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

Dinâmica do carbono e fluxo de gases do efeito estufa em sistemas de integração lavoura-pecuária na Amazônia e no Cerrado

João Luís Nunes Carvalho

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2010

João **Luís Nunes Carvalho**
Engenheiro Agrônomo

Dinâmica do carbono e fluxo de gases do efeito estufa em sistemas de integração lavoura-pecuária na Amazônia e no Cerrado

Orientador:
Prof. Dr. CARLOS CLEMENTE CERRI

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2010

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

Carvalho, João Luis Nunes
Dinâmica do carbono e fluxo de gases do efeito estufa em sistemas de integração lavoura-pecuária na Amazônia e no Cerrado / João Luis Nunes Carvalho. - - Piracicaba, 2009.
141 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" , 2009.

1. Amazônia 2. Carbono 3. Cerrado 4. Efeito estufa 5. Fluxo de gases 6. Lavoura 7. Pecuária 8. Uso do solo I. Título

CDD 631.4
C331d

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

A Deus pela vida

DEDICO

Aos meus pais Antônio e Vera Lúcia, à minha madrinha Chiquinha,
pelo apoio irrestrito e incentivo em todos
os momentos de minha vida.

OFEREÇO.

AGRADECIMENTOS

Ao orientador Dr. Carlos Clemente Cerri pelo apoio incondicional em todas as fases desta pesquisa, pelos ensinamentos e principalmente amizade concedida;

Ao Dr. Carlos Eduardo Cerri, pelas longas horas de conversa e participação direta na realização deste trabalho;

Ao Dr. Martial Bernoux, Institute Recherche pour le Développement (IRD-França) pelo apoio concedido no período de estágio no exterior;

À Dra. Brigitte Josefine Feigl por toda amizade e auxílio nesse perírodo de pós-graduação;

Ao bolsista de iniciação científica e “fiel escudeiro” no desenvolvimento dessa pesquisa Guilherme Silva Raucci pela dedicação, eficiência e amizade em todos os momentos;

À coordenação do Programa de Pós-Graduação do Departamento de Solos e Nutrição de Plantas (ESALQ/USP), pela oportunidade concedida;

À FAPESP pelo apoio financeiro na execução deste projeto de pesquisa;

À Fundação de Apoio à Pesquisa e Desenvolvimento Agropecuário de Goiás (Fundação GO) e Fundo de Incentivo da Cultura do Algodão em Goiás (FIALGO) pelo apoio financeiro disponibilizado.

Ao CAPES e à FAPESP pelas bolsas de estudo concedidas;

Aos proprietários das Fazendas Juliana, Dona Isabina e Agropecuária Peeters por ceder as áreas de estudo e por todo apoio na condução dos estudos;

Aos pesquisadores da Embrapa Dr. Vicente Godinho e Ms. Flávio Wruck por toda colaboração nessa pesquisa;

Aos colegas do Laboratório de Biogeoquíca Ambiental: Maísa Belizário, Marcos Siqueira, Carolina Lisboa, Francisco Fujita, Stoécio Maia, Marcelo Galdos, Leidivan Frazão, André Mazzeto, Marília Chiavegato, Ciniro Costa, Angélica Jaconi, Felipe Cury, Daniel Lammel, Cindy Moreira, Gregori Ferrão e Adriana pela convivência e amizade;

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas;

Aos funcionários do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental: Mara; Zezinho, Lílian, Sandra e Dagmar por todo auxílio nas análises laboratoriais;

Ao pessoal do setor de transportes do CENA/USP, em especial aos amigos José Odake e Luiz Cláudio Paladini por todo apoio concedido nas viagens de campo.

Aos grandes companheiros de república: Barizon, Henrique, Ademir, Purpurina, Mineiro, Shimu, Voluntário, Neto, Sãdulin e Meddog por todos os momentos compartilhados;

Aos tios Raul (em memória), Neuza, Pedro Cezar e Marisa por todo apoio concedido;

Aos meus irmãos, sobrinhos e demais familiares pelo incentivo nessa jornada;

Aos amigos de São Gonçalo do Sapucaí, os quais eu tenho a honra de conviver nesta vida;

Um agradecimento especial à colega de pós-graduação, amiga e companheira Bruna Oliveira, por todo carinho e compreensão durante o desenvolvimento desta tese. Obrigado, sem você as coisas seriam mais dificeis!

Enfim, agradeço a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, muito obrigado!

“O solo não é uma herança que recebemos de nossos pais,

mas sim um patrimônio que tomamos

emprestados de nossos filhos”.

L. Brown

“Ninguém ignora tudo, ninguém sabe tudo.

Por isso, aprenderemos sempre”

Paulo Freire

SUMÁRIO

RESUMO 13
ABSTRACT 15
1 INTRODUÇÃO 17
Referências 20
2 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO SOLO SOB DIFERENTES USOS DA TERRA NOS BIOMAS AMAZÔNIA E CERRADO 23
Resumo 23
Abstract 24
2.1 Introdução 25
2.2 Material e Métodos 26
2.2.1 Localização e escolha das áreas de estudo 26
2.2.2 Descrição detalhada das áreas avaliadas 28
2.2.3 Amostragem de solo 31
2.2.4 Análises químicas do solo 31
2.2.5 Analises estatísticas dos dados 31
2.3 Resultados 32
2.3.1 Modificação dos atributos químicos do solo 32
2.3.1.1 Município de Chupinguaia, RO 32
2.3.1.2 Município de Santa Carmem, MT 34
2.3.1.3 Município de Montividiu, GO 36
2.4 Discussão 39
2.4.1 Conversão de vegetação nativa para pastagens 39
2.4.2 Conversão de vegetação nativa e de pastagens para lavouras 39
2.4.3 Conversão de sucessão de cultivos para integração lavoura-pecuária 40
2.5 Conclusões 41
Referências 41
3 IMPACTOS DE PASTAGENS, AGRICULTURA E SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NOS ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO 45
Resumo 45

Abstract 46
3.1 Introdução 47
3.2 Material e Métodos 49
3.2.1 Localização e escolha das áreas de estudo 49
3.2.2 Descrição detalhada das áreas avaliadas 49
3.2.3 Amostragem de solos e análises químicas 53
3.2.4 Cálculo dos estoques de carbono do solo 53
3.2.5 Estimativas da origem do carbono do solo 54
3.2.6 Analises estatísticas dos dados 55
3.3 Resultados 55
3.3.1 Densidade do Solo 55
3.3.2 Teores de carbono do solo 56
3.3.3 Estoques de carbono do solo 58
3.3.4 Variação isotópica do carbono do solo 60
3.4 Discussão 61
3.4.1 Densidade do solo 61
3.4.2 Teores de carbono do solo 62
3.4.3 Estoques de carbono do solo 63
3.4.3.1 Conversão de vegetação nativa para pastagens 63
3.4.3.2 Conversão de vegetação nativa e pastagens para agricultura 65
3.4.3.3 Conversão de agricultura para sistemas de integração lavoura-pecuária 66
3.4.4 Variação isotópica do carbono do solo 69
3.4.5 Fonte ou dreno de CO_2: Qual o papel do solo na mudança de uso da terra? 72
3.5 Conclusões 74
Referências 74
4 USO DA MODELAGEM MATEMÁTICA PARA AVALIAÇÃO DOS ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO NO PROCESSO DE MUDANÇA DE USO DA TERRA 81
Resumo 81
Abstract 82
4.1 Introdução 83
4.2 Material e Métodos 84

4.2.1 Localização e descrição das áreas de estudo 84
4.2.2 O Century Ecosystem Model 85
4.2.3 Simulação das condições iniciais sob Cerradão 86
4.2.4 Simulação da conversão de Cerradão para pastagem e sucessão de cultivos 88
4.2.5 Simulação da conversão da sucessão de cultivos para sistemas de ILP 88
4.2.5 Validação das simulações 89
4.3 Resultados e discussão 89
4.3.1 Condições iniciais sob vegetação nativa 89
4.3.2 Conversão de vegetação nativa para pastagem e agricultura 91
4.3.2 Conversão de sucessão de cultivos para sistemas de integração lavoura-pecuária 93
4.4 Conclusões 95
Referências 96
5 IMPACTOS DA IMPLANTAÇÃO DE PASTAGENS, AGRICULTURA E SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NOS FLUXOS DE GASES DO EFEITO NA REGIÃO DO CERRADO 103
Resumo 103
5.1 Introdução 105
5.2 Material e Métodos 107
5.2.1 Localização e descrição da área de estudo 107
5.2.2 Amostragem e análises dos gases do efeito estufa 111
5.2.3 Analises estatísticas dos dados 112
5.3 Resultados 112
5.3.1 Avaliação dos diferentes usos da terra 112
5.3.1.1 Umidade e temperatura do solo 112
5.3.1.2 Fluxos de CO_2 114
5.3.1.3 Fluxos de N_2O 116
5.3.1.4 Fluxos de CH_4 117
5.3.2 Avaliação dos diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro 119
5.3.2.1 Umidade e temperatura do solo 119
5.3.2.2 Fluxos de CO_2 121
5.3.2.3 Fluxos de N_2O 123

5.3.2.4 Fluxos de CH_4 124
5.4 Discussão 125
5.4.1 Uso e manejo do solo influenciando os fluxos de CO_2 125
5.4.2 Uso e manejo do solo influenciando os fluxos de N_2O 127
5.4.3 Uso e manejo do solo influenciando os fluxos de CH_4 129
5.4.4 Balanço de GEE no processo de mudança do uso e manejo do solo 130
5.5 Conclusões 132
Referências 132
Considerações finais 138

RESUMO

Dinâmica do carbono e fluxo de gases do efeito estufa em sistemas de integração lavoura-pecuária na Amazônia e no Cerrado

Mudanças de uso e manejo influenciam o acúmulo de carbono (C) no solo e o fluxo de gases do efeito estufa (GEE). No Brasil, sobretudo nos biomas Amazônia e Cerrado, historicamente vegetações nativas são convertidas em pastagens e agricultura emitindo consideráveis quantidades de GEE para a atmosfera. Áreas sob pastagens e agricultura vêm sendo convertidas em sistemas mais intensificados e tecnicamente mais avançados, tais como os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP), os quais têm a capacidade de acumular C no solo e mitigar as emissões de GEE para atmosfera. O objetivo deste estudo foi avaliar as modificações nos estoques de C do solo e nos fluxos de GEE em áreas sob mudança de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado. Foram avaliadas áreas sob vegetação nativa, pastagens, sucessão de cultivos e ILP em diferentes condições edafoclimáticas. O manejo da fertilidade do solo sob pastagem afeta produção de biomassa, que por sua vez influencia o acúmulo ou perda de C. Pastagem cultivada em solo fértil acumulou 0,46 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}. Sob baixa fertilidade natural, obsrvou-se perdas de 0,15 e 1,53 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para pastagem não degradada e degradada. A conversão de vegetação nativa e pastagem para agricultura, mesmo cultivada sob SPD, reduziu o estoque de C, exibindo perdas de 0,69 a 1,44 Mg ha^{-1} ano^{-1}. A implantação de sistemas de ILP em áreas sob sucessão de cultivos aumentou os estoques de C no solo, com taxas varaindo de 0,82 a 2,58 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Aplicando a modelagem matemática, com o modelo Century, verificou-se as mesmas tendências de acúmulo ou perdas de C no solo. Entretanto, o modelo subestimou os estoques de C em todas as áreas avaliadas. Em Montividiu, a avalaição do fluxo de GEE em diferentes usos e manejos da terra, evidenciou maior emissão C-CO_2 na pastagem (10820 kg ha^{-1}) e esta foi significativamente maior em relação à sucessão de cultivos (4987 kg ha^{-1}) e ILP (6565 kg ha^{-1}). Emissão de N-N_2O foi maior em ILP (2,00 kg ha^{-1} ano^{-1}) e menor na vegetação nativa (0,35 kg ha^{-1} ano^{-1}). Os fluxos de C-CH_4 resultaram em emissão de 1,67 kg ha^{-1} ano^{-1} na pastagem e em absorção nas demais áreas. Em ILP, os manejos aplicados à soqueira do algodoeiro, resultaram em diferenças nos fluxos de GEE. O manejo químico, sem perturbação do solo, reduziu a emissão de CO_2, aumentou a emissão de N_2O e não influenciou os fluxos de CH_4. Utilizando as taxas de acúmulos de C e os fluxos de GEE obteve-se o seqüestro de C no solo. As taxas de seqüestro, expressas em C equivalente, evidenciaram perdas da ordem de 0,43 e 0,77 Mg ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para a conversão de Cerrado para pastagem e sucessão de cultivos. Implantação de ILP em áreas sob sucessão de cultivos resultou em seqüestro de C pelo solo, independente do manejo aplicado. Manejo químico seqüestrou 1,05 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}. Manejo mecânico com o equipamento Cotton 1000 e grade aradora seqüestraram 0,58 e 0,71 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente. A implantação de sistemas ILP se mostrou uma excelente alternativa para acumular C no solo e mitigar as emissões de GEE para atmosfera.

Palavras-chave: Mudança do uso da terra; Carbono do solo; Amazônia; Cerrado; Integração lavoura-pecuária; Emissão de gases do efeito estufa

ABSTRACT

Carbon dynamics and greenhouse gas fluxes in integrated crop-livestock systems in Amazonia and Cerrado

Changes on land use and management influence the accumulation of carbon (C) in soil and the greenhouse gas (GHG) fluxes. In Brazil, especially in Amazonia and Cerrado's biomes, the native vegetation has been historically converted in pastures and agriculture causing considerable amount of GHG emissions to the atmosphere. Recently, pastures and agricultural activities have been adopting more intensified and technically advanced land management systems, such as the integrated crop-livestock (ICL) system, which has the capacity to increase soil C accumulation and promote GHG mitigation. The objective of this study was to evaluate the alterations in soil C stock and GHG fluxes in areas under land use changes in the Amazonia and Cerrado's biomes. The study focused on areas under native vegetation, pasture, crop succession and ICL under different edaphoclimatic conditions. The fertility management of soil under pasture affects the biomass production which, in turn, influences not only the soil C accumulation but also the C loss. This study showed that pasture cultivated in fertile soil presented an accumulation of 0.46 Mg of C ha^{-1} $year^{-1}$. Under naturally low soil fertility, losses of 0.15 and 1.53 Mg of C ha^{-1} year $^{-1}$ were observed in non-degraded and degraded pastures, respectively. Conversion of native vegetation and pasture to agriculture, even when cultivated under no-tillage, caused the reduction of C stock and showed losses from 0.69 to 1.44 Mg ha^{-1} year $^{-1}$. The implementation of ICL systems in crop succession areas caused the increase of soil C stock with rates ranging from 0.82 to 2.58 Mg ha^{-1} year $^{-1}$. By applying the Century model, the same tendencies in soil C accumulation and C loss were observed. However, the model underestimated the C stock in all areas under evaluation. In Montividiu, Goiás State, the evaluation of GHG fluxes from different land uses and management showed that pasture produced higher C-CO_2 emissions (10829 kg ha^{-1} year $^{-1}$) than crop succession (4987 kg ha^{-1} year $^{-1}$) and ICL (6565 kg ha^{-1} year $^{-1}$). The N-N_2O emission was higher from ICL (2.00 kg ha^{-1} $year^{-1}$) and lower from native vegetation (0.35 kg ha^{-1} year-^{1}). Regarding the C-CH_4 emissions from pastures, the fluxes were in the order of 1.67 kg $ha^{-1}year^{-1}$ while the other areas showed sink. In ICL, the soil management applied to the cotton stalk resulted in GHG flux differences. Chemical management with no soil disturbance reduced the CO_2 emissions, increased N_2O emissions and showed no influence on CH_4 fluxes. Carbon sequestration rates, expressed in C equivalent, showed losses in the order of 0.43 and 0.77 Mg ha^{-1} $year^{-1}$, respectively, from the conversion of Cerrado to pasture and crop succession. The implementation of ICL in areas under crop succession resulted in C sequestration in soil, regardless the type of management applied. Chemical management produced C sequestration of 1.05 Mg ha^{-1} year $^{-1}$. Mechanical management with Cotton 1000 equipment and full tillage produced the sequestration of 0.58 and 0.71 Mg of C ha^{-1} $year^{-1}$, respectively. The implementation of ICL systems showed to be an excellent alternative for soil C accumulation and mitigation of GHG emission.

Keywords: Land use change; Soil carbon; Amazonia; Cerrado; Crop-livestock systems; Greenhouse gases emissions

1 INTRODUÇÃO

Tem sido crescente a preocupação mundial em relação às mudanças do clima no planeta, decorrentes, principalmente das emissões de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases de efeito estufa (GEE), tais como o óxido nitroso (N_2O) e o metano (CH_4) (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC, 2007).

Nas últimas décadas, as atividades antrópicas têm provocado uma série de alterações na paisagem terrestre e, mais recentemente, na atmosfera. O mais recente relatório do IPCC (2007) estima que as emissões globais anuais de GEE de caráter antrópico cresceram 70% entre 1970 e 2004 e resultou em aumento na temperatura média da superfície terrestre de 0,55 ^{o}C.

Esse aumento da emissão de GEE e conseqüente aquecimento global do planeta vêm acarretando a busca por estratégias que visem à redução das fontes destes gases. Sabe-se que alguns usos da terra e condições de manejos adotados podem potencializar ou mitigar a emissão de GEE para a atmosfera.

Estimativas apontam que a conversão de ecossistemas nativos para agrossistemas, somada ao setor agropecuário, contribuem atualmente, com aproximadamente 24 % das emissões mundiais de CO_2, 55 % das emissões de CH_4 e 85 % das emissões de N_2O para atmosfera (IPCC, 2007). Já no Brasil, as emissões de GEE oriundas da mudança de uso da terra e da agropecuária são bem mais acentuadas percentualmente, representando aproximadamante 75, 91 e 94 % do total das emissões de CO_2, CH_4 e N_2O, respectivamente (CERRI et al., 2009). Entretanto, a análise da contribuição da mudança de uso da terra e do setor agropecuário no aquecimento global são mais difíceis de serem quantificadas quando comparadas por exemplo ao setor industrial, pois os GEE são provenientes de fontes difusas e sistemas mais complexos. As principais estratégias para mitigar a emissão de GEE resultantes de atividades antrópicas no setor agrícola consistem na redução das taxas de desmatamento e queima de material vegetal, melhor uso da terra, e por fim, estratégias para maximização do seqüestro de carbono (C) no solo e na vegetação.

O solo representa o principal reservatório terrestre de C orgânico, globalmente contêm aproximadamente 1550 Pg C (10^{12} kg) (LAL, 2008), e atrai considerável atenção devido ao seu potencial para seqüestrar C atmosférico (BAKER et al., 2007). A conversão de ecossistemas nativos para fins agrícolas é reconhecidamente uma prática que causa grandes perdas de C,

sobretudo devido ao desmatamento e queima de biomassa vegetal. Por outro lado, o solo quando manejado adequadamente pode atuar como sumidouro de C, dependendo das práticas de cultivo e manejo aplicados (OGLE; PAUSTIAN, 2005; DOLAN et al., 2006).

No Brasil, a mudança de uso e manejo da terra vem ocorrendo de forma dinâmica e com elevada intensidade, sobretudo nos biomas Amazônia e Cerrado, o que pode resultar em fonte ou dreno de GEE para atmosfera. Áreas sob vegetações nativas estão sendo ocupadas por pastagens e agricultura e emitem quantidades consideráveis de GEE, principalmente devido ao desmatamento e queima da biomassa aérea. Áreas sob pastagens são convertidas em agricultura ou inseridas em sistemas integrados de cultivo, tais como os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP). As áreas sob agricultura convencional, baseadas principalmente no binômio soja/milho, por sua vez também são convertidas em sistemas mais intensificados e tecnicamente mais avançados (ILP), podendo resultar em importante sumidouro de C atmosférico.

Os sistemas de ILP propõem a diversificação estratégica das atividades agricultura e pecuária no sentido de beneficiar ambos. Nas áreas de pecuária, a introdução da lavoura tem sido utilizada principalmente para reforma e ou recuperação de pastagens degradadas ou com baixa produtividade. Nas áreas de agricultura sob sucessão de cultivos, os principais objetivos da implantação de sistemas de ILP são produção de forragem para os animais no período da entressafra (estação seca) e a formação de palha visando conferir sustentabilidade ao sistema de plantio direto (SPD). Nos biomas Amazônia e Cerrado a agricultura convencional, baseada principalmente na soja como cultura principal em SPD, apesar de apresentar inúmeros benefícios quando comparada aos sistemas de cultivo baseados em revolvimento do solo, não resultam em quantidade de palha suficiente para conferir sustentabilidade à produção agrícola.

Nesses sistemas integrados de cultivo, o efeito sinérgico entre pastagens e lavouras apresenta potencial para aumentar os estoques de C no solo, reduzir as emissões de GEE para atmosfera, verticalizar a produção agropecuária, reduzir as pressões de desmatamento nas áreas de expansão agrícola e conseqüentemente conferir a sustentabilidade ao sistema produtivo. Entretanto existem poucos estudos avaliando a dinâmica do C e o fluxo desses GEE no processo de mudança do uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado, sobretudo avaliando a implantação de sistemas integrados de cultivo.

A presente pesquisa baseia-se nas seguintes hipóteses: i) mudanças de uso e manejo do solo nos biomas Amazônia e Cerrado resultam em modificações nos estoques de C do solo e nos

fluxos de GEE para a atmosfera; ii) a implantação de sistemas de ILP em áreas anteriormente sob sucessão de cultivos aumenta os estoques de C no solo e modifica os fluxos de GEE para a atmosfera; iii) nas áreas sob ILP, a aplicação de manejo químico com herbicida, em substituição aos manejos mecânicos, baseados em revolvimento do solo, resultam em sequestro de C pelo solo e mitigação da emissão de GEE para atmosfera.

Para testar tais hipóteses foram estabelecidos os seguintes objetivos:

O objetivo central dessa pesquisa foi avaliar as variações nos estoques de C do solo e nos fluxos de GEE no processo de mudança do uso e manejo do solo nos biomas Amazônia e Cerrado. Para tanto foram traçados os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar as modificações nos atributos químicos do solo provocadas pela mudança de uso da terra, para assim melhor entender as variações do C no solo e dos fluxos de GEE para atmosfera.

- Estimar as taxas de acúmulo ou perda de C do solo nos principais processos de mudança de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado.

- Simular por modelagem matemática as variações no C do solo após os processos de mudanças do uso da terra em Santa Carmem, região norte do estado do Mato Grosso.

- Avaliar os fluxos de GEE (CO_2, N_2O e CH_4) nos principais processos de mudança de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado e expressá-los na forma de C equivalente.

- Avaliar os fluxos de GEE (CO_2, N_2O e CH_4) em sistema de ILP sob diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro no bioma Cerrado e expressá-los na forma de C equivalente.

- Fazer uma análise crítica da implantação de sistemas de ILP frente aos demais usos da terra nos biomas Amazônia e Cerrado.

Diante do exposto, para alcançar os objetivos a presente tese é composta por cinco capítulos. O **primeiro** capítulo constitui uma breve introdução sobre o assunto abordado. O **segundo** capítulo avalia as modificações nos atributos químicos do solo em diferentes cenários de mudanças de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado. O **terceiro** capítulo aborda as variações no C do solo em diferentes áreas inseridas no processo de mudança do uso da terra. O **quarto** capítulo utiliza modelagem matemática para fazer simulações da dinâmica do C no solo em áreas sob mudanças do uso da terra em Santa Carmem, região norte do estado de Mato Grosso. E o **quinto** capítulo aborda os fluxos de GEE em diferentes usos e manejos no solo em

Montividiu, estado de Goiás. Por fim, serão apresentadas ainda as considerações finais sobre os principais resultados observados na presente tese.

Os resultados obtidos nos referidos capítulos estão e serão apresentados nos seguintes artigos científicos:

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; FEGIL, B.J.; WRUCK, F.J. Changes of soil chemical atritutes under different land uses in Amazonia and Cerrado biomes. Em preparação para submissão à revista Scientia Agricola.

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; FEGIL, B.J.; CERRI, C.C.Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks and changes in Brazil. Submetido para à revista Soil & Tillage Research.

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; FEGIL, B.J.; CERRI, C.C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on greenhouse gas fluxes in Brazilian Cerrado. Em revisão para ser submetido à revista Agriculture, Ecosystems & Environment.

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; FEGIL, B.J.; CERRI, C.C. Greenhouse gases fluxes in crop-livestock systems under diferents soil management in Brazilian Cerrado. Em revisão para ser submetido à revista Agriculture, Ecosystems & Environment.

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Uso do modelo Century para avaliação do carbono no solo em diferentes cenários de mudança do uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado. Em preparação para ser submetido à Revista Brasileira de Ciência do Solo.

Referências

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

CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M.V.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.

DOLAN, M.S.; CLAPP, C.E.; ALLMARAS, R.R.; BAKER, J.M.; MOLINA, J.A.E. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soils as related to tillage, residue and nitrogen management. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 89, p. 221-231, 2006.

LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of The Royal Society B.** London, v. 363, p. 815- 830, 2008.

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 (IPCC). Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

OGLE, S.M.;PAUSTIAN, K. Soil organic carbon as an indicator of environmental quality at the national scale: monitoring methods and policy relevance. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 85, p.531-540, 2005.

2 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO SOLO SOB DIFERENTES USOS DA TERRA NOS BIOMAS AMAZÔNIA E CERRADO

Resumo

Atualmente, muito se discute sobre possíveis impactos ambientais decorrentes das atividades agrícolas pela expansão de lavouras e pastagens nos biomas Amazônia e Cerrado, sobretudo aspectos relacionados à dinâmica do carbono (C) e emissão de gases do efeito estufa (GEE) para atmosfera. Após a mudança de uso da terra, a dinâmica do C no solo é regulada por diversos fatores, onde um dos mais importantes é a fertilidade do solo. A fertilidade do solo afeta a produção das culturas e conseqüentemente a entrada de matéria orgânica do solo (MOS), tanto via parte aérea quanto sistema radicular. Por sua vez a MOS está associada à fertilidade do solo, principalmente em solos com cargas variáveis e baixa fertilidade natural. Dessa forma, os sistemas de uso e manejo da terra que visam o aumento da MOS estão associados a melhorias dos atributos químicos do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar as alterações nos atributos químicos do solo sob diferentes usos da terra nos biomas Amazônia e Cerrado. Foram avaliadas áreas sob vegetação nativa, pastagens, sucessões de cultivos e integração lavoura-pecuária (ILP). A conversão de solo com alta fertilidade natural sob floresta para pastagem e cultivo agrícola resultou em redução da fertilidade do solo. A conversão de solos distróficos sob vegetações nativas para pastagens resultou em comportamento distinto dependendo do manejo aplicado. Quando bem manejado, solo sob pastagem resultou em melhoria dos atributos químicos do solo e redução da acidez, enquanto que aquele mal manejado resultou em redução da fertilidade do solo e degradação da pastagem. Após a conversão de vegetação nativa para lavouras, a aplicação de fertilizantes e calcário melhorou a fertilidade do solo e reduziu a acidez. Apesar das áreas sob ILP apresentarem maior extração de nutrientes quando comparada com as áreas de sucessão de cultivos, que ficam parte do ano em pousio, não foram observadas diferenças significativas entre esses dois usos da terra.

Palavras-chave: Mudança do uso da terra; Fertilidade do solo; Amazônia; Cerrado; Integração lavoura-pecuária

CHEMICAL CHARACTERIZATION OF SOIL UNDER DIFFERENT LAND USES IN THE AMAZONIA AND CERRADO BIOMES

Abstract

Currently, there is a lot of discussion on the possible environmental impacts of agricultural activities caused by the expansion of croplands and pastures in the Amazonia and Cerrado biomes, especially those related to the carbon dynamics and emissions of greenhouse gases (GHG) to the atmosphere. Land use changes can impact the C soil dynamics causing it to be regulated by several factors such as the soil fertility, one of the main regulating factors. Soil fertility affects the crop production and, as a consequence, the soil organic matter (SOM) entry to both the aerial part and the radicular systems. In addition, the SOM is associated with soil fertility, mainly in soils with variable charges and low natural fertility. Thus, the land use and management systems that produce the increase of SOM are associated with the enhancement of soil chemical attributes. The objective of this study was to evaluate the alterations of soil chemical attributes under different land uses in the Amazonia and Cerrado's biomes. Native areas, pastures, crop successions and integrated crop-livestock system (ICL) were evaluated. The conversion of a high natural fertility soil under the Forest to pasture and cropland resulted in the reduction of soil fertility. The conversion of dystrophic soils under native vegetation to pasture resulted in distinct behavior of the soil chemical attributes depending on the management applied. When well-managed, the soil under pasture showed an improvement of its chemical attributes as well as a reduction in its acidity. On the other hand, poorly-managed soils showed a reduction of soil fertility and pasture degradation. After the conversion of native vegetation to croplands, the application of fertilizers and lime improved the soil fertility and reduce acidity. Although the ICL areas presented a higher extraction (absorption) of nutrients when compared to areas under crop succession with fallow during part of the year, the ICL areas did not present significant differences.

Keywords: Land use change; Soil fertility; Amazonia; Cerrado; Crop-livestock systems

2.1 Introdução

O Brasil contém a maior fronteira agrícola mundial, localizada principalmente nos biomas Amazônia e Cerrado, que correspondem a 400 e 200 milhões de hectares do território brasileiro, respectivamente (PROJETO DE CONSERVAÇÃO E UTILIZAÇÃO SUSTENTÁVEL DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA BRASILEIRA - PROBIO, 2004).

Nos biomas Amazônia e Cerrado, a expansão agrícola inicialmente se deu baseada em pecuária extensiva. No entanto, durante a década de 80 percebeu-se que o Cerrado era viável para produção agrícola intensiva, desde que associado à correção da acidez e adubações adequadas (JANTALIA et al., 2007), e atualmente, a área cultivada no Cerrado brasileiro é de 21,5 milhões de hectares (PROBIO, 2004). Na Amazônia, as pastagens continuam como principal uso da terra entre as áreas já desmatadas, mas na última década expressivas áreas de culturas anuais estão sendo implantadas (MAIA, 2009). Apesar da imensa área explorada, os impactos dos diferentes usos e manejos do solo nos atributos químicos e na matéria orgânica do solo (MOS) ainda não são completamente entendidos.

Estudos de Volkoff (1984) para a Amazônia e de Lopes (1983) para o Cerrado indicam que a maioria dos solos nestes biomas são altamente intemperizados, pobres em nutrientes e naturalmente ácidos. Entretanto, levantamentos de solos realizados nessas regiões indicam haver presença de solos com alta fertilidade natural em menor proporção (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2009). Solos com diferentes níveis de fertilidade devem ser usados e manejados de formas distintas, para que assim se explore de forma racional as suas potencialidades sem resultar em degradação e perdas de produtividade.

Os efeitos do sistema de uso e manejo do solo sobre a MOS têm apresentado direta e indiretamente reflexos nos atributos químicos do solo (CARVALHO et al., 2007). O incremento de MOS resulta no aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) (BAYER; MIELNICZUK, 1997) e em maior disponibilidade de nutrientes, principalmente em solos com baixa fertilidade natural.

Na maioria dos solos encontrados nos biomas Amazônia e Cerrado a MOS é de fundamental importância para a CTC do solo. Segundo Raij (1969) e Silva (1994), em solos com carga variável, tal como os Latossolos altamente intemperizados predominantes nesses biomas, a MOS é responsável por 70 a 85 % da CTC total.

No processo de mudança do uso da terra, quando a vegetação nativa é convertida em pastagem geralmente observa-se aumento temporário da fertilidade do solo, resultante principalmente da decomposição da MOS do sistema nativo (MULLER et al., 2004) e disponibilização dos nutrientes para as plantas. Entretanto, quando não se aplica manejo adequado e reposição dos nutrientes extraídos pela pastagem observa-se um declínio da fertilidade do solo, resultando em degradação do solo e da forrageira (SERRÃO et al., 1982).

No processo de conversão de vegetação nativa com baixa fertilidade natural em agricultura sob sistema de plantio direto (SPD), a aplicação de corretivos e fertilizantes têm resultado na melhoria dos atributos químicos do solo (CARVALHO et al., 2007). A conversão de solos naturalmente férteis sob vegetação nativa para agricultura pode acarretar resultados bastante distintos no que se referem aos atributos químicos do solo.

A conversão de lavouras em SPD para sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) pode resultar em expressivos aumentos nos teores de nutrientes do solo, principalmente pelo fato deste sistema integrado de uso da terra resultar em maior conteúdo de MOS. Por outro lado, o cultivo mais intensivo do solo pode resultar em maior extração de nutrientes nas áreas sob ILP. Contudo, existem poucos estudos conclusivos enfocando as mudanças nos atributos químicos e na MOS após a implantação destes sistemas de ILP.

O objetivo deste estudo foi avaliar as alterações nos atributos químicos do solo após a mudança de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado. Foram avaliadas a conversão de vegetação nativa (Floresta, Cerradão e Cerrado) para pastagens e agricultura, a conversão de área de pastagem para agricultura, tal como a conversão de áreas sob agricultura para sistemas de ILP sob plantio direto.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Localização e escolha das áreas de estudo

Neste trabalho foram avaliados três estudos de caso enfocando o processo de mudança de uso da terra nas regiões centro-oeste e norte do Brasil. Estes estudos estão localizados: i) Fazenda Juliana (12º 38’ S, 60º 53’ W) município de Chupinguaia, região sul do estado de Rondônia; ii) Fazenda Dona Isabina (12º 04’ S, 55º 21’W) município de Santa Carmem, região norte do estado

de Mato Grosso; iii) Agropecuária Peeters (17º 22’ S, 51º 29’ W), município de Montividiu, região sudoeste do estado de Goiás (Figura 1).

