciclo C4 (pastagem) há 22 anos e no caso dos tratamentos CAS/S3 e CAS/M3 esses valores podem ser explicados pela rotação de culturas com plantas de ciclo C3 (soja) e planta C4 (milheto e sorgo).

O tratamento CAP13S/M5 apresentou valores intermediários de plantas C3 e C4 (-20,7 a -17,5‰). Houve contribuição da pastagem por 13 anos, mas em seguida houve novamente o cultivo da soja, explicando a diferença nos resultados em relação ao sistema CAP22 nas camadas superficiais (Tabela 12). Como houve a mistura de plantas C3 e C4 na maioria das áreas estudadas, não é possível distinguir a origem do C de cada vegetação, somente se provém de plantas de ciclo C3 ou C4. No caso da pastagem (CAP22) foi possível calcular as origens de C desse sistema, embora tenha sido implantada a cultura de arroz por um ano (Tabela 13).

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) aumentaram com a profundidade (Tabela 12) devido a migração da MOS mais velha para as camadas mais profundas, além dos fatores de fracionamento do N que aumentaram o $\delta^{15}\text{N}$ do solo. A decomposição do material orgânico depositado no solo reduz os valores de $\delta^{15}\text{N}$ na superfície (LETOLLE, 1980), conforme pode ser observado neste estudo.

Karamanos e Rennie, 1980; Wada et al., 1984 também observaram um enriquecimento de ^{15}N com a profundidade em ecossistemas florestais. Estudos realizados no Cerrado (BUSTAMANTE et al. 2004; SIQUEIRA NETO et al., 2006), e floresta-pastagem (PICCOLO et al., 1996) observaram aumento de $\delta^{15}\text{N}$ em profundidade, justificando também os menores valores na camada superficial como reflexo da decomposição do resíduo vegetal incorporado.

Analisando os valores por camada de solo amostrada, pode-se verificar que não houve diferença estatística entre as áreas de estudo, com exceção da camada 10-20 cm, onde o tratamento CAS3 apresentou menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) em relação à área CER e CAS/S3.

Tabela 12 - Variação natural de ($\delta\%$) de ^{13}C e ^{15}N nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).

Prof. (cm)	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
	^{13}C ($\delta\%$)						
0-5	-26,49 D	-25,38 D	-22,94 C	-18,77 AB	-18,86 AB	-17,59 A	-20,59 B
5-10	-25,47 D	-25,25 D	-22,96 C	-18,24 A	-18,94 AB	-18,12 A	-20,71 B
10-20	-24,56 C	-24,62 C	-22,45 C	-16,98 A	-18,12 AB	-17,46 AB	-19,70 B
20-30	-23,92 C	-23,29 BC	-20,88 B	-15,99 A	-17,64 A	-16,62 A	-17,51 A
	^{15}N ($\delta\%$)						
0-5	4,90 A	5,47 A	6,58 A	6,32 A	6,70 A	5,87 A	6,12 A
5-10	8,10 A	7,36 A	5,33 A	6,79 A	7,02 A	7,91 A	7,00 A
10-20	8,49 A	6,82 AB	5,98 B	8,11 A	7,01 AB	7,47 AB	6,67 AB
20-30	9,40 A	9,06 A	8,10 A	9,50 A	8,38 A	8,92 A	9,14 A

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/S3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

É importante ressaltar que a variação natural de ^{15}N no solo reflete não somente nas transformações microbianas durante a ciclagem do N, mas também em suas diferentes fontes. O conteúdo de ^{15}N pode ser usado como indicador das mudanças na dinâmica e fontes de N do solo e também determinar os distúrbios provocados pela mudança de uso da terra (PICCOLO et al.,

1996). Porém não é tão facilmente utilizado como o $\delta^{13}\text{C}$, que apresenta valores específicos para plantas do ciclo fotossintético C3 e C4.

A contribuição do tipo de vegetação no estoque de C do solo fornece foi calculada a partir da composição isotópica do C do solo e da vegetação de cobertura (BERNOUX et al., 1998). A tabela 13 mostra essa contribuição, sendo que para a área CS1 não foi feito esse cálculo, visto o cultivo do solo foi feito somente com a soja (ciclo C3).

Tabela 13 - Estimativa da contribuição da vegetação C3 e C4 (Mg ha^{-1} e %) no estoque de C no solo corrigido nas áreas de estudo com diferentes tempos de implantação em Comodoro (MT).

Áreas*	Estoque C Mg ha^{-1}	$\delta^{13}\text{C}$ ‰	Contribuição		Contribuição	
			C3 Mg ha^{-1}	C4	C3 %	C4
CAS3	16,8	-22,3	12,9	3,9	76,9	23,1
CAS/Sor3	24,2	-17,5	9,0	15,2	37,1	62,9
CAS/M3	26,7	-18,4	11,9	14,8	44,5	55,5
CAP22	14,5	-17,4	4,5	10,0	30,1	68,9
CAP13S/M5	17,5	-19,6	8,9	8,6	50,6	49,4

* CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/S3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD).

Como pode ser observado, a contribuição de C4 foi maior nos sistemas onde houve rotação de culturas. Na área CAS3, que teve o plantio de arroz por um ano, 77% do C é proveniente de plantas do ciclo C3, evidenciando que a cultura do arroz não teve grandes contribuições para o aporte de C no solo quanto as outras gramíneas (sorgo e milho). A partir dessa suposição, pode-se inferir que no sistema CAP22, apesar da contribuição da cultura do arroz, o maior aporte de C de plantas C4 é proveniente da pastagem (*Brachiaria decumbens*).

2.3.4 Efeito das variações sazonais nos indicadores microbiológicos da qualidade do solo

2.3.4.1 Nitrogênio mineral do solo

Analisando os resultados obtidos nas duas épocas de coleta (julho de 2005 e fevereiro de 2006), verificou-se que houve uma redução nas concentrações de $N-NH_4^+$ na estação chuvosa (Tabela 14). Resultados semelhantes foram encontrados por Neill et al. (1995) em uma cronosequência floresta-pastagem em Rondônia. Houve uma exceção do tratamento CAS/Sor3, que não apresentou diferenças estatísticas entre as épocas de amostragem (Tabela 14).

Tabela 14 - Teores de N-amônio ($N-NH_4^+$) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
Julho/2005							
(cm)							
0-5	1,53 Ca	4,24 Aa	2,53 ABCa	1,46Ca	1,59 BCa	3,01 ABCa	3,53 ABa
5-10	1,59 Aa	2,33 Aa	1,84 Aa	1,58 Aa	1,74 Aa	2,17 Aa	2,90 Aa
10-20	2,35 Aa	6,09 Aa	3,71 Aa	3,39 Aa	5,65 Aa	5,53 Aa	5,87 Aa
0-20	5,47 Ba	12,67 Aa	8,08 ABa	6,43 Ba	8,98 ABa	10,72 ABa	12,30 Aa
Fevereiro/2006							
0-5	1,00 Aa	0,79 Ab	0,83 Ab	1,04 Aa	1,52 Aa	0,63 Ab	0,57 Ab
5-10	0,63 Aa	0,71 Ab	1,10 Aa	1,29 Aa	1,89 Aa	1,08 Aa	1,19 Aa
10-20	1,17 Ab	1,58 Aa	1,48 Ab	1,69 Aa	1,62 Ab	0,95 Ab	1,34 Ab
0-20	2,81 Ab	3,08 Ab	3,41 Ab	4,02 Aa	5,02 Ab	2,66 Ab	3,10 Ab

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma linha e seguidas da mesma letra minúscula para a mesma área e camada de solo entre épocas de estudo não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Na coleta de julho de 2005, comparando as diferentes situações analisadas com sistema nativo (CER), as maiores concentrações de NH_4^+ foram observadas ao longo do perfil de solo

analisado (0-20 cm) nos tratamentos CS1 e CAP13S/M5. Na coleta de fevereiro de 2006 não houve diferença estatística entre os tratamentos estudados.

Analisando os resultados em cada área de estudo, as concentrações de NO_3^- não variaram entre as épocas de coleta, com exceção da área CAS/S3 na camada 0-5 cm e da área CAS/M3 em todas as profundidades, com maiores valores na amostragem de fevereiro de 2006 (Tabela 15).

Considerando os dados de todas as áreas em cada época de coleta pode-se verificar que CAS/Sor3 e CAS/M3 apresentaram maiores concentrações de NO_3^- em relação à CER na coleta de julho de 2006, e todas as áreas, com exceção CAP22 apresentaram valores superiores à CER na coleta de fevereiro de 2006. Embora a fertilização nitrogenada tenha sido baixa nessas áreas, a maior quantidade de N- NO_3^- é atribuída ao aporte pela fixação biológica na cultura da soja.

Tabela 15 - Teores de N-nitrato (N-NO_3^-) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
(cm)	Julho/2005						
0-5	0,05 Ba	0,67 BCa	0,72 BCa	1,47 Aa	2,39 ABa	0,16 Ba	0,49 BCa
5-10	0,06 Ba	0,69 Ba	0,55 Ba	0,75 Ba	2,72 Aa	0,14 Ba	0,35 Ba
10-20	0,18 Ba	1,21 Ba	1,64 Ba	1,54 Ba	3,94 Aa	0,31 Ba	0,69 Ba
0-20	0,29 Ca	2,56 BCa	2,01 BCa	3,77 Aa	3,04 Ba	0,61 Ca	1,53 BCa
	Fevereiro/2006						
0-5	0,04 Aa	0,58 Aa	0,33 Aa	0,26 Ab	0,07 Ab	0,18 Aa	0,38 Aa
5-10	0,02 Ba	0,48 ABa	0,79 ABa	1,10 ABa	1,12 Ab	0,49 ABa	0,91 ABa
10-20	0,09 Ba	1,95 Aa	1,35 ABa	1,23 ABa	1,21 ABb	0,15 Ba	1,73 Aa
0-20	0,15 Ba	3,01 Aa	2,47 Aa	2,59 Aa	2,40 Ab	0,82 ABa	3,02 Aa

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma linha e seguidas da mesma letra minúscula para a mesma área e camada de solo entre épocas de estudo não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Estudando a conversão floresta-pastagem de um Podzólico Vermelho-amarelo, Neill et al. (1995) relataram que a forma predominante de N inorgânico no sistema pastagem foi o N-NH_4^+ . Estudando um Latossolo Vermelho Amarelo distrofico típico no Cerrado em vilhena (RO), Carvalho (2006) verificou que a forma predominante de N inorgânico no solo em todas as situações estudadas foi amoniacal.

Analisando o N inorgânico total de todos os tratamentos e entre as épocas de coleta, pode-se verificar as maiores concentrações foram encontradas em julho de 2005, com exceção do tratamento CAS/Sor3, que não diferiu estatisticamente entre as épocas de coleta (Tabela 16).

Tabela 16 - Teores de N inorgânico total ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
(cm)	Julho/2005						
0-5	1,58 Ba	4,91 Aa	3,24 ABa	2,93 ABa	3,98 Aa	3,17 ABa	4,02 Aa
5-10	1,65 Ba	3,02 ABa	2,39 ABa	2,33 ABa	4,46 Aa	2,32 ABa	3,25 ABa
10-20	2,53 Ba	7,30 ABa	5,35 ABa	4,93 ABa	9,58 Aa	5,84 ABa	6,56 ABa
0-20	5,76 Ca	15,23 ABa	10,99 BCa	10,20 BCa	18,02 Aa	11,33 ABCa	13,83 ABa
	Fevereiro/2006						
0-5	1,04 Aa	1,37 Ab	1,16 Ab	1,30 Ab	1,59 Ab	0,81 Ab	0,95 Ab
5-10	0,65 Aa	1,19 ABb	1,88 ABa	2,39 ABa	3,01 Aa	1,56 ABa	2,09 ABa
10-20	1,26 Ab	3,53 Aa	2,83 Aa	2,92 Aa	2,83 Ab	1,10 Ab	3,08 Aa
0-20	2,95 Bb	6,09 ABb	5,88 ABb	6,61 ABa	7,43 Ab	3,47Bb	6,12 ABb

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma linha e seguidas da mesma letra minúscula para a mesma área e camada de solo entre épocas de estudo não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Analisando a camada 0-20 cm nas duas épocas de coleta verificou-se que o tratamento CAS/M3 apresentou maiores concentrações de N inorgânico total.

De acordo com os resultados obtidos, pode-se verificar que a forma predominante de N mineral no tratamento CER e CAP22 até 20 cm do perfil do solo foi o amônio (N-NH_4^+), com concentrações de nitrato (N-NO_3^-) próximo de zero e conseqüentemente apresentando uma alta relação $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ (Tabela 17). Esse resultado indica que há uma menor disponibilidade de N nesses sistemas.

Estudos em diferentes tipos de solo comprovam que a forma predominante de N em pastagem é o NH_4^+ (PICCOLO et al., 1994; NEILL et al., 1999; PASSIONATO et al., 2003; D'ÁNDREA et al., 2004; CERRI et al., 2006).

Tabela 17 - Relação amônio/ nitrato nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).

Prof. (cm)	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13 S/M5
	Julho/ 2005						
0-5	24,4	9,8	4,9	1,2	0,8	21,6	10,0
5-10	22,4	4,6	4,6	2,1	0,8	16,3	10,2
10-20	15,9	7,3	5,8	2,8	1,7	18,5	9,9
	Fevereiro/2 006						
0-5	19,3	1,5	3,8	6,0	7,5	9,2	3,3
5-10	24,9	2,0	1,6	1,5	2,0	3,7	7,8
10-20	25,1	0,8	1,9	2,7	2,7	5,6	5,8

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD).

As áreas CAS/S3 e CAS/M3 apresentaram a menor relação $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ na coleta de julho de 2005, enquanto que as áreas CS1 e CAS3 proporcionaram os menores índices na coleta de fevereiro de 2006. D'Andréa et al. (2004) encontraram valores de nitrato superiores aos de amônio nos sistemas com culturas anuais em um Latossolo Vermelho distrófico típico no Cerrado goiano. Em um Latossolo Vermelho sob floresta na Amazônia foram verificados maiores teores

de N-nitrato em relação ao N-amônio, contudo após a conversão para pastagem a relação foi inversa, ou seja, foram verificados maiores teores de N-amônio que N-nitrato, isto ocorreu devido a baixas taxas de nitrificação na pastagem comparada a floresta (PICCOLO et al., 2004).

2.3.4.2 Carbono e nitrogênio microbiano do solo

Os dados de C para as duas épocas de estudo estão apresentados na Tabela 18. Em julho de 2005 não foi realizada coleta na área CAS/M3 porque não era certeza quanto a sua inserção neste estudo.

Tabela 18 - Carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13 S/M5
(cm)	Julho/2005						
0-5	101,4 ABb	92,5 ABb	30,6 Bb	111,0 Ab	nc	113,9 Ab	69,7ABb
5-10	66,5 Bb	89,9 ABb	54,6 Bb	40,6 Bb	nc	160,9 Ab	78,3 Bb
10-20	113,2 ABb	45,7 Cb	33,6 Cb	85,9 BCb	nc	147,9 Ab	61,6 BCb
0-20	281,1 ABb	228,1 BCb	118,8 Cb	237,5 BCb	nc	422,7 Ab	209,6 BCb
	Fevereiro/2006						
0-5	443,0 Aa	342,8 ABa	212,1 Ca	363,2 ABa	360,2 AB	384,0 Aa	245,7 BCa
5-10	237,2 Ba	226,0 Ba	235,0 Ba	262,8Ba	283,8 AB	379,5 Aa	295,8 ABa
10-20	307,9 Aa	232,2 BCa	297,0 Aa	284,1 ABa	224,9 BC	247,5 ABa	187,1 Ca
0-20	988,1 Aa	801,0 ABa	744,1 Ba	910,1 ABa	868,9 AB	1011,0 Aa	728,6 Ba

*nc = não coletado

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma linha e seguidas da mesma letra minúscula para a mesma área e cama de solo entre épocas de estudo não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Analisando cada profundidade estudada entre os tratamentos pode-se verificar que na coleta de julho de 2005 as áreas CAP22 e CAS/Sor3 apresentaram maiores teores de C em

relação à área CAS3 na camada 0-5 cm, que nessa época estava sem cobertura do solo. Na camada 5- 10 cm, a área CAP22 apresentou maiores teores em relação às demais áreas, com exceção de CS1. Na profundidade 10-20 cm, a área CAP22 apresentou valores superiores às demais áreas, com exceção de CER. Na coleta de fevereiro de 2006, as áreas CAP22 e CER apresentaram maiores teores de C em relação a CAS3 na camada 0-5 cm. Na camada 5-10 cm, a área CAP22 apresentou valores de C superiores às demais, com exceção de CAP13S/M5 e CAS/M3. Na camada 10-20 cm não foi verificada diferença estatística entre os tratamentos ($p < 0,05$).

A cobertura permanente do solo, como foi observado nas áreas CER e CAP22, é um fator importante para a manutenção dos microrganismos, refletindo diretamente no conteúdo de C e N microbianos. Matsuoka, Mendes e Loureiro (2003) observaram redução do C microbiano nos sistemas de manejo do solo em relação ao Cerrado nativo em um Latossolo Vermelho Amarelo distrofico em Mato Grosso. Outros estudos em diferentes tipos de solo com uso agrícola também relataram diminuição nos teores de C e N microbianos em relação ao Cerrado nativo (MACIEL et al., 1996; MERCANTE et al., 2000; OLIVEIRA, 2000; MENDES, 2002).

Analisando cada área de estudo e camada de solo amostrada entre as épocas de coleta, pode-se verificar que os maiores teores de C foram encontrados em fevereiro de 2006 ($p < 0,05$) (Tabela 18). A umidade do solo é um fator importante a ser considerado, visto que está diretamente ligada a atividade dos microrganismos no solo. Carvalho (2006) também observou maiores teores de C microbiano com o aumento da umidade do solo em um Latossolo Vermelho Amarelo distrofico típico em Vilhena (RO).

Os dados dos teores de N da BMS estão apresentados na Tabela 19. No mês de julho de 2005, para a profundidade 0-5 cm, todas as áreas apresentaram maiores teores em relação à área CAS3. Na profundidade 5-10 cm, os maiores valores foram observados nas áreas CAP22 e CS1

em relação às demais, com exceção de CER. Na profundidade 10-20 cm, a área CAP22 apresentou maiores teores de N em relação a CAP13S/M5, CS1 e CAS3.

Em fevereiro de 2006, na camada 0-5 cm, a área CER apresentou maiores valores de N e relação às demais áreas, com exceção de CAP22. Para a camada 5-10 cm, a área CAS3 apresentou menores teores em relação às demais áreas, com exceção da área CS1. Na camada 10-20 cm, a área CAS/M3 apresentou teores de N próximos às áreas CER e CAS/Sor3 e superior às demais áreas ($p < 0,05$).

Tabela 19 - Nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N-BMS) nas coletas de julho de 2005 e fevereiro de 2006 em Comodoro (MT). Os valores representam a média ($n=5$).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13 S/M5
(cm)	Julho/2005						
0-5	14,1 Aa	14,5 Aa	4,0 Ba	15,6 Ab	nc	14,4 Ab	11,4 ABb
5-10	10,8 ABa	12,9 Ab	5,2 Ca	7,1 BCb	nc	13,0 Ab	4,7 Cb
10-20	9,8 BCa	5,2 CDa	3,2 Da	10,8 ABb	nc	13,7 Ab	8,4 BCb
0-20	34,7 A	32,6 A	12,4 B	33,5 A	nc	31,1 A	24,5 AB
	Fevereiro/2006						
0-5	52,7 Ab	21,0 Ba	21,0 Ba	27,0 Ba	30,3 B	34,9 ABa	22,0 Ba
5-10	36,0 Ab	24,5 ABa	16,8 Aa	32,9 Aa	29,1 A	29,9 Aa	35,8 Aa
10-20	25,1 ABb	16,7 Ba	19,3 Ba	24,9 ABa	33,3 A	22,7 Ba	18,1 Ba
0-20	113,8 A	62,2 B	57,1B	84,8 AB	92,7 AB	87,5 AB	75,9 AB

*nc = não coletado

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma linha e seguidas da mesma letra minúscula para a mesma área e cama de solo entre épocas de estudo não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Da mesma forma como foi observado para o C, analisando cada área de estudo e camada de solo, houve diferença estatística ($p < 0,05$) nos teores de N entre as épocas de estudo, com maiores valores em fevereiro de 2006, época em que foi observado um aumento na umidade do

solo. Esses resultados corroboram com aqueles encontrados por Carvalho (2006) em um Latossolo Vermelho amarelo distrofico típico em Vilhena (RO). Os valores não apresentaram variações sazonais somente no tratamento CS1 na camada 0-5 cm.

A média da relação C:N da BMS apresentou valores entre 6,6 e 16,8 em julho de 2005 e valores entre 7,1 e 14,8 para fevereiro de 2006 (Tabela 20). Não houve variação entre as épocas de estudos e tratamentos, com exceção do tratamento CAS/Sor3 que apresentou maior valor na coleta de fevereiro de 2006.

Tabela 20 – Relação carbono:nitrogênio (C:N) da biomassa microbiana do solo (BMS) nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média (n=5).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13 S/M5
(cm)	Julho/2005						
0-5	6,8 Aa	9,3 Aa	8,4 Aa	6,5 Ab	nc	9,0 Aa	7,8 Aa
5-10	6,6 Ba	11,3 ABa	10,9 ABa	6,3 Ba	nc	12,6 ABa	16,8 Aa
10-20	11,4 Aa	6,8 Aa	7,5 Aa	10,2 Aa	nc	9,7 Aa	7,8 Aa
0-20	8,3 Aa	9,1 Aa	8,9 Aa	7,8 Ab	nc	10,4 Aa	10,8 Aa
	Fevereiro/2006						
0-5	7,9 Aa	13,2 Aa	10,5 Aa	13,5 Aa	11,7 A	11,3 Aa	9,4 Aa
5-10	8,7 Aa	7,1 Aa	12,3 Aa	9,2 Aa	9,9 A	12,1 Aa	9,2 Ab
10-20	11,7 Aa	10,9 Aa	12,1 Aa	14,8 Aa	8,9 A	9,1 Aa	7,5 Aa
0-20	9,4 Aa	10,4 Aa	11,7 Aa	12,5 Aa	10,2 A	10,8 Aa	8,7 Aa

*nc = não coletado

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma linha e seguidas da mesma letra minúscula para a mesma área e cama de solo entre épocas de estudo não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p<0,05).

Para a profundidade 0-20 cm, as quantidades de C e N da BMS foram maiores nas amostras coletadas em fevereiro/2006, época de precipitação intensa na região de Comodoro

(MT), acarretando em aumento na umidade do solo. Diversos estudos mostram a influência das flutuações sazonais causadas pela interação entre a umidade e temperatura do solo, matéria orgânica do solo, textura do solo, crescimento vegetal entre outros fatores (WARDLE; PARKINSON, 1990; KAISER et al., 1992; SRIVASTAVA, 1992; WARDLE, 1992; ESPINDOLA et al., 2001). Augusti (2004) observou em sua pesquisa em um Argissolo Vermelho-Amarelo em Rondônia, que os fatores climáticos, como temperatura, precipitação e umidade do solo influenciaram de forma significativa no comportamento das variáveis estudadas.

Em julho de 2006, os menores valores da BMS-C em relação a CAP22 foram verificados no tratamento CAS3, a qual no momento da coleta encontrava-se sob pousio. Os valores de C e N da biomassa microbiana do solo podem decrescer ou aumentar dependendo da cultura (CONTI; ARRIGO; MARELLI, 1997), pois a fertilização e a alocação de N para a decomposição de resíduos fazem com que a atividade da população microbiana do solo diminua.