Figura 1 - Mapa do Brasil com a localização das áreas de estudo

Estas propriedades foram escolhidas por exibirem situações representativas da mudança de uso da terra nos biomas Cerrado e Amazônia, num gradiente de vegetações nativas predominantes, temperatura e precipitação. Em cada um dos locais foram avaliadas áreas sob vegetação nativa, pastagens, sucessão de cultivos e ILP.

As vegetações nativas (Floresta, Cerradão e Cerrado) foram avaliadas por representarem a situação anterior ao processo de mudança de uso da terra e foram utilizadas como linha de base neste estudo. Avaliaram-se as áreas de pastagens por representarem determinante fase de mudança no uso da terra no Brasil, tanto no que se referem à conversão de ecossistemas nativos para pastagens, como também na conversão de áreas de pastagens para agricultura. Áreas sob agricultura em sucessão de cultivos, tendo a soja como cultura principal em SPD, foram avaliadas por representarem o principal modelo da produção agrícola nessas regiões. Por fim, avaliou-se neste estudo a conversão de áreas sob soja em sucessão de cultivos para sistemas de ILP, ambos

em SPD. As áreas em avaliação nesse estudo com as respectivas datas de mudança de uso da terra estão apresentadas na figura 2.

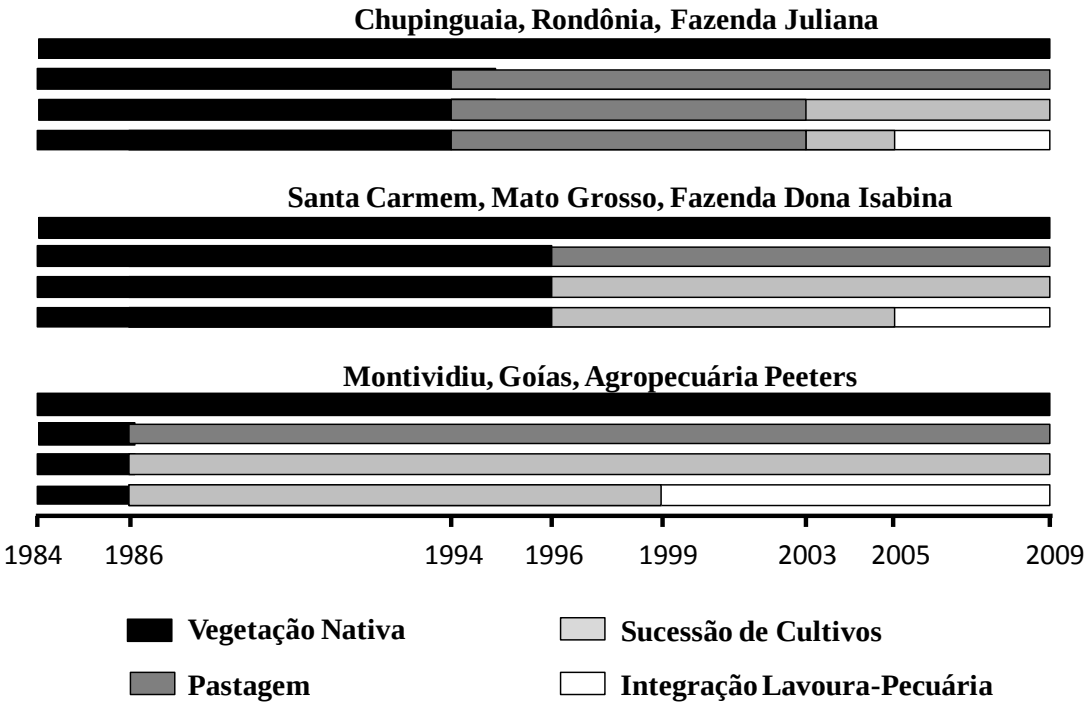

Figura 2 - Esquematização dos usos e processos de mudanças de uso da terra, com as respectivas datas de implantação nas três áreas de estudo

2.2.2 Descrição detalhada das áreas avaliadas

A seguir são descritas as áreas avaliadas e suas respectivas datas de mudança do uso da terra: i) No município de Chupinguaia, na Fazenda Juliana, a área de vegetação nativa avaliada foi classificada como Floresta Ombrófila densa (VNju). No ano de 1994 foi realizado o desmatamento e queima da vegetação nativa e em seguida efetuou-se o plantio da pastagem de *Brachiaria brizantha* (PAju), sem a aplicação de corretivos e fertilizantes. No momento da coleta de solo (ano de 2006) a pastagem foi classificada de acordo com o grau de degradação, como não degradada. No ano de 2003, parte da área sob pastagem foi convertida em agricultura com a implantação da sucessão de cultivos soja/sorgo em SPD (SCju). Em 2005, essa área sob agricultura foi subdividida, onde uma parte se manteve em SCju e outra foi convertida em ILP, tendo ainda a cultura da soja como cultura principal em sucessão com a *Brachiaria ruziziensis* (ILPju); ii) em Santa Carmem, região norte do estado de Mato Grosso, a área sob vegetação

nativa avaliada é composta por uma vegetação intermediária entre Cerrado e Floresta e foi classificada como Cerradão (VNdi). O desmatamento e queima desse Cerradão foi realizado em 1996. Nesse mesmo ano foi realizado e plantio de *Brachiaria brizantha* em parte da área (PAdi), sem a aplicação de insumos. No momento das coletas de solo (ano de 2007) esta pastagem foi classificada como altamente degradada. Outra parte dessa área desmatada foi cultivada com a cultura arroz em sistema de cultivo convencional por um ano, e em seguida foi implantada a cultura da soja em SPD (SCdi). Desde então, a área se manteve com a sucessão de cultivos soja/milho até o ano de 2005. No ano de 2005, esta área foi subdividida, sendo que uma parte continuou a ser cultivada em SCdi e outra parte foi convertida em sistemas de ILP. Foram introduzidos dois sistemas de ILP distintos (ILP1di e ILP2di). A descrição detalhada das rotações de cultivos realizadas nessas áreas sob ILP estão apresentadas na tabela 1.

Na terceira área de estudo, localizada na Agropecuária Peeters, no município de Montividiu, a vegetação nativa avaliada era composta de uma vegetação mais arbustiva, classificada como Cerrado *stricto sensu* (VNap). O desmatamento e queima desta vegetação nativa foi realizado em 1986. Em seguida foi realizado implantação da pastagem de *Brachiaria decumbens* (PAap) sem aplicação de insumos em uma parte da área. No ano de 2005 foi aplicado três toneladas de calcário dolomítico por hectare. No momento da coleta de solo (ano de 2007) a área sob pastagem foi classificada como não degradada. Outra parte da área desmatada foi destinada para agricultura. No primeiro ano de plantio foi cultivado arroz em sistema de cultivo convencional. No ano seguinte foi realizado o plantio da soja. A soja se manteve como cultura principal e seguida de milho, sorgo, milheto ou pousio com cultura de sucessão até 2007 (SCap). Em 1999, parte dessa área (SCap) foi convertida em ILP (ILPap) e se manteve com a mesma rotação de cultivos até o ano de 2007. A descrição detalhada da rotação de cultivos em ILPap está apresentada na tabela 1.

A descrição detalhada da vegetação nativa predominante, da caracterização climática, e da caracterização dos solos avaliados nas áreas em estudo está apresentada na tabela 1.

Tabela 1 – Vegetação nativa predominante, caracterização climática, caracterização dos solos e descrição das sucessões e rotações de cultivos nas áreas sob integração lavoura-pecuária em seus respectivos anos agrícolas

Características gerais	Áreas em estudo			
	Chupinguaia, RO	Santa Carmem, MT		Montividiu, GO
Vegetação nativa predominante	Floresta Ombrófila Densa	Cerrado – Subgrupo Cerradão		Cerrado – Subgrupo Cerrado Stricto Sensu
Caracterização climática				
Classificação climática	Tropical úmido	Tropical úmido		Tropical úmido
Precipitação média	2200 mm	2000 mm		1500-1800 mm
Temperatura anual média	26º C	28º C		23º C
Características do solo				
Classificação do Solo	Nitossolo Vermelho eutrófico	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico		Latossolo Vermelho distrófico
Textura do Solo (0-20 cm)	Argiloso (610 g de argila kg^{-1})	Argiloso (520 g de argila kg^{-1})		Argiloso (560 g de argila kg^{-1})
Rotação de cultivos em ILP				
Ano Agrícola	ILPju	ILP1di	ILP2di	ILPap
1999/00	-	-	-	Soja/Milho+*Brachiaria brizantha*
2000/01	-	-	-	Algodão/Pousio
2001/02	-	-	-	Soja/Milho+*Brachiaria brizantha*
2002/03	-	-	-	Algodão/Pousio
2003/04	-	-	-	Soja/Milho+*Brachiaria brizantha*
2004/05	-	-	-	Algodão/Pousio
2005/06	Soja/ *Braquiária ruziziensis*	Soja/Sorgo + *Braquiária ruziziensis*	Soja/ Sorgo + *Brachiaria brizantha*	Soja/Milho+*Brachiaria brizantha*
2006/07	Soja/ *Braquiária ruziziensis*	Soja/Milheto + *Brachiaria ruziziensis*	*Brachiaria brizantha*	Algodão/Pousio

2.2.3 Amostragem de solo

As amostragens de solos foram realizadas em épocas distintas em cada uma das três áreas avaliadas. Em Chupinguaia a amostragem foi realizada em julho de 2005. Já em Santa Carmem coletou-se amostras de solo em janeiro de 2007. Em Montividiu a amostragem foi realizada em março de 2007.

A amostragem de solos foi realizada considerando delineamento inteiramente casualisado para cada um dos estudos de caso. Foram coletadas amostras de solo em cinco trincheiras em cada área, avaliando as camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm.

2.2.4 Análises químicas do solo

As amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas a 2 mm para posterior análise. Uma porção da amostra foi moída e passada completamente em peneira de 100 mesh (0,150 mm) e encaminhadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP) para determinação do conteúdo de C orgânico total. As demais amostras foram enviadas ao Departamento de Solos e Nutrição de Plantas (ESALQ-USP) para análise química do solo. Determinou-se o pH do solo na solução de $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1}. Para obtenção do COT, utilizou-se método de combustão seca (NELSON; SOMMERS, 1982) utilizando o Carbon Analyzer – LECO® CN 2000. O fósforo (P) e os cátions trocáveis (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}) foram extraídos pelo método da resina trocadora de cátions e ânions, de acordo com a descrição de Raij e Quaggio (1983). Na determinação da acidez potencial do solo utilizou-se o método descrito pela Embrapa (1979), extraindo o H^{+} + Al^{3+} com uma solução de $Ca(OAc)_2$ 1 N tamponada a pH 7,0. A CTC potencial a pH 7,0 (T) e saturação por bases (V%) foram obtidas a partir de cálculos.

2.2.5 Analises estatísticas dos dados

A análise estatística dos dados foi realizada considerando um delineamento inteiramente casualizado, com cinco pseudo-repetições em cada uma das áreas avaliadas. Dentro de cada uma das propriedades avaliadas, as áreas estão sob as mesmas condições topográficas e

edafoclimáticas, diferindo apenas no uso da terra. Os resultados de densidade do solo, teores de C e estoques de C do solo foram submetidos á analise de variância (ANOVA).

Foi aplicado um teste de Tukey ($p<0,05$) para comparação das médias entre as áreas avaliadas dentro de cada estudo de caso. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa SAS (versão 6).

2.3 Resultados

2.3.1 Modificação dos atributos químicos do solo

2.3.1.1 Município de Chupinguaia, RO

A conversão do Nitossolo Eutrófico sob floresta para pastagem e cultivo agrícola alterou os valores de pH do solo. Foram observadas diferenças significativas ($p<0,05$) nas camadas 0-5 e 5-10 cm entre os diferentes usos da terra. Nas áreas sob agricultura (SCju e ILPju) foram verificados os menores valores de pH do solo, variando de 4,8 à 5,6. As áreas sob pastagem (PAju) e vegetação nativa (VNju) não apresentaram diferenças nos valores de pH. Não foram verificadas variações significativas nos valores de pH no perfil do solo em todas as áreas avaliadas.

A mudança de uso da terra alterou significativamente o teor de C orgânico no solo em Chupinguaia, RO. Na camada de 0-5 cm o maior teor de C foi observado em VNju (41,1 g kg^{-1}) e menor em ILPju (19,6 g kg^{-1}). Nas demais camadas de solo observou-se maiores teores de C em VNju e PAju e menores nas áreas sob cultivo agrícola. Observaram-se maiores teores de C na camada superficial do solo, sendo que essas diferenças foram significativas ($p<0,05$) principalmente nas áreas onde não foi implementado cultivo agrícola (VNju e PAju).

A implantação do cultivo agrícola reduziu significativamente os teores de P trocável no solo ($p<0,05$). A extração de P trocável pelas culturas (soja e sorgo) associada à baixa reposição do nutriente em adubações fosfatadas resultou em redução dos teores de P nas áreas sob cultivo agrícola (SCju e ILPju). Apesar deste solo apresentar elevada fertilidade natural, observou-se gradiente de P no perfil do solo e os maiores teores foram encontrados nas camadas superficiais.

Quando se avaliou os teores de K disponível no solo foi observada diferença significativa ($p<0,05$) apenas entre as camadas 0-5 e 10-20 cm no solo sob sucessão de cultivos (SCju).

Entretanto, observa-se uma clara tendência de maior conteúdo de K no solo sob pastagem de *Brachiaria brizantha* (PAju).

Os teores de Ca disponível até 10 cm de profundidade foram significativamente maiores em VNju quando comparados com as áreas sob cultivo agrícola (SCju e ILPju). Apesar do teor de Ca disponível em VNju ser praticamente o dobro do observado em PAju, não foram observadas diferenças significativas. Observou-se tendência de maior conteúdo de Ca disponível nas camadas mais superficiais do solo (0-5 e 5-10 cm), todavia não foram verificadas diferenças significativas.

Os conteúdos de Mg disponível seguiram praticamente as mesmas tendências verificadas para o Ca. Com exceção da camada mais superficial em PAju (0-5 cm), a VNju exibiu maiores teores de Mg no solo ($p<0,05$). Na camada mais superficial do solo (0-5 cm) o teor de Mg foi maior em PAju em relação à ILPju.

As áreas sob cultivo agrícola (SCju e ILPju) exibiram maior acidez potencial, e estas foram significativamente maiores até 10 cm de profundidade ($p<0,05$). O solo sob pastagem (PAju) exibiu valor intermediário de acidez potencial entre as áreas sob agricultura e vegetação nativa. Na camada de 5-10 cm de solo, PAju exibiu menor H+Al em relação à SCju e ILPju.

De acordo com os resultados apresentados anteriormente, foi observado maior CTC potencial (T) em VNju em relação às áreas sob agricultura (SCju e ILPju). A saturação por bases (V %) foi significativamente maior em VNju em relação à SCju e ILPju nas camadas mais superficiais. A área sob pastagem apresentou valores intermediários de V % e foi significativamente maior na camada de 0-5 cm de solo em relação à SCju e ILPju. Já na camada de 5-10 cm, PAju exibiu maior V % em relação à SCju.

Tabela 2 - Valores de pH em $CaCl_2$, C total, P, K, Ca, Mg, H + Al, CTC potencial (T) e saturação por bases (V%) nas respectivas camadas de solo. Valores são médias de cinco repetições ± desvio padrão

Atributos químicos	Prof. (cm)	Usos da terra			
		VNju	PAju	SCju	ILPju
pH $CaCl_2$	0-5	6,8 Aa	6,3 Aa	5,5 Ba	5,6 Ba
	5-10	6,4 Aa	6,4 ABa	5,1 Ca	5,4 BCa
	10-20	6,2 Aa	6,2 Aa	4,8 Aa	5,3 Aa
C total (g kg^{-1})	0-5	41,1 A a	36,8 ABa	20,7 BCa	19,6 Ca
	5-10	23,0 ABb	28,4 Aab	19,5 Ba	18,4 Ba
	10-20	16,3ABb	20,3 Ab	14,5 B a	11,84 Bb
P (mg dm^{-3})	0-5	33,0 Aa	20,0 ABa	13,0 Ba	10,7 Ba
	5-10	10,0 Aab	9,7 Aab	10,3 Aa	9,7 Aa
	10-20	7,0 Ab	5,3 Ab	3,7 Ab	2,7 Ab
K ($cmol_c$ dm^{-3})	0-5	0,59 Aa	1,14 Aa	0,50 Aa	0,50 Aa
	5-10	0,39 Aa	0,85 Aa	0,26 Aab	0,42 Aa
	10-20	0,29 Aa	0,93 Aa	0,17 Ab	0,36 Aa
Ca ($cmol_c$ dm^{-3})	0-5	17,03 Aa	9,07 ABa	4,93 Ba	3,33 Ba
	5-10	11,23 Aa	8,50 ABa	4,07 Ba	3,57 Ba
	10-20	8,37 Aa	6,13 Aa	2,57 Aa	2,47 Aa
Mg ($cmol_c$ dm^{-3})	0-5	2,87 Aa	2,17 ABa	1,47 BCa	1,10 Ca
	5-10	3,10 Aa	1,67 Ba	1,10 Ba	1,07 Ba
	10-20	2,73 Aa	1,30 Ba	0,77 Ba	0,87 Ba
H+Al ($cmol_c$ dm^{-3})	0-5	1,50 Ba	2,90 ABa	4,50 Aa	3,53 Aa
	5-10	2,33 Ba	2,63 Ba	4,70 Aa	3,53 ABa
	10-20	2,83 Aa	2,63 Aa	4,90 Aa	3,30 Aa
T (mol_c dm^{-3})	0-5	21,99 Aa	15,27 AB a	11,40 Ba	8,46 Ba
	5-10	17,06 Aa	13,65 ABa	10,12 Ba	8,59 Ba
	10-20	14,2 Aa	11,09 ABa	8,40 Aba	6,99 Ba
V (%)	0-5	93,0 Aa	80,7 Aa	60,0 Ba	58,0 Ba
	5-10	86,0 Aa	79,3 ABa	52,3 Ca	58,0 BCa
	10-20	77,7 Aa	75,3 Aa	38,7 Aa	49,7 Aa

VNju = vegetação nativa (Floresta); PAju = pastagem contínua, SCju = sucessão de cultivos soja/sorgo ILPju = ILP com a sucessão de cultivos soja/*Brachiaria ruziziensis*.

2.3.1.2 Município de Santa Carmem, MT

A implantação de agricultura em um solo sob Cerradão com baixa fertilidade natural em Santa Carmem, região norte do estado do Mato Grosso, resultou em maiores valores de pH do solo. Os menores valores de pH foram observados nas áreas que não receberam calagem (VNdi e PAdi). Em SCdi e ILP1di foram observadas menores valores de pH na camada 10 a 20 cm de solo ($p<0,05$).

Os teores de C orgânico nas camadas mais superficiais do solo (0-5 e 5-10 cm) foram maiores em VNdi e menores em PAdi e SCdi ($p<0,05$). Com exceção da área sob pastagem

(PAdi), nas demais áreas observaram-se maiores teores de C nas camadas mais superficiais do solo.

A aplicação de fertilizante fosfatado resultou em maiores conteúdos de P trocável nos solos sob cultivo agrícola (SCdi, ILP1di e ILP2di). Tais diferenças foram mais evidentes e significativas ($p<0,05$) nas camadas de 0-5 e 5-10 cm de solo. Com exceção de PAdi, nas demais situações observou-se gradiente de P trocável no perfil do solo, com maiores teores nas camadas superficiais ($p<0,05$).

Apesar de haver aplicação anual de fertilizante potássico no solo, não foram observadas muitas diferenças significativas entre VNdi e áreas sob agricultura (SCdi, ILP1di e ILP2di). A única diferença significativa foi verificada entre ILP2di e PAdi na camada mais superficial do solo (0-5 cm). Em VNdi observou-se maior teor de K na camada de 0-5 cm de solo, o que provavelmente está associado à ciclagem de K resultante da decomposição do material orgânico (liteira).

Os teores de Ca disponível foram maiores nas áreas sob cultivo agrícola (SCdi, ILP1di e ILP2di), e estes valores foram significativamente maiores nas camadas mais superficiais do solo (0-5 e 5-10 cm), o que está associado a aplicação de calcário sem prévia incorporação em áreas sob SPD. Os teores de Mg tiveram comportamento bastante similar aos observados para o Ca. Com exceção da camada 10-20 cm de solo, nas demais os teores de Mg diponível foram maiores nas áreas sob cultivo agrícola (SCdi, ILP1di e ILP2di) as quais receberam calagem.

A acidez potencial (H+Al) foi significativamente maior em VNdi. Nas áreas sob agricultura observou-se menor acidez. Em SCdi e ILP1di observou-se maior acidez potencial na camada de 10 a 20 cm de solo. A CTC potencial do solo foi maior no solo sob vegetação nativa (VNdi), todavia a maioria das cargas do solo (aproximadamente 90 %) nesse solo está preenchida com componentes ácidos (H^+ e Al^{3+}). Em alguns casos foram observados maiores valores de T nas camadas superficiais do solo, o que provavelmente está associado ao maior conteúdo de MOS nestas camadas de solo.

A calagem associada à aplicação de fertilizantes potássicos no solo resultou em maior saturação por bases (V %) nos solos sob cultivo agrícola (SCdi, ILP1di e ILP2di). O maior conteúdo de bases trocáveis nas camadas mais superficiais dos solos sob cultivo agrícola (SCdi, ILP1di e ILP2di) resultou em maior valor de V % nas camadas mais superficiais do solo. Já em VNdi, apesar de o V % ser baixo em todas as camadas de solo, observou-se maior valor na

camada superficial, o que está associado à ciclagem de nutrientes em função da decomposição de MOS.

Tabela 3 - Valores de pH em $CaCl_2$, C total, P, K, Ca, Mg, H + Al, CTC potencial (T) e saturação por bases (V%) nas respectivas camadas de solo. Valores são médias de cinco repetições ± desvio padrão

Atributos químicos	Prof. (cm)	Usos da terra				
		VNdi	PAdi	SCdi	ILP1di	ILP2di
pH $CaCl_2$	0-5	3,9 Ba	4,2 Ba	5,9 Aa	5,7 Aa	6,0 Aa
	5-10	3,9 Ba	4,1 Ba	5,3 Aa	5,5 Aa	5,6 Aa
	10-20	3,9 Ba	4,1 Ba	4,9 Ab	4,4 ABb	5,2 Aa
C total (g kg^{-1})	0-5	46,1 Aa	26,0 Ba	31,3 Ba	33,0 ABa	34,4 Aba
	5-10	33,1 Aab	25,4 Ba	26,6 B ab	28,5 ABab	27,1 ABab
	10-20	24,3 Ab	22,6 Aa	20,9 A b	21,2 Ab	19,5 Ab
P (mg dm^{-3})	0-5	5,3 Ba	2,0 Ba	34,7 Aa	32,7 Aa	28,3 Aa
	5-10	4,3 BCa	2,0 Ca	22,7 Aa	19,7 Aa	15,7 Aab
	10-20	2,3 Ab	1,3 Aa	7,1 Ab	6,3 Ab	5,0 Ab
K ($cmol_c$ dm^{-3})	0-5	0,12 Aba	0,07 Ba	0,46 Aa	0,24 ABa	0,88 Aa
	5-10	0,08 Ab	0,05 Aa	0,36 Aa	0,16 Aa	0,43 Aa
	10-20	0,06 Ab	0,04 Aa	0,13 Aa	0,11 Aa	0,08 Aa
Ca ($cmol_c$ dm^{-3})	0-5	0,73 Ba	0,43 Ba	3,36 Aa	2,97 Aa	3,60 Aa
	5-10	0,30 Bb	0,27 Ba	2,90 Aa	2,60 Aa	3,93 Aa
	10-20	0,13 Bb	0,20 Ba	1,36 Ab	0,83 ABb	1,70 Ab
Mg ($cmol_c$ dm^{-3})	0-5	0,37 Ba	0,30 Ba	1,44 Aa	1,50 Aa	1,67 Aa
	5-10	0,17 Bb	0,17 Bab	1,13 Aa	1,23 Aa	1,60 Aa
	10-20	0,10Bb	0,10 Bb	0,45 ABb	0,40 ABb	0,73 Aa
H+Al ($cmol_c$ dm^{-3})	0-5	11,07 Aa	7,00 Ba	2,82 Cb	3,43 Cb	3,00 Ca
	5-10	9,83 Aa	7,20 Ba	3,30 Cb	3,70 Cb	3,33 Ca
	10-20	7,47 Aa	6,73 ABa	4,33 Ca	5,03 BCa	4,13 Ca
T ($cmol_c$ dm^{-3})	0-5	12,29 Aa	7,80 Ba	8,08 Ba	8,14 Ba	9,15 ABab
	5-10	10,38 Aab	7,68 Ba	7,69 Ba	7,69 Ba	9,29 Aba
	10-20	7,76 Ab	7,08 Aa	6,27 Ab	6,38 Ab	6,65 Ab
V (%)	0-5	10,0 Ba	10,3 Ba	65,1 Aa	57,7 Aa	67,3 Aa
	5-10	5,0 Bab	6,3 Ba	57,1 Aa	52,0 Aa	63,0 Aab
	10-20	3,7 Bb	5,0 Ba	30,1 Ab	21,3 ABb	37,3 Ab

VNdi = vegetação nativa (Cerradão); PAdi = pastagem contínua, ILP1di = ILP com a rotação de cultivos soja/sorgo pastejo + *Braquiária ruziziensis*/soja/milho + *Brachiaria ruziziensis*; ILP2di = ILP com a rotação de cultivos soja/sorgo pastejo + *Braquiária brizantha*/pastagem.

2.3.1.3 Município de Montividiu, GO

As áreas que receberam calagem superficial (PAap, SCap e ILPap) exibiram maiores valores de pH do solo ($p<0,05$) nas camadas superficiais do solo (0-5 e 5-10 cm). Nas áreas sob cultivo agrícola (SCap e ILPap) foi verificado maior pH na superfície do solo (camada de 0-5 cm).

Não foram verificadas diferenças significativas entre os teores de C na camada mais superficial do solo (0-5 cm). Na camada de 5-10 cm de solo, maior teor de C foi observado em PAap e menor em ILPap. Já na camada de 10-20 cm de solo observou-se maior teor de C em VNap e menor em ILPap. Com exceção de VNap, nas demais áreas avaliadas observou-se maior teor de C nas camadas superficiais ($p < 0,05$).

A conversão da vegetação nativa (VNap) em pastagens e em cultivo agrícola influenciou significativamente ($p<0,05$) o conteúdo de P trocável. Na camada 0-5 cm de solo observou-se menor teor de P em VNap. Já nas demais camadas de solo (5-10 e 10-20 cm) maiores teores foram observados em ILPap. Observou-se gradiente de P no perfil do solo, situando os maiores teores nas camadas mais superficiais do solo. De modo geral, foi verificada alta variabilidade espacial nos teores de P trocável do solo.

Os teores de K disponível foram maiores ($p<0,05$) no solo sob ILPap em todas as camadas avaliadas. As áreas PAap e SCap exibiram maiores teores de K na camada 0-5 cm de solo. Com exceção da área ILPap, nas demais foram observados maiores teores de K disponível na camada superficial do solo (0-5 cm).

SCap exibiu maior conteúdo de Ca disponível em relação à PAap e VNap na camada 0-5 cm de solo. Nas demais camadas de solo apenas VNap exibiu menores teores de Ca disponível. Nas áreas que receberam calagem superficial (PAap, SCap e ILPap) foi observado gradiente significativo de Ca no perfil do solo, com menores teores na camada mais profunda. Na camada de 0-5 cm de solo, menor Mg disponível foi observado em VNap enquanto que os maiores estão associados à PAap e SCap. Na camada de 5-10 cm maior teor de Mg foi observado em PAap e menor em VNap, enquanto que as áreas sob cultivo agrícola apresentaram teores intermediários. Considerando a camada 10-20 cm, observou-se maiores teores de Mg disponível nas áreas sob cultivo agrícola (SCap e ILPap) e este foi significativamente maior que as demais áreas. De modo geral, observou-se maiores teores de Mg nas camadas superficiais, o que está associado com aplicação superficial de calcário em PAap, SCpa e ILPap, e ainda ao turnover de Mg via decomposição da MOS sob vegetação nativa (VNap).

Conforme esperado, maior acidez potencial (H + Al) foi observada em VNap. Entretanto, nas camadas de 5-10 e 10-20 cm não foram verificadas diferenças significativas entre VNap e as áreas sob cultivo agrícola (SCap e ILPap). Em SCap e ILPap observou-se maior acidez potencial com aumento da profundidade.

Tabela 4 - Valores de pH em $CaCl_2$, C total P, K, Ca, Mg, H + Al, CTC potencial (T) e saturação por bases (V%) nas respectivas camadas de solo. Valores são médias de cinco repetições ± desvio padrão

Atributos químicos	Prof. (cm)	Usos da terra			
		VNap	PAap	SCap	ILPap
pH $CaCl_2$	0-5	4,1 Ba	5,9 Aa	6,3 Aa	5,9 Aa
	5-10	3,9 Ba	5,6 Aa	5,0 ABb	4,8 ABb
	10-20	4,0 Ba	5,6 Aa	4,4 Bb	4,4 Bb
C ($g\ kg^{-1}$)	0-5	39,6Aa	40,6Aa	36,5Aa	34,2Aa
	5-10	31,7ABa	39,1Aa	27,1Bab	26,0Bab
	10-20	27,6Aa	25,0ABb	23,4Bb	23,3 Bb
P ($mg\ dm^{-3}$)	0-5	6,7 Ba	27,3 Aa	36,3 Aa	35,3 Ab
	5-10	4,3 Aab	7,0 Ab	39,3 ABa	82,7 Aa
	10-20	3,0 Bb	6,3 Bb	20,7 Aba	37,7 Ab
K ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0-5	0,14 Ca	0,26 Ba	0,25 BCa	0,38 Aa
	5-10	0,08 Bb	0,14 Ab	0,15 Bab	0,40 Aa
	10-20	0,07 Bb	0,09 Bb	0,11 Bb	0,26 Aa
Ca ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0-5	0,63 Ca	4,77 Ba	9,50 Aa	6,10 ABa
	5-10	0,10 Ba	3,03 Aa	3,33 Ab	2,73 Ab
	10-20	0,10 Ba	2,07 Aa	1,30 ABb	1,33 ABb
Mg ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0-5	0,40 Ba	2,50 Aa	2,13 Aa	1,77 Aba
	5-10	0,10 Cb	1,40 Aab	0,83 ABb	0,67 BCb
	10-20	0,10 Bb	0,10 Bb	0,43 Ab	0,37 Ab
H+Al ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0-5	9,83 Aa	3,10 Ba	1,73 Bb	2,90 Bb
	5-10	9,47 Aa	3,47 Ba	5,37 Aba	6,20 ABab
	10-20	8,53 Aa	3,47 Ba	6,93 Aa	7,47 Aa
T ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0-5	11,01 Aa	10,62 Aa	13,62 Aa	11,14 Aa
	5-10	9,74 ABab	8,04 Bab	9,68 ABb	10,00 Aa
	10-20	8,80 Ab	6,65 Bb	8,77 Ab	9,43Aa
V (%)	0-5	11,0 Ba	68,7 Aa	87,3 Aa	73,7 Aa
	5-10	3,0 Ba	57,0 Aa	45,3 Ab	38,7 Ab
	10-20	3,0 Ba	48,0Aa	20,3 Bb	21,0 Bb

VNap = vegetação nativa (Cerrado); PAap = pastagem contínua, SCap = sucessão de cultivos soja/milho; ILPap = ILP com a rotação de cultivos soja/milho+*Brachiaria ruziziensis*/algodão/pousio.

A CTC potencial não se alterou significativamente ($p<0,05$) na camada de 0-5 cm de solo. Entretanto, enquanto que em VNap a CTC potencial está preenchida quase que exclusivamente com H +Al, nos demais solos a maior parte da CTC está preenchida por bases trocáveis. Com exceção de ILPap, nos demais usos da terra observou-se maior CTC na camada superficial, devido a aplicação superficial de calcário no solo e ainda ao maior teor de C nas camadas superficiais do solo. A porcentagem de saturação por bases (V %), conforme esperado foi maior nas áreas que receberam calagem, e estas foram mais acentuadas na camada superficial do solo.

2.4 Discussão

2.4.1 Conversão de vegetação nativa para pastagens

Os atributos químicos do solo, após a conversão da vegetação nativa em pastagens, exibiram comportamento distinto entre solos com alta e baixa fertilidade natural.

A implantação de pastagens no solo com alta fertilidade natural (Nitossolo Vermelho Eutrófico) resultou em tendências de redução do pH do solo, aumento da acidez potencial, redução dos teores de P trocável, redução do conteúdo de bases trocáveis e conseqüentemente menor saturação por bases.

Em solos de baixa fertilidade natural, a conversão de vegetação nativa para pastagens resultou em comportamento distinto, variando de acordo com o manejo da pastagem. Pastagem mal manejada, sem aplicação de insumos não resultou em melhorias significativas nos atributos químicos do solo, e em alguns casos resultou em empobrecimento do solo. Vegetações nativas convertidas em pastagens mal manejadas e com baixa produtividade, normalmente resultam em redução dos teores de C orgânico do solo (FUJISAKA et al., 1998), menor ciclagem de nutrientes (OLIVEIRA et al., 2004; SOUZA et al., 2008; VOLPE et al., 2008) e conseqüentemente redução da fertilidade do solo. O esgotamento da fertilidade química natural do solo e o manejo inadequado do rebanho estão entre as principais causas da perda de produtividade das pastagens e conseqüente degradação do solo e da forrageira (BARCELLOS et al., 2001). Já quando a pastagem foi implantada em solo de baixa fertilidade natural seguida de um manejo adequado da forrageira e do solo, de modo geral, observou-se melhoria da fertilidade do solo.