Comparando os sistemas de manejo com a vegetação nativa, reduções na BMS foram observadas no mês de julho de 2005 na área CAS3. Estudando um Latossolo Vermelho-Amarelo na região de Primavera em Mato Grosso, observou-se uma redução média de 70% da BMS-C em sistemas agrícolas anuais e perenes, quando comparados à vegetação nativa (MATSUOKA; MENDES; LOUREIRO, 2003). Isso se deve as condições mais favoráveis à biomassa microbiana do solo proporcionada pela ausência de preparo do solo, diversidade florística e favorecimento da preservação das hifas fúngicas do solo. A redução da fração mais ativa da MOS afeta diversas funções no solo, como, por exemplo, a manutenção da produção de polissacarídeos fundamentais ao processo de agregação (GOLCHIN; BALDOCK; OADES, 1997).

Comparado os dados das áreas com sistema plantio convencional e plantio direto, não houve diferença estatística ($p < 0,05$) entre esses sistemas de manejo. Esse resultado pode ser explicado pelo fato de o SPD ter sido implantado a pouco tempo, assim da mesma forma como

para os estoques de C e N, a biomassa microbiana não apresentou incremento desses elementos no SPD. Comparando os diferentes sistemas de manejo, Roscoe et al. (2000) mostraram que o sistema convencional reduz significativamente a biomassa e a atividade enzimática no solo.

Nesse estudo pode-se verificar que o sistema pastagem (CAP22) apresentou maiores teores de C e N microbianos em relação a maioria dos sistemas de cultivo do solo. Vale ressaltar que esse sistema permaneceu sem reforma ao longo de 22 anos, e de acordo com Perez et al. (2005), quanto maior o conteúdo de N na BMS, mais rápida será a sua reciclagem.

Estudando sistemas de recuperação de pastagem em Rondônia, Augusti (2004) verificou que não foi possível determinar qual melhor tipo de manejo agrícola realizado em sistemas de recuperação de pastagens em Rondônia, pois os aumentos de estoques no solo, a dinâmica da biomassa e sistema radicular, sofrem influência do tipo de manejo e mudam de imediato e/ou com o tempo, e as influências dos manejos podem ser mais precisas em longo prazo.

A BMS, normalmente, constitui de 1 a 4 % do C-orgânico (ANDERSON; DOMSCH, 1989; SPARLING, 1992) e de 2 a 6 % do N-orgânico do solo (JENKINSON, 1988). A relação C-microbiano:C-orgânico ($C_{mic}:C_{org}$) é um índice da capacidade de acúmulo de C na BMS relativo ao C-orgânico (SPARLING, 1992; RODRIGUES, 1999) que pode ser usada na avaliação de sistemas alterados pelas práticas agrícola (WARDLE, 1992). A relação N-microbiano:N-total ($N_{mic}:N_{total}$) expressa a fração mineralizável do N, ou seja, expressa o potencial de N-inorgânico no solo disponível para a cultura subsequente (MCGILL,; DORMAAR; REINL-DWYER MCGILL, 1988). Os valores das relações $C_{mic}:C_{org}$ e $N_{mic}:N_{total}$ estão na tabela 21.

Os valores obtidos na relação entre C microbiano e o C orgânico ($C_{mic}:C_{org}$) variaram entre 0,6 (CAS/M3) e 4,2% (CAP22), indicando que a pastagem apresentou maior eficiência na conversão do C orgânico em C microbiano (ALVAREZ et al., 1995), sendo superior também ao sistema nativo na camada 5-10 cm.

A relação entre o N microbiano e o N total ($N_{mic}:N_{total}$) mostrou valores entre 1,1 (CAS3) e 5,6% (CAP22), apresentando as mesmas variações quanto ao $C_{mic}:C_{org}$. Os maiores valores dessas relações no Cerrado nativo (CER) e pastagem (CAP22) refletem em uma maior eficiência na ciclagem e disponibilidade de N-inorgânico ao sistema.

Tabela 21 - Relação C-microbiano: C-orgânico ($C_{mic}:C_{org}$) e N-microbiano: Ntotal($N_{mic}: N_{total}$) (%) nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média \pm desvio padrão.

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
(cm)	$C_{mic}: C_{org}$ (%)						
0-5	1,5 \pm 0,5	1,5 \pm 0,7	0,7 \pm 0,3	1,5 \pm 0,6	1,3 \pm 0,9	2,5 \pm 1,4	1,4 \pm 0,6
5-10	1,6 \pm 0,8	2,0 \pm 1,2	1,7 \pm 0,7	1,0 \pm 0,4	0,6 \pm 0,6	3,9 \pm 0,6	1,5 \pm 0,3
10-20	3,2 \pm 1,6	0,7 \pm 0,2	0,9 \pm 0,3	1,6 \pm 0,2	1,6 \pm 0,6	4,2 \pm 1,4	1,5 \pm 0,7
	$N_{mic}: N_{total}$ (%)						
0-5	3,8 \pm 1,0	3,6 \pm 1,3	1,2 \pm 0,7	3,2 \pm 0,6	2,8 \pm 1,6	3,8 \pm 1,9	2,9 \pm 1,1
5-10	3,4 \pm 1,5	3,5 \pm 0,5	1,6 \pm 0,6	1,5 \pm 0,6	1,2 \pm 1,1	3,8 \pm 1,0	1,2 \pm 0,3
10-20	4,2 \pm 1,0	1,6 \pm 0,7	1,1 \pm 0,4	3,1 \pm 1,2	2,5 \pm 0,5	5,6 \pm 1,1	2,6 \pm 0,8

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD).

2.3.4.3 Taxa de respiração basal do solo e quociente metabólico (qCO_2)

Nas amostras de julho de 2005, as taxas de respiração do solo apresentaram homogeneidade entre as áreas de estudo, enquanto que em fevereiro de 2006 houve variação entre algumas áreas (Figura 10).

Analisando as camadas de solo estudadas, observou-se que ao longo do perfil de solo as taxas de respiração do solo foram semelhantes, independente do sistema de manejo adotado.

Alvarez et al.(1995); Balota et al. (1998); Mendes et al. (1999) e Vargas & Scholles (2000) observaram que nos sistemas de preparo convencional a liberação de C-CO₂ tende a ser uniforme na profundidade 0-20 cm, porém em sistemas de plantio direto e com preparo reduzido do solo, ocorreram maiores níveis de liberação de C-CO₂ na camada superficial.

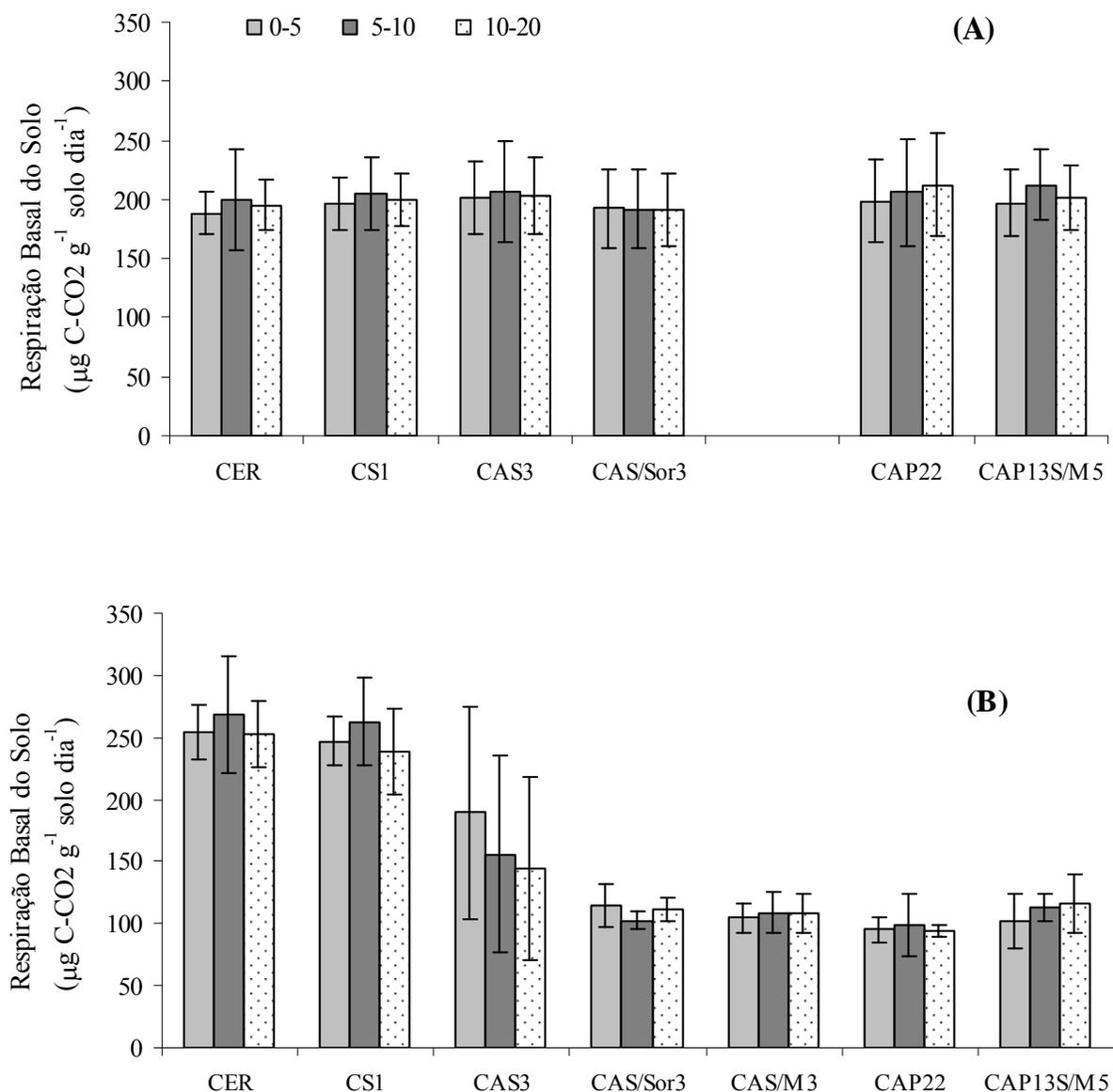


Figura 10 - Respiração basal do solo ($\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo dia}^{-1}$) nas coletas de julho de 2005 (A) e fevereiro de 2006 (B) em Comodoro (MT). Os valores representam a média ($n=5$) \pm desvio padrão.

Na coleta de fevereiro de 2006 foram encontradas maiores taxas de respiração no CER, CS1 e CAS3. De acordo com D'Andréia (2001), altas taxas de respiração nem sempre são indicativos de condições favoráveis, uma vez que significam rápida liberação de nutrientes para as plantas, e ao longo prazo, perda de C orgânico total do solo. Nesse sentido, somente a taxa de respiração não serve como indicativo para explicar o comportamento distinto entre as áreas de estudo.

O quociente metabólico (qCO_2) é considerado importante na avaliação das condições ambientais sobre a população microbiana (ANDERSON; DOMSCH, 1993), e neste estudo tornou-se importante para analisar diferenças entre diversos sistemas de uso do solo. É um índice que indica a taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana (C), e de acordo com os resultados obtidos foi possível observar variações entre as áreas de estudo e entre as épocas de amostragem (Tabela 22).

Tabela 22 – Valores de qCO_2 ($mg\ C-CO_2\ g\ C_{mic}\ dia^{-1}$) nas áreas de estudo em Comodoro (MT). Os valores representam a média ($n=5$).