2.4.2 Conversão de vegetação nativa e de pastagens para lavouras

A implantação da sucessão de cultivos (soja/sorgo) por quatro anos em um Nitossolo Vermelho Eutrófico, anteriormente sob pastagem, reduziu a fertilidade do solo. A extração e exportação de nutrientes pela soja e sorgo somada às adubações deficitárias resultaram em redução do pH do solo, redução dos teores de P trocável, redução dos teores de bases trocáveis, aumento da acidez potencial, redução do C total do solo e conseqüentemente redução da CTC potencial e da saturação por bases. Foi realizado nessa propriedade estudo avaliando a resposta da soja à adubação fosfatada e potássica e não foram verificadas diferenças significativas entre as

áreas fertilizadas e não fertilizadas. Em função desses resultados, os responsáveis técnicos da fazenda reduziram os níveis de adubação da cultura da soja e indicaram ainda o cultivo do sorgo safrinha sem aplicação de fertilizantes. Tais atitudes associadas às baixas entradas de C via resíduos culturais resultaram no empobrecimento da fertilidade do solo.

Já a conversão de solos distróficos sob vegetação nativa com baixa fertilidade natural para sucessão de cultivos, tendo a soja como cultura principal, melhorou a fertilidade do solo em todas as áreas avaliadas. Estes resultados estão de acordo com outros estudos evidenciados na literatura. Estudo avaliando a conversão de Cerradão em sucessão de cultivos (soja/milho) observou que a aplicação de corretivos e fertilizantes para as culturas agrícolas altamente tecnificadas resultaram em enriquecimento da fertilidade do solo, principalmente quando a agricultura foi cultivada em SPD (CARVALHO et al., 2007).

2.4.3 Conversão de sucessão de cultivos para integração lavoura-pecuária

A implantação de sistemas de ILP em substituição às lavouras em sucessões de cultivos, ambos em SPD, não modificou significativamente os atributos químicos do solo. É importante salientar que as culturas implantadas tanto na sucessão de cultivos como nas áreas sob ILP receberam adubações semelhantes. Apesar das áreas sob ILP apresentarem um uso mais intensivo da terra, com maior extração de nutrientes em relação às sucessões de cultivo, não foi verificado empobrecimento da fertilidade do solo em nenhum dos casos avaliados. Provavelmente ocorreu um efeito sinérgico entre lavoura e pastagem. A pastagem forneceu maior conteúdo de C para solo, melhorando assim os atributos físicos e biológicos e por sua vez foi beneficiada pelos elevados níveis de fertilidade exigidos pelas culturas agrícolas altamente tecnificadas nos biomas Amazônia e Cerrado. Segundo Machado et al. (1998) o sistema de ILP pode ser definido como: “Sistema que integra as duas atividades objetivando maximizar racionalmente o uso da terra, de infra-estrutura e de mão-de-obra; diversificar e verticalizar a produção; minimizar custos; diluir riscos e agregar valor aos produtos, através de recursos e benefícios que uma atividade proporciona à outra”.

2.5 Conclusões

A conversão de um Nitossolo Vermelho Eutrófico sob vegetação nativa para pastagem de *Brachiaria brizantha* reduziu a fertilidade do solo.

O comportamento dos atributos químicos do solo após a conversão de vegetação nativa para pastagem depende do manejo do solo e da forrageira. Pastagem bem manejada aumenta a fertilidade do solo, enquanto pastagem mal manejada empobrece o solo.

Em solos de alta fertilidade natural, a maior extração de nutrientes somada a adubações deficitárias nas áreas de sucessão soja/sorgo resulta em empobrecimento da fertilidade do solo. Já em solos de baixa fertilidade natural, a implantação de cultivos somada à aplicação de fertilizantes e corretivos aumenta consideravelmente a fertilidade do solo.

A maior extração de nutrientes nas áreas sob ILP devido ao uso mais intensivo da terra não resulta em redução da fertilidade do solo em relação às áreas sob sucessão de cultivos.

Referências

BARCELLOS, A.O.; ANDRADE, R.P.; KARIA, C.T. Potencial e uso de leguminosas forrageiras dos gêneros *Stylosanthes, Arachis e Leucaena*. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGENS, 2001, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2001. p. 365-425.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 105-112, 1997.

BODDEY, R.M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 95, p. 97-109, 2007.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; GODINHO, V.; HERPIN, U. Changes of chemical properties in an Oxisol after clearing of native Cerrado vegetation for agricultural use in Vilhena, Rondonia State, Brazil. **Soil & Tillage Research,** Amsterdam, v. 96, p. 95-102, 2007.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; GODINHO, V.P.; HERPIN, U.; CERRI, C.C. Conversion of Cerrado into agricultural land in the south-western amazon: carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 233-241, 2009.

FUJISAKA, S.; CATILLA, C.; ESCOBAR, G.; RODRIGUES, V.; VENEKLAAS, E. J.; THOMAS, R.; FISHER, M. The effects of forest conversion on annual crops and pastures: Estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 69, p. 17-26, 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de solos:** estados. Disponível em: http://mapas.ibge.gov.br/solos/viewer.htm. Acesso em: 01 out. 2009.

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

LOPES, A.S. **Solos sob "Cerrado":** características, propriedades e manejo. Piracicaba: POTAFOS, 1983. 162 p.
MACHADO, L.A.Z.; SALTON, J.C.; PRIMAVESI, O.; FABRÍCIO, A.C.; KICHEL, A.N.; MACEDO, M.C.M.; ZIMMER, A.H.; GUIMARÃES, C.M. Integração lavoura-pecuária. In: SALTON, J.C.; HERNANI, L.C.; FONTES, C.Z. **Sistema de plantio direto:** o produtor pergunta, a Embrapa responde. Brasília: EMBRAPA, SPI, 1998. p. 217-232.

MAIA, S. M.F. **Estimativa das emissões de carbono do solo devido às mudanças no uso da terra em Rondônia e Mato Grosso.** 2009. 161 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MULLER, M.M.L.; GUIMARÃES, M.F.; DESJARDINS, T.; MITJA, D. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian Amazon: a case study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 279–288, 2004.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 539-579.

OLIVEIRA, O.C.; OLIVEIRA, I.P.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Chemical and biological indicators of decline/degradation of Brachiaria pasture in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 289-300, 2004.

PROBIO. **Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira.** 2004. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 12 set. 2009.

RAIJ, B.van. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral dos solos. **Bragantia**, Campinas, v. 28, n. 8, p. 85-112, 1969.

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

SERRÃO, E.A.S.; FALESI, I.C.; VEIGA, J.B.; TEIXEIRA NETO, J.F. Produtividade de pastagens cultivadas em solos de baixa fertilidade das áreas de floresta da Amazônia Brasileira. In: TERGAS, L.E., SANCHEZ, P.A., SERRÃO, E.A.S. **Produção de pastagens em solos ácidos dos trópicos.** Brasília: CIAT; Embrapa, 1982. p. 219–252.

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

SOUZA, G.S.; LIMA, J.S.S.; SILVA, S.A.; OLIVEIRA, R.B. Variabilidade espacial de atributos químicos em um Argissolo sob pastagem. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 30, n. 4, p.589-596, 2008.

SOUZA, Z.M.; ALVES, M.C. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distrófico de Cerrado sob diferentes usos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 133-139, 2003.

VOLKOFF, B. Organisations régionales de la couverture pédologique du Brésil. Chronologie des différenciations. **Cahiers Orstom - Serie Pedologie**, Bondy, v. 21, p. 236–255, 1984.

VOLPE, E.; MARCHETTI, M.E.; MACEDO, M.C.M.; ROSA JUNIOR, E.J. Renovação de pastagem degradada com calagem, adubação e leguminosa consorciada em Neossolo Quartzarênico. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 30, n. 1, p. 131-138, 2008.

3 IMPACTOS DE PASTAGENS, AGRICULTURA E SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NOS ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO

Resumo

Mudanças de uso da terra podem resultar em importante fonte ou dreno de carbono (C) da atmosfera, dependendo do manejo aplicado. Os mais importantes exemplos de mudança de uso da terra no Brasil são a conversão de vegetações nativas para pastagens e agricultura, conversão de pastagem para agricultura e mais recentemente a conversão de pastagem e agricultura para sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP). A implantação de sistemas de ILP propõe a incorporação estratégica de pastagem à agricultura de modo a beneficiar ambos. Em áreas de agricultura a implantação de sistemas de ILP tem como premissas básicas produzir forragem de qualidade para os animais no período da entressafra e ainda fornecer palha para conferir sustentabilidade ao sistema de plantio direto (SPD). O objetivo desse estudo foi avaliar as modificações nos estoques de C do solo nos principais processos de mudança de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado, e compará-los com a implantação de sistemas de ILP. Para efeito de comparações foram avaliadas áreas sob vegetação nativa, pastagens, sucessão de cultivos e ILP em diferentes condições edafoclimáticas nos biomas Amazônia e Cerrado. O presente estudo verificou que na conversão de vegetação nativa para pastagem o solo pode atuar como fonte ou dreno de CO_2 da atmosfera, dependendo do manejo aplicado. Pastagem não degradada em solo fértil acumulou 0,46 Mg C ha^{-1} ano^{-1}. Pastagem implantada em solo de baixa fertilidade natural emitiu C para atmosfera, com taxas de perda variando de 0,15 e 1,53 Mg ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para pastagem não degradada e degradada. Ao converter vegetação nativa para agricultura, mesmo cultivada sob SPD, resultou em perdas de C da ordem de 1,31 e 0,69 Mg ha^{-1} ano^{-1} em áreas implantadas à 6 e 21 anos, respectivamente. Já a conversão de uma pastagem não degradada para lavoura (soja/sorgo) emitiu em média 1,44 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}. A implantação de sistemas de ILP em áreas sob agricultura atuou como dreno de C da atmosfera, exibindo taxas de acúmulo variando de 0,82 a 2,58 Mg ha^{-1} ano^{-1}. A implantação de sistemas de ILP em áreas anteriormente cultivadas sob lavoura se mostrou uma excelente estratégia visando o acúmulo de C no solo e conseqüente redução da concentração de CO_2 na atmosfera. A magnitude do acúmulo de C no solo depende das culturas implantadas, das condições edafoclimáticas e ainda do tempo implantação do sistema de ILP.

Palavras-chave: Mudança do uso da terra; Estoques de carbono do solo; Amazônia; Cerrado; Integração lavoura-pecuária

IMPACT OF PASTURE, AGRICULTURE AND CROP-LIVESTOCK SYSTEMS ON SOIL CARBON STOCKS

Abstract

Changes in the land use can result in important sources or sinks of carbon (C) to/from the atmosphere, depending on the land use management. The most relevant examples of land use changes in Brazil are the conversion of native vegetation to pasture and agriculture, conversion of pasture to agriculture and, more recently, the conversion of pasture and agriculture to integrated crop-livestock systems (ICL). The implementation of ICL proposes the strategic incorporation of pasture to agriculture so as to benefit both. In agricultural areas the implementation of ICL presupposes the production of quality forage for animals between crops period and also to produce straw to facilitate the sustainability of no-tillage (NT). The objective of this study was to evaluate the modifications in soil C stocks resulting from the main processes of land use changes in Amazonia and Cerrado's biomes and to compare them with the implementation of ICL. For comparison purposes, areas under native vegetation, pastures, crop succession and ICL and considering different edapho-climatic conditions in Amazonia and Cerrado biomes were evaluated. This study demonstrated that in the conversion of native vegetation to pasture the soil can act either as a source or sink of atmospheric CO_2, depending on the land management applied. Non-degraded pasture under fertile soil showed a mean accumulation of 0.46 Mg $ha^{-1}year^{-1}$. Pastures implemented in naturally low-fertile soil released C to the atmosphere with loss rates ranging from 0.15 and 1.53 Mg ha^{-1} $year^{-1}$, respectively, for non-degraded and degraded pasture. The conversion of native vegetation to agriculture, even when cultivated under NT, resulted in C losses in the order of 1.31 and 0.69 Mg ha^{-1} in areas implemented for 6 and 21 years, respectively. The conversion of a non-degraded pasture to cropland (soybean/sorghum) released, in average, 1.44 Mg of C $ha^{-1}year^{-1}$. The implementation of ICL in agriculture areas acted always as a sink of C from the atmosphere with accumulation rates ranging from 0.82 to 2.58 Mg ha^{-1} $year^{-1}$. The application of ICL in areas formerly cultivated under crop succession can be strategic for soil C accumulation and, consequently, for reducing CO_2 concentration in the atmosphere. However, the magnitude of C accumulation in soil depends on the crops implemented, edapho-climatic conditions as well as the period of time under ICL.

Keywords: Land use change; Soil carbon stocks; Amazon; Cerrado; Crop-livestock system.

3.1 Introdução

O interesse crescente pelas conseqüências do aquecimento global devido ao aumento da emissão de gases do efeito estufa tem levado a comunidade científica a estudar mais intensamente o ciclo global do carbono (C) (FELLER; BERNOUX, 2008; LAL, 2008). O C orgânico do solo representa o maior reservatório terrestre de C contendo aproximadamente 1550 Pg (10^9 toneladas) (ESWARAN; VAN DEN BERG; REICH, 1993; LAL, 2004; LAL, 2008), o que equivale a mais de duas vezes a quantidade estocada na vegetação ou na atmosfera (CERRI, C.C. et al., 2006; ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2009).

Mudanças de uso e manejo do solo podem resultar em importante fonte ou dreno de C da atmosfera (BAKER et al., 2007, CERRI et al., 2009). Os mais importantes exemplos de mudança de uso da terra no Brasil são a conversão de ecossistemas nativos para pastagens (MORAES et al., 1996; FEARNSIDE; BARBOSA, 1998; CERRI et al., 1999) e para cultivo agrícola (BAYER et al., 2006; CARVALHO et al., 2009a; 2009b). O Brasil contém a maior fronteira agrícola mundial, localizada principalmente nos biomas Amazônia e Cerrado. Os biomas Amazônia e Cerrado correspondem a 400 e 200 milhões de hectares do território brasileiro, respectivamente (PROBIO, 2004), e podem ser considerados fonte ou dreno de C atmosférico, dependendo do uso e do manejo aplicado ao solo.

O efeito da conversão de ecossistemas nativos em pastagens nos estoques de C do solo, nos biomas Amazônia e Cerrado, têm apresentado resultados contrastantes dependendo do manejo aplicado à pastagem (MAIA et al., 2009). Em pastagens bem manejadas, diversos estudos têm demonstrado aumento dos estoques de C (MORAES et al., 1996; NEILL et al., 1997; BERNOUX et al., 1998; CERRI et al., 1999; CERRI et al., 2003, 2004; DESJARDINS et al., 2004; BUSTAMANTE et al., 2006; MAIA et al., 2009), enquanto outros têm verificado perdas de C do solo (FEARNSIDE; BARBOSA, 1998; HUGHES; KAUFFMAN; CUMMINGS, 2002).

A conversão de vegetação nativa em áreas sob cultivo agrícola é mais importante no bioma Cerrado, entretanto na ultima década observou-se avanço da agricultura no bioma Amazônia. Diversos estudos têm chegado à conclusão que a conversão de ecossistemas nativos (Floresta e Cerrado, por exemplo) em agricultura resulta em redução dos estoques de C do solo, principalmente em conseqüências das operações de cultivos do solo associada à baixa quantidade de resíduos adicionada ao solo (DAVIDSON; ACKERMAN, 1993; GUO; GIFFORD, 2002;

DIEKOW et al., 2009). Entretanto, estudos avaliando a conversão de ecossistemas nativos em agricultura sob sistema de plantio direto (SPD) com plantas de cobertura têm demonstrado não haver diferenças significativas e em alguns casos observaram aumento dos estoques de C no solo com esta prática (ROSCOE; BUURMAN, 2003; D'ANDREA et al., 2004; BAYER et al., 2006; BERNOUX et al., 2006; CARVALHO et al., 2009a). Apesar de haver muitas evidências de que o SPD geralmente aumenta os estoques de C do solo podendo chegar ao nível ou até superar o C estocado no solo sob vegetação nativa, existe estudos mostrando o contrário.

Estimativas indicam que 80 % da área de agricultura sob SPD nos biomas Amazônia e Cerrado tem a soja como cultura principal, e este percentual se mantém estável no tempo, então deduz-se que a utilização de rotação de culturas, ocorra no máximo em 20% da área (SALTON, 2005). O sucesso do SPD em regiões de clima tropical, tais como as do presente estudo, está relacionado com rotações de cultivos capazes de fornecer uma quantidade de cobertura vegetal que mantenha o solo coberto durante todo o ano. As sucessões de cultivo mais utilizadas nessa região, apesar de apresentarem diversos benefícios em relação aos sistemas de manejo baseados em cultivo convencional do solo (RESCK et al., 2000; BAYER et al., 2006; CARVALHO et al., 2007; 2009a; JANTALIA et al., 2007), vêm exibindo resultados insatisfatórios no que se refere a produção e manutenção de cobertura vegetal no solo durante todo o ano agrícola. Neste contexto, a incorporação estratégica de pastagens intercaladas com áreas de lavoura em sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) surge como uma real alternativa para conferir sustentabilidade à produção agrícola sob SPD e ainda aumentar os estoques de C no solo em regiões de clima tropical.

Os sistemas de ILP propõem a diversificação de atividades pela incorporação estratégica de pastagens à agricultura de modo a beneficiar ambos. Associando os níveis de fertilidade adequados do solo das áreas de lavoura altamente tecnificadas em SPD nos biomas Cerrado e Amazônia, com a alta capacidade das pastagens em estocar C no solo é previsível que resulte em aumentos nos estoques de C do solo e conseqüente redução de emissão de CO_2 para atmosfera. Apesar dos sistemas de ILP surgirem como uma das principais alternativas visando à sustentabilidade da agricultura em regiões de clima tropical, existem poucos estudos científicos sobre os benefícios deste sistema em relação à agricultura convencional, principalmente no que se referem à variação nos estoques de C do solo e emissão de CO_2 para atmosfera. O objetivo deste estudo foi avaliar as modificações nos estoques de C do solo, com este sistema inovador, e

com comparação com os principais processos tradicionais de mudança de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado. Foi avaliada a conversão de vegetação nativa (Floresta, Cerradão e Cerrado) para pastagens e agricultura, conversão de área de pastagem em agricultura, tal como a conversão de áreas sob agricultura para sistemas de ILP sob plantio direto.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Localização e escolha das áreas de estudo

A localização e escolha das áreas de estudo estão apresentadas no item 2.2.1.

3.2.2 Descrição detalhada das áreas avaliadas

No município de Chupinguaia, na Fazenda Juliana, a área de vegetação nativa avaliada foi classificada como Floresta Ombrófila Densa (VNju). No ano de 1994 foi realizado o desmatamento e queima da vegetação nativa e em seguida efetuou-se o plantio da pastagem de *Brachiaria brizantha* (PAju), sem a aplicação de corretivos e fertilizantes. Durante as coletas de solos realizadas em 2005 (PAju 11 anos) e 2009 (PAju 15 anos) a pastagem foi classificada de acordo com o grau de degradação, como não degradada. No ano de 2003, parte da área sob pastagem foi convertida em agricultura com a implantação da sucessão de cultivos soja/sorgo em SPD (SCju). Em 2005, essa área sob agricultura foi subdividida, onde uma parte se manteve em SCju e outra foi convertida em ILP, tendo ainda a cultura da soja como cultura principal em sucessão com a *Brachiaria ruziziensis* (ILPju). Nessas áreas sob cultivo agrícola foi realizado amostragem de solo em 2005 (SCju 2 anos e ILPju implantação) e em 2009 (SCju 6 anos e ILPju 4 anos). Nessa fazenda não foi necessário a aplicação de calcário nas áreas sob pastagem e cultivo agrícola devido à elevada saturação por bases e à baixa acidez do solo.

Em Santa Carmem, na Fazenda Dona Isabina, a área sob vegetação nativa avaliada é composta por uma vegetação intermediária entre Cerrado e Floresta e foi classificada como Cerradão (VNdi). O desmatamento e queima desse Cerradão foi realizado em 1996. Nesse mesmo ano foi realizado o plantio de *Brachiaria brizantha* em parte da área (PAdi), sem a aplicação de insumos. Nessa área, a coleta de solos foi realizada em 2006 (PAdi 10 anos) e em 2009 (PAdi 13 anos) e a pastagem foi avaliada e classificada como altamente degradada. Outra

parte dessa área desmatada em 1996 foi cultivada com a cultura do arroz em sistema de cultivo convencional por um ano, e em seguida foi implantada a cultura da soja em SPD (SCdi). Desde então, a área se manteve com a sucessão de cultivos soja/milho até o ano de 2009. A coleta de solos nessa área foi realizada em 2009 (SCdi 13 anos). No ano de 2005, esta área foi subdividida, de forma que uma parte continuou a ser cultivada em SCdi e outra parte foi convertida em sistemas de ILP. Foram implantados dois sistemas de ILP distintos (ILP1di e ILP2di). As amostragens de solos nessas áreas de ILP foram realizadas em 2007 (ILP1di 2 anos e ILP2di 2 anos) e 2009 (ILP1di 4 anos e ILP2di 4 anos). A descrição detalhada das rotações de cultivos realizadas nessas áreas sob ILP estão apresentadas na tabela 1.

Tabela 1 – Descrição das sucessões e rotações de cultivos nas áreas sob integração lavoura-pecuária em seus respectivos anos agrícolas

Ano agrícola	Chupinguaia, RO	Santa Carmem, MT		Montividiu, GO
	ILPju	ILP1di	ILP2di	ILPap
1999/00	-	-	-	Soja/Milho + *Brachiaria brizantha*
2000/01	-	-	-	Algodão/ Pousio
2001/02	-	-	-	Soja/ Milho + *Brachiaria brizantha*
2002/03	-	-	-	Algodão/ Pousio
2003/04	-	-	-	Soja/ Milho + *Brachiaria brizantha*
2004/05	-	-	-	Algodão/ Pousio
2005/06	Soja/*Brachiaria ruziziensis*	Soja/Sorgo + *Brachiaria ruziziensis*	Soja/Sorgo + *Brachiaria brizantha*	Soja/ Milho + *Brachiária brizantha*
2006/07	Soja/ *Brachiaria ruziziensis*	Soja/Milheto + *Brachiaria ruziziensis*	*Brachiaria brizantha*	Algodão/ Pousio
2007/08	Soja/ *Brachiaria ruziziensis*	Soja/ Milho + *Brachiaria ruziziensis*	*Brachiaria brizantha*	-
2008/09	Soja/ *Brachiaria ruziziensis*	Soja/ Milho + *Brachiaria ruziziensis*	Soja/ Milho + *Brachiaria ruziziensis*	-

Na terceira área de estudo, localizada na Agropecuária Peeters, no município de Montividiu, a vegetação nativa avaliada é composta de uma vegetação mais arbustiva, classificada como Cerrado *stricto sensu* (VNap). O desmatamento e queima desta vegetação nativa foi realizado em 1986. Em seguida foi realizado implantação da pastagem de *Brachiaria decumbens* (PAap) sem aplicação de insumos em uma parte da área. No ano de 2005 foram aplicadas 3 t ha^{-1} de calcário dolomítico nessa área. No momento da coleta de solo (ano de 2007) a pastagem foi classificada como não degradada. Em outra parte da área desmatada foi implantada agricultura. No primeiro ano de plantio foi cultivado arroz em sistema de cultivo

convencional. No ano seguinte foi realizado o plantio da soja. A soja se manteve como cultura principal em sucessão com milho, milheto ou pousio até 2007 (SCap). Em 1999, parte dessa área (SCap) foi convertida em ILP (ILPap) e se manteve com a mesma rotação de cultivos até o ano de 2007. A descrição da rotação de cultivos em ILPap está apresentada na tabela 1.

A descrição detalhada da vegetação nativa predominante, da caracterização climática, da caracterização química e granulométrica dos solos avaliados está apresentada na tabela 2.

Tabela 2 – Vegetação nativa predominante, caracterização climática e caracterização dos solos avaliados em Chupinguaia, Santa Carmem e Montividiu

Características gerais	Áreas em estudo												
	Chupinguaia, RO				Santa Carmem, MT					Montividiu, GO			
Vegetação nativa predominante	Floresta Ombrófila Densa				Cerrado – Subgrupo Cerradão					Cerrado – Subgrupo Cerrado Stricto Sensu			
Caracterização climática													
Classificação climática	Tropical úmido				Tropical úmido					Tropical úmido			
Precipitação anual média	2200 mm				2000 mm					1500-1800 mm			
Temperatura anual média	26º C				28º C					23º C			
Características do solo													
Classificação do Solo	Nitossolo Vermelho eutrófico				Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico					Latossolo Vermelho distrófico			
Textura do Solo (0-20 cm) [1]	Muito argiloso (610 g de argila kg^{-1})				Argiloso (520 g de argila kg^{-1})					Argiloso (560 g de argila kg^{-1})			
Variaveis de Fertilidade do solo (0-20 cm)	VNju	PAju	SCju	ILPju	VNdi	PAdi	SCdi	ILP1di	ILP2di	VNap	PAap	SCap	ILPap
pH $CaCl_2$	6,4	6,3	5,3	5,4	3,9	4,1	5,1	5,0	5,5	4,0	5,7	5,0	4,9
P (mg dm^{-3})	14,3	10,1	8,4	6,4	3,6	1,7	15,4	16,3	13,5	4,3	11,8	55,3	48,3
K ($mmol_c$ dm^{-3})	3,9	9,6	3,8	4,1	0,8	0,5	1,8	1,5	3,7	0,9	1,4	3,2	3,3
Ca ($mmol_c$ dm^{-3})	112,5	74,6	32,6	29,6	3,3	2,8	22,4	18,1	27,3	2,3	29,8	32,2	28,8
Mg ($mmol_c$ dm^{-3})	28,6	16,1	10,0	9,8	1,8	1,7	10,3	8,8	11,8	1,8	14,9	8,8	7,9
T ($mmol_c$ dm^{-3})	168,7	127,3	85,1	77,6	95,5	74,1	70,0	71,5	79,3	95,9	79,9	99,8	100,0
V (%)	83,6	77,7	53,2	53,8	5,6	6,7	49,1	38,1	51,3	5,0	55,4	42,8	38,6

[1] Média de cinco repetições do solo sob vegetação nativa em cada uma das áreas em estudo. VNju (Floresta), PAju (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCju (sucessão soja/sorgo), ILPju (ver tabela 1), VNdi (Cerradão), PAdi (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCdi (sucessão soja/milho), ILP1di e ILP2di (ver tabela 1), VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (ver tabela 1).

3.2.3 Amostragem de solos e análises químicas

As amostragens de solos foram realizadas em épocas distintas em cada uma das três áreas avaliadas. Em Chupinguaia as amostragens foram realizadas em julho de 2005 e fevereiro de 2009. Já em Santa Carmem coletou-se amostras de solo em janeiro de 2007 e março de 2009. Em Montividiu a amostragem foi realizada em março de 2007.

A amostragem de solos foi realizada considerando delineamento inteiramente casualisado para cada um dos estudos de caso. Foram coletadas amostras de solo em cinco trincheiras em cada área, avaliando as camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm. Foram coletadas amostras de solo para quantificação de teores de C total, composição isotópica do C do solo, densidade do solo, além de amostras para caracterização química e física do solo. Para determinação da densidade do solo foram coletadas amostras indeformadas de solo usando um cilindro de aço inox (5 x 5 cm). Nas camadas de solo 10-20 e 20-30 cm a amostragem foi realizada na porção média da camada.

As amostras de solo foram secas em estufa à 30º C, passadas em peneiras de 2 mm. Em seguida, parte dessa amostra de solo foi moída e passada em peneira de 100 mesh (0,150 mm) para determinação do teor de C total e composição isotópica do C do solo. A determinação do teor de C total do solo foi realizada por combustão a seco de acordo com Nelson e Sommers (1982) usando um Carbon Analyzer – LECO® CN-2000. Para a determinação da composição isotópica do C foram utilizadas apenas as amostras de solo coletadas em julho de 2005, janeiro de 2007 e março de 2007, respectivamente para Chupinguaia, Santa Carmem e Montividiu. A razão isotópica $^{13}C/^{12}C$ do solo foi determinada a partir da liberação de CO_2 devido a combustão a 550º C, em tubos pirex selados, na presença de CuO, no analisador elementar Carbo Erba EA-110. Os gases gerados nessa combustão foram separados por cromatografia gasosa e, carreados por fluxo contínuo até o espectrômetro de massa Finnigam Delta Plus no Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA/USP). Os valores foram calculados em unidade delta por mil (‰).

3.2.4 Cálculo dos estoques de carbono do solo

Para cada camada de solo amostrada (0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade) calculou-se os estoques (em Mg ha^{-1}), multiplicando a concentração de C (em %) pela densidade

aparente do solo (g cm^{-3}) e pela espessura da camada (cm). Vale ressaltar que as frações maiores que 2 mm foram insignificantes nos solos avaliados. Como as amostras foram coletadas no campo sempre em camadas fixas, pode-se incorrer em erros na interpretação dos estoques de C, em razão de variação nos valores de densidade do solo devido à mudança de uso da terra (MORAES et al., 1996). Portanto, os estoques foram corrigidos para cada área avaliada usando-se como referencia a massa de solo equivalente à camada 30 cm do solo sob vegetação nativa (referência) de acordo com a seqüência de cálculo que corrige a equivalência de massa total de solo (DAVIDSON; ACKERMAN, 1993; VELDKAMP, 1994; ELLER; BETTANY, 1996; ELLERT; JANZEN; ENTZ, 2002).

3.2.5 Estimativas da origem do carbono do solo

A origem fotossintética do C do solo foi avaliada pela contribuição do tipo de vegetação (C3 ou C4) no estoque de C em todas as camadas de solo. As quantidades de C oriundas de plantas C3 e C4 foram calculadas a partir dos estoques de C do solo, composição isotópica do C na camada de solo e da composição isotópica das vegetações C3 e C4 predominante em cada uma das áreas, conforme detalhado por Bernoux et al. (1998b).

$$\delta^{13}Ct \times Ct = \delta^{13}C3 \times C3 + \delta^{13}C4 \times C4$$

Sendo:

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

Ct = C total do solo;

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

C3 = C do solo proveniente das plantas C3

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

C4 = C do solo proveniente das plantas C4;

Os valores de $\delta^{13}C$ das plantas do local (C3 e C4) foram obtidos na literatura relatando estudos realizados nas mesmas regiões e com as mesmas espécies de plantas ou associações (caso da vegetação nativa) avaliadas no presente estudo. Para a região de Chupinguaia, área típica de Floresta Amazônica os valores de $\delta^{13}C$ foram obtidos em Moraes et al. (1996). Em Santa

Carmem, onde a vegetação nativa típica foi classificada como Cerradão foram utilizados resultados observados por Perrin (2003) no município de Sinop. Em Montividiu, região típica de Cerrado *stricto sensu*, os valores $\delta\ ^{13}C$ das plantas C3 e C4 utilizados para o cálculo nesse estudo foram obtidos em Roscoe et al. (2000).

3.2.6 Analises estatísticas dos dados

A análise estatística dos dados foi realizada considerando um delineamento inteiramente casualizado, com cinco pseudo-repetições em cada uma das áreas avaliadas. Dentro de cada uma das propriedades avaliadas, as áreas estão sob as mesmas condições topográficas e edafoclimáticas, diferindo apenas no uso da terra. Os resultados de densidade do solo, teores de C e estoques de C do solo foram submetidos á analise de variância (ANOVA).

Foi aplicado um teste de Tukey ($p<0,05$) para comparação das médias entre as áreas avaliadas dentro de cada estudo de caso. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando programa SAS (versão 6).

3.3 Resultados

3.3.1 Densidade do Solo

Considerando a densidade média para a camada de 0-30 cm de solo, os valores foram de 0,98; 0,93 e 0,85 g cm^{-3}, respectivamente para Floresta (VNju), Cerradão (VNdi) e Cerrado *stricto sensu* (VNap). A mudança do uso da terra alterou os valores de densidade do solo nas três áreas avaliadas (Tabela 3). As densidades nas áreas sob cultivo e pastagem, foram superiores em 14, 21 e 15 %, respectivamente para os solos sob vegetação nativa em Chupinguaia, Santa Carmem e Montividiu (média dos usos da terra e profundidades). Em Chupinguaia, de modo geral, maior densidade do solo ($p<0,05$) foi associada às áreas sob cultivo agrícola (SCju e ILPju) e menor em VNdi. Nas áreas avaliadas em Santa Carmem, as diferenças na densidade foram menos acentuadas entre VNdi e áreas sob pastagem e agricultura. VNdi exibiu menor densidade do solo em todo perfil, apesar de não haver diferenças significativas em alguns casos. Em Montividiu, GO, observou-se, de modo geral, menores valores de densidade, tanto em VNap como nas áreas sob pastagem e cultivo agrícola em relação à outras duas áreas anteriores.

Tabela 3 - Densidade do solo (g cm^{-3}) nas respectivas camadas de solo em Chupinguaia, Santa Carmem, Montividiu. Valores representam média de cinco repetições. Médias na linha seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 %

Chupinguaia, RO							
Camada de solo (cm)	VNju	PAju		SCju		ILPju	
		11 anos	15 anos	2 anos	6 anos	Início	4 anos
0-5	0,82 d	1,00 bcd	0,91 cd	1,29 a	1,13 abc	1,17 ab	1,19 ab
5-10	1,00 b	0,98 b	1,04 b	1,32 a	1,17 ab	1,25 a	1,25 a
10-20	1,01 b	1,02 b	1,01 b	1,19 ab	1,16 ab	1,34 a	1,12 ab
20-30	1,02 c	1,06 abc	1,05 bc	1,07 abc	1,07 abc	1,25 a	1,23 ab

Santa Carmem, MT								
Camada de solo (cm)	VNdi	PAdi		SCdi	ILP1di		ILP2di	
		10 anos	13 anos	13 anos	2 anos	4 anos	2 anos	4 anos
0-5	0,84 c	1,15 a	1,09 ab	1,14 a	0,94 bc	1,03 ab	1,02 ab	1,08 ab
5-10	0,90 c	1,08 ab	1,08 ab	1,12 ab	1,00 bc	1,14 ab	1,05 ab	1,16 a
10-20	0,93 b	1,06 ab	1,11 a	1,10 a	1,05 ab	1,06 ab	1,06 ab	1,06 ab
20-30	0,99 a	1,01 a	1,06 a	1,01 a	1,07 a	1,09 a	1,06 a	1,06 a

Montividiu, GO				
Camada de solo (cm)	VNap	PAap	SCap	ILPap
0-5	0,81 c	0,97 ab	1,01 a	0,85 bc
5-10	0,89 a	0,98 a	0,99 a	0,97 a
10-20	0,88 b	1,01 a	0,95 ab	1,01 a
20-30	0,81 b	0,98 a	0,96 a	0,99 a

VNju (Floresta), PAju (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCju (sucessão soja/sorgo), ILPju (ver tabela 1), VNdi (Cerradão), PAdi (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCdi (sucessão soja/milho), ILP1di e ILP2di (ver tabela 1), VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (ver tabela 1).

3.3.2 Teores de carbono do solo

Para todas as áreas e usos do solo, os perfis apresentaram uma acentuada diminuição do teor de C com a profundidade como é comumente observado em diversos estudos na literatura (SÁ et al., 2001; BAYER et al., 2006; CARVALHO et al., 2009a). Os maiores teores de C no solo em Chupinguaia, de modo geral, foram observados nas áreas sob pastagem e vegetação nativa. Em 2005, a área sob pastagem durante 11 anos (PAju 11) apresentou maiores teores de C em relação as áreas de SCju e ILPju, em todas as camadas de solo avaliadas (Figura 1). Em VNju observou-se maior conteúdo de C no solo apenas na camada de 0-5 cm. Não foram observadas diferenças significativas entre os teores de C entre VNju e PAju.

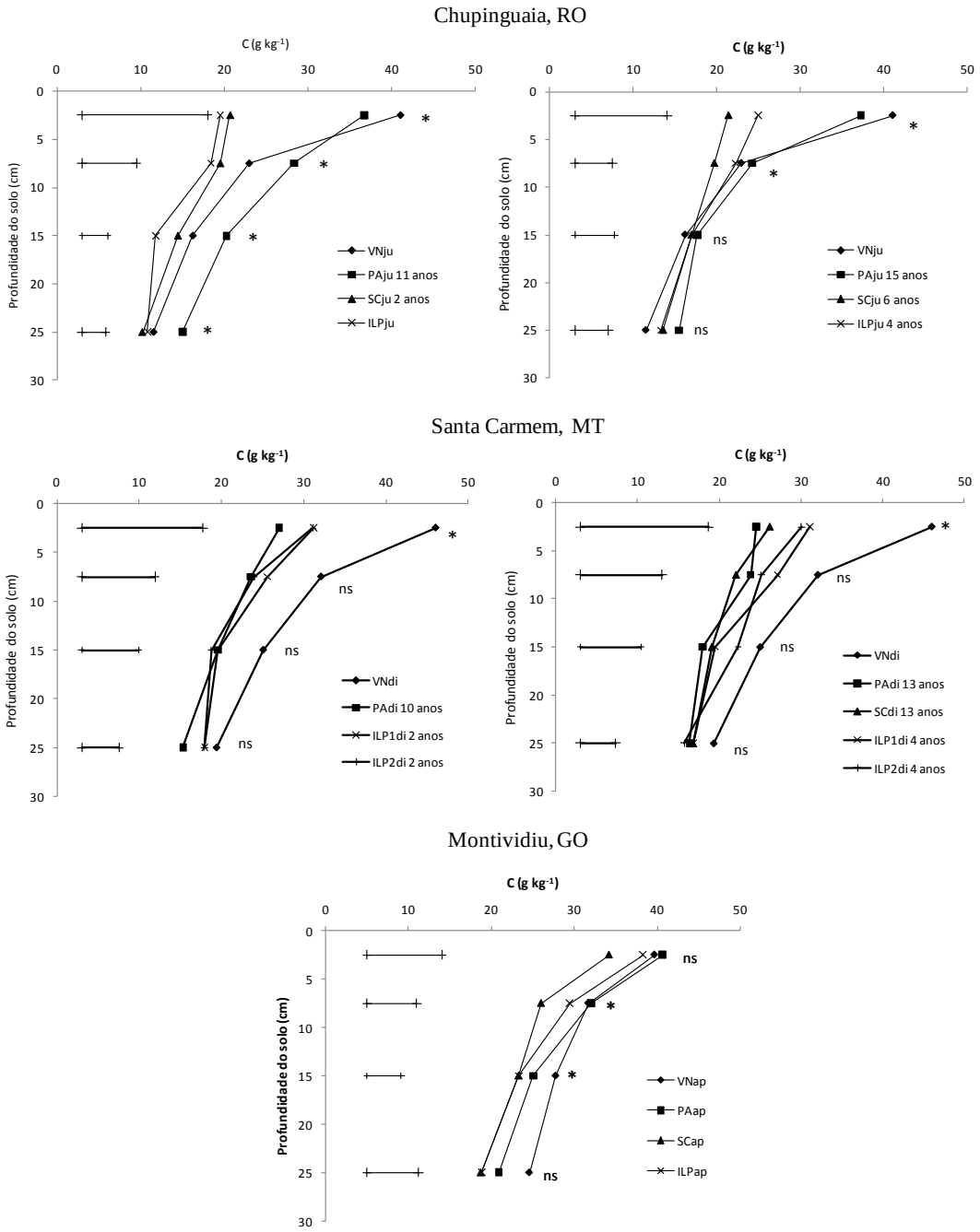

Figura 1 - Teores de carbono no solo (g kg^{-1}) nas respectivas camadas de solo em Chupinguaia, Santa Carmem e Montividiu. Valores representam média de cinco repetições.* representa diferenças significativas pelo teste de Tukey ao nível de 5 %. ns representa diferenças não significativas. Barras se referem à diferença mínima significativa entre os dados. VNju (Floresta), PAju (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCju (sucessão soja/sorgo), ILPju (ver tabela 1), VNdi (Cerradão), PAdi (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCdi (sucessão soja/milho), ILP1di e ILP2di (ver tabela 1), VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (ver tabela 1)

Em concordância com a primeira amostragem, na segunda coleta de solos, quatro anos depois, não foram observadas diferenças significativas entre VNju e PAju 15 anos. Os teores de C foram maiores em PAju e ILPju apenas nas camadas superficiais (0-5, 5-10 cm). Apesar de não ter sido verificada diferença significativa, após quatro anos de implantação da ILP é observada uma clara tendência de aumento nos teores de C no solo em relação à área sob sucessão de cultivos (SCju 6 anos).

Já em Santa Carmem, estado de Mato Grosso, nas duas épocas amostradas, os teores de C no solo foram maiores em VNdi. Entretanto, esta diferença foi significativa ($p<0,05$) apenas na camada de solo mais superficial (0-5 cm). Em Montividiu, não foram observadas diferenças significativas na camada de 0-5 cm de solo. As diferenças ficaram restritas as camadas de 5-10 e 10-20 cm. Na camada de 5-10 cm os teores de C foram maiores em VNap e PAap em relação à SCap, enquanto que na camada de 10-20 cm maior conteúdo de C foi verificado em VNap em relação as áreas de agricultura (SCap e ILPap).

3.3.3 Estoques de carbono do solo

Os estoques de C nas respectivas camadas de solos e em todas as áreas avaliadas estão apresentados na tabela 4. Na camada mais superficial do Nitossolo Vermelho Eutrófico em Chupinguaia, RO, foram verificadas diferenças significativas entre os estoques de C no solo. Os maiores estoques de C no solo, de modo geral, foram verificados nas áreas de pastagem (PAju) e vegetação nativa (VNju). Menores estoques de C no solo foram obtidos em SCju 6 anos e na área sob ILPju no momento da implantação do sistema. Considerando a camada de 5-10 cm, o solo sob ILPju 4 anos apresentou maior estoque de C em relação à SCju 6 anos e ILPju início. Na camada de 10-20 cm de solo não foram verificadas diferenças significativas entre áreas avaliadas. Na camada de 20-30 cm os menores estoques de C foram observados em SCju 2 anos.

Quando avaliou-se a camada de solo equivalente a 30 cm de solo sob Floresta (VNju), foram observadas diferenças significativas entre os estoques de C do solo. Os maiores estoques de C do solo foram obtidos em PAju 11 anos, ILPju 4 anos e PAju 15 anos, enquanto que os menores foram observados em SCju 2 anos e ILPju no momento da implantação.

O solo sob Cerradão (VNdi) exibiu tendência de maior estoque de C em relação aos demais usos da terra avaliados em Santa Carmem. Na camada superficial de solo (0-5 cm) o

maior teor de C foi verificado em VNdi e os menores em PAdi 13 anos, SCdi 13anos e ILP1di 2 anos. Nas camadas de 5-10 e 10-20 cm não foram verificadas diferenças significativas. Já na camada de 20-30 cm, com exceção de ILP2di 2 anos, VNdi exibiu o maior estoque de C no solo. Apesar de apresentar menor estoque de C em relação à VNdi, a área sob ILP2di 4 anos, a qual teve a soja e a *Braquiária brizantha* como culturas principais (ver tabela 1), exibiu maiores estoques de C no solo dentre as áreas que passaram por mudança do uso da terra. De modo geral, observou-se tendência de aumento dos estoques de C no solo com o tempo de implantação dos sistemas de ILP.

Tabela 4 - Estoques de carbono no solo (Mg ha^{-1}) nas respectivas camadas de solo em Chupinguaia, Santa Carmem e Montividiu. Valores representam média de cinco repetições. Médias na linha seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 %

Chupinguaia, RO (Mg ha^{-1})							
Camada de solo (cm)	VNju	PAju		SCju		ILPju	
		11 anos	15 anos	2 anos	6 anos	Início	4 anos
0-5	16,9 ab	19,6 a	16,6 ab	14,2 bc	12,1 c	11,4 c	14,8 bc
5-10	11,5 ab	12,7 ab	12,5 ab	12,2 ab	10,9 b	10,8 b	13,9 a
10-20	16,1 a	19,1 a	17,8 a	16,7 a	19,9 a	17,2 a	19,3 a
20-30	11,8 ab	14,4 a	14,3 a	6,1 b	10,6 ab	10,6 ab	13,5 a
0 – 30	**56,3 bcd**	**65,8 a**	**61,2 abc**	**49,2 d**	**53,4 cd**	**50,1 d**	**61,4 ab**

Santa Carmem, MT (Mg ha^{-1})								
Camada de solo (cm)	VNdi	PAdi		SCdi	ILP1di		ILP2di	
		10 anos	13 anos	13 anos	2 anos	4 anos	2 anos	4 anos
0-5	19,0 a	15,5 ab	13,3 b	14,9 b	14,3 b	16,1 ab	15,8 ab	16,2 ab
5-10	14,4 a	12,8 a	12,8 a	12,4 a	12,7 a	15,4 a	12,5 a	14,5 a
10-20	23,2 a	20,8 a	20,0 a	21,1 a	20,7 a	20,8 a	19,8 a	23,5 a
20-30	17,5 a	8,1 b	8,2 b	8,0 b	10,4 b	9,2 b	11,0 ab	8,6 b
0 – 30	**74,1 a**	**57,1 cd**	**54,3 d**	**56,4 cd**	**59,3 bcd**	**61,5 bc**	**59,1 bcd**	**62,8 b**

Montividiu, GO (Mg ha^{-1})				
Camada de solo (cm)	VNap	PAap	SCap	ILPap
0-5	17,4 ab	19,8 a	15,7 b	15,5 b
5-10	14,0 a	15,7 a	12,7 a	13,3 a
10-20	24,4 a	25,2 a	21,7 a	23,2 a
20-30	19,6 a	11,6 b	10,8 b	21,0 a
0 – 30	**75,4 a**	**72,3 a**	**60,9 b**	**73,0 a**

VNju (Floresta), PAju (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCju (sucessão soja/sorgo), ILPju (ver tabela 1), VNdi (Cerradão), PAdi (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCdi (sucessão soja/milho), ILP1di e ILP2di (ver tabela 1), VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (ver tabela 1).

Na Agropecuária Peeters, em Montividiu, GO, onde a mudança de uso da terra é mais antiga, observou-se diferenças significativas nos estoques de C do solo ($p<0,05$). Na camada superficial de solo (0-5 cm) maior estoque foi observado no solo sob pastagem (PAap) e menores nas áreas sob cultivo agrícola (SCap e ILPap). Nas camadas de 5-10 e 10-20 cm de solo não foram verificadas diferenças significativas entre os usos da terra avaliados. Já na camada de 20-30 cm, os maiores estoques de C foram observados em VNap e ILPap. Quando se avaliou a camada de 0-30 de solo, verificou-se menor estoque de C em SCap ($p<0,05$). Entre as demais situações não foram verificadas diferenças significativas.

3.3.4 Variação isotópica do carbono do solo

Os valores de $\delta^{13}C$ foram menores no solo sob Floresta em Chupinguaia, variando de -27,8 a -25,8 ‰, respectivamente para as camadas de 0-5 e 20-30 cm (Tabela 5). A maior presença de plantas C4 nas áreas sob pastagens e agricultura influenciou nos valores de $\delta^{13}C$ do solo. Após um ano de implantação de ILP já foi possível verificar diferença nos valores de $\delta^{13}C$ quando comparado com SCju. Os valores em ILPju variaram de -22,5 a -21,5 ‰, enquanto que em SCju os valores foram menores variando de -23,9 a -23,0 ‰, o que provavelmente está relacionado com grande quantidade de material vegetal adicionado ao solo pela *Brachiaria ruziziensis* em ILPju. Os valores de $\delta^{13}C$ em PAju variaram de -22,7 a -20,5 ‰. As maiores variações de $\delta^{13}C$ foram observadas na camada mais superficial, a qual é mais influenciada pela entrada de material orgânico.

O $\delta^{13}C$ no solo sob Cerradão (VNdi) foi similar ao observado em VNju, variando de -28,0 a -25,0 ‰ nas camadas avaliadas. Foram observadas diferenças nas variações isotópicas de C apenas até 20 cm de profundidade, abaixo houve uma tendência dos valores se igualarem. Em PAdi o $\delta^{13}C$ do solo variou de -24,4 a -22,3 ‰. Já nas áreas sob ILP os valores variaram de -24,7 a -21,9 ‰.

O processo de mudança de uso da terra na região de Cerrado *stricto sensu* resultou modificação dos valores de $\delta^{13}C$ do solo. Os menores valores de $\delta^{13}C$ foram observados na área sob vegetação nativa (VNap), variando de -21,9 a -18,3 ‰. A presença de *Brachiaria decumbens* por 21 anos aumentou consideravelmente os valores de $\delta^{13}C$ no solo em PAap, situando os

valores entre -16,7 a -14,9 ‰ em todo o perfil do solo avaliado. Em SCap os valores de $\delta^{13}C$ do solo variaram de -15,5 a -12,9 ‰. Na área sob ILP os valores de $\delta^{13}C$ variaram de -19,1 a -15,7 ‰ e este foram menores em relação à PAap na camada mais superficial do solo (0-5 e 5-10 cm) e menor que os observados em todas as camadas de solo em SCap.

Tabela 5 - Valores de $\delta^{13}C$ do solo (‰) nas respectivas camadas de solo em Chupinguaia, Santa Carmem e Montividiu. Valores representam média de cinco repetições

Chupinguaia, RO				
Camada de solo (cm)	Vnju	PAju	SCju	ILPju
0-5	-27,8 ± 0,8	-20,5 ± 3,0	-23,0 ± 0,3	-21,5 ± 0,7
5-10	-26,6 ± 0,5	-21,7 ± 1,5	-23,0 ± 0,3	-21,9 ± 0,5
10-20	-26,2 ± 0,4	-22,5 ± 1,0	-23,5 ± 0,3	-22,3 ± 1,1
20-30	-25,8 ± 0,3	-22,7 ± 0,6	-23,9 ± 0,2	-22,5 ± 1,3

Santa Carmem, MT					
Camada de solo (cm)	VNdi	PAdi	SCdi	ILP1di	ILP2di
0-5	-28,0 ± 0,6	-22,3 ± 0,7	-21,6 ± 0,4	-21,9 ± 0,8	-23,6 ± 3,8
5-10	-27,3 ± 0,1	-23,9 ± 0,7	-22,1 ± 1,1	-23,1 ± 1,1	-22,3 ± 0,8
10-20	-26,7 ± 0,4	-23,9 ±0,7	-23,2 ± 0,2	-24,7 ± 0,2	-24,0 ± 0,9
20-30	-25,0 ± 1,8	-24,4 ± 0,2	-24,1 ± 0,3	-24,6 ± 0,3	-24,6 ± 0.2

Montividiu, GO				
Camada de solo (cm)	Vnap	PAap	SCap	ILPap
0-5	-21,9 ±1,8	-14,9 ± 0,2	-15,6 ± 2,1	-19,1 ± 0,3
5-10	-19,6 ± 1,8	-16,1 ± 0,6	-15,5 ± 1,3	-18,3 ± 1,1
10-20	-18,8 ± 0,2	-16,7 ± 0,7	-14,4 ± 0,1	-17,1 ± 0,1
20-30	-18,3 ± 0,1	-16,2 ± 0,7	-12,9 ± 0,5	-15,7 ± 0,1

VNju (Floresta), PAju (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCju (sucessão soja/sorgo), ILPju (ver tabela 1), VNdi (Cerradão), PAdi (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCdi (sucessão soja/milho), ILP1di e ILP2di (ver tabela 1), VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (ver tabela 1)

3.4 Discussão

3.4.1 Densidade do solo

A densidade do solo é dependente da textura, do conteúdo de matéria orgânica e da estrutura do solo (RAWLS, 1983). Os valores de densidade média na camada de 0-30 cm observados nos solos sob vegetação nativa variaram de 0,85 a 0,98 g cm^{-3}, e estão de acordo com

outros estudos da literatura para solos argilosos. Carvalho et al., (2009b) observou densidade de 0,77 g cm^{-3} para um Latossolo Distrófico argiloso sob Cerradão em Rondônia. Densidade média de 0,93 g dm^{-3} foi observada para um Latossolo Eutrófico argiloso sob Cerradão em Goiás (ROSA; OLSZEVSKI; MENDONÇA, 2003). Bayer et al. (2006) avaliando a camada de 0-20 cm de um solo argiloso sob Cerrado no Mato Grosso do Sul, observaram densidade de 0,98 g cm^{-3}, enquanto que Resck et al. (2000) obtiveram em um Latossolo sob Cerrado *stricto sensu* densidade de 0,97 g cm^{-3} na camada de 30 cm de solo. Em concordância com os dados observados nesse estudo, aumento da densidade do solo após mudança do uso da terra tem sido observado em vários Latossolos nos biomas Amazônia e Cerrado, tanto em solos sob pastagens (MORAES et al., 1996; BALBINO et al., 2004; LEÃO et al.,2004), como em cultivo agrícola (TORMENA; SILVA; LIBARDI,1999; JANTALIA et al., 2007; CARVALHO et al., 2009b). Balbino et al. (2002) interpretaram o aumento da densidade em Latossolos como resultado da redução da microagregação do solo quando a vegetação nativa é substituída por pastagens e agricultura sob SPD.

3.4.2 Teores de carbono do solo

A variação dos teores de C no solo após a conversão de vegetação nativa para pastagem foi altamente influenciada pelo manejo da forrageira. Lilienfein et al (2003), ao compararem pastagens de *Brachiaria decumbens*, degradadas e não degradadas verificaram que os teores de C na camada de 0 a 15 cm de solo foram de 22 e 27 g kg^{-1}, respectivamente. Nas pastagens que não apresentavam características de degradação (PAju e PAap), os teores de C foram semelhantes ou até superiores àqueles observados no solo sob vegetação nativa. Já quando a pastagem estava com elevado grau de degradação (PAdi) os teores foram significativamente inferiores aos da vegetação nativa.

Redução nos teores de C do solo após a conversão de vegetação nativa para agricultura, com a sucessão de cultivos (soja/milho, milheto, sorgo ou pousio) foi claramente evidenciada neste estudo. Outros estudos da literatura têm relatado a mesma tendência, independente se os solos estão sob SPD ou cultivo convencional (GUO; GIFFORD, 2002; DIEKOW, 2009). Por outro lado, Carvalho et al. (2007) observaram teores semelhantes de C no solo ao compararem Cerradão e a sucessão de culturas soja/milho em SPD. Já Bayer et al. (2006) obtiveram maiores

teores de C no solo sob lavoura em SPD na camada superficial (0-5 cm), abaixo dessa camada não verificaram diferenças significativas.

A conversão de áreas sob sucessão de cultivos para ILP, apesar de não apresentarem diferenças significativas, exibiu tendência de aumento dos teores de C nas camadas superficiais do solo em todas as áreas avaliadas. Fabrício e Salton (1999) observaram aumento nos teores de C do solo de 30 para 40 g kg^{-1} na camada 0 a 5 cm de solo, após três anos de implantação de sistemas de ILP (um ano de lavoura e dois anos de pastagem). De acordo com Kluthcouski, Stone e Aidar (2006), a utilização de *Brachiarias spp* em ILP, seja em consorciação, sucessão ou rotação com culturas anuais minimiza a degradação do solo e resulta em aumento dos teores de C do solo.

3.4.3 Estoques de carbono do solo

3.4.3.1 Conversão de vegetação nativa para pastagens

As variações nos estoques de C do solo após a conversão de vegetação nativa para pastagem estão de acordo com outros estudos observados na literatura (CONANT; PAUSTIAN; ELLIOT, 2001; DESJARDINS et al., 2004; MAIA et al., 2009). Foi observado comportamento distinto do C do solo em áreas de pastagens degradadas e não degradadas. Pastagem não degradada em um solo de alta fertilidade, por 15 anos (PAju 15 anos) resultou em aumento dos estoques de C no solo, acumulando uma taxa média de 0,44 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ (Figura 2). Já quando a pastagem foi cultivada em solo com baixa fertilidade natural, após 21 anos de implantação em área anteriormente sob Cerrado, observou-se redução de 0,15 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ nos estoques de C no solo. Roscoe et al. (2001) não observaram diferenças significativas nos estoques de C entre Cerrado e pastagem de *Brachiaria spp* com 23 anos de implantação em um Latossolo argiloso. Por outro lado, Corazza et al., (1999) ao avaliar o efeito de 18 anos da conversão de áreas sob Cerrado em pastagem de *Brachiaria decumbens* em Latossolo observaram acúmulo de 0,13 Mg C ha^{-1} ano^{-1}. Quando se avaliou a implantação da pastagem em um solo com baixa fertilidade natural, anteriormente sob Cerradão e seguida de um manejo inadequado da forrageira por 13 anos, observou-se redução de 1,53 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ nos estoques de C do solo. O grau de degradação da pastagem pode variar de moderada a alta, e é plausível que perdas de C variem de acordo com este grau de degradação (MAIA et al., 2009). Pastagem degradada em solos com baixos níveis de

fertilidade resulta em baixa produção de biomassa, baixa entrada de material orgânico no solo e conseqüentemente em redução dos estoques de C do solo (SILVA et al., 2004). Por outro lado, Cerri, C.E.P et al. (2006) avaliando dados da literatura relataram que aproximadamente dois terços das pastagens aumentaram os estoques de C no solo em relação a vegetação nativa na Amazônia. Acúmulos de C no solo na ordem de 2,7 a 6,0 Mg ha^{-1} ano^{-1} tem sido relatados em pastagens bem manejadas na região amazônica (MORAES et al., 1996; NEILL et al., 1997; BERNOUX et al., 1998; CERRI, C.C. et al., 1999; CERRI, C.E.P. et al., 2003). Para o bioma Cerrado, Bustamante et al. (2006) em uma compilação de dados observou que a conversão de vegetação nativa para pastagem, em média, acumula no solo 1,3 Mg ha^{-1} ano^{-1} de C, com amplitude de -0,9 a 3,0 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Os autores associaram tal discrepância nos resultados ao manejo do solo e da forrageira. Muitos resultados divergentes têm sido observados para pastagens degradadas. O fato de pastagens degradadas às vezes não apresentarem redução nos estoques de C do solo pode estar relacionado com a grande quantidade de biomassa radicular presente nos solos sob pastagens e ainda com fatores tais como, a grande subjetividade quando se classifica a pastagem como degradada ou não degradada (MAIA et al., 2009). Maia et al. (2009) avaliaram 63 áreas sob pastagens nos biomas Amazônia e Cerrado, mais especificamente nos estados de Mato Grosso e Rondônia. Os autores observaram que as variações dos estoques de C do solo após a conversão de vegetação nativa em pastagem é influenciada pelo manejo da forrageira, manejo do solo e ainda pelo tipo de solo. Em pastagens degradadas observaram perdas de 0,28 Mg C $ha^{-1}ano^{-1}$. Para pastagens não degradadas os autores observaram taxa de perda de C de 0,03 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ em Latossolos e acúmulo de 0,72 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ em outros solos (grande maioria composta por Ultissolos). Os autores associaram a grande discrepância nos resultados para estes dois solos, os quais apresentam características químicas e mineralógicas bastante semelhantes, ao gradiente textural observado nos Ultissolos. O gradiente textural nos Ultissolos tem papel importante na retenção de água no solo (GAISER; GRAEF; CORDEIRO, 2000), no acúmulo de base trocáveis (NUMATA et al., 2007), resultando em maior crescimento da forrageira, maior produção de biomassa e conseqüentemente acúmulo de C no solo (MAIA et al., 2009).

3.4.3.2 Conversão de vegetação nativa e pastagens para agricultura

A conversão de vegetação nativa para agricultura é conhecida por reduzir os estoques de C no solo, entretanto a magnitude destas perdas depende das práticas de manejo, das plantas cultivadas (BAYER et al., 2006; DOLAN et al., 2006) e da intensidade de cultivos. Neste estudo avaliou-se a conversão de Cerradão, Cerrado e pastagem de *Brachiaria brizantha* para lavoura em sucessão de cultivos sob SPD nos biomas Amazônia e Cerrado. Apesar das áreas de lavoura (SCju, SCdi e SCap) estarem cultivadas em SPD, foi verificado perdas significativas de C em todas as áreas avaliadas (Figura 2). A conversão de um Nitossolo Eutrófico sob pastagem de *Brachiaria brizantha* para a agricultura (SCju) durante seis anos, reduziu o estoque de C do solo a uma taxa de 1,31 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$. Após 13 anos de conversão do Cerradão para a agricultura (SCdi) foi observado perda média anual de 1,44 Mg C ha^{-1}. Quando avaliou-se a conversão de um Cerrado *stricto sensu* para sucessão de cultivos (soja/milho, milheto ou pousio) por 21 anos obtiveram-se perdas de 0,69 Mg C $ha^{-1}ano^{-1}$. Por outro lado, diversos estudos conduzidos nos biomas Amazônia e Cerrado não observaram perdas de C do solo após a conversão de vegetação nativa em agricultura sob SPD (ROSCOE; BUURMAN, 2003; D'ANDREA et al., 2004; BAYER et al., 2006; CARVALHO et al., 2009a). A discrepância entre os resultados tem sido atribuída aos sistemas de manejo, à rotação de cultivos, a intensidade de cultivos e ainda a algumas características inerentes ao solo (por exemplo: textura e mineralogia).

Nas últimas décadas diversos estudos no Brasil têm evidenciado os vários benefícios de sistemas de manejos conservacionistas, tal como o SPD. Apesar de não haver unanimidade quanto a todos os benefícios do SPD, é evidente o grande avanço tecnológico e ambiental que a substituição das operações de cultivo (aração e gradagem) pela adoção maciça do SPD pelos agricultores resultou. A adoção do SPD aumenta os teores de nutrientes no solo (CARVALHO et al., 2007), mantém a integridade estrutural dos agregados do solo (SIX et al., 2002), reduz a oxidação da matéria orgânica (CASTRO FILHO et al., 2002), favorece o acúmulo de C no solo (BAYER; MIELNICZUK, 1999; RESCK et al., 2000) e conseqüentemente reduz a emissão de CO_2 para a atmosfera (CARVALHO et al., 2009b). Diversos estudos evidenciam aumento significativo de C do solo em SPD comparado ao cultivo convencional nos biomas Amazônia e Cerrado (CORAZZA et al., 1999; RESCK et al., 2000; BAYER et al., 2006; BERNOUX et al., 2006; JANTALIA et al., 2007; CARVALHO et al., 2009a).

As áreas com adoção do SPD no Brasil aumentaram em 132 vezes entre estimativas realizadas no ano de 1974 e 1992. Durante a década de 90 a expansão foi de cerca de 11 milhões de hectares, atingindo 14,3 milhões em 2000. No período de 2000 a 2009, a expansão do SPD foi ainda maior, a área cultivada é de aproximadamente 26 milhões de hectares (FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA - FEBRAPDP, 2009). Apesar dos inegáveis benefícios proporcionados pela expansão do SPD no Brasil, apenas uma pequena parcela desses milhões de hectares que atualmente utilizam semeadoras de plantio direto, executam de fato o SPD de forma correta e sustentável. O SPD com qualidade, quando executado corretamente, deve estar baseado em três pilares básicos: não revolvimento do solo, rotação de culturas e cobertura do solo. Nas regiões centro-oeste e norte do Brasil as condições climáticas que aceleram a decomposição da matéria orgânica, somada às sucessões de cultivos soja/milho, milheto, sorgo ou pousio, com insuficiente aporte de material orgânico resultam em uma cobertura insatisfatória do solo.

Partindo do pressuposto que 80 % da área de agricultura sob SPD nos biomas Amazônia e Cerrado tem a soja como cultura principal, e este percentual se mantém estável no tempo, a rotação de culturas poderia ocorrer no máximo em 20% da área (SALTON, 2005). A principal alternativa adotada por produtores e pesquisadores visando adequada cobertura do solo e manutenção desse solo coberto durante todo ano agrícola, tem sido a implantação de sistemas integrados de cultivo, tal como a ILP.

3.4.3.3 Conversão de agricultura para sistemas de integração lavoura-pecuária

Neste estudo, a conversão de áreas de agricultura para ILP (ambas sob SPD) resultou, em todos os casos avaliados, em acúmulo de C no solo (Figura 2). No solo com alta fertilidade natural, a implantação de ILP por quatro anos (ILPju) resultou em acúmulo de C de 2,85 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Em Santa Carmem, região norte do estado do Mato Grosso, foi realizada a conversão de lavoura em dois sistemas de ILP distintos. No primeiro sistema (ILP1di) onde a soja foi a cultura principal nos quatro anos de implantação (descrição da rotação de cultivos na tabela 1) observou-se acúmulo de 1,03 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ de C no solo. Em ILP2di, o qual teve com culturas principais soja e a *Brachiaria brizantha* (descrição da rotação de cultivos na tabela 1) observou-se acúmulo de C um pouco maior, na ordem de 1,35 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$. A diferença nas taxas de acúmulo de C

entre as duas últimas áreas sob ILP provavelmente está associada à presença da *Brachiaria brizantha* por mais tempo em ILP2di. Pastagens têm potencial de introduzir grandes quantidades de C no solo (REZENDE et al., 1999; GUO; GIFFORD, 2002). A eficiência de pastagens em aportar matéria orgânica ao solo está relacionada a vários fatores inerentes à própria espécie, ao sistema radicular (FAGUNDES et al., 2005) e principalmente o manejo da forrageira (FRANZLUEBBERS, 2005).

Quando se avaliou o efeito de oito anos da conversão de áreas sob lavoura (soja/milho) para ILPap (rotação de cultivos na tabela 1) em Montividiu, obteve-se uma taxa anual de acúmulo de C no solo de 0,82 Mg ha^{-1}. Apesar de haver poucos estudos avaliando a dinâmica do C em sistemas de ILP sob condições de clima tropical no Brasil, as taxas de acúmulos de C observadas nesse estudo são maiores que outras verificadas na literatura. Salton (2005) em estudos realizados no Mato Grosso do Sul, observou acúmulos de C de 0,60 e 0,43 Mg ha^{-1} ano^{-1} em áreas sob 9 e 10 anos de implantação de ILP, respectivamente. Por outro lado, Marchão et al. (2009) ao compararem os efeitos de 13 anos da conversão de área sob Cerrado para sucessão de cultivos e ILP, observaram maiores estoques de C no solo lavoura em SPD.

O maior acúmulo de C obtido em ILPju provavelmente está associado à elevada fertilidade deste solo, às condições climáticas locais (alta temperatura e precipitação) e ainda ao tempo de permanência da forrageira no solo. Enquanto que nas outras situações avaliadas (ILP1di e ILPap) a forrageira é cultivada em consórcio com milho em “Sistema Santa Fé”, em ILPju a *Brachiaria ruziziensis* foi cultivada em sucessão a cultura da soja e ficou em desenvolvimento pleno (sem sombreamento) durante os meses de fevereiro a outubro. Já quando a forrageira é consorciada com o milho (ILP1di, ILP2di e ILPap), o sombreamento prejudica o crescimento inicial da parte aérea e sistema radicular, resultando assim em menor aporte de material orgânico ao solo e conseqüentemente menor acúmulo de C no solo.