Prof.	CER	CS1	CAS3	CAS/Sor3	CAS/M3	CAP22	CAP13S/M5
(cm)	Julho/ 2005						
0-5	1,96 Ba	2,37 Ba	5,37 Aa	1,87 Ba	nc	2,00 Ba	2,42 Ba
5-10	3,35 Aa	1,93 ABa	3,62 Aa	2,41 ABa	nc	1,31 Ba	2,83 ABa
10-20	2,06 Ba	5,38 Aa	4,37 ABa	1,97 Ba	nc	1,51 Ba	3,61 ABa
	Fevereiro/ 2006						
0-5	0,68 ABC b	1,23 Ab	0,93 ABb	0,37 BCb	0,30 C	0,25 Cb	0,39 BCb
5-10	1,26 ABb	1,49 Aa	0,67 BCb	0,36 Cb	0,39 C	0,25 Cb	0,40 Cb
10-20	1,16 ABb	1,47 Ab	0,63 ABb	0,69 ABb	0,43 B	0,38 Bb	0,64 ABb

*nc = não coletado

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma camada de solo e época de coleta e médias seguidas da mesma letra minúscula para a mesma camada e área de estudo entre épocas de coleta não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

Em julho de 2005 os valores de qCO_2 na camada 0-5 cm foram maiores na área CAS3. Na profundidade 5-10 cm os valores foram maiores nas áreas CAS3 e CER em relação a CAP22. Na camada 10-20 cm os valores foram maiores na área CS1 em relação a CER, CAS/Sor3 e CAP22. Em fevereiro de 2006, os valores de qCO_2 para a camada 0-5 cm foram superiores na área CS1 em relação à CS/S3, CAS/M3, CAP22 e CAP13S/M5. Na profundidade 5-10 cm do perfil de solo esses valores foram também maiores na área CS1 em relação as demais áreas, com exceção da área CER. Na camada 10-20 cm os valores foram superiores na área CS1 em relação a CAS/M3 e CAP22 (Tabela 16).

De acordo com Balota et al. (1998), o qCO_2 diminui em agroecossistemas mais estáveis, porém com a retirada e substituição da cobertura vegetal ocorre a decomposição mais acelerada dos resíduos vegetais, aumentando o qCO_2 (ÓCIO; BROOKES, 1990).

Comparando os dados entre as épocas de coleta para a mesma área e profundidade estudada, os maiores valores de qCO_2 foram observados em julho de 2005 ($p < 0,05$), com exceção da área CS1 que apresentou valores semelhantes na camada 5-10 cm (Tabela 22). Nessa época todas as áreas de estudo apresentaram menor C-BMS, indicando coerência entre os resultados, já que há uma relação inversa entre o qCO_2 e a BMS. O aumento da umidade do solo em fevereiro de 2006 favoreceu o aumento do C microbiano, refletindo na diminuição do qCO_2 . Alguns estudos constataram que existe uma relação inversa entre o C da BMS e o qCO_2 (BALOTA et al., 2004; PRASAD; BASU; BEHRA, 1994). Essa correlação negativa foi altamente significativa para este estudo ($p < 0,05$), com coeficientes de correlação entre -0,60 e -0,90 para todas as áreas estudadas.

2.3.5 Fluxos de gases do efeito estufa e relações com a dinâmica da MOS

As coletas de gases foram realizadas em duas estações (seca e úmida), e com a finalidade de se obter dados representativos para cada época de coleta, as determinações foram feitas por quatro dias consecutivos em cada área de estudo.

2.3.5.1 Fluxos de dióxido de carbono (CO₂) do solo

Os fluxos de C-CO₂ variaram entre as áreas de estudo e entre as épocas de coleta. Na coleta de julho de 2005 as médias dos fluxos variaram entre 27 e 63 mg m⁻² h⁻¹, enquanto que em fevereiro de 2006 esses valores variaram entre 61 e 135 mg m⁻² h⁻¹ (Figura 11). É comum observar um alto desvio padrão entre as repetições para a mesma área.

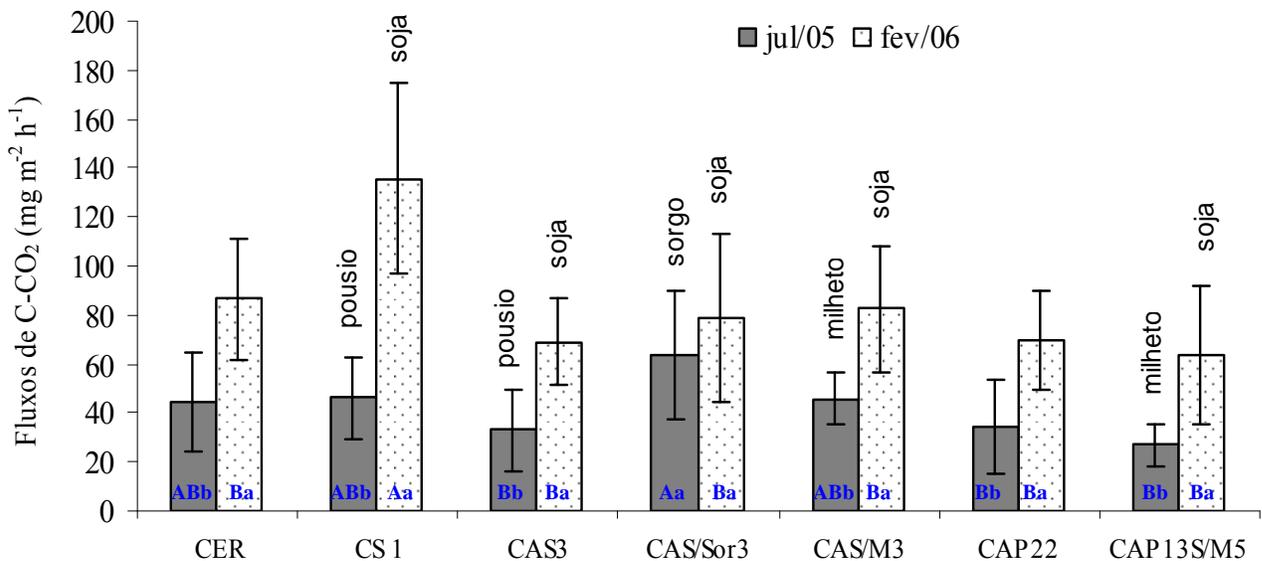


Figura 11 - Fluxos de C-CO₂ (mg m⁻² h⁻¹) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=12) ± desvio padrão. Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma época de coleta e médias seguidas da mesma letra minúscula entre épocas de coleta não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).

O dióxido de carbono é proveniente da respiração radicular e da atividade dos microrganismos do solo responsáveis pela decomposição do material orgânico depositado e pela mineralização da MOS. Portanto a mudança de uso da terra com preparo do solo provocando o revolvimento das camadas superficiais, aceleram esse processo de decomposição, consequentemente favorecendo o aumento dos fluxos de C-CO₂.

A área CAS/Sor3 diferiu estatisticamente de CAP22, CAS3 e CASP13S/M5 na amostragem de julho de 2005 (época seca), enquanto que em fevereiro de 2006, CS1 apresentou maiores fluxos em relação às demais áreas de estudo ($p < 0,05$). Nesse estudo não se pode inferir que a adubação exerceu influência na emissão dos gases, pois a aplicação de fertilizantes e as coletas de gases foram feitas em épocas distintas.

Comparando os dados entre as áreas de estudo, pode-se verificar que não houve diferença estatística das emissões entre cada sistema de uso da terra e o sistema nativo (CER). As variações ocorreram entre os diferentes sistemas de uso da terra. Em julho de 2005, a área com uso de pastagem (CAP22), apresentou fluxos baixos de C-CO₂ em relação à área CAS/Sor3, que no momento da coleta encontrava-se com a cultura do sorgo no estágio final de desenvolvimento. Essa diferença também ocorreu em relação aos sistemas CAS3 (preparo convencional) e CAP13S/M5 (plantio direto). Em fevereiro de 2006, a área CS1 (preparo convencional) apresentou maiores fluxos em relação as outras áreas, diferença atribuída ao sistema de manejo do solo, com uso mais intensivo de grades no sistema CAS/Sor3 (preparo do solo no momento anterior a instalação de duas culturas) e no sistema CS1 (que houve o preparo com grades pesadas para remover raízes que ainda poderiam constar na área antes do plantio da soja), favorecendo as emissões de CO₂ para a atmosfera. O uso de sistema de preparo do solo com o mínimo revolvimento do solo diminui a saída de C para atmosfera, uma vez ocorre a diminuição

da decomposição da matéria orgânica do solo (BAYER; MIELNICZUCK; MARTIN-NETO, 2000).

Comparando os dados de cada área em relação as duas épocas de coleta, com exceção da área CAS/S3, observou-se maiores emissões de C-CO₂ na estação úmida (fevereiro/2006), período em que o solo apresentou maior teor de água do solo. Resultados semelhantes foram reportados por outros autores em diferentes tipos de solo, inferindo que o aumento da umidade do solo favorece as emissões de C-CO₂ para a atmosfera (PINTO et al., 2002; FERNANDES et al., 2002; VARELLA et al., 2004).

Os fluxos de C-CO₂ não apresentaram correlação significativa com os teores de C e N microbiano, NO₃⁻, NH₄⁺ e N inorgânico total, porém essa correlação foi altamente significativa com a umidade do solo ($p < 0,05$). Estudos realizados em diferentes tipos de solo em sistemas de Cerrado também puderam confirmar que o aumento dos fluxos de C-CO₂ esteve diretamente relacionado com o aumento da umidade do solo (CARVALHO, 2006; SIQUEIRA NETO, 2006).

2.3.5.2 Fluxos de óxido nitroso (N₂O) do solo

Os fluxos de N-N₂O variaram entre 15 e 25 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ na coleta de julho de 2005 e entre 11 e 16 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ em fevereiro de 2006 (Figura 12).

Em julho de 2005, as áreas CS1 e CAS3 apresentaram fluxos mais altos em relação as demais áreas, porém devido a variação entre as repetições, o desvio padrão foi alto e não apresentaram diferença estatística ($p < 0,05$). Da mesma forma, não foi observada diferença estatística entre as áreas estudadas para a amostragem de fevereiro de 2006. As emissões de N₂O para a atmosfera têm aumentado modestamente em solos sob Cerrado, porém nesse estudo não pode-se inferir que os sistemas agrícolas estão contribuindo para o aumento das emissões desse gás para a atmosfera, uma vez que as emissões nos sistemas estudados não superaram as do

sistema nativo (DAVIDSON; BUSTAMANTE; PINTO, 2001). Resultados semelhantes foram relatados por Carvalho (2006) em um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico típico em Vilhena (RO).

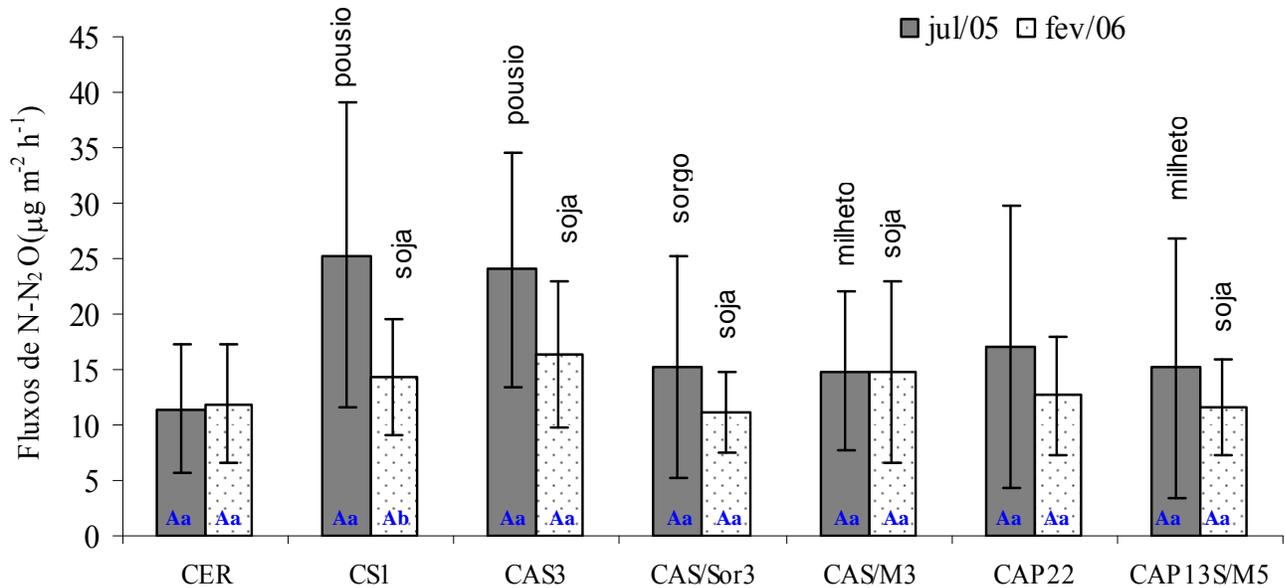


Figura 12 - Fluxos de N-N₂O (µg m⁻² h⁻¹) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=12) ± desvio padrão. Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma época de coleta e médias seguidas da mesma letra minúscula entre épocas de coleta não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).

Analisando os dados para cada área separadamente entre as épocas de coleta, pode-se verificar que não houve diferença estatística, com exceção de CS1, que apresentou maiores fluxos em julho de 2005 (p < 0,05).

As emissões de N₂O estão diretamente relacionadas com a umidade e com os teores de NO₃⁻ do solo (HACKL, BACHMANN; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, 2004). Esta teoria pode ser constatada nesse estudo, onde os houve uma correlação altamente significativa (p < 0,01) entre os fluxos de N-N₂O, umidade do solo, teores de NO₃⁻ e N inorgânico total do solo.

As emissões de N_2O predominam quando o conteúdo de água do solo é de 30%, quando o conteúdo de água é baixo ocorre preferencialmente emissões de NO e condições de alta umidade o N pode ser reduzido até N_2 (DRURY; McKENNEY; FINDLAY,1992). Como o solo estudado possui textura arenosa, mesmo em condições de altas precipitações como no mês de fevereiro de 2006 os fluxos de N_2O não aumentaram em relação a época seca.

Estudos comparando os sistemas plantio convencional e plantio direto mostraram que este último favorece as emissões de N_2O para a atmosfera, e isto tem sido atribuído a menor difusão dos gases no solo que induzem a redução do nitrato do solo a N_2O ou N_2 (BAGGS et al., 2003; PASSIANOTO et al., 2003). De acordo com Siqueira Neto (2006) o uso do fertilizante nitrogenado aliado à umidade do solo foi o responsável pelas maiores emissões de N_2O do solo para a atmosfera no sistema plantio direto com 8 e 12 anos de implantação um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde (GO).

2.3.5.3 Fluxos de metano (CH_4) do solo

Os fluxos de C- CH_4 variaram entre os tratamentos e entre as épocas de estudo, com desvio padrão alto em relação a média. Na coleta de julho de 2005, os valores oscilaram entre -0,023 e 0,032 $mg\ m^{-2}\ h^{-1}$, enquanto que em fevereiro de 2006 os valores ficaram entre -0,018 e 0,026 $mg\ m^{-2}\ h^{-1}$ (Figura 13).

Em julho de 2005, os fluxos de C- CH_4 foram maiores na área CAP22, mas esta só diferiu estatisticamente da área CAS/M3 ($p<0,05$). Com o aumento da umidade do solo em fevereiro de 2006, houve menor variação entre as repetições, acarretando em maiores diferenças entre as áreas de estudo. As maiores emissões foram observadas também na área CAP22, diferindo estatisticamente das áreas CAS/S3, CAP13S e CER ($p<0,05$).

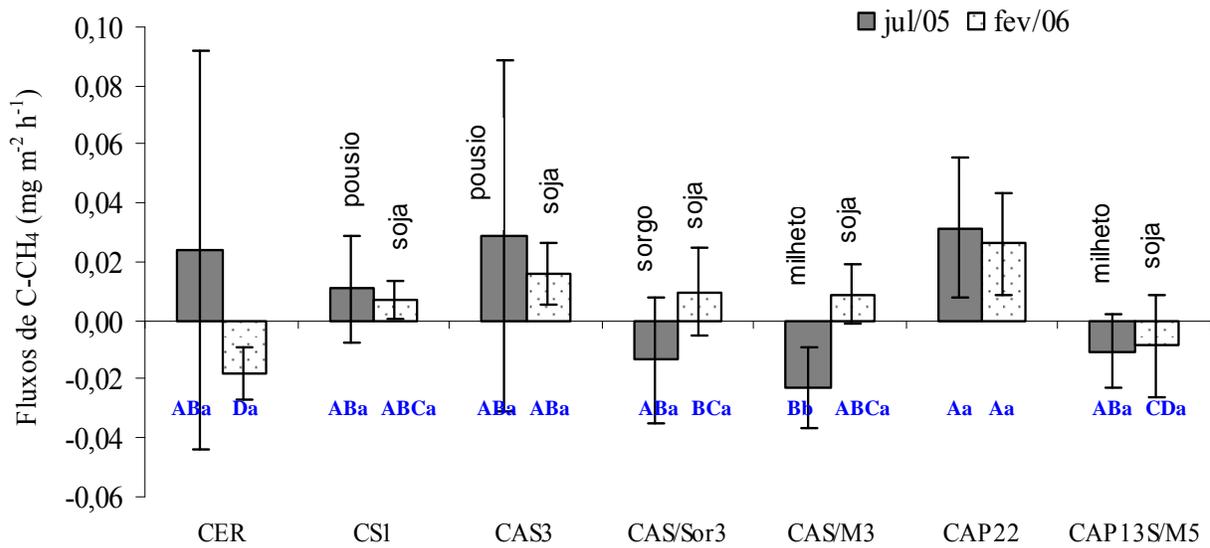


Figura 13 - Fluxos de C-CH₄ (mg m⁻² h⁻¹) nas áreas de estudo em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=12) ± desvio padrão. Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a mesma época de coleta e médias seguidas da mesma letra minúscula entre épocas de coleta não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).

Analisando os dados entre as épocas de coleta, pode-se observar que somente o tratamento CAS/M3 diferiu estatisticamente (p<0,05), com maiores emissões em fevereiro de 2006 (ANEXO 1). Estudando a influencia a mudança de uso da terra na dinâmica da MOS no Cerrado em Vilhena, Carvalho (2006) também não observou grandes variações sazonais nos fluxos de C-CH₄.

Foram feitas correlações entre os fluxos de C-CH₄ e a umidade do solo, C e N microbianos, teores de NO₃⁻ e NH₄⁺ e N inorgânico total. Dentre essas variáveis, somente a umidade do solo apresentou correlação significativa com os fluxos de C-CH₄ (p < 0,05). Com esse resultado pode-se inferir que esse fatores não influenciaram as emissões de CH₄ nesse estudo.

Correlacionando os dados dos fluxos de C-CH₄ com os fluxos de N-N₂O, essa correlação foi altamente significativa na área CAP22 ($p < 0,05$).

Alguns estudos em diferentes tipos de solo relataram que o uso da pastagem promove o aumento das emissões de CH₄ para a atmosfera (HOUGHTON, 1990; CERRI; BERNOUX; FEIGL, 1996). Portanto, o manejo adequado do solo após a formação da pastagem pode ser importante tanto para o crescimento das gramíneas, que contribuem para a manutenção da MOS, quanto para o controle dos estoques de C do solo, que são regulados de acordo com a intensidade dos distúrbios do solo que promovem o processo de compactação (FERNANDES et al., 2002).

Siqueira Neto (2006) atribuiu os maiores fluxos de C-CO₂ à redução da macroporosidade devido à elevada densidade aparente do solo sob pastagem, que causou deficiência na aeração e favoreceu a ocorrência de organismos redutores. A compactação do solo contribui para a emissão de gases, pois reduz o fluxo de água e conseqüentemente o fluxo aeróbio no solo que aumenta a concentração de CO₂ no solo (HORN et al., 1995), contribuindo para a formação do ambiente redutor no solo.

2.3.5.4 Fluxos de gases do efeito estufa (N₂O e CH₄) em carbono equivalente

Os fluxos de gases expressos em carbono-equivalente foi realizado levando-se em consideração o potencial de aquecimento global de cada gás, que é 23 para o CH₄ e 296 para o N₂O, tendo como referência o CO₂ (IPCC, 2001).

A tabela 23 apresenta os fluxos de gases de N-N₂O e C-CH₄ em carbono-equivalente (kg ha⁻¹) para cada área de estudo. Os valores apresentaram grande variabilidade entre as áreas de estudo, porém com pouca diferença, visto que houve uma alta variação dos fluxos de gases entre as repetições de uma mesma área.

Tabela 23 - Gases do efeito estufa (N₂O e CH₄) em carbono-equivalente em julho de 2005 e fevereiro de 2006. Os valores representam a média (n=12) ± desvio padrão.

Tratamento	Julho/2005		Fevereiro/2006	
	C-eq N₂O (kg ha⁻¹)			
CER	127,37 ± 64,46	Aa	132,57 ± 58,19	Aa
CS1	281,45 ± 152,09	Aa	158,97 ± 56,98	Ab
CAS3	267,01 ± 117,07	Aa	181,11 ± 73,07	Aa
CAP22	189,10 ± 149,79	Aa	140,59 ± 59,56	Aa
CAP13S5	168,35 ± 129,73	Aa	128,68 ± 48,40	Aa
CAS/S3	169,23 ± 111,61	Aa	123,57 ± 40,41	Aa
CAS/M3	165,29 ± 79,53	Aa	164,60 ± 91,32	Aa
	C-eq CH₄ (kg ha⁻¹)			
CER	17,46 ± 49,66	ABa	-13,30 ± 6,56	Da
CS1	8,06 ± 13,36	ABa	5,26 ± 4,82	BCa
CAS3	21,04 ± 43,89	ABa	11,76 ± 7,50	ABa
CAP22	23,21 ± 17,28	Aa	19,12 ± 12,65	Aa
CAP13S5	-6,06 ± 8,08	ABa	-6,34 ± 12,55	CDa
CAS/S3	-9,88 ± 15,87	ABb	7,20 ± 10,92	ABa
CAS/M3	-16,82 ± 10,16	Bb	6,46 ± 7,34	ABCa
	C-eq total (kg ha⁻¹)			
CER	87,39 ± 75,84	Aa	99,39 ± 75,36	Aa
CS1	217,80 ± 179,91	Aa	134,85 ± 84,12	Aa
CAS3	192,03 ± 173,31	Aa	136,19 ± 101,40	Aa
CAP22	163,10 ± 159,59	Aa	124,56 ± 82,12	Aa
CAP13S5	135,74 ± 133,77	Aa	99,52 ± 71,71	Aa
CAS/S3	141,65 ± 113,08	Aa	98,08 ± 65,88	Aa
CAS/M3	119,95 ± 99,52	Aa	120,38 ± 109,18	Aa

CER = Cerrado nativo; CS1= soja 1 ano (SPC); CAS3 = soja 3 anos (SPC); CAS/Sor3 = soja 3 anos em rotação de culturas com sorgo (SPC); CAS/M3 = soja 3 anos em rotação de culturas com milho (SPC); CAP22 = pastagem 22 anos; CAP13S/M5 = soja 5 anos em rotação de culturas com milho (SPD). Médias seguidas da mesma letra maiúscula para a coluna minúscula para a mesma linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p<0,05).

Para o N_2O , os valores em carbono-equivalente não variaram entre os tratamentos, apresentando diferença estatística ($p < 0,05$) apenas na área CS1 entre as épocas de coleta, de acordo com os resultados apresentados para os fluxos de N_2O .

Em relação ao CH_4 , os valores em carbono-equivalente variaram entre os tratamentos, sendo que a área CAP22 apresentou maiores concentrações em relação à CAS/M3 na coleta de julho de 2005 e em relação a CS1, CAP13S5 e CER em fevereiro de 2006. Comparando as épocas de coleta, as áreas CAS/S3 e CAS/M3 mostraram maiores valores de carbono-equivalente em julho de 2005.

Fazendo um balanço geral do carbono-equivalente total, pode-se verificar que não houve diferença estatística entre as áreas de estudo e entre as épocas de coleta (Tabela 17). Em todos os sistemas estudados observou-se que os fluxos transformados em carbono-equivalente ($kg\ ha^{-1}$) foram baixos, principalmente porque o CH_4 apresentou valores negativos, devido a absorção.