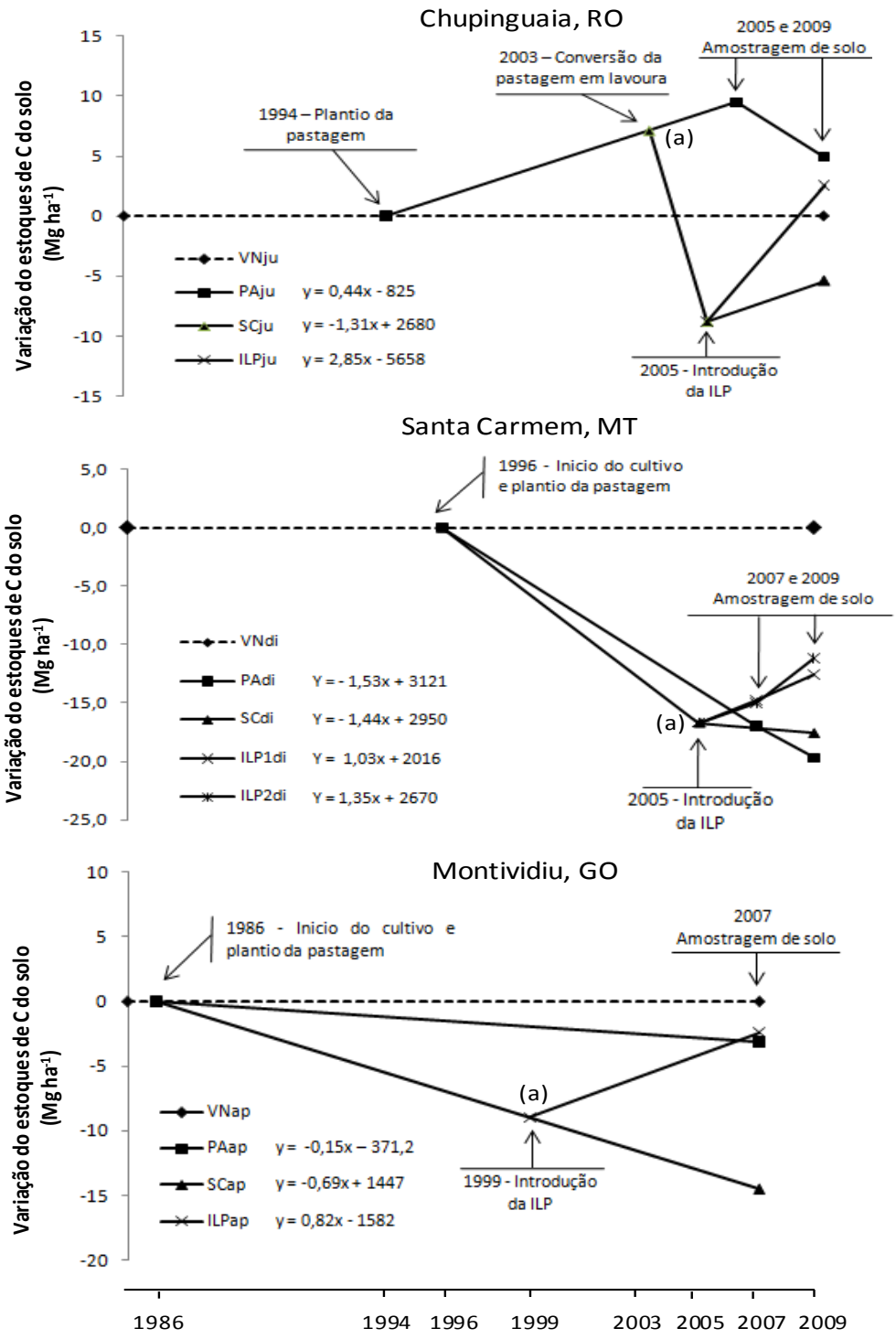

Figura 2 - Ilustração esquemática da variação dos estoques de C do solo em função da mudança do uso da terra. Valor zero corresponde ao solo sob vegetação nativa (VNju, VNdi e VNap). (a) estimativas realizadas a partir de resultados analíticos de carbono de solo realizados por via úmida (Walkey & Black) e fornecidos pelas fazendas.

A menor taxa de acúmulo de C obtida no sistema de ILP em Montividiu pode estar associada a diversos fatores, tais como: i) a rotação soja/milho/*Brachiaria brizantha*/algodão/pousio, a qual provavelmente resulta em menor aporte anual de C para o solo, quando considerado aos demais sistemas de ILP avaliados; ii) a destruição da soqueira do algodoeiro, prática de manejo obrigatória para controle de pragas e doenças, foi realizada com equipamento mecânico que movimenta a camada superficial de solo e inviabiliza a execução do SPD em sua plenitude; iii) a permanência dessa área por quatro meses em pousio a cada dois anos; iv) deve-se ainda considerar que nesta área o sistema de ILP tem o maior tempo de implantação e existe uma tendência de redução das taxas de acúmulo de C no solo com o tempo de implantação do sistema; v) por fim, a menor taxa de acúmulo de C pode estar relacionada às condições climáticas, tal como a menor precipitação anual em Montividiu (ver tabela 2).

3.4.4 Variação isotópica do carbono do solo

A Floresta amazônica é uma vegetação que predomina espécies de ciclo fotossintético C3, enquanto que na vegetação de Cerrado a predominância entre plantas C3 e C4 é determinada de acordo com a fitofisionomia da vegetação. A vegetação de Cerrado varia desde vegetações arbóreas (Cerradão - similar à Floresta) com alta predominância de plantas C3, passando por vegetação arbóreo-arbustiva intercalada com gramíneas (Cerrado *stricto sensu*), até vegetações arbustivas com alta incidência com gramíneas de ciclo fotossintético C4 (Campo sujo e Campo limpo).

Os valores de $\delta^{13}C$ observados neste estudo mostraram alta correlação com a fitofisionomia da vegetação nativa. No solo sob Cerradão, os valores de $\delta^{13}C$ foram semelhantes aos observados no solo sob Floresta (Figura 3), evidenciando a grande similaridade entre as duas vegetações. Florestas primárias, tal como a Amazônica e Mata Atlântica são essencialmente compostas por vegetação C3 e apresentam valores de $\delta^{13}C$ no perfil do solo entre -28 e -27 ‰ (MORAES et al., 1996; TARRÉ et al., 2001). Os maiores valores de $\delta^{13}C$ observados no solo sob Cerrado estão associados à maior presença de gramíneas (ciclo fotossintético C4). Valores semelhantes de $\delta^{13}C$ no perfil do solo foi observado por Roscoe et al. (2000) em solo sob Cerrado *stricto sensu* com características similares às do presente estudo. Menores valores de $\delta^{13}C$ foram verificados na camada mais superficial do solo (0-5 cm). Dados de Roscoe et al. (2000) mostram

que os valores de $\delta^{13}C$ da liteira são 2,0 a 2,5 ‰ menor quando comparado a camada mais superficial do solo (0-5 cm).

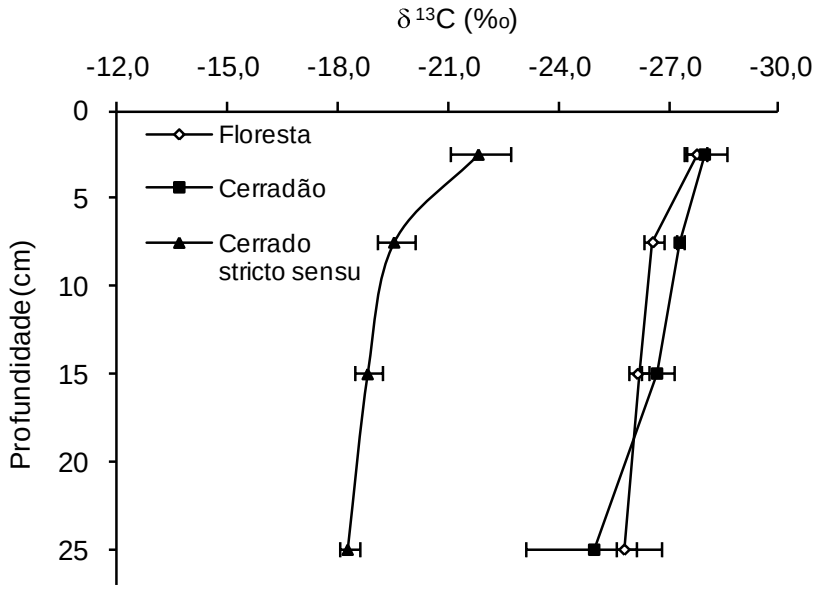

Figura 3 - Valores de $\delta^{13}C$ nas respectivas camadas de solo sob vegetação nativa. Valores representam a média de cinco repetições. Barras representam o desvio padrão da média

Diferenças de ciclos fotossintéticos entre plantas C3 e C4 dão uma distinta discriminação isotópica do ^{13}C durante a assimilação do CO_2 atmosférico. Esta diferença é usada para avaliar a dinâmica de C do solo quando uma vegetação com predominância de plantas C3 é substituída por outra de ciclo fotossintético C4 ou vice-versa (CERRI et al., 1985). Após a conversão de vegetações nativas em pastagens, muitos estudos têm utilizado a variação isotópica do C do solo para estimar real quantidade de C introduzida pela pastagem (MORAES et al., 1996; NEIL et al., 1997; BERNOUX et al., 1998b).

A contribuição de plantas C3 no conteúdo de C do solo (camada de 30 cm) foi 88, 80 e 39 %, respectivamente para Floresta, Cerradão e Cerrado *stricto sensu* (Tabela 6). Nas três áreas sob vegetações nativas avaliadas observaram-se redução na porcentagem de C derivado de plantas C3 de acordo com o aumento da profundidade do solo. Tal redução foi mais acentuada no Cerrado *stricto sensu*, com maior presença de plantas C4. Considerando a camada de 30 cm de solo os valores de $\delta^{13}C$ no Cerrado *stricto sensu* foram 7,2 e 7,3 ‰ maior em relação ao Cerradão e à

Floresta, respectivamente. Roscoe et al. (2000) também observaram maior valor de $\delta^{13}C$ no solo em fitofisionomias de Cerrado com maior incidência de gramíneas.

A conversão das áreas sob vegetação nativa para pastagens (PAju, PAdi e PAap) modificou significativamente a contribuição isotópica entre plantas C3 e C4 no estoque de C do solo. Em todos os casos avaliados, as maiores modificações foram verificadas nas camadas mais superficiais, as quais são mais influenciadas pela entrada de material vegetal (liteira). Após 11 anos de implantação da pastagem de *Brachiaria brizantha* em Chupinguaia, a contribuição de plantas C4 no estoque de C do solo (camada de 30 cm) passou de 11,7 % no solo sob Floresta para 43,4 % na pastagem, o que é equivalente a um acúmulo de 22 Mg ha^{-1}. Entretanto, pelo fato de parte do C proveniente da Floresta ser perdido com o passar do tempo, principalmente na forma de CO_2, o acúmulo real de C no solo foi 9,5 Mg ha^{-1} durante esses 11 anos de pastagem. Já em Santa Carmem, o manejo inadequado do solo e da forrageira por 10 anos, resultou em menor produtividade, menor produção de parte aérea e sistema radicular e conseqüentemente menor contribuição da pastagem (C4) no estoque de C do solo. A contribuição de plantas C4 no estoque de C do solo aumentou apenas 6,2 Mg ha^{-1} durante 10 anos de cultivo. Já a contribuição de plantas C3 reduziu 12,6 Mg ha^{-1}, o que corrobora com a acentuada redução no estoque de C do solo evidenciado em PAdi (Tabela 4). Em Montividiu, após 21 anos de cultivo de *Braquiária decumbens* (PAdi), a contribuição de plantas C4 (pastagens) no estoque de C do solo aumentou 15,9 Mg ha^{-1}. Entretanto, houve uma redução de 19,0 Mg ha^{-1} do C derivado de plantas C3, o que resultou na taxa de redução de 0,15 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Analisando somente o C derivado de plantas C4 (gramíneas forrageiras) estimaram-se acúmulos de C no solo de 2,0; 0,62 e 0,75 Mg ha^{-1}, respectivamente para pastagens em Chupinguaia, Santa Carmem e Montividiu. A maior taxa de entrada de C no solo derivada de plantas C4 em Chupinguaia retrata dentre outros aspectos às condições edafoclimáticas favoráveis. A menor taxa de entrada de C derivado de pastagens foi observada em Santa Carmem, o que corroborou com as maiores perdas de C do solo sob pastagem. Para a avaliação da dinâmica do C nas áreas sob cultivo agrícola (SC e ILP) a técnica do $\delta^{13}C$ não se mostrou uma boa ferramenta. A implantação de plantas de ciclos fotossintéticos distintos nas sucessões ou rotações de cultivos (por exemplo: C3 - soja e algodão; C4 – milho, sorgo, milheto, *Brachiaria spp*) resulta em dúvidas sobre a origem do C do solo. A única informação que podemos tirar nesses sistemas de cultivo é a quantidade de C derivadas de plantas

de ciclo fotossintético C3 e C4, não sendo possível discriminar qual foi a real fonte do C presente no solo.

Tabela 6 - Contribuição das plantas C3 e C4 nos estoques de carbono do solo (em % e em Mg ha^{-1}) nas áreas sob vegetação nativa e pastagem em Chupinguaia, Santa Carmem e Montividiu. Dados se referem à média de cinco repetições

Camada de solo (cm)	Chupinguaia, RO				Santa Carmem, MT				Montividiu, GO			
	Floresta		Pastagem		Cerradão		Pastagem		Cerrado		Pastagem	
	C3	C4	C3	C4	C3	C4	C3	C4	C3	C4	C3	C4
	---------- % ----------											
0-5	97,1	2,9	45,0	55,0	87,8	12,2	51,7	48,3	67,0	33,0	7,0	93,0
5-10	89,7	10,3	54,0	46,0	83,5	16,5	61,8	38,2	25,3	74,7	9,6	90,4
10-20	86,8	13,2	60,1	39,9	79,6	20,4	61,8	38,2	41,9	58,1	35,3	64,7
20-30	84,2	15,8	61,2	38,8	68,5	31,5	64,9	35,1	8,7	91,7	2,8	97,2
0-30	88,3	11,7	56,6	43,4	77,9	22,1	60,5	39,5	39,3	60,7	14,7	85,3
	---------- Mg ha^{-1} ----------											
0-5	16,4	0,5	7,8	9,5	16,7	2,3	8,0	7,5	11,6	5,7	1,4	18,4
5-10	10,3	1,2	7,5	6,4	12,0	2,4	7,9	4,9	3,6	10,5	1,5	14,2
10-20	14,0	2,1	11,8	7,8	18,5	4,7	12,8	7,9	10,2	14,2	8,9	16,3
20-30	9,9	1,9	9,1	5,8	12,0	5,5	5,2	2,8	1,7	17,9	0,3	11,3
0-30	49,7	6,6	37,2	28,5	57,7	16,4	34,5	22,6	29,6	45,8	10,6	61,7

3.4.5 Fonte ou dreno de CO_2: Qual o papel do solo na mudança de uso da terra?

A conversão de vegetação nativa para agrossistemas resulta em expressiva emissão de CO_2 para atmosfera, principalmente devido ao desmatamento e à queima de biomassa aérea. No entanto, no que se refere ao solo, os agrossistemas (pastagens e agricultura) podem acumular C quando comparado com a solo sob vegetação nativa.

O presente estudo verificou que na conversão de vegetação nativa para pastagem o solo pode atuar como fonte ou dreno de CO_2 da atmosfera, dependendo do manejo aplicado. Pastagem não degradada e sem restrições quanto a fertilidade de solo acumulou 0,46 Mg C ha^{-1} ano^{-1}. Pastagem implantada em solo de baixa fertilidade emitiu C para atmosfera, com taxas de perda variando de 0,15 e 1,53 Mg ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para pastagem não degradada e degradada.

A conversão de vegetação nativa e pastagem para agricultura, mesmo cultivada em SPD resultou em emissão de CO_2 para atmosfera. Convertendo vegetação nativa para agricultura

observou-se perdas de C da ordem de 1,31 e 0,69 Mg ha^{-1} ano^{-1} para as áreas implantadas por 6 e 21 anos, respectivamente. Já a conversão de uma pastagem não degradada para lavoura (soja/sorgo) emitiu em média 1,44 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}.

As áreas sob cultivo agrícola e sob pastagens cultivadas em solos com baixa fertilidade foram fontes de C para atmosfera. Partindo do pressuposto de que nos biomas Amazônia e Cerrado a maioria das áreas sob agricultura utilizam sucessões de cultivo semelhantes àquelas avaliadas neste estudo e que grande parte das pastagens exibe algum grau de degradação e são cultivadas em solos com baixa fertilidade é previsível que essas áreas sejam fontes de CO_2 para atmosfera.

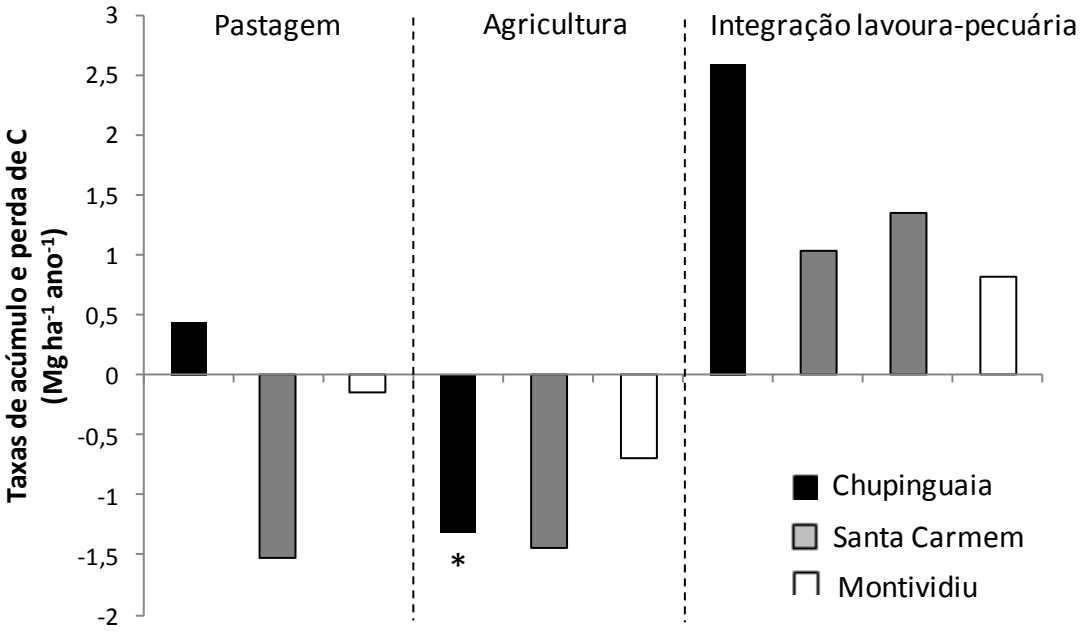

Figura 4 - Taxas de acúmulo e perda de C do solo no processo de mudança de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado. (*) representa conversão de pastagem para agricultura

Por outro lado, a implantação de sistemas de ILP nas áreas de agricultura acumulou C no solo e atuou como dreno de CO_2 da atmosfera. O acúmulo anual de C variou 2,58 a 0,82 Mg ha^{-1}. Entretanto, a taxa de acúmulo de 2,58 Mg ha^{-1} ano^{-1}, representa uma situação muito particular, pois foi obtida em solo com alta fertilidade natural (pouco representativo na região) e em sistema de ILP com implantação recente (quatro anos). Outros dois sistemas de ILP com o mesmo tempo de implantação, mas sob condições edafoclimáticas diferentes exibiram taxas de acúmulo mais realistas variando de 1,03 a 1,35 Mg ha^{-1} ano^{-1}. A área sob ILP com mais tempo de implantação

(oito anos) apresentou a menor taxa de acúmulo (0,82 Mg ha^{-1} ano^{-1}). Nossos dados evidenciam existir a tendência de maiores taxas de acúmulo de C nos primeiros anos de implantação da ILP. Com o tempo as taxas de acúmulo tenderiam a reduzir, devido principalmente à capacidade limitada do solo em estocar C. No entanto, para comprovar tal evidência é necessário o acompanhamento dessas áreas por um tempo maior ou ainda a realização de outros estudos de maior duração.

3.5 Conclusões

A conversão de vegetação nativa para pastagem pode acumular C no solo ou emitir CO_2 para atmosfera, dependendo do manejo aplicado ao solo e à forrageira. Pastagem não degradada cultivada em solo com alta fertilidade resulta em acúmulo de C. Em solos com baixa fertilidade natural, a implantação de pastagem resulta em perdas de C do solo e a magnitude das perdas depende do grau de degradação da pastagem.

A implantação de sucessão de cultivos, mesmo cultivada sob SPD, resulta em perdas de C do solo quando comparados aos solos sob vegetação nativa e pastagem não degradada.

A conversão de áreas de sucessão de cultivos, tendo a soja como cultura principal, para sistemas de ILP (ambos em SPD) resulta em acúmulo de C no solo. Entretanto, a magnitude do acúmulo de C no solo depende das culturas implantadas, das condições edafoclimáticas e ainda do tempo de implantação do sistema de ILP.

A implantação de sistemas de ILP em áreas anteriormente cultivadas sob lavoura se mostrou uma excelente estratégia visando o acúmulo de C no solo e conseqüente redução da concentração de CO_2 na atmosfera.

Referências

ANDERSON-TEIXEIRA, C.J.; DAVIS, C.D.; MASTERS, M.D.; DELUCIA, E.H. Changes in soil carbon under biofuels crops. **Global Change Biology,** Oxford, v. 1, p. 75-96, 2009.

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

BALBINO, L.C.; BRUAND, A.; BROSSARD, M.; GRIMALDI, M.; HAJNOS, M.; GUIMARÃES, M.F. Changes in porosity and microaggregation in clayey Ferralsols of the Brazilian Cerrado. **European Journal of Soil Science,** Oxford, v. 53, p. 219–230, 2002.

BALBINO, L.C.; BRUAND, A.; COUSIN, I.; BROSSARD, M.; QUÉTIN, P.; GRIMALDI, M. Change in the hydraulic properties of a Brazilian clay Ferralsol on clearing for pasture. **Geoderma**, Amsterdam, v. 120, p. 297–307, 2004.

BAYER, C.; MEILNICZUK, 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: Gênesis, 1999. p. 1-26.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, p. 237–245, 2006.

BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; BOURENNANE, H. Modelling vertical distribution of carbon in Oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondônia). **Soil Science**, Baltimore, v. 163, p. 941-951, 1998a.

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C.; MORAES, J.L. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, p. 43-58, 1998b.

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A.S.; SCOPEL, E.; RAZAFIMBELO, T.; BLAVET, D.; PICCOLO, M.C.; PAVEI, M.; MILNE, E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v. 26, p. 1-8, 2006.

BUSTAMANTE, M.M.C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbon and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C.E.P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Food Products Press, 2006. p. 285-304.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PICOLLO, M.C.; GODINHO, V.P.; CERRI, C.C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.103, p.342-349, 2009a.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. ; PICCOLO, M.C.; GODINHO, V.; HERPIN, U. Changes of chemical properties in an Oxisol after clearing of native Cerrado vegetation for agricultural use in Vilhena, Rondonia State, Brazil. **Soil & Tillage Research,** Amsterdam, v. 96, p. 95-102, 2007.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; GODINHO, V.P.; HERPIN, U.; CERRI, C.C.. Conversion of Cerrado into agricultural land in the south-western amazon: carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 233-241, 2009b.

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

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; LAL, R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C.E.P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Food Products Press, 2006. p. 41-47.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. In: LAL, R; KIMBLE, J.; FOLLET, R.; STEWART, B.A. **Global climate change and tropical ecosystems.** Boca Raton: CRC Press, 1999. p. 33-50. (Advances in Soil Science).

CERRI, C.C.; FELLER, C.; BALESDENT, J.; VICTORIA, R.; PLENECASSAGNE, A. Application du traçage isotopique naturel en ^{13}C, à l' étude de la dynamique de la matière organique dans sols. **Comptes Rendu Academic Seances Paris**, Paris, v. 9, p. 423-428, 1985.

CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M.V.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.

CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; RONDÓN, M.A. Potential of soil carbon sequestration in the Amazonian Tropical Rainforest. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C.E.P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Food Products Press, 2006. p. 245-266.

CERRI, C.E.P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D.S.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.; CERRI, C.C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 67, p. 1879–1887, 2003.

CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELLILO, J.M.; CERRI, C.C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, Oxford, v.10, p. 815–832, 2004.

CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOT, E.T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Application**, Ithaca, v. 11, n.2, p. 343-355, 2001.

CORAZZA, E.J.; SILVA, J.E.D.; RESCK, D.V.S.; GOMES, A.C. 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'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; GUILHERME, L.R.G. Carbon and nitrogen storage, and inorganic nitrogen forms in a soil under different management systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 179–186, 2004.

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

DESJARDINS, T.; BARROS, E.; SARRAZIN, M.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. **Agriculture, Ecosystems & Environment,** Amsterdam, v. 103, p. 365–373, 2004.

DIEKOW, J.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P.C.; ZANATTA, J.A.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D.B.M.; SALTON, J.C.; MACEDO, M.M.; MIELNICZUK, J.; HERNANI, L.C. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, p. 240-249, 2009.

DOLAN, M.S.; CLAPP, C.E.; ALLMARAS, R.R.; BAKER, J.M.; MOLINA, J.A.E. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soils as related to tillage, residue and nitrogen management. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 89, p. 221-231, 2006.

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, 1996.

ELLERT, B.H.; JANZEN, H.H.; ENTZ, T. Assessment of a method to measure temporal change in soil carbon storage. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 66, p. 1687–1695, 2002.

ESWARAN, H.; VAN DEN BERG, E.; REICH, P. Organic carbon in soils of the word. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 57, p. 192-194, 1993.

FABRÍCIO, A.C.; SALTON, J.C**. Alterações no teor de matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de produção.** Dourados: EMBRAPA, 1999. 4 p. (EMBRAPA. Comunicado Técnico, 7).

FAGUNDES, J.L.; FONSECA, D.M.; GOMIDE, J.A.; NASCIMENTO JR, D.; VITOR, C.M.T.; MORAIS, R.V.; MISTURA, C.; REIS, G.C.; MARTUSCELLO, J.A. Acúmulo de forragem em pastos de *Brachiaria decumbens* adubados com nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, p. 397-403, 2005.

FEARNSIDE, P.M.; BARBOSA, R.I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 108, p. 147–166, 1998.
FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. Disponível em: <http://www.febrapdp.org.br>. Acesso em: 12 nov. 2009.

FELLER, C.; BERNOUX, M. Historical advances in the study of global terrestrial soil organic carbon sequestration. **Waste Management**, Padova, v. 28, p. 734-740, 2008.

FRANZLUEBBERS, A. J. Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. **Soil and Tillage Research,** Amsterdam, v. 83, p. 120-147, 2005.

GAISER, T.; GRAEF, F.; CORDEIRO, J.C. Water retention characteristics of soils with contrasting clay mineral composition in semi-arid tropical regions. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 38, n.3, p. 523-536, 2000.

GUO, L.B.; GIFFORD, R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, p. 345-360, 2002.

HUGHES, R.F.; KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L. Dynamics of aboveground and soil carbon and nitrogen stocks and cycling of available nitrogen along a land-use gradient in Rondonia, Brazil. **Ecosystems**, New York, v. 5, n.3, p. 244-259, 2002.

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

KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L.F.; AIDAR, H. Cobertura do solo na integração lavoura pecuária. In: SIMPÓSIO DE GADO DE CORTE, 5., 2006, Viçosa. Viçosa, 2006. p. 81-156.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, Washington, v. 304, p. 1623-1627, 2004.

_____. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of The Royal Society B.** London, v. 363, p. 815- 830, 2008.

LEÃO, T.P.; SILVA, A.P.; MACEDO, M.C.M.; IMHOFF, S.; EUCLIDES, V.P.B. Least limiting water range in the evaluation of continuous and short-duration grazing systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa, v. 28, p. 415–423, 2004.

LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; VILELA, L.; AYARZA, M.A.; LIMA, S.C.; ZECK, W. Soil fertility under native Cerrado and pasture in the Brazilian savanna. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 1195-1205, 2003.

MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.E.P; CERRI; C.C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Groso states, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 149, p. 84-91, 2009.

MARCHÃO, L.R.; BECQUER, T.; BRUNET, D.; BALBINO, L.C.; VILELA, L.; BROSSARD, M. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop–livestock management systems. **Soil and Tillage Research,** Amsterdam, v. 103, p. 442-450, 2009.

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

NEILL, C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C.; DEMORAES, J.F.L.; PICCOLO, M.C.; BRITO,M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Ithaca, v.7, n.4, p. 1216-1225, 1997.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Methods of soil analysis.** 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 539-579.

NUMATA, I.; CHADWICK, O.A.; ROBERTS, D.A.; SCHIMEL, J.P.; SAMPAIO, F.F.; LEONIDAS, F.C.; SOARES, J.V. Temporal nutrient variation in soil and vegetation of postforest pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondônia, Brazil. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 118, n.1/4, p. 159-172, 2007.

PERRIN, A. **Effets de differents modes de gestion des terres agricoles sur la matière organique et la biomasse microbienne en zone tropicale humide au Brésil.** 2003. 84 p. Master Dissertation - Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Switzerland, 2003.

PROBIO. **Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira**. 2004. Disponível em: <http://www. mma.gov.br>. Acesso em: 12 set. 2009.

RAWLS, W.J. Estimating soil bulk density from particle size analysis and organic matter content. **Soil Science**, New Brunswick, v. 135, p.123–125, 1983.

RESCK, D.V.S.; VASCONCELLOS, C.A.; VILELA, L.; MACEDO, M.C.M. Impact of conversion of Brazilian Cerrado 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, 2000. p. 169-196.

REZENDE, C.P.; CANTARUTTI, R.B., BRAGA, J.M., GOMIDE, J.A., PEREIRA, J.M., FERREIRA, E., TARRÉ, R.M., MACEDO, R., ALVES, B.J.R., URQUIAGA, S., CADISCH, G., GILLER, K.E., BODDEY, R.M. Litter deposition and disappearance in *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 54, p. 99–112, 1999.

ROSA, M.E.C.; OLSZEVSKI, N.; MENDONCA, E.S. Formas de carbono em Latossolo Vermelho Eutroférrico sob plantio direto no sistema biogeográfico do cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 911-923, 2003.

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.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J.; PEREIRA, J.A.A. Effects of fire on soil organic matter in a “Cerrado sensu-stricto” from Southeast Brazil as revealed by changes in δ^{13}C. **Geoderma**, Amsterdam, v. 95, n. 1/2, p. 141-160, 2000.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J.; VASCONCELLOS, C.A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the 13C/12C isotopic ratio in a Cerrado’s oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v.104, p. 185–202, 2001.

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

SALTON, J.C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical.** 2005. 158 p. Tese (Doutorado em Solos) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SALTON, J.C.; FABRICIO, A.C.; MACHADO, L.A.Z.; MELO FILHO, G. A.; URCHEI, M.A.; OLIVEIRA, H.; BROCH, D.L.; FREITAS, P.L.; MUSSURY, R.M.; RICHETTI, A. Impacto ambiental de sistemas intensivos de produção de grãos e de carne bovina na região oeste do Brasil. In: ROSSELLO, R.D. (Org.). **Siembra directa en el Cono Sur.** Colonia: PROCISUR, 2001. p. 43-53.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; CORAZZA, E.J.; VIVALDI, L. Carbon storage under cultivated pastures in a clayey Oxisol in the Cerrado Region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 357-363, 2004.

SIX, J.; FELLER, C. ; DENEF, K. ; OGLE, S.M. ; SA, J.C.M. Soil organic matter biota and aggregation in temperate and tropical soils – effects of no-tillage. **Agronomie**, Les Ulis, v. 22, p. 755-775, 2002.

TARRÉ, R.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R.B.; DE REZENDE, C.P.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Plant and Soil,** The Hague, v. 234, p. 15–26, 2001.

TORMENA, C.A.; SILVA, A.P.; LIBARDI, P.L. Soil physical quality of a Brazilian Oxisol under two tillage systems using the least limiting water range approach. **Soil &Tillage Research**, Amsterdam, v.52, p. 223–232, 1999.

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

4 USO DA MODELAGEM MATEMÁTICA PARA AVALIAÇÃO DOS ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO NO PROCESSO DE MUDANÇA DE USO DA TERRA

Resumo

Nos processos de mudança de uso da terra, o solo pode se comportar como importante fonte ou dreno de carbono (C). Existem diversas formas de se estimar a quantidade de C estocada no solo, dentre elas a aplicação da modelagem matemática. Através da modelagem matemática é possível simular o comportamento do C em cenários futuros. O objetivo deste estudo foi avaliar por modelagem matemática as variações dos estoques de C do solo na conversão de Cerradão para pastagem e sucessão de cultivos e a conversão de área sob sucessão de cultivos para sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP), na região norte do estado do Mato Grosso. A comparação entre os dados simulados pelo modelo Century (56,6 Mg C ha^{-1}) e os medidos no campo (56,3 ± 2,1 Mg C ha^{-1}) demonstra que o modelo foi adequadamente capaz de simular o estoque de C para a condição de equilíbrio dinâmico da vegetação nativa. Após a mudança de uso da terra, nas áreas sob pastagem, sucessão de cultivos e ILP observou-se que o modelo subestimou os estoques de C no solo em relação àqueles efetivamente medidos. O Century indicou redução nos estoques de C do solo com o tempo de implantação da pastagem. Após 13 anos de pastagem, os estoques de C reduziram 0,80 Mg ha^{-1} ano^{-1} (camada de 0-20 cm), enquanto que os dados simulados pelo modelo indicaram perdas de 1,23 Mg ha^{-1} ano^{-1}. A implantação da sucessão de cultivos (soja/milho) em áreas sob Cerradão, resultou em perdas de 1,17 e 0,63 Mg ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente pelo modelo Century e pelos estoques de C efetivamente quantificados no campo.Quatro anos após a implantação da ILP, os estoques de C quantificados no campo resultaram em acúmulo de 1,65 e 1,98 Mg ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente em ILP1di e ILP2di. O modelo Century estimou acúmulos um pouco menores, com taxas de 0,18 e 1,25 Mg de C ha^{-1}, respectivamente em ILP1di e ILP2di. Apesar das discrepâncias observadas, o modelo Century demonstrou ser uma boa ferramenta para predizer o comportamento do C no solo sob pastagem e agricultura, mas não se mostrou prontamente adaptado para a avaliação de sistemas ILP.