As emissões médias totais anuais em C-equivalente para as áreas CER, CS1, CAS3, CAS/Sor3, CAS/M3, CAP22 e CAP13S/M5 foram respectivamente 93, 172, 167, 117, 129, 144 e $113\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, não apresentando diferença estatística devido ao alto desvio padrão. Esses resultados se assemelham aqueles encontrados por Siqueira Neto (2006), estudando a conversão do Cerrado para sistemas agrícolas em um Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde (GO).

3 CONCLUSÕES

A dinâmica da matéria orgânica do solo é influenciada por diversos fatores, e esse estudo pode comprovar que a mudança de uso da terra no Cerrado pode promover alterações nessa dinâmica.

Para a realização desse trabalho foram selecionadas áreas com diferentes sistemas de uso da terra. O Neossolo Quartzarênico é um solo pouco estudado, visto que possui baixa aptidão agrícola, mas recentemente foi incorporado para o cultivo da soja. Por isso este estudo procurou entender como funciona a dinâmica da MOS nesse tipo de solo após a conversão do Cerrado para sistemas agrícolas e com uso de pastagem.

Os Neossolos Quartzarênicos do bioma Cerrado possuem valores de pH e alta saturação por alumínio, além dos baixos teores de nutrientes. Com isso é possível dizer que há necessidade quanto ao uso de corretivos e fertilizantes para iniciar o cultivo nesse tipo de solo.

Verificou-se que os diferentes sistemas de uso da terra promoveram mudanças nos atributos físicos e químicos do solo, com reflexos diretos na MOS.

O sistema pastagem foi o que mais contribuiu para o adensamento do solo, porém os sistemas com preparo convencional e plantio direto também promoveram essa compactação. No sistema plantio direto estudado, essa compactação pode ser atribuída ao uso do solo 13 anos com pastagem antes da implantação de culturas anuais.

Houve uma diferença nos teores de argila entre as áreas de estudo, com reflexos diretos nos teores e estoques de C e N do solo. Os sistemas plantio convencional com maior teor de argila apresentaram os maiores estoques de C e N do solo. Em relação aos sistemas de uso da terra, a pastagem apresentou os menores teores de C, uma vez que permaneceu sem reforma e reposição de nutrientes desde a sua implantação.

As quantidades de N inorgânico do solo apresentaram variações sazonais, com maiores teores na época úmida. A forma de N inorgânico predominante no Cerrado e na pastagem foi o amônio. Os demais sistemas apresentaram maiores quantidades de nitrato, porém só superaram as quantidades de amônio na área de rotação de culturas com soja e milho.

Os teores de C e N microbiano também apresentaram variações devido a sazonalidade climática e as maiores quantidades foram encontradas no Cerrado e na pastagem. Este resultado foi atribuído a permanente cobertura no solo que manteve durante todo o ano condições mais favoráveis ao desenvolvimento dos microrganismos nesses sistemas.

Os fluxos de C-CO₂ apresentaram maiores emissões na estação úmida, enquanto que os fluxos de N-N₂O e C-CH₄ não apresentaram grandes variações devido a sazonalidade climática. No entanto, os fluxos dos três gases apresentaram correlação significativa com a umidade do solo.

Os fluxos de C-CO₂ apresentaram variações entre os sistemas de uso da terra, porém não diferiram do Cerrado nativo. Os fluxos de N-N₂O não apresentaram variações entre as áreas de estudo, e os fluxos de C-CH₄ foram mais elevados no sistema pastagem, devendo-se a compactação existente nessa área, favorecendo a diminuição da difusão dos gases e promovendo um ambiente anaeróbico.

Em relação aos fluxos de C-CH₄ e N-N₂O em C equivalente não houve diferença entre os sistemas de uso da terra avaliados. Dessa forma é possível dizer que a dinâmica dos fluxos de gases do Neossolo Quartzarênico neste estudo não foi influenciada pelo sistema de manejo do solo, visto que não apresentou diferenças significativas em relação ao sistema nativo (Cerrado).

Os resultados mostraram que a dinâmica da MOS em um Neossolo Quartzarênico no Cerrado é influenciada pela mudança de uso da terra, com reflexos nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Não foi possível distinguir qual o melhor sistema de uso da terra por dois motivos: o pouco tempo de implantação dos sistemas plantio convencional e plantio direto, e o estado de degradação da pastagem (que tinha maior tempo de implantação, porém permaneceu sem manutenção).

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J. A. et al. Propriedades químicas de um Cambissolo Húmico sob preparo convencional e semeadura direta após seis anos de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 437-445, 2005.
- ALVAREZ, R. et al. Soil organic-carbon, microbial biomass and CO₂-C production from 3 tillage systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 33, p. 17-28, 1995.
- AMADO, T. J. C. et al. Culturas de cobertura, acúmulo de nitrogênio total no solo e produtividade de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 679-686, 1999.
- ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. (Ed.). **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB International, 1989.
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSH, K. H. The metabolic quotient (qCO₂) an a specific activity parameter to assess the effects of environment conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 393-395, 1993.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 251-255, 1990.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. **Biology and Fertility Soils**, Berlin, v. 1, p. 81-89, 1985.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, p. 471-479, 1989.
- AUGUSTI, K. C. **Biomassa microbiana e suas relações com fontes de matéria orgânica do solo em sistemas de recuperação de pastagem em Rondônia**. 2004. 121 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.
- BAGGS, E. M. et al. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 254, p. 361-370, 2003.
- BALOTA, E. L. et al. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 641-649, 1998.

- BALOTA, E. L. et al. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 77, p. 137-145, 2004.
- BARGETT, G. D.; SAGGAR, S. Effect of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labeled (^{14}C) in a pastures soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 26, p. 727-733, 1994.
- BAUDOIN, E.; BENIZRI, E.; GUCKERT, A. A impact of artificial root exudates on the bacterial community structure in bulk soil and maize rhizosphere. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 1183-1192, 2003.
- BAYER, C. et al. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 667-683, 2004.
- BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 687-694, 1999.
- BAYER, C.; MIELNICZUCK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Ecossistemas Tropicais e Subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 1-26.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO_2 . **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p. 599-607, 2000.
- BERNOUX, M. et al. CO_2 emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 779-787, 2001.
- BERNOUX, M. et al. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, p. 43-58, 1998.
- BERNOUX, M. M. Y. **Conteúdo de carbono dos solos da Amazônia Ocidental e mudanças decorrentes da conversão da floresta em pastagens**. 1998. 98 f. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.
- BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 1: Physical and mineralogical methods. 2. ed. Madison: ASA, 1986. p. 363-376.
- BLEVINS, R. L. et al. Changes in soils properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 3, p. 135-146, 1978.
- BROOKES, P. C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility Soil**, Berlin, v. 19, p. 269-279, 1995.

BROWDER, J. O.; GODFREY, B. J. **Rainforest cities: urbanization, development, and globalization of the Brazilian Amazon**. New York: Columbia University Press, 1997.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. ^{15}N natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian Savannas (Cerrado). **Ecological Applications**, Washington, v. 14, p. 200-213, 2004.

BUYANOVSKY, G. A.; ASLAM, M.; WAGNER, G. H. Carbon turnover in soil physical fractions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 1167-1173, 1994.

CARTER, M. R. Organic matter and sustainability. In: REES, R.M. et al. (Ed.). **Sustainable management of soil organic matter**. New York: CABI Publishing, 2001. p. 9-22.

CARVALHO FILHO, A. et al. A cobertura pedológica e as interações com as rochas, o relevo e a cobertura vegetal. In: BLANCANEAU, P. (Ed.). **Interações ambientais no Cerrado: microbacia piloto de Morrinhos, Estado de Goiás, Brasil**. Brasília: EMBRAPA-SPI; EMBRAPA-CNPS, 1998. p. 69-143.

CARVALHO, J. L. N. **Conversão do Cerrado para fins agrícolas na Amazônia e seu impacto nas mudanças climáticas**. 2006. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

CASTRO, O. M. **Comportamento físico e químico de um Latossolo Roxo em função do seu preparo na cultura do milho (*Zea mays* L.)**. 1995. 174 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

CATTELAN, A. J.; VIDOR, C. Flutuações na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 14, n. 2, p. 133-142, 1990.

CERRI, C. C. et al. Application du traçage isotopique naturel en ^{13}C , à l'étude de la dynamique de la matière organique dans les sols. **Comptes Rendus de l'Académie des Sciences**, Paris, v. 9, p. 423-428, 1985.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J. Deforestation and use of soil as pastures: climatic impacts. In: LIEBEREI, R.; REISDORFF, C.; MACHADO, A. D. (Ed.). **Interdisciplinary research on the conservation and sustainable use of the Amazonian rain forest and its information requirements**. Florence, Italy: Università degli Studi di Firenze, 1996. p. 177-186.

CERRI, C. E. P. et al. Interrelationships among soil total C and N, microbial biomass, trace gas fluxes, and internal N-cycling in soil under pasture of the Amazonian Region. **Journal of Sustainable Agriculture**, Binghamton, v. 27, p. 45-69, 2006.

CHRISTENSEN, B. T. **Organic matter in soil** - structure, function and turnover. Tjele, Denmark: Danish Institute of Agricultural Sciences, 2000. 95 p. (Report, 30).

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. **Advanced Soil Science**, New York, v. 20, p. 1-90, 1992.

COMODORO. Prefeitura Municipal de Comodoro. **Índice pluviométrico – Comodoro - MT**. Comodoro: Secretaria de Planejamento (seplan@pmcomodoro.brte.com.br), 2007. Mensagem recebida por <lafraza@cena.usp.br> em 01 mar. 2007.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Quinto levantamento de avaliação da safra agrícola 2004/2005**. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, CONAB, 2005. 38 p.

CONTI, M. E.; ARRIGO, N. M.; MARELLI, H. J. Relationship of soil carbon light fraction, microbial activity, humid acid production and nitrogen fertilization in the decaying process of corn stubble. **Biology and Fertility Soils**, Berlin, v. 25, p. 75-78, 1997.

CORAZZA, E. J. et al. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 425-432, 1999.

D'ANDREA, A. F. **Atributos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo no sul de Goiás**. 2001. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2001.

D'ANDRÉA, A. F. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 179-186, 2004.

DAVIDSON, E. A. et al. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 8, p. 667-680, 2000.

DAVIDSON, E. A.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S. Emissions of nitrous oxide and nitric oxide from soils of native and exotic ecosystems of the Amazon and Cerrado regions of Brazil. **The Scientific World**, Berkshire, v. 1, p. 312-319, 2001.

DE MARIA, I. C.; CASTRO, O. M.; SOUZA DIAS, H. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em latossolo roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 703-709, 1999.

DEBOSZ, K.; RASMUSSEN, P. H.; PEDERSEN, A. R. Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effects of organic matter input. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 13, p. 209-218, 1999.

DELWICHE, C. C.; STEYN, P. L. Nitrogen isotope fractionation in soil and microbial reactions. **Environment Science & Technology**, Washington, v. 4, p. 929-935, 1970.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. Biomassa microbiana: perspectivas para o uso e manejo do solo. In: ALVAREZ, V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. **O solo nos grandes**

domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: SBCS / UFV/ DPS, 1996. p. 551-564.

DICK, R. P. Soil enzymes activities as indicators of soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Ed.). Defining soil quality for sustainable environment. Madison, **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 35, p. 107-124, 1994. (Special Publication).

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Ed.). **Defining soil quality for sustainable environment.** Madison: SSSA, 1994. p. 3-21. (Special Publication, 35).

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

DZUREC, R. S. et al. Carbon isotope ratios of soil organic matter and their use in assessing community compositions changes in Curlew Valley, Utah. **Oecologia**, Berlin, v. 66, p. 17-24, 1985.

EDEN, M. J. et al. Effect of forest clearance and burning on soil properties in northern Roraima, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 38, p. 283-290, 1991.

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

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise do solo.** Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1979. 58 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Tecnologia de produção de soja – Região Central do Brasil – 2005.** Londrina: Embrapa Soja; Embrapa Cerrado; Embrapa Agropecuária Oeste; Fundação Meridional, 2004. 239 p.

ESPINDOLA, J. A. A. et al. Flutuação sazonal da biomassa microbiana e teores de nitrato e amônio de solo coberto com *Paspalum notatum* em um agroecossistema. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 104-113, 2001.

FALLEIRO, R. M. et al. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 1097-1104, 2003.

FEARNSIDE, P. M. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazônia: net committed emissions. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 35, p. 321-360, 1997.

FEIGL, B. et al. Amazonian "Cerrado" conversion to agriculture: changes in soil organic matter dynamic. In: CONGRESO NACIONAL, 9.; INTERNACIONAL DE LA CIENCIA DEL SUELO, 2., 2004, Cusco, Peru. **Manejo integrado de recursos naturales**. Cusco: Universidad Nacional San Antonio de Abad, 2004.

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

FERNANDES, F. A. **Matéria orgânica e características físico-químicas de podzóis hidromorficos no pantanal mato-grossense: alterações pelo uso com pastagens cultivadas**. 1993. 74 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1993.

FERNANDES, S. A. P. et al. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. **Geoderma**, Amsterdam, v. 107, p. 227-241, 2002.

FRANCHINI, J. C. et al. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 533-542, 1999.

FREITAS, P. L. et al. Nível e natureza do estoque orgânico de latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 157-170, 2000.

GARCIA-MÉNDEZ, G. et al. Nitrogen transformations and nitrous oxides flux in a tropical deciduous forest in Mexico. **Oecologia**, Berlin, v. 88, p. 362-366, 1991.

GAVINELLI, E. et al. A routine method to study soil organic matter by particle size fraction: examples for tropical soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 26, p. 1749-1760, 1995.

GILLER, K. E.; WITTER, E.; MCGRATH, S. P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial process in agricultural soils: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 30, p. 1389-1414, 1998.

GLOVER, J. D.; REGANOLD, J. P.; ANDREWS, P. K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 80, p. 29-45, 2000.

GOLCHIN, A. et al. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state ¹³C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 32, p. 285-309, 1994.

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J.A.; OADES, J.M. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A. **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC Press, 1997. p.245-266.

HACKL, E.; BACHMANN, G.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 188, p. 101-112, 2004.

HECHT, S. B. The logic of livestock and deforestation in Amazonia. **BioScience**, Washington, v. 43, p. 687-695, 1993.

HINDS, A. A.; LOWE, L. E. Distribution of carbon, nitrogen, sulfur and phosphorus in particle-size separates from Gleysolic Soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 60, p. 783-786, 1980.

HORN, R. et al. Soil compaction process and their effects on the structure of arable soils and the environment. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 35, p. 23-36, 1995.

HOUGHTON, R. A. The global effects of tropical deforestation. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 24, p. 414-422, 1990.

INSAM, H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 525-532, 1990.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2001: synthesis report: third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.

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

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture Ecosystem and Environment**, Amsterdam, v. 79, p. 9-16, 2000.

JENKINSON, D. S. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: WILSON, J. R. (Ed.). **Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems**. Wallingford: CAB International, 1988. p. 368-386.

JOERGENSEN, R. G.; BROOKES, P. C. C. Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M K₂SO₄ soil extracts. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 1031-1038, 1990.

KAISER, E. A. et al. Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 24, p. 675-683, 1992.

KAMINSKI, J. et al. Eficiência da calagem superficial e incorporada precedendo o sistema plantio direto em um Argissolo sob pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 573-580, 2005.

KARAMANOS, R. E.; RENNIE, D. A. Changes in natural ^{15}N abundance associated with pedogenetic process in soil: II. Changes on different slope positions. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 60, p. 365-372, 1980.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 82, p. 519-531, 1994.

KELLER, M. et al. Effect of pasture age on soil trace-gas emissions from a deforested area of Costa Rica. **Nature**, London, v. 365, p. 244-246, 1993.

KIRCHMANN, H. Losses, plant uptake and utilization of manure nitrogen during a production cycle. **Acta Agriculturae Scandinavica**, Stockholm, v. 24, p. 1-72, 1985. Supplement.

KISSELLE, K. W. et al. Seasonal soil fluxes of carbon monoxide in burned and unburned Brazilian savannas. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 107, p. 8051-8062, 2002.

LEIRÓS, M. C. et al. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic Oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): general parameters. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 733-745, 2000.

LENG, R. A. Quantitative ruminant nutrition – a green science. **Australian Journal of Agricultural Research**, Oxford, v. 44, p. 363-380, 1993.

LETOLLLE, R. Nitrogen-15 in the natural environment. In: FRITZ, P.; FONTES, J. C. (Ed.). **Handbook of environmental isotope geochemistry**. Amsterdam: Elsevier Science Publishers, 1980. p. 407-433.

LEVINE, J. S. et al. Biogenic soil emissions of nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N_2O) from savannas in south Africa: the impact of wetting and burning. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 101, p. 23689-23697, 1996.

LOPES, A. S. et al. **Sistema plantio direto**: bases para o manejo da fertilidade do solo. São Paulo: Associação Nacional para Difusão de Adubos, 2004.

LOPES, A. S. Solos sob cerrado: Características, propriedades e manejo. Piracicaba: Instituto da Potassa & Fosfato, 1983. 162 p.

LUGO, A. E.; BROWN, S. Management of tropical soil as sinks or sources of atmospheric carbon. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 149, p. 27-41, 1993.

LUIZÃO, F. J. et al. Nitrous oxide flux following tropical land clearing. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 3, p. 281-285, 1989.

LUIZÃO, R. C.; BONDE, T. A.; ROSSWALL, T. Seasonal variation of soil microbial biomass – the effect of clearfelling a tropical rainforest and establishment of pasture in the central Amazon. **Soil Biology & Biogeochemistry**, Oxford, v. 24, p. 805-813, 1992.

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

MACIEL, M. M. F. et al. Biomassa microbiana de solos sob vegetação de cerrado e diferentes usos agrícolas em Planaltina (DF). In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 12., 1996, Águas de Lindóia. **Anais... Águas de Lindóia: Sociedade Latino Americana de Ciência do Solo**, 1996. 1 CD-ROM.

MARTINELLI, L. A. et al. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, p. 45-65, 1999.

MATSON, P. A. et al. Sources and variation of nitrous oxide flux from Amazonian ecosystems. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 95, p. 16789-12798, 1990.

MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Cross-system comparisons of soil nitrogen transformations and nitrous oxide flux in tropical forest ecosystems. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 1, p. 163-170, 1987.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v. 27, p. 425-433, 2003.

McGILL, W. B.; DORMAAR, J. E.; REINL-DWYER, E. New perspective on soil organic matter quality, quantity and dynamics on the Canadian prairies. In: ANNUAL MEETING CONSERVATION SOIL SCIENCE SOCIETY, 34., 1988, Calgary. **Land and degradation and conservation tillage**; Calgary: CSSS, AIC, 1988. p. 30-38.

MEKARU, T.; UEHARA, G. Anion adsorption in ferruginous tropical soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, p. 296-300, 1972.

MELILLO, J. M. Nitrogen cycling deciduous forests. In: CLARK, F. E.; ROSSWALL, T. (Ed.). Nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: processes, ecosystem strategies and management impacts. **Ecological Bulletin**, Bradford, v. 33, p. 427-442, 1981.

- MENDES, I. C. Impactos de sistemas agropecuários na atividade enzimática e biomassa microbiana dos solos de Cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SOJA, 2., 2002, Foz do Iguaçu. Foz do Iguaçu: MERCOSOJA, 2002.
- MENDES, I. C. Microbial biomass and activities in soil aggregates affected by winter cover crops. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 63, p. 873-881, 1999.
- MERCANTE, F. M. et al. Alterações a biomassa microbiana do solo submetido a diferentes sistemas de manejo e rotações/sucessões de culturas. In: **FERTBIO**, 24., 2000, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: SBCS, 2000. 1 CD-ROM.
- MERCANTE, F. M.; FABRICIO, A. C.; GUIMARÃES, J. B. R. **Biomassa microbiana como parâmetro indicador da qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2000. 5 p. (Comunicado Técnico, 27).
- MOLLION, L. C. B. Amazônia: burning and global climate impacts. In: LEVINE, J. S. (Ed.). **Global biomass burning: atmospheric, climatic, and biospheric implications**. Cambridge: MIT Press, 1991. p. 457-462.
- MONTIEL, D. C. G. et al. Emissions of N₂O and CO₂ from terra firme forests in Rondônia, Brazil. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, p. 214-220, 2004.
- MORAES, J. F. L. et al. Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to pastures in the Western Brazilian Amazon Basin. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, p. 1369-1376, 2002.
- MORAES, J. F. L. et al. Soil properties under the Amazon Forest change due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, p. 63-81, 1996.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.
- MURAGE, E. W. et al. Diagnostic indicators of soil quality in productive and non-productive smallholders' field of Kenya's Central Highlands. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 79, p. 1-8, 2000.
- NADELHOFFER, K. J.; FRY, B. Controls on natural nitrogen-15 and carbon-13 abundances in forest soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 1633-1640, 1988.
- NADELHOFFER, K. J.; ABER, J. D.; MELILLO, J. M. Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin (U.S.A). **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 13, p. 12-21, 1983.
- NARDOTO, G. B.; BUSTAMANTE, M. M. D. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 8, p. 955-962, 2003.

NEEDELMAN, B. A. et al. Interaction of tillage and soil texture: biologically active soil organic matter in Illinois. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1326-1334, 1999.

NEILL, C. et al. Forest and pasture derived carbon contributions to carbon stocks and microbial respiration or tropical pasture soils. **Oecologia**, Berlin, v. 107, p. 113-119, 1996.

NEILL, C. et al. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. **Oecologia**, Berlin, v. 110, p. 243-252, 1997b.

NEILL, C. et al. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pastures soils measured by ^{15}N pool dilution. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 567-572, 1999.

NEILL, C. et al. Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the Western Brazilian Amazon Basin. **Soil Biology & Biogeochemistry**, Oxford, v. 27, p. 1167-1175, 1995.

NEILL, C. et al. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Washington, v. 4, p. 1216-1225, 1997a.

NEPSTAD, D.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. In: ANDERSON, A.B. (Ed.). **Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest**. New York: Columbia University Press, 1990. cap. 14, p. 215-229.

OCIO, J. A.; BROKES, P. C. An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and characterization of the biomass that develops. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 685-694, 1990.

OLIVEIRA, J. R. A. **O impacto de sistemas integrados de lavouras e pastagens na biomassa-C e na atividade biológica de um Latossolo Vermelho-Escuro de Cerrado**. 2000. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

OLIVEIRA, O. C. et al. Chemical and biological indicators of decline/degradation of Brachiaria pastures in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 289-300, 2004.

PARKIN, T. B.; DORAN, J. W.; FRANCO-VIZCAINO, E. Field and laboratory tests of soil respiration. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: SSSA, 1996. p. 231-246. (Special Publication, 49).

PASSIONATO, C. C. et al. Emissions of CO_2 , N_2O and NO in conventional and no-till management practices in Rondonia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 38, p. 200-208, 2003.

PASTOR, J. et al. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. **Ecology**, Brooklyn, v. 65, p. 256-268, 1984.

PAUL, E. A. et al. Evolution of CO₂ and soil carbon dynamics in biologically managed, row-crop agroecosystems. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 11, p. 53-65, 1999.

PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; McMANUS, C. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo cultivado com soja, sob diferentes sistemas de manejo, nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, p. 137-144, 2005.

PICCOLO, M. C.; NEILL, C.; CERRI, C. C. Net mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pastures chronosequence. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 162, p. 61-70, 1994.