Palavras-chave: Cerradão; Estoques de carbono do solo; Modelo Century; Integração lavoura-pecuária

UTILIZATION OF MATHEMATICAL MODEL FOR THE EVALUATION OF SOIL CARBON STOCKS IN THE PROCESS OF LAND USE CHANGE

Abstract

In land use processes, soil has an important role in either sequestering or releasing carbon (C) to the atmosphere. Different methodologies are capable of estimating soil C stock. Among them, the application of mathematical modeling that allows the simulation of soil C behavior in future scenarios. The objective of this study was to evaluate, by utilizing mathematical modeling, the soil C stock variations in the conversion of Cerradão to pasture and crop successions, and in the conversion of areas under crop succession to integrated crop-livestock systems (ICL) in the North region of the Mato Grosso State. Comparison between data simulated by the Century Model (56.6 Mg C ha^{-1}) and field data (56.3 ± 2.1 Mg C ha^{-1}) demonstrates that the model was adequate to simulate the C stock of native vegetation dynamics at equilibrium. However, after land use, field data validation showed that simulation data were underestimated for soil C stock in pastures, crop succession and ICL areas. The Century model indicated a reduction of soil C stock based on the duration of pasture implementation. After 13 years, the C stock in a pasture area had been reduced to 0.80 Mg ha^{-1} $year^{-1}$ (0-20 cm layer) while the simulation data indicated losses of 1.23 Mg ha^{-1} $year^{-1}$. The implementation of crop succession (soybean/corn) in areas under Cerradão resulted in losses of 1.17 and 0.63 mg ha^{-1} $year^{-1}$, respectively, for the Century model and C stocks quantified in the field. After four years of ICL implementation, the C stocks quantified in the field showed an accumulation of 1.65 and 1.98 Mg ha^{-1} $year^{-1}$, respectively, for ICLP1di and ICLP2di. The Century model estimated an accumulation a little lower ranging from 0.18 to 1.25 mg of C ha^{-1}, respectively, for ICLP1di and ICLP2di. Despite the discrepancies, the Century model proved to be an adequate tool for simulating the soil C behavior in pasture and agriculture, although not yet adapted for the assessment of ICL systems.

Keywords: Cerradão; Soil carbon stocks; Century Model; Crop-livestock system

4.1 Introdução

A biosfera terrestre armazena aproximadamente 1500 Pg (1 Pg = 10^9 toneladas) de carbono (C) nos primeiros 100 cm de solo (ESWARAN et al., 1995; BATJES; SOMBROEK, 1997; LAL, 2002) e outros 600 Pg de C na vegetação (SCHIMEL, 1995), que somados equivalem a três vezes a quantidade de C contida na atmosfera (HOUGHTON, 2003). Quando se considera apenas os 30 centímetros superficiais de solo, o estoque de C está em torno de 800 Pg (CERRI et al., 2006), ou seja, quase a mesma quantidade armazenada no compartimento atmosférico.

Portanto, mudanças nos estoques de C da vegetação e/ou do solo podem causar impactos significativos nas concentrações atmosféricas de dióxido de carbono (CO_2) (FEIGL et al., 1995; BERNOUX et al., 2001) e de outros gases do efeito estufa (STEUDLER et al., 1996; NEILL et al., 1997; SCHUMAN; JANZEN; HERRICK, 2002).

Os estoques de C do solo são controlados por uma variedade de fatores climáticos e biogeoquímicos (BRADY, 1999; SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 2000; CUEVAS, 2001; CARVALHO et al., 2007). Estes estoques são diretamente influenciados por mudanças no uso e manejo da terra, em particular pela conversão de ecossistemas nativos em pastagens (DIAS-FILHO et al., 2001; CONANT; PAUSTIAN, 2002; MURTY et al., 2002), em áreas sob cultivo agrícola (PAUSTIAN et al., 1997; SCHLESINGER, 2000; LAL, 2002; CARVALHO et al., 2009), e mais recentemente na conversão de pastagens e áreas agrícolas em sistemas mais intensificados de manejo, tal como a integração lavoura-pecuária (ILP) (SALTON, 2005).

Existem diversas formas de estimar a quantidade de C no solo. Entretanto, são poucos os estudos conclusivos enfocando a dinâmica do C no solo ao longo de décadas ou centenas de anos. O solo tem uma capacidade limitada de estocar C e tende a apresentar taxa de acúmulo ou perda diferencial de acordo com o tempo de implantação de um determinado uso e/ou manejo. Uma forma de verificar as variações do C do solo ao longo do tempo é realizar experimentos de longa duração, todavia isto é um processo muito demorado e de elevado custo. Outra forma de avaliar os efeitos do tempo na dinâmica do C do solo é através de estudos de cronossequências. Para a avaliação destas cronossequências é necessário que as áreas de estudo tenham um histórico conhecido e estejam sob as mesmas condições edafoclimáticas. Uma terceira forma de estimar a

comportamento do C no solo ao longo do tempo é através da utilização de modelos de simulação da dinâmica do C no solo.

As aplicações de modelos de simulação da dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) têm se mostrado bastante importantes nas predições dos efeitos de mudanças do uso da terra em regiões de clima temperado (PARTON et al., 1987; JENKINSON et al., 1992; COLEMAN et al., 1997; PAUSTIAN et al., 1997; FALLOON; SMITH, 2002).

Smith et al. (1997) avaliaram o desempenho de simulações efetuadas por nove modelos (Candy, Century, Daisy, DNDC, ITE, NCSOIL, RothC, SOMM e Verberne), utilizando dados oriundos de sete experimentos de longa duração sob três diferentes usos da terra (vegetação nativa, pastagem e área sob cultivo agrícola). Segundo esses autores, o modelo Century foi um dos que apresentou resultado bastante satisfatório para simular as condições de vegetação nativa, pastagem e áreas sob agricultura em região de clima temperado.

Sob condições de clima tropical, existem alguns estudos avaliando a dinâmica do C em pastagens e áreas sob cultivo agrícola (CERRI et al., 2004; LEITE et al., 2004; CERRI et al., 2007;GALDOS et al., 2009; TORNQUIST et al., 2009). Entretanto, para a avaliação da dinâmica do C no solo em sistemas de ILP o modelo Century ainda não foi aplicado nem tampouco parametrizado no Brasil.

O objetivo geral deste estudo foi avaliar por modelagem matemática as variações dos estoques de C do solo quando a área sob vegetação nativa (Cerradão) é convertida em pastagem e sucessão de cultivos (soja/milho) e quando uma área sob sucessão de cultivos é convertida em sistemas de ILP na região norte do estado do Mato Grosso.

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Localização e descrição das áreas de estudo

A área de estudo está localizada na Fazenda Dona Isabina, município de Santa Carmem, região norte do estado do Mato Grosso. Descrição detalhada da localização das áreas em estudo bem como as características do solo e do clima regional está apresentada no item 2.2, do capítulo 2.

Foi avaliada, através da utilização da modelagem matemática, a dinâmica da MOS na conversão de vegetação nativa para pastagens e sucessão de cultivos e ainda na conversão de

áreas sob sucessões de cultivos para sistemas de ILP. Descrição detalhada das áreas de estudo, bem como as sucessões e rotações de cultivos estão apresentadas no item 2.2.1 do capítulo 2. Os dados climáticos regionais (temperatura e precipitação) estão apresentados na tabela 1.

Tabela 1 - Dados climáticos do Município de Santa Carmem, necessários para executar o modelo Century.

Mês	Temperaturas (°C)			Precipitação média (mm)
	Mínima	Média	Máxima	
Janeiro	19,9[(1)]	24,3	32,6	317,0
Fevereiro	19,5	24,4	32,6	365,6
Março	19,7	24,2	32,9	485,0
Abril	20,5	24,5	32,7	139,6
Maio	17,2	23,9	31,6	46,9
Junho	15,4	22,4	30,7	15,0
Julho	14,9	21,9	31,8	2,2
Agosto	16,2	23,2	34,1	23,2
Setembro	17,6	24,2	34,1	178,1
Outubro	19,6	25,0	34,0	178,5
Novembro	19,8	24,8	31,1	263,4
Dezembro	20,0	24,8	32,5	359,3

[(1)] Dados médios obtidos em normais climatológicas para o município de Vera, localizado próximo à área em estudo. Disponível em http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/resultados.

4.2.2 O Century Ecosystem Model

O modelo Century (versão 4.5) foi utilizado para simular a dinâmica dos estoques de C na camada 0-20 cm de profundidade dos solos da Fazenda Dona Isabina, onde ocorreu a conversão de vegetação nativa para pastagens e sucessão de cultivos (soja/milho) em sistemas de plantio direto (SPD) e ainda a conversão de áreas sob sucessão de cultivos para sistemas de ILP, ambos sob SPD.

O referido modelo foi originalmente desenvolvido para simular a dinâmica da MOS em áreas de pastagens na região central dos Estados Unidos (PARTON et al., 1987). Versões mais recentes foram modificadas para contemplar simulações relacionadas às culturas agrícolas (PAUSTIAN; PARTON; PERSSON, 1992; CARTER et al., 1993; KELLY et al., 1997; GIJSMAN et al., 2002) e florestas em regiões de clima temperado (ROMANYA et al., 2000; MCGUIRE et al., 2001; RASSE; LONGDOZ; CEULEMANS, 2001; KIRSCHBAUM; PAUL, 2002) e tropical (SILVEIRA et al., 2000; CERRI et al., 2004; LEITE et al., 2004; CERRI et al., 2007;GALDOS et al., 2009; TORNQUIST et al., 2009).

O Century possui o sub-modelo de produção vegetal contemplando áreas sob vegetações nativas, pastagens e culturas agrícolas (PARTON et al., 1987) que está diretamente relacionado ao sub-modelo de MOS e ciclagem de nutrientes no solo (METHERELL et al., 1993; PARTON; RASMUSSEN, 1994). O ponto chave do modelo é a divisão da MOS em três frações com diferentes tempos de ciclagem, sendo elas: (i) *fração ativa*, relacionada a biomassa microbiana do solo e seus produtos metabólicos, com tempo de ciclagem em anos; (ii) *fração lenta*, que é mais resistente a decomposição (ciclagem em décadas) do que a fração ativa devido a proteção física e química da MOS e (iii) *fração passiva*, que é bastante resistente a decomposição, com longo tempo (séculos) de ciclagem (METHERELL et al., 1993; LEAL; DE-POLLI, 1999).

Os principais processos representados pelo modelo incluem ciclagem de C, N, P e S, produção vegetal, fluxo de água no solo, absorção de nutrientes pelas plantas e taxas de decomposição da MOS (PAUSTIAN et al., 1992). As taxas de decomposição da MOS aumentam em função da adição de restos culturais, sendo também afetadas pelo conteúdo de lignina desses resíduos vegetais, pela textura do solo (maior em solos arenosos) e pelo fluxo de C nas formas de CO_2 e CH_4 (PARTON; RASMUSSEN, 1994).

As variáveis de entrada requeridas pelo modelo Century incluem: a) temperaturas máximas e mínimas mensais, b) precipitação mensal, c) textura do solo (conteúdos de argila, areia e silte), d) relações C/N e C/P dos resíduos incorporados pelas raízes e pelos restos culturais, e) conteúdo de lignina destes resíduos, f) estimativa de N-fixado microbiologicamente, g) estimativa de produção máxima vegetal sem limitação nutricional, h) estimativa do C, N e P orgânico e inorgânico residual, dentre outras menos importantes (PARTON et al., 1987; METHERELL et al., 1993).

4.2.3 Simulação das condições iniciais sob Cerradão

Antes de aplicar o modelo para as simulações das dinâmicas do C no solo nas áreas de pastagem, agricultura e ILP da Fazenda Dona Isabina, foi utilizado o sub-modelo de crescimento vegetal do Century para estimar as quantidades de MOS e de produção vegetal sob condição de equilíbrio dinâmico (sob Cerradão), supostamente atingido após simulações por um período de 7.000 anos.

Parâmetros específicos sobre o local de estudo, tais como conteúdos de argila, areia e silte, densidade do solo, pH e profundidade da amostra coletada, foram obtidos de medidas efetuadas neste estudo.

Dados climáticos necessários para as simulações das condições já mencionadas foram obtidos de normais climatológicas (EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE, 2009). Os valores das temperaturas mínimas, médias e máximas, e de precipitação média para cada mês do ano podem ser observados na Tabela 1**.**

As taxas constantes de deposição atmosférica de N (0,29 g N m^{-2} ano^{-1}) e fixação biológica (simbiótica + não simbiótica) de N (0,26 g N m^{-2} ano^{-1}) obtidas para a região Amazônica foram compiladas, respectivamente, dos trabalhos de Willians, Fischer e Melack (1997) e Sylvester-Bradley et al. (1980).

Dados de biomassa vegetal da parte aérea (folhas, troncos finos e troncos espessos) e serapilheira foram obtidos de Graça et al. (1999) para vegetação similar aquela existente na área de estudo. Para a biomassa vegetal do sistema radicular (raízes finas e grossas), assumiu-se que suas quantidades são proporcionais a aproximadamente 15 a 20% da biomassa total da planta. Para todos os demais parâmetros necessários para a execução do modelo, foram mantidos os valores padrões (“default values”) já disponíveis no Century.

Vegetações nativas em região de clima tropical são ecossistemas complexos e dinâmicos nos quais uma série de perturbações/distúrbios ocorrem (CHAMBERS et al., 2000; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Vários trabalhos têm apontado que a mortalidade de árvores (MESQUITA; DELAMONICA; LAURANCE, 1999; PINARD; PUTZ; LICONA, 1999) e subseqüente queda e formação de clareiras (CLARK, D.B.; CLARK, D.A., 1996; DENSLOW; ELLISON; SANFORD, 1998) são as perturbações naturais mais importantes que ocorrem na região Amazônica. Tais estudos relatam ainda, que a freqüência de ocorrência do ciclo morte, queda e formação de clareira para uma dada árvore existente na vegetação Amazônica tropical é, em média, de 120 anos (CLARK, D.B.; CLARK, D.A., 1996; DENSLOW; ELLISON; SANFORD, 1998).

Portanto, para poder contemplar as situações de morte, queda e formação de clareiras ocorridas para uma dada árvore a cada 120 anos, o sub-modelo de Cerradão do Century foi parametrizado de forma a adicionar toda a biomassa vegetal da parte aérea oriunda do indivíduo arbóreo morto, como sendo restos vegetais depositados sobre a superfície do solo (METHERELL et al., 1993).

4.2.4 Simulação da conversão de Cerradão para pastagem e sucessão de cultivos

Os resultados dos conteúdos de MOS obtidos da simulação do equilíbrio dinâmico da vegetação nativa (etapa descrita no item anterior), foram utilizados como condições iniciais para as simulações das dinâmicas dos estoques de C sob as áreas de pastagem e agricultura.

Os sub-modelos de crescimento vegetal para pastagem e agricultura do Century (METHERELL et al., 1993) foram então parametrizados para cada uma das áreas da Fazenda Dona Isabina. Para isso, foram utilizados os dados de solos já apresentados na Tabela 2 (Item 3.2.2) e os climáticos contidos na Tabela 1.

Para a deposição atmosférica de N sob condições de pastagem utilizou-se o valor 0,2 g N m^{-2} ano^{-1}, o qual foi sugerido por Willians et al. (1997). Para a fixação biológica de N sob pastagem, foi utilizado o valor de 0,05 g N m^{-2} ano^{-1} proposto por Cleveland et al. (1999). Já para a fixação biológica de N sob cultivo agrícola (principalmente para a cultura da soja), foi utilizado o valor de 0,4 g N m^{-2} ano^{-1} proposto por Bustamante et al. (2006).

Informações sobre as características gerais das gramíneas existentes nas pastagens, tais como a máxima produção sob condições ideais, crescimento mensal nas estações seca e chuvosa, relações C/N máximas e mínimas das folhas e raízes, vida útil das plantas entre outras, foram obtidas das pesquisas realizadas por Boddey, Rao e Thomas (1996) e Rezende et al. (1999). Para todos os demais parâmetros necessários para executar as simulações para as áreas sob pastagem e agricultura foram mantidos os valores padrões fornecidos no modelo Century (PARTON et al., 1987).

Para simular as condições de pastejo dos animais, foi selecionada a opção “pastejo intensivo” fornecida pelo Century (METHERELL et al., 1993). Tal opção refere-se ao pastejo contínuo de 2 animais por hectare, em uma pastagem de baixa produtividade e alto grau de degradação.

4.2.5 Simulação da conversão da sucessão de cultivos para sistemas de ILP

Os resultados dos conteúdos de MOS obtidos da simulação da conversão de Cerradão para a sucessão de cultivos soja/milho (etapa descrita no item anterior), foram utilizados como condições iniciais para as simulações das dinâmicas dos estoques de C nas áreas sob ILP (ILP1di e ILP2di, ver tabela 1, no item 3.2.2).

O sub-modelo dos dois sistemas de ILP avaliados na Fazenda Dona Isabina foram então parametrizados utilizando dados de solos apresentados na Tabela 2 (Item 3.2.2) e os climáticos mostrados na Tabela 1.

Para a deposição atmosférica e a fixação biológica de N nas áreas de ILP utilizou os mesmos valores já descritos anteriormente para pastagens e agricultura. Informações sobre as características gerais das gramíneas também foram as mesmas já descritas para as pastagens.

Para simular as condições de pastejo dos animais, foi selecionada a opção "pastejo moderado" fornecida pelo Century (METHERELL et al., 1993). Tal opção refere-se ao pastejo moderado e rotacionado de 1,5 animais por hectare em média, com uma pastagem de alta produtividade e manejo adequado do solo e da forrageira.

4.2.5 Validação das simulações

Os resultados obtidos das simulações do modelo Century foram comparados com os dados efetivamente medidos em campo. Esta etapa é de extrema importância, uma vez que permite a avaliação do desempenho das simulações e auxilia no direcionamento das atividades para as próximas aplicações dos modelos, tais como a elaboração de cenários de mudanças do uso e manejo da terra.

4.3 Resultados e discussão

4.3.1 Condições iniciais sob vegetação nativa

Como já descrito no item material e métodos, antes de aplicar o modelo para a simulação da dinâmica do C do solo sob as áreas pastagens, agricultura e sistemas de ILP da Fazenda Dona Isabina, utilizou-se o sub-modelo de produção vegetal do Century para estimar as quantidades de C sob condição de equilíbrio dinâmico, supostamente atingido após simulações por um período de 7.000 anos (Figura 1).

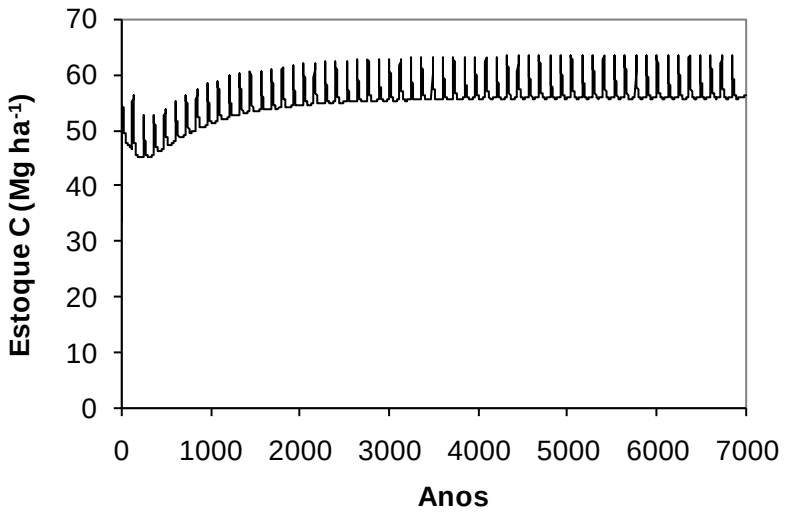

Figura 1 - Estoque de carbono do solo simulado pelo modelo Century para a camada 0-20 cm de profundidade no solo sob Cerradão da Fazenda Dona Isabina

A comparação entre os dados simulados pelo modelo Century (56,6 Mg C ha^{-1}) e os medidos no campo (56,3 ± 2,1 Mg C ha^{-1}) demonstra que o modelo foi adequadamente capaz de simular o estoque de C do solo para a condição de equilíbrio dinâmico da vegetação nativa, com uma discrepância de apenas 0,3 Mg C ha^{-1}, como apresentado na tabela 2. Após a mudança de uso da terra, nas áreas sob pastagem, sucessão de cultivos e ILP observou-se que o modelo subestimou os estoques de C no solo em relação àqueles efetivamente medidos no campo.

Tabela 2 - Valores obtidos por análises químicas e simulados pelo modelo Century na camada de 0-20 cm de solo na Fazenda Dona Isabina

Uso da terra	Tempo de uso	Estoques de C no solo (Mg ha^{-1})		
		Observado[(1)]	Simulado	Diferença
VNdi	-	56,6 ± 2,1	56,3	0,3
PAdi	10 anos	49,0 ± 2,6	46,0	3,0
	13 anos	46,1 ± 1,9	42,5	3,6
SCdi	13 anos	48,4 ± 2,9	41,1	7,3
ILP1di	2 anos	47,9 ± 1,9	41,6	6,3
	4 anos	52,3 ± 2,2	42,1	10,2
ILP2di	2 anos	48,1 ± 3,1	45,8	2,3
	4 anos	54,2 ± 1,4	46,4	7,8

[(1)] Dados representam a média de 5 repetições e seus respectivos desvios padrão. VNdi (Cerradão), PAdi (pastagem de *Brachiaria brizantha*), SCdi (sucessão soja/milho), ILP1di e ILP2di (ver tabela 1, item 3.2.2)

4.3.2 Conversão de vegetação nativa para pastagem e agricultura

O modelo indicou redução nos estoques de C do solo em função dos anos de implantação da pastagem de *Brachiaria brizantha* (Figura 2). De modo geral, o modelo subestimou os estoques de C do solo em relação aos dados observados com 10 e 13 anos de implantação da pastagem. Os dados modelados estimaram estoques de C de 46,0 e 42,5 Mg ha^{-1}, respectivamente para 10 e 13 anos de implantação da pastagem (Tabela 2) e estes estoques foram em média de 6 a 8 % inferiores àqueles efetivamente quantificados no campo.

Após 13 anos de implantação da pastagem, observou-se redução do estoque de C no solo obtido por medição direta (camada de 0-20 cm), com taxa anual de perda da ordem de 0,80 Mg ha^{-1} ($y = -0,80x + 56.67$; $R^2 = 0,99$). Já os resultados simulados pelo modelo Century indicaram perdas de C da ordem de 1,23 Mg ha^{-1} ano^{-1} ($y = -1,23x + 58,34$; $R^2 = 0,99$).

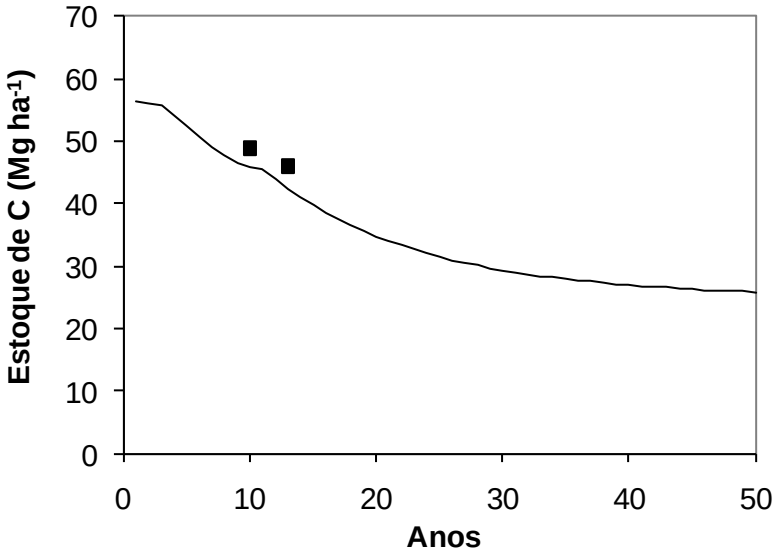

Figura 2 - Estoques de C do solo observado por medição em campo (■) e estimados pelo Modelo Century para a conversão de áreas sob Cerradão para pastagem (representados pela linha contínua).

Analisando as variações do C no solo, em todo o tempo considerado pela simulação (50 anos), observou-se tendência de perda de C no solo. A taxa anual de perda deste C foi maior nos primeiros anos de condução da pastagem e diminuiu com o tempo. Esta redução da taxas de perdas provavelmente está associada à baixa entrada de resíduos vegetais derivados da pastagem *Brachiaria brizantha*, a qual se encontrava em acentuado grau de degradação. Ao analisar os estoques de C do solo, obtidos pela simulação entre 13 e 50 anos de condução desta pastagem, o

modelo estimou perda de C da ordem de 0,39 Mg ha^{-1} ano^{-1} ($y = -0,39x + 43,03$; $R^2 = 0,87$), a qual é bem inferior àquela verificada nos primeiros 13 anos de cultivo desta forrageira.

A simulação dos estoques de C no solo, em função da conversão de Cerradão para a sucessão de cultivos (soja/milho), estimou redução dos estoques de C na camada de 0-20 cm de solo (Figura 3). Comparando os dados simulados àquele medido após 13 anos de implantação da sucessão de cultivos, observou-se que a modelagem subestimou em 16% o estoque de C observado no campo. Após 13 anos de implantação da sucessão de cultivos (soja/milho) em áreas anteriormente sob Cerradão, o modelo Century estimou perda de 1,17 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}, enquanto o efetivamente quantificado no campo resultou em perda 0,63 Mg ha^{-1} ano^{-1}, para a mesma camada de solo.

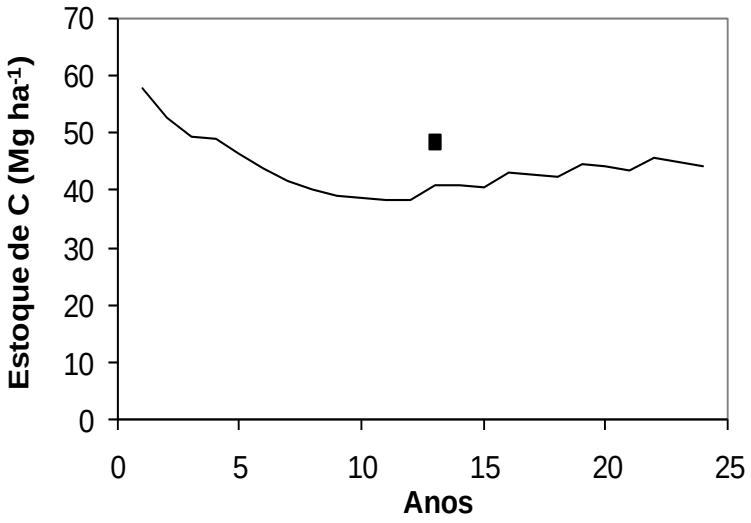

Figura 3 - Estoque de C do solo observado por medição em campo (■) e estimados pelo Modelo Century para a conversão de áreas sob Cerradão para sucessão de cultivos (representados pela linha contínua).

Nos primeiros sete anos de condução da sucessão de cultivos, observou-se redução mais acentuada nos estoques de C do solo, o que pode estar associado ao preparo convencional do solo nos anos iniciais de cultivo agrícola. Somado a isso, durante estes sete anos, o milho safrinha foi cultivado com baixa tecnologia e sem aplicação de fertilizantes, resultando assim em menor produtividade da cultura, conseqüentemente, menor quantidade de matéria seca produzida e menor entrada de C no solo via resíduos culturais. A partir do oitavo ano, o modelo estimou aumento dos estoques de C do solo, o que está associado à implantação do SPD e ainda à adoção de fertilizações adequadas para o cultivo do milho safrinha. Esta tendência de aumento dos

estoques de C, estimada pelo modelo Century entre o 8º e o 25º ano de condução da sucessão de cultivos, resultou em taxa média de acúmulo de 0,44 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} (y = 044x + 34,83; R^2 = 0,82).

4.3.2 Conversão de sucessão de cultivos para sistemas de integração lavoura-pecuária

Conforme já demonstrado na tabela 2, após a conversão de sucessão de cultivos para ILP, de modo geral, a modelagem subestimou os estoques de C no solo em relação aos dados medidos. (Figuras 4 e 5). Após dois e quatro anos de implantação de ILP1di, o modelo Century exibiu estoques de C no solo inferiores em 6,3 e 10,2 Mg de C ha^{-1} quando comparado aos dados efetivamente medidos (Tabela 2). Apesar de ter sido verificada grande discrepância entre os dados medidos e simulados, observou-se tendências similares de aumento do estoque de C no solo em função do tempo de implantação da ILP.

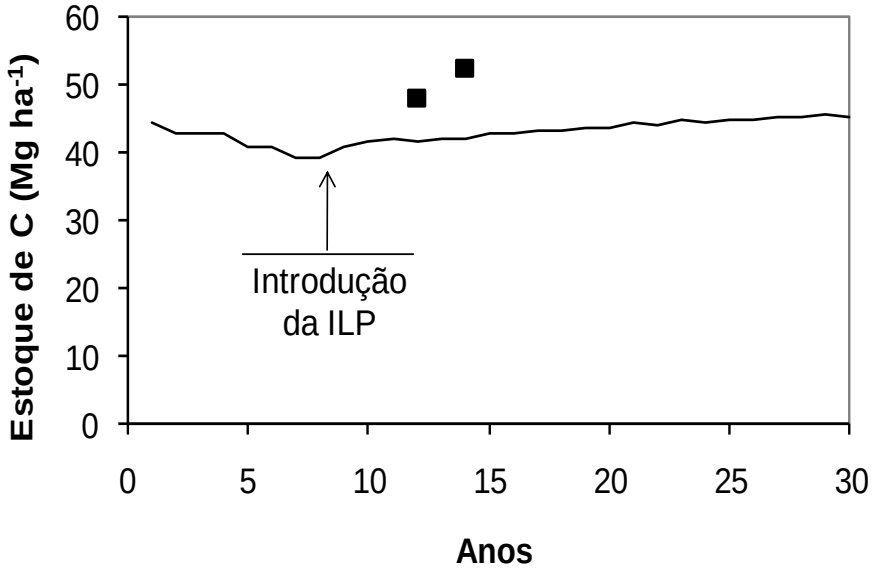

Figura 4 - Estoques de C do solo observado por medição em campo (■) e estimados pelo Modelo Century para a conversão de áreas sob sucessão de cultivos para ILP1di (representados pela linha contínua). Descrição completa culturas implantadas em ILP1di está apresntada na tabela 1, item 3.2.2

Durante os quatro anos de implantação de condução de ILP1di, os estoques de C quantificados no campo (camada de 0-20 cm de solo) resultaram em acúmulo de 1,65 Mg ha^{-1} ano^{-1} (y = 1,65x + 45,33; R^2 = 0,94). Por outro lado, o modelo Century estimou aumento bem

menos expressivo, acumulando anualmente apenas 0,18 Mg de C ha^{-1} (y = 0,18 + 41,35; R^2 = 0,94), durante estes mesmo quatro anos.

Similarmente ao que foi exposto para ILP1di, comparando com os dados efetivamente medidos, o modelo Century subestimou os estoques de C no solo em ILP2di. Observou-se variações de 2,3 e 7,8 Mg de C ha^{-1} entre os dados medidos e simulados, respectivamente após dois e quatro anos de implantação de ILP2di.

Em ILP2di, avaliando os estoques de C medidos, observou-se acúmulo de 1,98 Mg ha^{-1} ano^{-1} (y = 1,98x + 45,58; R^2 = 0,91) na camada de 0-20 cm de solo. Já pelo modelo Century, durante os mesmos quatro anos de condução do sistema de ILP, observou-se acúmulo anual de C de 1,25 Mg ha^{-1} (y = 1,25x + 42,03; R^2 = 0,91).

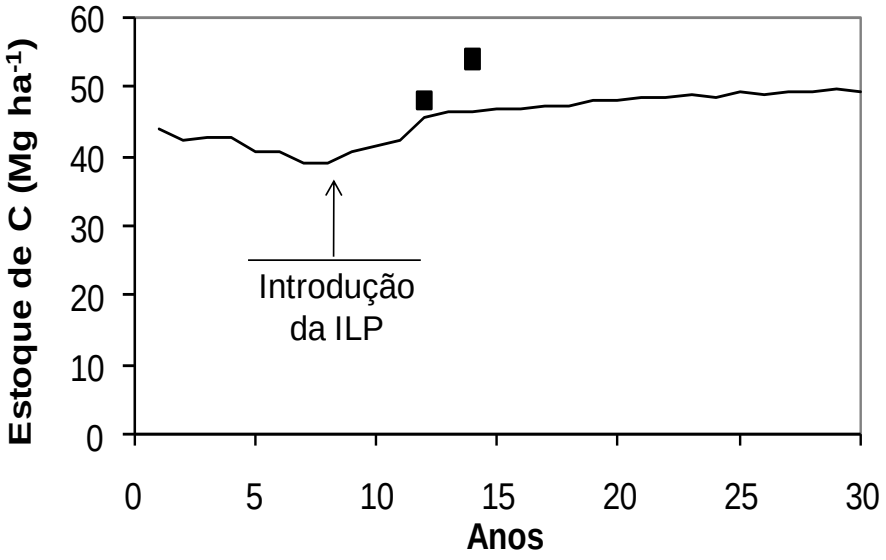

Figura 5 - Estoques de C do solo observado por medição em campo (■) e estimados pelo Modelo Century para a conversão de áreas sob sucessão de cultivos para ILP2di (representados pela linha contínua). Descrição completa culturas implantadas em ILP2di está apresentada na tabela 1, item 3.2.2

Considerando somente os resultados simulados pelo modelo, os dois sistemas de ILP avaliados exibiram grandes variações nas taxas de acúmulo de C do solo. A presença da gramínea forrageira (*Brachiaria brizantha*) por um maior período de tempo resultou em maior taxa de acúmulo de C no solo em ILP2di. Apesar de ILP2di exibir maior acúmulo de C nos primeiros quatro anos de implantação do sistema de ILP, com o passar do tempo a taxa de acúmulo reduziu e praticamente se igualaram à observada em ILP1di, resultando em aumentos médios de aproximadamente 0,20 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}.

Apesar das discrepâncias entre os dados medidos e simulados, a utilização da modelagem demonstrou ser uma boa ferramenta para predizer o comportamento do C no solo sob diferentes situações de uso da terra. Todavia, a magnitude dos valores simulados devem ser avaliados com certa cautela.

Os valores inseridos no modelo foram derivados tanto de resultados efetivamente medidos na área de estudo (variáveis climáticas, atributos químicos do solo, input de insumos), como também de estudos verificados na literatura (deposição atmosférica e fixação biológica do N) e padrões "default" fornecidos pelo próprio modelo Century (produtividade das culturas, massa seca, condições de pastejo).

Entretanto, para a predição adequada do comportamento do C nestes solos sob mudanças de uso da terra será importante realizar um estudo mais aprofundado de modelagem matemática, utilizando mais dados obtidos do próprio local de estudo. Outro ponto que necessita ser analisado é a inserção de sistemas integrados de cultivo no modelo Century. Este modelo foi desenvolvido inicialmente para estimar as variações na MOS em solos sob pastagens e mais tarde foi adaptado para avaliação de culturas agrícolas. Dessa forma, este modelo não se mostrou prontamente adaptado para a avaliação de sistemas de ILP, a qual apresenta culturas cultivadas intercaladas, plantadas simultaneamente, tais como milho e *Brachiaria ruziziensis*, por exemplo.

4.4 Conclusões

Os resultados obtidos da presente pesquisa auxiliam no entendimento das alterações nos estoques de C do solo em situações de conversão de vegetação nativa em pastagem, agricultura e integração agricultura-pecuária. Tais resultados podem ter implicações importantes, por exemplo, nos cálculos de emissões de CO_2 oriundas da mudança de uso da terra, necessários para a elaboração do inventário nacional brasileiro dos gases de efeito estufa e também como procedimentos técnicos a serem realizados, por exemplo, no cálculo das linhas de base imprescindíveis para a elaboração e condução de projetos de seqüestro de C no solo através de mecanismos de flexibilização, como o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo.

Resultados de diversos estudos da dinâmica da MOS em ecossistemas de clima temperado foram as principais fontes de dados utilizadas para o desenvolvimento do modelo Century. Após seu desenvolvimento inicial, o modelo foi aplicado a ecossistemas de clima tropical. No entanto,

no presente estudo os resultados obtidos indicam a necessidade de uma adaptação do modelo aos parâmetros locais, sobretudo com a introdução de cultivos consorciados em sistemas ILP sob plantio direto. Todavia, o grande desafio é efetuar tais adaptações sem tornar os modelos mais complexos e nem aumentar a quantidade de dados de entrada necessários para as simulações, condição que poderia inviabilizar as aplicações dos modelos modificados. Alguns dos aspectos a serem considerados para os solos sob clima tropical são, por exemplo, os altos teores de ferro em solos tropicais podem interferir na dinâmica da dinâmica do C do solo, por meio de processos de quelação. Na dinâmica de utilização de nutrientes pelas plantas, os modelos desenvolvidos em clima temperado pressupõem limitação por nitrogênio, enquanto a limitação por fósforo pode ser importante em solos tropicais. Outro aspecto importante, de caráter intrínseco do próprio modelo, está relacionado à camada fixa de solo (geralmente 0-20 cm de profundidade) nas quais são realizadas as simulações, pois os dados medidos no campo são analisados em forma de massa equivalente.

Referências

BATJES, N.H.; SOMBROEK, W.G. Possibilities for C sequestration in tropical and subtropical soils. **Global Change Biology**, Oxford, v.3, p.161-173, 1997.

BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. CO_2 emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. **Global Change Biology**, Oxford, v.7, p.779-787, 2001.

BODDEY, R.M.; RAO, I.M.; THOMAS, R.J. Nutrient cycling and environmental impacts of *Brachiaria* pastures. In: MILES, J.L.; MAASS, B.L.; VALLE, C.B. (Ed.) **Brachiaria: biology, agronomy and improvement.** Cali: CIAT, 1996. p.72-86.

BRADY, N. C. **The nature and properties of soils**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. 881p.

BUSTAMANTE, M.M.C.; MEDINA, E.; ASNER, G.P.; NARDOTO, G.B.; GARCIA-MONTIEL, D.C. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 209-237, 2006.

CARTER, M.R.; PARTON, W.J.; ROWLAND, I.C.; SCHULTZ, J.E.; STEED. G.R. Simulation of soil organic carbon and nitrogen changes in cereal and pasture systems of Southern Australia. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v.31, p.481-491, 1993.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; GODINHO, V.; HERPIN, U. Changes of chemical properties in an Oxisol after clearing of native Cerrado

vegetation for agricultural use in Vilhena, Rondonia State, Brazil. **Soil & Tillage Research,** Amsterdam, v. 96, p. 95-102, 2007.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; GODINHO, V.P.; HERPIN, U.; CERRI, C.C. Conversion of Cerrado into agricultural land in the south-western amazon: carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 233-241, 2009.

CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; RONDÓN, M.A. Potential of soil carbon sequestration in the Amazonian Tropical Rainforest. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C.E.P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Food Products Press, 2006. p. 245-266.

CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELLILO, J.M.; CERRI, C.C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, Urbana, v. 10, p. 815-832, 2004.

CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLON, P.; POWLSON, D.; MILNE, E.; CERRI, C.C. Simulating soil organic carbon changes in eleven land use change chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdan, v. 122, p. 46-57, 2007.

CHAMBERS, J.Q.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R.; HIGUCHI, N. Tree damage, allometric relationships, and aboveground net primary production in central Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.5348, p.1-12, 2000.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.80, p.235-244, 1996.

CLEVELAND, C.C.; TOWNSEND, A.L.; SCHIMEL, D.S.; FISCHER, H.; HOWARTH, R.W.; HEDIN, L.O.; PERAKIS, S.S.; LATTY, E.F.; VON FISCHER, J.C.; ELSEROAD, A.; WASSON, M.F. Global patterns of terrestrial biological (N2) fixation in natural ecosystems. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.13, n. 2, p.623-645, 1999.

COLEMAN, K.; JENKINSON, D.S.; CROCKER, G.J.; GRACE, P.R.; KLIR, J.; KORSCHENS, M.; POULTON, P.R.; RICHTER, D.D. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. **Geoderma**, Amsterdam, v.81, p.29-44, 1997.

CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K. Spatial variability of soil organic carbon in grassland: implications for detecting change at different scales. **Environmental Pollution**, Oxford, v.116, p.127-135, 2002.

CUEVAS, E. Soil versus biological controls on nutrient cycling in terra firme forests. In: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. (Ed.) **The biogeochemistry of the Amazon basin.** New York: Oxford University Press, 2001. p.53-67.

DENSLOW, J.S.; ELLISON, A.M.; SANFORD, R.E. Treefall gap size effects on above- and belowground processes in a tropical wet forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v.86, p. 597-609, 1998.

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

EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE. Disponível em: <http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/resultados>. Acesso em: 12 nov. 2009.

ESWARAN, H.; VAN DEN BERG, E.; REICH, P.; KIMBLE, J. Global soil carbon resources. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Ed.) **Soil and Global Change.** Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p.27-43.

FALLOON, P.D.; SMITH, P. Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and Century: model evaluation for a regional scale application. **Soil Use and Management**, Oxford, v.18, p.101-111, 2002.

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

GALDOS, M.V; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P., PAUSTIAN, K., van ANTWERPEN, R. Simulation of soil carbon dynamics under sugarcane with the CENTURY model. **Soil Science Society American Journal, v.** 73, p. 802-811, 2009. DOI:10.2136/sssaj2007.0285.

GIJSMAN, A.J.; HOOGENBOOM, G.; PARTON, W.J.; KERRIDGE, P.C. Modifying DSSAT for low-input agricultural systems, using a SOM module from CENTURY. **Agronomy Journal**, Madison, v.94, n.3, p.462-474, 2002.

GRAÇA, P.M.L.A.; FEARNSIDE, P.M.; CERRI, C.C. Burning of Amazon forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.120, p.179-191, 1999.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.148, p.185-206, 2001.

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

JENKINSON, D.S.; HARKNESS, D.D.; VANCE, E.D.; ADAMS, D.E.; HARRISON, A.F. Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.24, p.295-308, 1992.

KELLY, R.H.; PARTON, W.J.; CROCKER, G.J.; GRACE, P.R.; KLIR, J.; KORSCHENS, M.; POULTON, P.R.; RICHTER, D.D. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the century model. **Geoderma**, Amsterdam, v.81, p.75-90, 1997.

KIRSCHBAUM, M.U.F.; PAUL, K.I. Modelling C and N dynamics in forest soils with a modified version of the Century model. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.34, p.341-354, 2002.

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

LEAL, M.A.A.; DE-POLLI, H. Aplicações de modelos ao estudo de matéria orgânica do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênesis, 1999. p. 245-264.

LEITE, L. F.C.; MENDONCA, E. S. ; MACHADO, P.LO.A.; FERNANDES FILHO, E.I.; NEVES, J. C. L. Simulating trends in soil organic carbon of an Acrisol under no-tillage and displow systems using the Century model. **Geoderma**, Amsterdam, v. 120, p. 283-295, 2004.

MAYLE, F.E.; BURBRIDGE, R.; KILLEEN, T. Millennial-scale dynamics of southern Amazon rain forests. **Science**, Cambridge, v.290, p. 2291-2294, 2000.

MCGUIRE, A.D.; CLEIN, J.S.; MELILLO, J.M.; KICKLIGHTER, D.W.; MEIER, R.A.; VOROSMARTY, C.J.; SERRENZE, M.C. Modelling carbon responses of tundra ecosystems to historical and projected climate: sensitivity of pan-artic carbon storage to temporal and spatial variation in climate. **Global Change Biology**, Oxford, v.6, p.141-159, 2001.

MESQUITA, R.C.G.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, W. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazon forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v.91, p.129-134, 1999.

METHERELL, A.K.; HARDING, L.A.; COLE, C.V.; PARTON, W.J. CENTURY Soil organic matter model environment. **Technical documentation.** Agroecosystem version 4.0. Fort Collins: USDA-ARS, 1993. v.1A. (Great Plains System Research Unit Technical Report, 4).

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

NEILL, C.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M.C. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A. (Ed.) **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC Press, 1997. p. 9-28.

PARTON, W.J.; RASMUSSEN, P.E. Long-term effects of crop management in wheat/fallow: II. CENTURY model simulations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.58, p. 530-536, 1994.

PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V.; OJIMA, D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.51, p.1173-1179, 1987.

PAUSTIAN, K.; PARTON, W.J.; PERSSON, J. Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen- fertilized long-term plots. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.476-488, 1992.

PAUSTIAN, K.; LEVINE, E.; POST, W.M.; RYZHOVA, I.M. The use of models to integrate information and understanding of soil C at the regional scale. **Geoderma**, Amsterdam, v.79, p.227-260, 1997.

PINARD, M.A.; PUTZ, F.E.; LICONA, J.C. The mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.116, p.247-252, 1999.

RASSE, D.P.; LONGDOZ, B.; CEULEMANS, R. TRAP: a modelling approach to below-ground carbon allocation in temperate forests. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.229, n.2, p.281-293, 2001.

REZENDE, C.P.; CANTARUTI, R.B.; BRAGA, J.M.; GOMIDE, J.A.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; TARRE, R.; MACHADO, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; CADISH, G.; GILLER, K.E.; BODDEY, R.M. Litter decomposition and disappearance in Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.54, p.99-112, 1999.

ROMANYA, J.; CORTINA, J.; FALLOON, P.; COLEMAN, K.; SMITH, P. Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing Pinus radiata on Mediterranean agricultural soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.51, p.627-641, 2000.

SALTON, J.C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical.** 2005. 158 p. Tese (Doutorado em Solos) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

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

SCHLESINGER, W.H. Carbon sequestration in soils: some cautions amidst optimism. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.82, n.1-3, p.121-127, 2000.

SCHUMAN, G.E.; JANZEN, H.H.; HERRICK, J.E. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. **Environmental Pollution**, Oxford, v.116, p.391-396, 2002.

SILVEIRA, A.M.; VICTORIA, R.L.; BALLESTER, M.V.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C. Simulação dos efeitos das mudanças do uso da terra na dinâmica de carbono no solo na bacia do rio Piracicaba. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.2, p.389-399, 2000.

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

SMITH, J.U.; SMITH, P.; ADDISCOTT, T. Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. In: POWLSON, D.S.; SMITH, P.; SMITH, J.U (Ed.) **Evaluation of soil organic matter models using existing, long-term datasets.** Berlin: Springer-Verlag, 1996. p.181-200. (NATO ASI Series I, 38).

SMITH, P.; FALLOON, P.; COLEMAN, K.; SMITH, J.U.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; JENKINSON, D.S.; INGRAM, J.; SZABO, J.; PASZTOR, L. Modeling soil carbon dynamics in tropical ecosystems. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; STEWART, B.A. (Ed.) **Global climate change and tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 1999. cap.18, p.341-364.

SMITH, P.; SMITH, J.U.; POWLSON, D.S.; MCGILL, W.B.; ARAH, J.R.M.; CHERTOV, O.G.; COLEMAN, K.; FRANKO, U.; FROLKING, S.; JENKINSON, D.S.; JENSEN, L.S.; KELLY, R.H.; KLEIN-GUNNEWIEK, H.; KOMAROV, A.S.; LI, C.; MOLINA, J.A.E.; MUELLER, T.; PARTON, W.J.; THORNLEY, J.H.M.; WHITMORE, A.P. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. **Geoderma**, Amsterdam, v.81, p.153-225, 1997.

STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C. Consequence of forest-to-pasture conversion on CH_4 fluxes in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.101, p.18547-18554, 1996.

SYLVESTER-BRADLEY, R.; OLIVEIRA, L.A.; PODESTA FILHO, J.A.; JOHN, T.V.S.T. Nodulation of legumes, nitrogenase activity of roots, and occurrence of nitrogen-fixing *Azospirillum spp*. in representative soils of Central Amazonia. **Agro-Ecosystems**, Amsterdam, v.6, p.249-266, 1980.

TORNQUIST, C.G.; MIELNICZUK, J.; CERRI, C.E. P. Modeling soil organic carbon dynamics in Oxisols of Ibirubá (Brazil) with the Century Model. Soil & Tillage Research, Amsterdan, v. 105, p. 33-43, 2009.

WANG, H.; CORNELL, J.; HALL, C.A.S.; MARLEY, D.P. Spatial and seasonal dynamics of surface soil carbon in the Luquillo Experimental Forest. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.147, p.105-122, 2002.

WILLIANS, M.R.; FISCHER, T.R.; MELACK, J.M. The composition and deposition of rain in the central Amazon, Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v.31, n.2, p.207-217, 1997.

5 IMPACTOS DA IMPLANTAÇÃO DE PASTAGENS, AGRICULTURA E SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NOS FLUXOS DE GASES DO EFEITO NA REGIÃO DO CERRADO

Resumo

No Brasil, a mudança do uso da terra e o setor agropecuário estão entre as principais fontes de gases do efeito estufa (GEE). Nas últimas décadas o bioma Cerrado se manteve em contínuo processo de mudança do uso e manejo da terra, atuando como fonte ou dreno de GEE (CO_2, N_2O e CH_4) em função do manejo aplicado. A adoção de manejos conservacionistas, baseado em elevado aporte de mateiral orgânico, tal como os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) podem aumentar os estoques de C no solo e reduzir as emissões de GEE para a atmosfera. O objetivo deste estudo foi avaliar os fluxos de CO_2, N_2O e CH_4 em diferentes usos e manejo da terra em Montividiu, GO e expressá-los na forma de C equivalente. Foram avaliadas áreas sob vegetação nativa (VNap), pastagem (PAap), sucessão de cultivos (SCap) e ILP (ILPap). Na área sob ILP foram avaliados os fluxos de GEE em diferentes manejos da soqueira do algodoeiro. Foram realizadas nove amostragens de GEE durante 24 meses, de abril de 2007 a março de 2009. Observou-se maior emissão anual de C-CO_2 em PAap (10820 kg ha^{-1}) e esta foi significativamente maior ($p<0,05$) em relação à SCap (4987 kg ha^{-1}) e ILPap (6565 kg ha^{-1}), enquanto que VNap não diferiu significativamente das demais. As emissões de N-N_2O foram maiores em ILPap e PAap. Foram observadas diferenças significativas apenas entre ILPap (2,00 kg ha^{-1} ano^{-1}) e VNap (0,35 kg ha^{-1} ano^{-1}). Os fluxos de C-CH_4 foram baixos e evidenciaram absorção desse GEE pelo solo em VNap, SCap e ILPap, enquanto que PAap emitiu 1,67 kg C-CH_4 ha^{-1} ano^{-1}. Em ILPap, o manejo químico da soqueira do algodoeiro emitiu menos CO_2 em relação aos manejos com revolvimento do solo. Entretanto, verificou-se maior emissão de N_2O no manejo sem revolvimento do solo em relação à gradagem. Os manejos aplicados não influenciaram significativamente os fluxos de CH_4. O balanço global de GEE, expresso em C equivalente, evidenciou perdas da ordem de 0,43 e 0,77 Mg ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para a conversão de VNap em PAap e SCap. A conversão de área sob SCap para ILPap, ambos em plantio direto, resultou em seqüestro de C pelo solo, independente do manejo aplicado. Manejo químico, sem revolvimento do solo seqüestrou 1,05 Mg de C eq ha^{-1} ano^{-1}. Na área sob ILP aplicando os manejos mecânico com o equipamento Cotton 1000 e grade aradora seqüestrou 0,58 e 0,71 Mg de C eq ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente. Esses resultados evidenciam a capacidade dos sistemas de ILP em seqüestrar C no solo, entretanto estudos mais detalhados e com maior tempo de duração precisam ser realizados no sentido de avaliar a adoção desses sistemas em maior número de culturas e condições edafoclimáticas.

Palavras-chave: Cerrado; Mudança do uso da terra; Fluxos de gases do efeito estufa; Integração lavoura-pecuária; Algodão

IMPACT OF PASTURE, AGRICULTURE AND CROP-LIVESTOCK SYSTEMS ON GREENHOUSE GASES FLUXES IN BRAZILIAN CERRADO

Abstract

In Brazil, land use changes, agriculture and livestock sectors are among the main sources of emissions of greenhouse gases (GHG). In the last decades, the Cerrado biome has been under continuous changes in land use and management resulting in either a source or a sink of greenhouse gases (CO_2, N_2O and CH_4), depending on the type of land use and management applied. The adoption of conservative management systems based on high input of organic material, such as the integrated crop-livestock systems (ICL), can increase the C stock and reduce the emissions of GHG to the atmosphere. The objective of this study was to evaluate the CO_2, N_2O and CH_4 fluxes under different land uses and managements in Montividiu, GO, as well as to quantify the equivalent C content. Areas under native vegetation (NVap), pastures (PAap), crop succession (CSap) and ICLap were evaluated. In ICL areas, the assessment of GHG was conducted in areas under different cotton stalk management. Sampling was made in nine replicates over 24 months, from April 2007 to March 2009. It was observed a higher annual C-CO_2 emissions in PAap (10820 kg ha^{-1}) which was significantly higher ($p<0.05$) than the CSap (4987 g ha^{-1}) and ICLap (6565 kg ha^{-1}). The NVap did not show significant differences from others. The N-N_2O emissions were higher in ICLap and PAap. However, significant differences were observed only between ICLap (2.00 kg ha^{-1} $year^{-1}$) and VNap (0.35 kg ha^{-1} $year^{-1}$). The C-CH_4 fluxes were low and showed a this gas sink in the NVap, CSap and ICLap soils while PAap released 1.67 kg C-CH_4 ha^{-1} $year^{-1}$. In ICLap, the chemical management of cotton stalk released less CO_2 than tillage areas. However, higher N_2O emissions were observed in no-tillage management. The type of management applied did not show to have an influence on CH_4 fluxes. The global balance of GHG expressed in the C equivalent, showed losses in the order of 0.43 and 0.77 Mg ha^{-1} $year^{-1}$, respectively, for the conversion of NVap in PAap and SCap. The CSap conversion to ICLPap, both under no-tillage, resulted in soil C sequestration, regardless the type of management applied. Chemical management with no-tillage showed a C sequestration of 1.05 Mg of C eq ha^{-1} $year^{-1}$.In the ICL area, the use of Cotton 1000 equipment showed a C sequestration of 0.58 while areas under full tillage showed 0.71 Mg of C eq ha^{-1} $year^{-1}$. These results are evidences that ICL systems can be efficient in soil C sequestration. However, more detailed and long term studies need to be conducted for the assessment of these systems in a larger number of crops in different edaphoclimatic conditions.

Keywords: Cerrado; Land use change; Greenhouse gases fluxes; Crop-livestock system; Cotton

5.1 Introdução

A preocupação mundial com as mudanças climáticas vem crescendo na última década, principalmente, no que se refere às emissões de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases de efeito estufa (GEE), tais como o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). Dados do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas indicam que as emissões anuais de GEE de caráter antrópico aumentaram 70% em termos globais entre 1970 e 2004. Este aumento na concentração de GEE na atmosfera já elevou a temperatura média da superfície terrestre em 0,55^{o}C desde 1970 (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC, 2007).

Estimativas apontam que a conversão de ecossistemas nativos para agricultura e pecuária contribui, com aproximadamente 24 % das emissões mundiais de CO_2, 55 % das emissões de CH_4 e 85 % das emissões de N_2O (IPCC, 2007). No Brasil, as emissões de GEE oriundas da mudança de uso da terra, agricultura e pecuária, têm peso percentualmente maior, representando 75, 91 e 94 % do total de emissões de CO_2, CH_4 e N_2O, respectivamente (CERRI et al., 2009). Desconsiderando a mudança no uso da terra e o setor agropecuário, o Brasil situa-se em 17º lugar na classificação mundial dos países mais emissores de GEE, entretanto se estes dois setores forem considerados o país ocupará a incômoda 5ª posição (CERRI et al., 2009).

O CO_2 é o GEE que mais contribui para o efeito estufa, devido à grande quantidade que é emitida. Embora as quantidades de CH_4 e N_2O emitidas para atmosfera sejam bem menores, o potencial de aquecimento global (PAG) desses GEE é 23 e 296 vezes maior em relação ao CO_2 (IPCC, 2001).

Desde 1750, aproximadamente 35 % das emissões antrópicas de CO_2 estão diretamente relacionadas às mudanças do uso da terra e agropecuária (FOLEY et al., 2005). Ao longo de 250 anos, a concentração de CO_2 aumentou de 280 para 390 ppmv (partes por milhão em volume) e atualmente aumenta com uma taxa de 2,2 ppmv ano^{-1}, equivalente a um incremento de 3,3 Pg (1 Pg = 10^9 toneladas) de C ano^{-1} (IPCC, 2007). A concentração de N_2O aumentou cerca de 16 %, de 270 para 320 ppbv (partes por bilhão em volume) e sua taxa de aumento é de 0,8 ppbv ano^{-1}. A concentração de CH_4 aumentou cerca de 150 %, passando de 700 para 1745 ppbv neste mesmo período, e vem aumentando a uma taxa de 7 ppbv ano^{-1} (IPCC, 2007).

No Brasil as principais fontes de CO_2 relacionadas ao setor agrícola são o desmatamento, a queima de biomassa vegetal, a aplicação de calcário e o uso e manejo inadequado do solo

(CERRI et al., 2009). Manejos conservacionistas, tal como o sistema de plantio direto (SPD), que visam à redução na intensidade da mobilização do solo, manutenção dos resíduos culturais no solo, eliminação de pousios com solos descobertos e a melhoria no manejo dos recursos hídricos (FOLLETT, 2001; HERMLE et al., 2008) são práticas que podem ser implementadas para aumentar os estoques de C do solo e mitigar as emissões dos GEE, com o solo funcionando como um dreno para o CO_2 atmosférico (WEST; POST, 2002; ZINN; LAL; RESCK, 2005; CERRI et al., 2007).

A emissão de N_2O pelo solo pode ser resultante tanto do processo de nitrificação como de desnitrificação, dependendo do grau de oxigenação do solo. Em condições de baixa saturação de água no solo prevalece a nitrificação. Já quando o solo se encontra saturado com água, sob baixa oxigenação, o processo responsável pela emissão de N_2O é a desnitrificação (JANTALIA et al., 2006). A emissão de N_2O em solos agrícolas é influenciada pelo uso da terra, manejo do solo, fatores climáticos (JARECKI; LAL, 2006), aplicação de fertilizantes nitrogenados, aplicação de estercos, deposição de fezes e urina nas áreas sob pastagens e queima de biomassa vegetal (DALAL et al., 2003). Em contraste com as emissões menores de CO_2 para atmosfera, diversos estudos têm verificado maiores emissões de N_2O em áreas sob SPD quando comparado com preparo convencional (BALL; SCOTT; PARKER, 1999; BAGGS et al., 2003; CARVALHO et al., 2009).

A emissão de CH_4 pode ser resultante de fontes naturais ou antropogênicas (IPCC, 2007). Nos sistemas agrícolas as principais fontes antrópicas de CH_4 incluem o cultivo do arroz inundado, fermentação entérica de ruminantes, aplicação de dejetos no solo e manejo do solo (USSIRI; LAL; JARECKI, 2009). No solo o CH_4 é produzido pela metanogênese sob condições anaeróbicas, especialmente quando o solo é inundado (YANG; CHANG, 2001), ou seja, apresenta alta saturação por água e baixa oxigenação. Entretanto, dependendo das condições de oxigenação, o solo pode funcionar como dreno de CH_4 atmosférico. A maior absorção biológica de CH_4 ocorre pela oxidação de bactérias metanotróficas em solos bem drenados (HUTSCH, 2001; XU; CAI; TSURUTA, 2003), tal como os Latossolos altamente intemperizados encontrados na região do Cerrado no Brasil. Existem poucos estudos avaliando as emissões de GEE em solos sob diferentes usos e manejos da terra na região centro-oeste do Brasil, sobretudo pesquisas envolvendo a dinâmica desses GEE em sistemas integrados de cultivo, tal como a integração lavoura-pecuária (ILP).

O sistema de ILP propõe a diversificação de atividades agrícolas, resultando em maior intensidade de uso da terra e melhor utilização dos recursos naturais. A incorporação estratégica de pastagens às áreas sob cultivo agrícola além de acarretar os beneficios já mencionados, resulta em menor pressão para desmatamentos e abertura de novas áreas para cultivo. O sucesso da implantação desses sistemas integrados de cultivo está associado à adoção práticas conservacionistas de manejo, como por exemplo, o SPD. No Brasil, algumas plantas cultivadas, tal como o algodoeiro, na maioria das vezes não é cultivada em SPD. O manejo da soqueira do algodoeiro, prática fitossanitária obrigatória no Brasil, geralmente é realizada por métodos mecânicos de manejo, que revolvem o solo e inviabilizam a execução do SPD em sua plenitude, resultando assim em redução dos estoques de C no solo e emissões de CO_2 para a atmosfera.

Entretanto, existem alternativas para o manejo da soqueira do algodoeiro visando a conservação do solo, o aumento dos estoques de C no solo e a mitigação das emissões de GEE para a atmosfera. O objetivo deste estudo foi avaliar os fluxos de GEE (CO_2, N_2O e CH_4) em diferentes usos e manejos da terra em Montividiu, GO. Foram avaliadas áreas sob vegetação nativa, pastagem, sucessão de cultivos e ILP. Na área sob ILP foi avaliado ainda os fluxos de GEE do solo sob diferentes métodos de manejo da cultura do algodoeiro.

5.2 Material e Métodos

5.2.1 Localização e descrição da área de estudo

O estudo foi realizado na Agropecuária Peeters (17º22’ S, 51º29’ O), no município de Montividiu (GO). A região está inserida no bioma Cerrado (Figura 1), onde predomina o Latossolo Vermelho (2,5 YR) distrófico argiloso A vegetação nativa predominante é classificada como Cerrado *stricto sensu.*

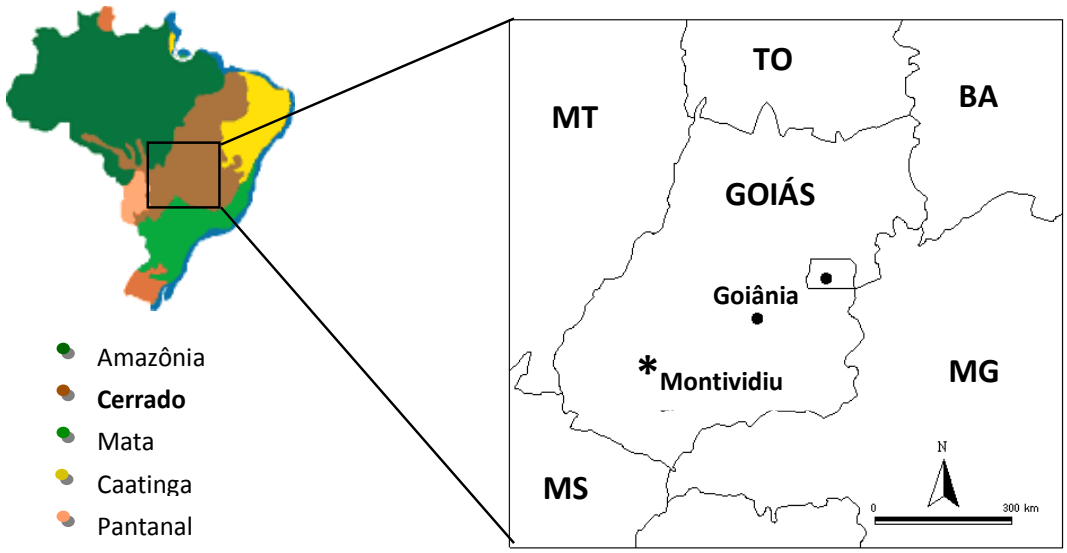

Figura 1 - Localização dos principais biomas brasileiros, com destaque para o Cerrado e para o município de Montividiu, no estado de Goiás

O clima regional segundo a classificação de Koppen é do tipo Aw – tropical, com chuvas concentradas no verão e um período seco bem definido durante a estação de inverno, quando ocorre um moderado déficit hídrico. A temperatura atmosférica média no mês mais frio é superior a 18°C (Megatérmico) e a média anual é de 23°C (Figura 2). A precipitação anual média é de aproximadamente 1500 a 1800 mm.

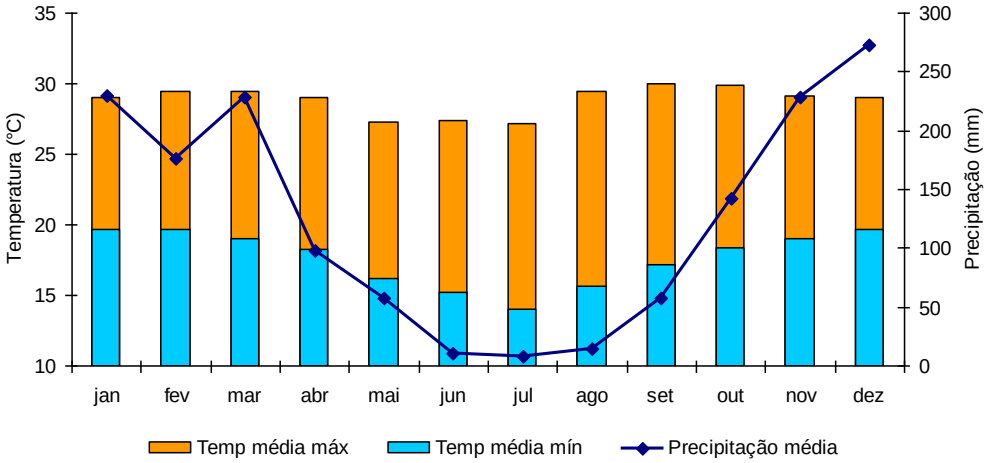

Figura 2 - Os valores médios representam as temperaturas máximas e mínimas e precipitação mensal em Montividiu (GO). Os dados são referentes ao período de 1972 a 2008

A Agropecuária Peeters foi escolhida para este estudo por apresentar áreas sob diferentes usos da terra, com históricos conhecidos e sob condições edafoclimáticas semelhantes. Foram avaliadas nessa propriedade áreas sob vegetação nativa, pastagem, sucessão de cultivos e ILP.

A vegetação nativa (Cerrado *stricto sensu*) representa a situação anterior ao processo de mudança de uso da terra, razão pela qual foi considerada a linha de base neste estudo. Avaliou-se uma área sob pastagem por representar determinante fase de mudança no uso da terra no bioma Cerrado, tanto no que se refere à conversão de ecossistema nativo para pastagem, como também na conversão de área de pastagem para agricultura. Área sob agricultura em sucessão de cultivos, tendo a soja como cultura principal em SPD, foi avaliada por representar o principal modelo da produção agrícola nessa região. Por fim, avaliou-se neste estudo a conversão de área sob soja em sucessão de cultivos para sistemas de ILP, ambos em SPD.