PICCOLO, M. C.; NEILL, C.; CERRI, C. C.; MELILLO, J. M. Fluxes of nitrogen following clearing of Brazilian Amazonian tropical forest for pasture. In: HATCH, D. J.; CHADWICK, D. R.; JARVIS, S. C.; ROKER, J. A. (Ed.). **Controlling nitrogen flows and losses**. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 2004. p. 65-66.

PICCOLO, M. C.; NEILL, C.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C.; STEUDLER, P. A. ¹⁵N natural abundance in forest and pasture soil of the Brazilian Amazon basin. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 182, p. 249-258, 1996.

PINTO, A. S. et al. Soil emissions of N₂O, NO and CO₂ in Brazilian Savannas: affects of vegetation type, seasonality and prescribed fires. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 107, p. 8089-8095, 2002.

PRADO, E. E. et al. Adaptabilidade e estabilidade de cultivares de soja em cinco épocas de plantio no cerrado de Rondônia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, p. 625-635, 2001.

PRASAD, P.; BASU, S.; BEHRA, N. A comparative account of the microbiological characteristics of soils under natural forest, grassland and crop field from Eastern India. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 175, p. 85-91, 1994.

RAICH, J. W.; POTTER, C. S. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 9, p. 23-26, 1995.

RAIJ, B. van et al. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. 285 p.

RAIJ, B. van.; QUAGGIO, J. A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1983. 16 p. (Circular, 63).

REATTO, A.; CORREIRA, J. R.; SPERA, S. T. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1998. p. 47-86.

RESCK, D. V. S. et al. Impact of conversion of Brazilian Cerrados to cropland and pasture land on soil carbon pool and dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; STEWART, B. A. (Ed.). **Global climate change and tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 1999. p. 169-196.

RESCK, D. V. S. O plantio direto como alternativa de sistema de manejo e conservação do solo e da água na região dos cerrados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997. 21 p.

RESH, S.C., BINKLEY, D., PARROTA, J.A. Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with *Eucalyptus* species. **Ecosystems and Environment**, Amsterdam v. 5, p. 217-231, 2002

RHEINHEIMER, D. S. et al. Modificações em atributos químicos de solos arenosos sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 713-722, 1998.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1998. p. 89-66.

RICE, C.W. Introduction to special section on greenhouse gases and carbon sequestration in agriculture and forestry. **Journal Environment Quality**. Madison, v. 35, p. 1338-1340, 2006.

ROBERTSON, G. P.; TIEDJE, J. M. Denitrification and nitrous oxide production in successional and old-growth Michigan forests. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, p. 383-389, 1984.

RODELLA, A. A.; SABOYA, L. V. Calibration for conductivimetric determination of carbon dioxide. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 2059-2060, 1999.

RODRIGUES, E. F. G. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 227-243.

ROSCOE, R. Dinâmica da matéria orgânica em solos de Cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIENCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife. **Anais...** Recife: UFRPE, 2005. 1 CD-ROM.

ROSCOE, R. et al. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 104, p. 185-202, 2001.

ROSCOE, R. et al. Uréase activity and its relation to soil organic matter, microbial biomass nitrogen and urea-nitrogen assimilation by maize in a Brazilian Oxisol under no-tillage and tillage systems. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 32, p. 52-59, 2000.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil Tillage & Research**, Amsterdam, v. 70, p. 107-119, 2003.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. A. **Fracionamento físico do solo em estudos de matéria orgânica**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2002. 86 p.

RUZICKA, J.; HANSEN, E. H. **Flow injection analysis**. New York: Wiley Interscience, 1981. 395 p.

SÁ, J. C. et al. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 65, p. 1486-1499, 2001.

SÁ, J.C.M.S. et al. O plantio direto como base do sistema de produção visando o seqüestro de carbono. **Revista Plantio Direto**, Passo Fundo, n. 84, p. 45-61, 2004.

SAKAMOTO, K.; OBO, Y. Effects of fungal to bacterial ratio on the relationship between CO₂ evolution and total soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 17, p. 39-44, 1994.

SANCHEZ, P. A.; VILLACHICA, J. H.; BANDY, D. E. Soil fertility dynamics after clearing a tropical rainforest in Peru. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 47, p. 1171-1178, 1983.

SANHUEZA, E. et al. N₂O and NO emissions from soils of the northern part of the Guayana Shield, Venezuela. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 95, p. 22481-22488, 1990.

SANTOS, H. P.; TOM, G. O. Disponibilidade de nutrientes e teor de matéria orgânica em função dos sistemas de cultivo e manejo do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, p. 477-486, 2003.

SCHLESINGER, W. H. Soil organic matter: a source of atmospheric CO₂. In: WOODWELL, G. M. **The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle: measurement by remote sensing**. New York: John Wiley & Sons, 1984. p. 111-127.

SCHLOTTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J. C. Indicators for evaluating soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, p. 255-262, 2003.

SCHOLES, R. J.; BREEMEN, N. The effects of global change on tropical ecosystems. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 9-24, 1997.

SCHULTEN, H. R.; LEINWEBER, P. New insights into organic-mineral particles: composition, properties and molecular structure. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 30, p. 339-432, 2000.

SCHUMAN, G. E.; JANZEN, H. H.; HERRICK, J. E. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. **Environmental Pollution**, London, v. 16, p. 391-396, 2002.

SEEBER, J.; SCHEU, S.; MEYER, E. Effects of macro-decomposers on litter decomposition and soil properties in alpine pastureland: A mesocosm experiment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON APPLICATIONS OF STABLE ISOTOPE TECHNIQUES TO ECOLOGICAL STUDIES, 5., 2006, Belfast. Amsterdam: Elsevier, 2006. A-49, p. 120.

SHEAR, G. M.; MOSCHLER, W. W. Continuous corn by the no tillage and conventional tilled methods. **Agronomy Journal**, Madison, v. 61, p. 524-526, 1969.

SILVA, C. A. **Mineralização de nitrogênio e enxofre e caracterização de substâncias húmicas em solos brasileiros por ^{13}C -NRM e cromatografia por exclusão de tamanho.** 1997. 82 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1997.

SILVA, J. E. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the Cerrado region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 357-363, 2004.

SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J.; RESCK, D. V. S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de cerrados do oeste baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, p. 541-547, 1994.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes usos no Cerrado em Rio Verde.** 2006. 159 f. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SIQUEIRA NETO, M. et al. Estoques de carbono em solos cultivados e floresta na transição Cerrado-Amazônia em Sinop (MT). In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 15., 2004, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: UFSM, 2004.

SIQUEIRA, J. O.; FRANCO, A. A. **Biotechnology do solo: Fundamentos e perspectivas.** Brasília: MEC, ABEAS, 1988. 236 p.

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

SIX, J. et al. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, p. 1367-1377, 1998.

SKJEMSTAD, J. O.; DALAL, R. C. Spectroscopic and chemical differences in organic-matter of 2 Vertisols subjected to long periods of cultivation. **Australian Journal of Soil Research**, Oxford, v. 25, p. 323-335, 1987.

- SOLBRIG, O. T. The diversity of the savanna ecosystem. In: SOLBRIG, O. T.; MEIDNA, E.; SILVA, J. A. (Ed.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes**. Heidelberg: Springer-Verlag, 1996. p. 1-27.
- SOMMER, S. G.; OLESEN, J. E. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. **Journal Environment Quality**, Madison, v. 20, p. 679-683, 1991.
- SOUZA, E. D. et al. Alterações nas frações carbono em um neossolo quartzarênico submetido a diferentes sistemas de uso do solo. **Acta Science Agronomy**, Maringá, v. 28, p. 305-311, 2006.
- SPARLING, G. P. et al. Estimation of soil microbial C by a fumigation extraction method – use on soils of high organic-matter content, and a reassessment of the K_{ec} -factor. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 301-307, 1990.
- SPARLING, G. Ratio on microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 30, p. 195-207, 1992.
- SRIVASTAVA, S. C. Microbial C, N and P in dry tropical soils: seasonal changes and influence of soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 24, p. 711-714, 1992.
- STABEN, M. L. et al. Assessment of soil quality in conservation reserve program and wheat-fallow soils. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 61, p. 124-130, 1997.
- STAMATIADIS, S.; DORAN, J. W.; KETTLER, T. Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 12, p. 263-272, 1999a.
- STAMATIADIS, S.; WERNER, M.; BUCHANAN, M. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California). **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 12, p. 217-225, 1999b.
- STATISTICAL ANALYSIS SINSTITUTE. **SAS User's guide**. Version 8. Cary, 1999.
- STEUDLER, P. A. et al. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. **Nature**, London, v. 341, p. 314-316, 1989.
- STEUDLER, P. A. et al. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. **Biotropica**, Washington, v. 23, p. 356-363, 1991.
- STEVENSON, F. J. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. New York: John Wiley, 1986. 380 p.

STEVENSON, F. J.; ELLIOT, E. T. Methodologies for assessing the quantity and quality of soil organic matter. In: COLEMAN, D. C.; OADES, J. M.; UEHARA, G. (Ed.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii, 1989. cap. 7, p. 173-1989.

TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B. Particle-size fractions and their organic matter composition in size fractions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 47, p. 509-514, 1983.

TOGNON, A. A.; DEMATTÊ, J. A. M.; MAZZA, J. A. Alterações nas propriedades químicas de Latossolos roxos em sistemas de manejo intensivos e de longa duração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 271-278, 1997.

TOLEDO, J.; NAVAS, J. Land clearing for pastures in the Amazon. In: CUMMINGS, R. J. (Ed.). **Land clearing and development in the tropics**. Rotterdam: A.A. Balkema, 1986. p. 97-116.

TRASAR-CEPEDA, C. et al. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. **Biology and Fertility Soils**, Berlin, v. 26, p. 100-106, 1998.

TRUMBORE, S. E. et al. Bellow-ground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 9, p. 512-528, 1995.

URQUIAGA, S. et al. Aplicação de técnicas de ^{13}C em estudos de seqüestro de C em solos agrícolas. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BOODEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. O. (Eds.) **Manejo de sistemas agrícolas: impactos no seqüestro de C e nas emissões de gaes de efeito estufa**. Porto Alegre: Gênese, 2006. p. 13-33.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 6, p. 703-707, 1987.

VARELLA, R. F. et al. Soil fluxes of CO_2 , CO, NO, and N_2O from an old pasture and from native Savanna in Brazil. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, p. 221-231, 2004.

VARGAS, L. K.; SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C- CO_2 e N mineral de um solo Podzólico Vermelho-Escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 35-42, 2000.

VILELA, L. BARCELLOS, A. O.; SOUSA, D. M. G. Benefícios da integração entre lavoura e pecuária. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 21 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 42).

VITOUSEK, P. M.; MELILLO, J. M. Nitrate losses from disturbed ecosystems: patterns and mechanisms. **Forest Science**, Bethesda, v. 25, p. 605-619, 1979.

WADA, E.; IMAIZUMI, R.; TAKAI, Y. Natural abundance of ^{15}N in soil organic matter with special reference to paddy soils in Japan: Biogeochemical implications in the nitrogen cycle. **Geochemical Journal**, Tokyo, v. 18, p. 109-123, 1984.

WANDER, M. M.; BIDART, M. G.; AREF, S. Tillage impacts depth distribution of total and particulate organic matter in three Illinois soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, n. 6, p. 1704-1711, 1998.

WARDLE D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, New York, v. 67, p. 321-358, 1992.

WARDLE, D. A. Statistical-analyses of soil quality. **Science**, Washington, v. 264, p. 281-282, 1994.

WARDLE, D. A.; GHANI, A. A critique of the microbial metabolic quotient ($q\text{CO}_2$) as a indicator of disturbance and ecosystem development. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v. 27, p. 1601-1610, 1995.

WARDLE, D. A.; PARKINSON, N. D. Interactions between microbial variables and the soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 9, p. 272-280, 1990.

WICK, B.; KÜHNE, R. F.; VLEK, P. L. G. Soil microbiological parameters as indicators of soil quality under improved fallow management systems in south-western Nigeria. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 202, p. 97-107, 1998.

YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 91, p. 1-5, setembro 2000.