O histórico da ocupação da região foi iniciado com o desmatamento e queima da vegetação nativa (VNap) em 1986. Em seguida foi realizado implantação da pastagem de *Brachiaria decumbens* (PAap) em uma parte da área, sem a aplicação de insumos. No ano de 2005 foram aplicadas 3 Mg ha^{-1} de calcário dolomítico nesta pastagem, que no momento da coleta de solo em 2007 foi classificada como não degradada. Em outra parte da área desmatada foi implantada agricultura. No primeiro ano de plantio, foi cultivado arroz em sistema de preparo convencional. No ano seguinte realizou-se o plantio da soja. A soja se manteve como cultura principal em sucessão com milho, milheto ou pousio sob SPD até 2007 (SCap). Em 1999, parte dessa área (SCap) foi convertida em sistema de ILP (ILPap) e se manteve em SPD com a mesma rotação de cultivos até o ano de 2007. A completa descrição das culturas implantadas nos diferentes usos da terra e suas respectivas datas de implantação estão apresentadas na tabela 1.

Tabela 1 - Descrição das culturas implantadas e em seus respectivos anos de implantação

Áreas	Período	Cultura principal	Cultura de Sucessão
VNap		---------- Cerrado *stricto sensu* ----------	
PAap	1986 – 2007	---------- *Brachiaria decumbens* ----------	
SCap	1986 – 1987	Arroz	Pousio
	1987 – 2007	Soja	Milho, Milheto ou Pousio
ILPap	1986 – 1987	Arroz	Pousio
	1987 – 1998	Soja	Milho, Milheto ou Pousio
	1998 – 1999	Soja	Milho + *Brachiaria ruziziensis*
	1999 – 2000	Algodão	Pousio
	2000- 2001	Soja	Milho + *Brachiaria ruziziensis*
	2001 – 2002	Algodão	Pousio
	2002 – 2003	Soja	Milho + *Brachiaria ruziziensis*
	2003 – 2004	Algodão	Pousio
	2004 – 2005	Soja	Milho + *Brachiaria ruziziensis*
	2005 – 2006	Algodão	Pousio
	2006 – 2007	Soja	Milho + *Brachiaria ruziziensis*

Conforme apresentado na tabela 1, a área sob ILP inclui a cultura do algodão no sistema de rotação de cultivos. Na cultura do algodoeiro, o manejo dos restos culturais (soqueira) é prática obrigatória para o adequado manejo fitossanitário desta lavoura. Na Agropecuária Peeters, o manejo da soqueira do algodoeiro, cultivado em sistema de ILP, é realizado com auxílio do equipamento Cotton 1000. Entretanto, pelo fato desse equipamento movimentar a camada superficial do solo inviabiliza a utilização do SPD em sua plenitude. De acordo com estimativas realizadas no campo, o equipamento Cotton 1000 revolve aproximadamente 30% da camada superficial do solo (0-10 cm). Em função disso, foi inserida neste estudo a avaliação dos fluxos de GEE nos três métodos de manejo da soqueira do algodoeiro mais utilizados na região centro-oeste do Brasil. Os métodos de manejo testados foram: i) manejo químico com herbicidas (2,4 D + Glyphosate); ii) manejo mecânico com equipamento Cotton 1000 (movimenta aproximadamente 30 % apenas a camada superficial do solo, 0-10 cm); iii) e ainda o manejo mecânico com grade aradora, o qual movimenta toda a camada superficial do solo (0-20 cm). Essas estratégias de manejo simulam o algodoeiro cultivado em SPD (manejo químico com herbicidas), cultivo mínimo (manejo mecânico com equipamento Cotton 1000) e cultivo convencional (manejo mecânico com grade aradora). Na realização deste estudo destinou-se uma parte da área sob ILP (aproximadamente 3 hectares) à implantação de um experimento em faixas

abrangendo os três manejos. A destruição da soqueira do algodoeiro foi realizada em julho de 2007.

5.2.2 Amostragem e análises dos gases do efeito estufa

Foram realizadas nove coletas de GEE durante o período de abril de 2007 a março de 2009. Em cada uma dessas coletas, realizou-se amostragem de GEE em dois dias consecutivos para aumentar o número de repetições e dar maior representatividade aos fluxos de GEE obtidos.

Em cada uma das áreas amostradas, utilizou-se cinco câmaras estáticas, de acordo com metodologia descrita por Steudler et al. (1991). As câmaras são constituídas de duas partes (base e tampa). A base foi fixada ao solo para permitir repetidas amostragens no mesmo local. Durante a medida dos fluxos dos GEE foi colocada uma tampa hermeticamente fechada sobre a base, onde coletaram-se amostras em seringas de 20 mL, em intervalos regulares (0, 5, 10 e 20 minutos). Durante o período de coleta de GEE foram avaliadas também a umidade do solo, a pressão barométrica e a temperatura do solo nas profundidades 2, 5 e 10 cm.

Após a coleta no campo, as amostras de GEE foram encaminhadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP, para análises. A determinação das concentrações de CO_2, N_2O e CH_4 foi realizada por cromatografia gasosa (Shimadzu, GC-14A), sendo que os dois primeiros GEE foram detectados por ECD (Electron Capture Detector), enquanto que o CH_4 foi analisado em detector FID (Flame Ionization Detector). O fluxo de cada GEE foi calculado pela alteração linear das concentrações em função do tempo de incubação.

Para comparação do balanço geral do GEE neste estudo, foi realizada a conversão dos fluxos de N_2O e CH_4 em CO_2 equivalente (CO_2 eq). A estimativa do cálculo dos fluxos de N_2O e CH_4 em CO_2 eq, está apresentada nas equações 1 e 2, a seguir.

O equivalente em CO_2 para o N_2O é dado por:

$$\mathbf{CO_2\ eq\ (N_2O) = N_2O * (44/28) * 296} \qquad \text{Equação (1)}$$

Onde: N_2O = fluxo de N_2O na situação

(44/28) = relação entre o peso molecular do N_2O e do nitrogênio

296 = potencial de aquecimento global do N_2O em relação ao CO_2

Enquanto que o equivalente em CO_2 para o CH_4 é dado por:

$$\mathbf{CO_2\ eq\ (CH_4) = CH_4 * (16/12) * 23} \qquad \text{Equação (2)}$$

Onde: CH_4 = fluxo de CH_4 na situação

(16/12) = relação entre o peso molecular do CH_4 e do carbono

23 = potencial de aquecimento global do CH_4 em relação ao CO_2

5.2.3 Analises estatísticas dos dados

A análise estatística dos dados foi realizada considerando um delineamento inteiramente casualizado, com cinco pseudo-repetições em cada uma das áreas avaliadas. As áreas estão sob as mesmas condições topográficas e edafoclimáticas, diferindo apenas no uso e manejo do solo. Os resultados foram submetidos á analise de variância (ANOVA). Foi aplicado um teste de Tukey ($p<0,05$) para comparação das médias entre as áreas avaliadas. Modelos de regressão linear foram utilizados para avaliar as correlações entre fluxos de GEE com a umidade e a temperatura do solo Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando programa SAS (versão 6).

5.3 Resultados

Este item está dividido em dois contextos. Inicialmente são abordadas as variações dos fluxos de GEE em diferentes usos da terra na Agropecuária Peeters, em Montividiu, GO. Em seguida são avaliadas as variações nos fluxos de GEE na área sob ILP, submetida a diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro.

5.3.1 Avaliação dos diferentes usos da terra

5.3.1.1 Umidade e temperatura do solo

A seguir serão apresentados os dados de umidade (%) e temperatura do solo (^oC) a 5 e 10 cm de profundidade coletados no momento da amostragem de GEE nas áreas sob diferentes usos da terra (Figura 3).

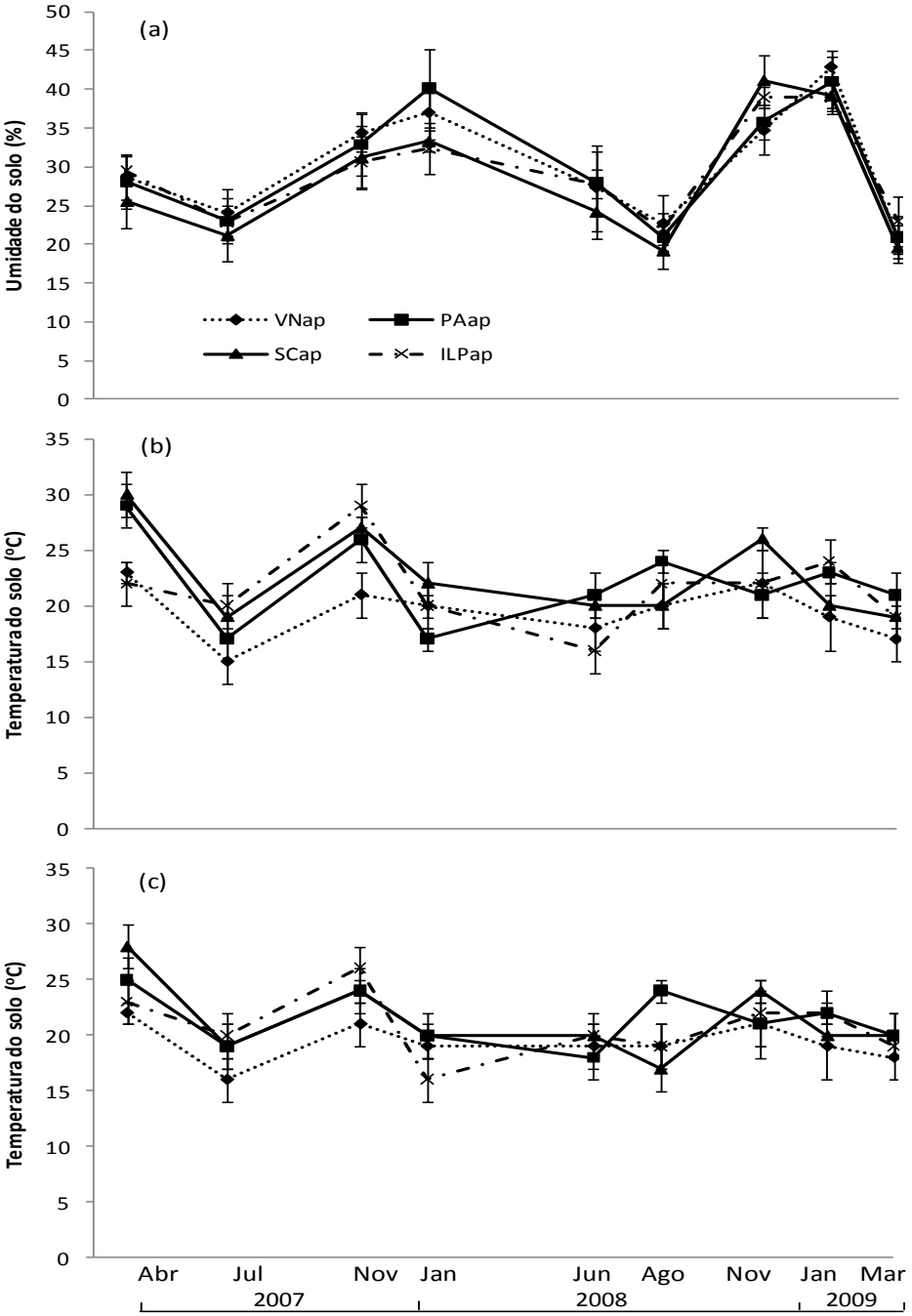

Figura 3 - Umidade do solo (%), temperatura do solo a 5 cm (b) e a 10 cm (c) de profundidade nos diferentes usos da terra e nas respectivas épocas de amostragens de GEE. Valores representam média de 5 repetições. Barras representam o desvio padrão da média. VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (soja/milho + *Brachiaria ruziziensis*/algodão/pousio)

A umidade do solo, conforme era esperado foi maior na estação chuvosa. Não foram verificadas variações significativas entre as áreas avaliadas em cada período de amostragem de

GEE. Não foi observada também tendência de maior umidade do solo em determinada área em relação às demais. De modo geral a umidade do solo variou de 19 a 43 % durante todo o período avaliado (Figura 3a).

A temperatura do solo no momento da coleta de GEE apresentou variações entre os períodos avaliados. De modo geral, observaram-se menores temperatura do solo (5 e 10 cm de profundidade) sob vegetação nativa (Figura 3b, c). As variações de temperaturas do solo entre as épocas amostradas estão associadas ao horário do dia em que foi realizada a coleta de GEE. Em média, observou-se maiores temperaturas do solo (1 a 2 ^{o}C) na camada mais superficial (5 cm).

5.3.1.2 Fluxos de CO_2

Considerando o período avaliado neste estudo (24 meses), a emissão média de todas as coletas foi de 94,0; 123,5; 56,9 e 74,9 mg de C-CO_2 m^{-2} h^{-1}, respectivamente para VNap, PAap, SCap e ILPap (Figura 4). As emissões de C-CO_2 variaram de 46,7 a 158,9 mg m^{-2} h^{-1} em VNap e de 69,1 a 198,1 mg m^{-2} h^{-1} em PAap. Nas áreas sob cultivo agrícola (SCap), os fluxos de C-CO_2 variaram de 15,5 a 129,8 mg m^{-2} h^{-1} e de 34,4 a 137,7 mg m^{-2} h^{-1} em ILPap.

De modo geral, observaram-se maiores emissões de CO_2 associadas à estação chuvosa (outubro a abril) em todas as áreas avaliadas. Na estação chuvosa obtiveram-se emissões médias de C-CO_2 de 108,9; 147,0; 66,0 e 76,1 mg m^{-2} h^{-1}, respectivamente para VNap, PAap, SCap e ILPap. Já na estação seca (maio a setembro), as emissões médias C-CO_2 foram 64,1; 76,6; 38,8 e 72,7 mg m^{-2} h^{-1}, respectivamente em VNap, PAap, SCap e ILPap. Com exceção de ILPap, nas demais áreas avaliadas as emissões de CO_2 na estação seca foram praticamente a metade daquelas verificadas na estação chuvosa. As menores emissões de CO_2 observadas em SCap coincidiram com os menores estoques de C do solo observados nessa área (ver item 3.3.3). Apesar de ter sido verificada maior emissão de CO_2 em PAap, o solo sob pastagem não apresentou maior estoque de C.

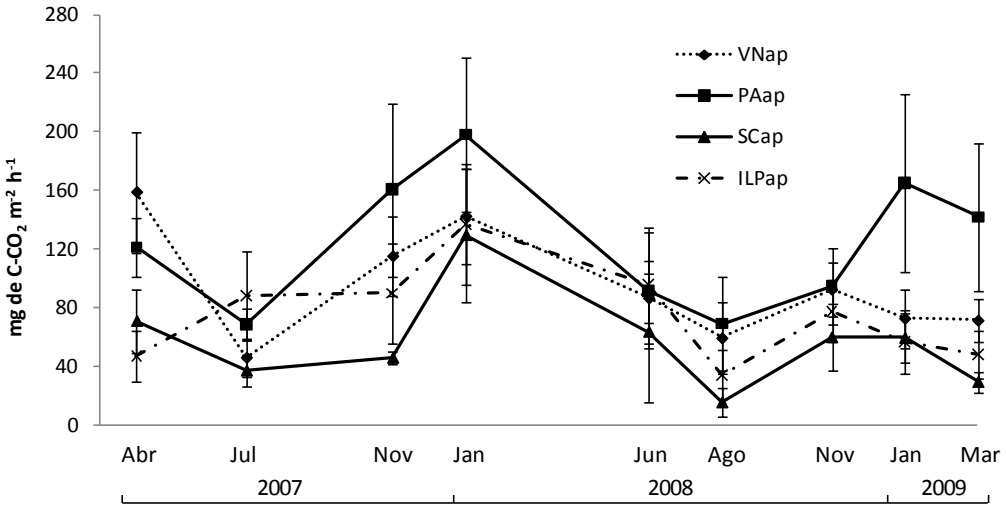

Figura 4 - Fluxos de C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1}) nos diferentes usos da terra e nas respectivas épocas de amostragens em Montividiu, GO. Valores representam média de 10 repetições. Barras representam o desvio padrão da média. VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (soja/milho + *Brachiaria ruziziensis*/algodão/pousio)

As emissões anuais de CO_2 (kg ha^{-1} ano^{-1}) foram influenciadas significativamente ($p<0,05$) pela mudança de uso da terra (Figura 5). Em PAap observou-se a maior emissão de C-CO_2 pelo solo (10820 kg ha^{-1} ano^{-1}) e esta foi significativamente maior em relação as emissões em SCap (4987 kg ha^{-1} ano^{-1}) e ILPap (6565 kg ha^{-1} ano^{-1}). No solo sob vegetação nativa (VNap) observou-se valores intermediários de emissões de C-CO_2 (8232 kg ha^{-1} ano^{-1}) não diferindo significativamente das demais situações avaliadas.

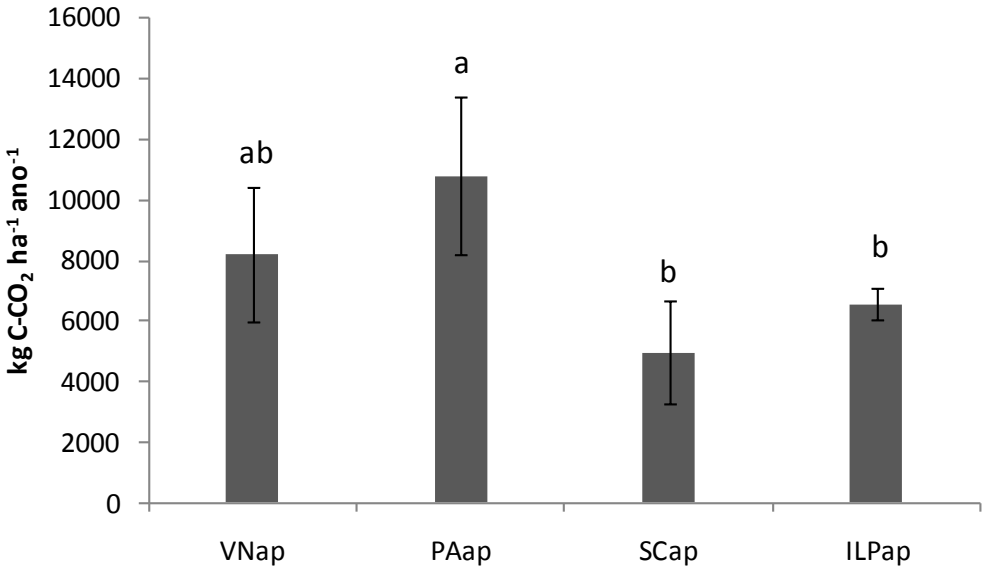

Figura 5 - Emissões médias de C-CO_2 (kg ha^{-1} ano^{-1}) nos diferentes usos da terra avaliados. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 %. Valores representam média de 90 observações. Barras representam o desvio padrão da média. VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (soja/milho + *Brachiaria ruziziensis*/algodão/pousio)

5.3.1.3 Fluxos de N_2O

Os fluxos de N-N_2O observados neste estudo variaram de -21,78 a 70,01 µg m^{-2} h^{-1} (Figura 6). De modo geral verificaram-se tendências de maiores emissões de N-N_2O em PAap e ILPap e menores emissões em VNap e SCap. Os fluxos de N-N_2O resultaram em emissões médias de 3,94; 19,02; 6,48 e 22,85 µg m^{-2} h^{-1}, respectivamente para VNap, PAap, SCap e ILPap.

A área sob vegetação nativa (VNap) exibiu a menor amplitude dos fluxos de N-N_2O durante o período avaliado, variando de -20,96 a 24,99 µg m^{-2} h^{-1}. Os fluxos médios de N-N_2O calculados para a estação chuvosa foram -2,5; 8,2; 8,4 e 13,8 µg m^{-2} h^{-1}; enquanto na estação seca foram verificados fluxos de 16,8; 40,6; 2,7 e 40,9 µg m^{-2} h^{-1}, respectivamente para VNap, PAap, SCap e ILPap.

Quando se considerou as emissões médias anuais em kg de N-N_2O por hectare por ano observou-se diferenças significativas entre as áreas avaliadas ($p<0,05$). A emissão anual de N-N_2O pelo solo foi significativamente maior em ILPap quando comparado à VNap (Tabela 2). As demais áreas (PAap e SCap) apresentaram fluxos de N_2O intermediários e não exibiram

diferenças significativas (p<0,05). Convertendo as emissões médias anuais de N-N_2O para CO_2 eq observou-se emissões de 161, 774, 264 e 930 kg de CO_2 eq ha^{-1} ano^{-1} (Tabela 2).

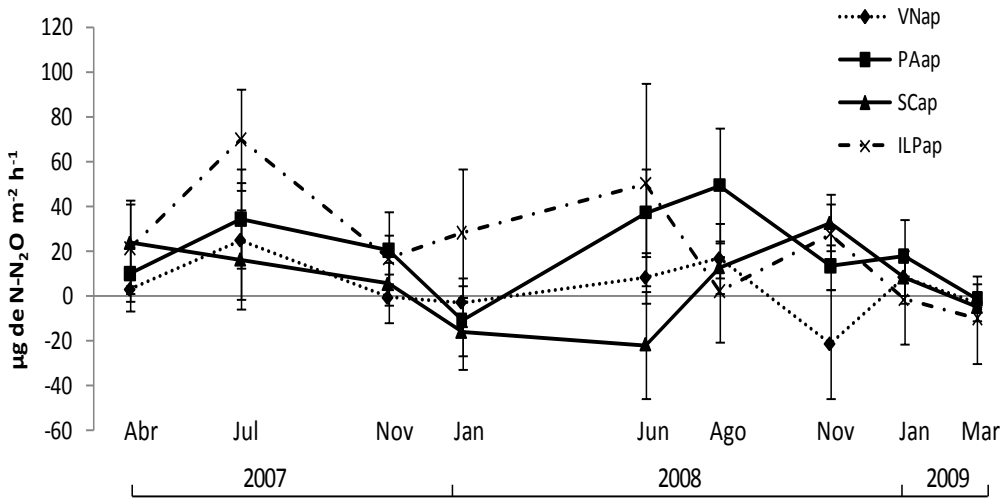

Figura 6 - Fluxos de N-N_2O (µg m^{-2} h^{-1}) nas respectivas épocas de amostragens em Montividiu, GO. Valores representam média de 10 repetições. Barras representam o desvio padrão da média. VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (soja/milho + *Brachiaria ruziziensis*/algodão/pousio)

5.3.1.4 Fluxos de CH_4

Os fluxos de C-CH_4, exceto em julho de 2007 para VNap, foram muito próximos de zero, variando de - 0,05 a 0,06 mg m^{-2} h^{-1} (Figura 7). Não foram verificados emissões ou consumos significativos de CH_4 nas áreas avaliadas. Os fluxos médios de C-CH_4 no período avaliado foram -0,05; 0,01; -0,01 e -0,01 mg m^{-2} h^{-1}, respectivamente para VNap, PAap, SCap e ILPap. Com exceção da maior absorção de C-CH_4 em julho de 2007 não foram observadas diferenças nos fluxos entre as estações seca e chuvosa.

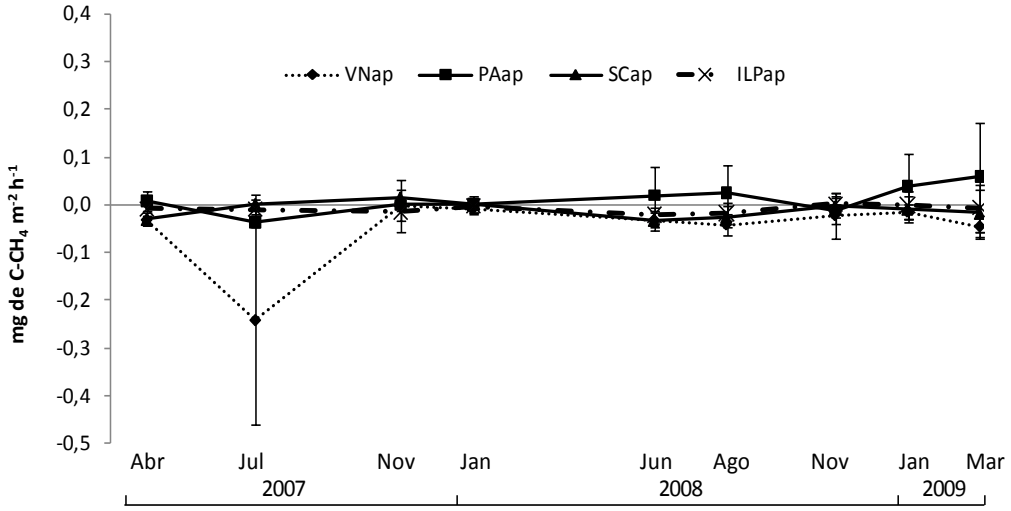

Figura 7 - Fluxos de C-CH_4 (mg m^{-2} h^{-1}) nas respectivas épocas de amostragens em Montividiu, GO. Valores representam média de 10 repetições. Barras representam o desvio padrão da média. VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (soja/milho + *Brachiaria ruziziensis*/algodão/pousio)

Considerando as emissões anuais médias de C-CH_4 foram observadas diferenças significativas ($p<0,05$) entre as áreas avaliadas (Tabela 2). Com exceção do solo sob pastagem que emitiu 1,03 kg de C-CH_4 ha^{-1} ano^{-1}, nas demais áreas observou-se consumo de 4,35; 0,97 e 0,77 kg C-CH_4 ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para VNap, SCap e ILPap. Os fluxos médios de C-CH_4 convertidos em CO_2 eq resultaram em emissão de 32 kg de CO_2 eq ha^{-1} ano^{-1} em PAap. Nas demais áreas avaliadas o solo absorveu 133, 29 e 24 kg de CO_2 eq ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para VNap, SCap e ILPap (Tabela 2).

Tabela 2 - Fluxos de N-N_2O e C-CH_4 (kg ha^{-1} ano^{-1}) e convertidos em CO_2 equivalente (kg ha^{-1} ano^{-1}) nos diferentes usos da terra em Montividiu, GO. Valores representam média de 90 observações. Médias da coluna seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5%

Áreas	Fluxo de gases do efeito estufa				
	N_2O	CH_4	N_2O	CH_4	Total
	kg N-N_2O ha^{-1} ano^{-1}	kg C-CH_4 ha^{-1} ano^{-1}	------ kg CO_2 eq ha^{-1} ano^{-1} -----		
VNap	0,35 b	-4,35 b	161	-133	28
PAap	1,67 ab	1,03 a	775	32	807
SCap	0,57 ab	-0,94 ab	264	-29	235
ILPap	2,00 a	-0,77 ab	931	-24	907

VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (soja/milho + *Brachiaria ruziziensis*/algodão/pousio).

5.3.2 Avaliação dos diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro

5.3.2.1 Umidade e temperatura do solo

A seguir serão apresentados os resultados de umidade do solo (%) e temperatura do solo (^{o}C) a 5 e 10 cm de profundidade (Figura 8) no momento da amostragem de GEE na área de ILP sob diferentes manejos da soqueira do algodoeiro. Não foram verificadas variações significativas na umidade do solo, nem tampouco na temperatura do solo entre os manejos avaliados.

Conforme esperado verificou-se menor umidade do solo na estação seca. Entretanto, na estação chuvosa, de outubro a abril, verificou grande variação na umidade do solo.

As temperaturas do solo foram de 1 a 2°C maiores em média na camada mais superficial (5 cm de profundidade). Com exceção das maiores temperaturas do solo verificadas em novembro de 2007, não foram observadas grandes variações durante todo o período avaliado.

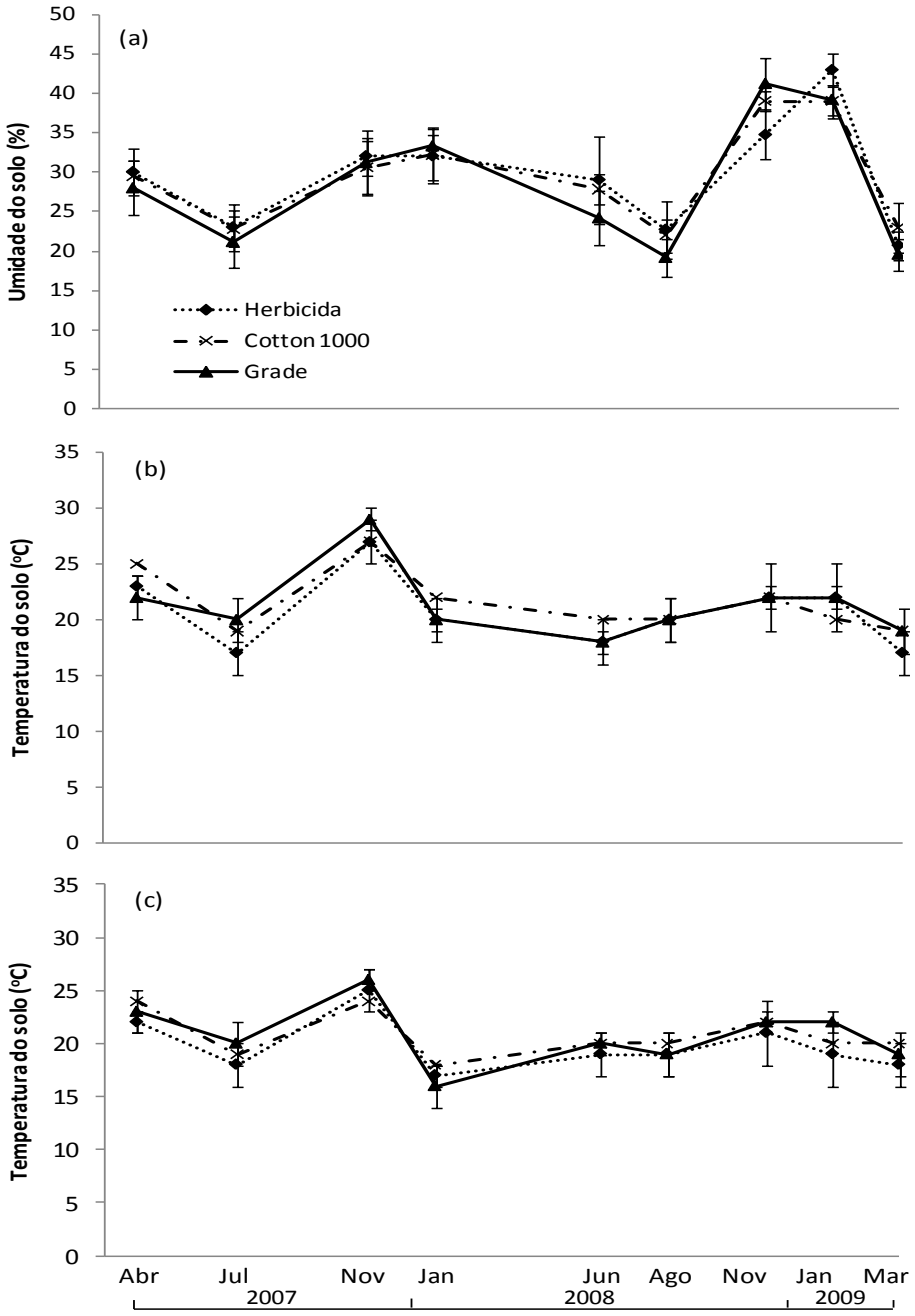

Figura 8 - Umidade do solo (a), temperatura do solo a 5 cm (b) e a 10 cm (c) de profundidade nas respectivas épocas de amostragens e nos diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro cultivado em sistemas de integração lavoura-pecuária. Valores representam média de 5 repetições. Barras representam o desvio padrão da média

5.3.2.2 Fluxos de CO_2

Observou-se variação sazonal das emissões de CO_2 nos três manejos da soqueira do algodoeiro avaliados. As maiores emissões de CO_2, conforme esperado, foi verificada na estação chuvosa. Apesar de não ter sido obtida diferença significativa das emissões entre os métodos avaliados, nos diferentes períodos de amostragem de GEE, observou-se tendências de maior emissão de C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1}) no solo onde se utilizou a gradagem, e menor emissão quando adotou-se o manejo químico com herbicidas. As emissões médias de C-CO_2 durante o período avaliado foram 62,3; 74,9 e 75,5 mg m^{-2} h^{-1}, respectivamente para manejo com herbicidas, Cotton 1000 e gradagem (Figura 9).

O manejo da soqueira do algodoeiro pelo método químico, sem mobilização do solo, resultou em menores emissões de CO_2, tanto na estação seca como na chuvosa. Durante o período chuvoso do ano (outubro a abril) as emissões médias de C-CO_2 foram 69,0; 76,1 e 82,3 mg m^{-2} h^{-1}, enquanto que na estação seca (maio a setembro) médias de 49,0; 72,7 e 61,8 mg m^{-2} h^{-1} foram observadas respectivamente nos manejos com herbicidas, Cotton 1000 e gradagem.

Quando as emissões de CO_2 foram avaliadas em kg por hectare por ano, com os dados médios de todo o período avaliado, observou-se diferenças significativas ($p<0,05$) entre os manejos aplicados. A emissão de C-CO_2 verificada no manejo químico com herbicidas (5460 kg ha^{-1} ano^{-1}) foi significativamente menor em relação àquelas observadas com o equipamento Cottton 1000 (6565 kg ha^{-1} ano^{-1}) e com grade aradora (6610 kg ha^{-1} ano^{-1}) (Figura 10). Entre os métodos mecânicos de manejo (Cotton 1000 e Grade) não foram verificadas diferenças significativas.

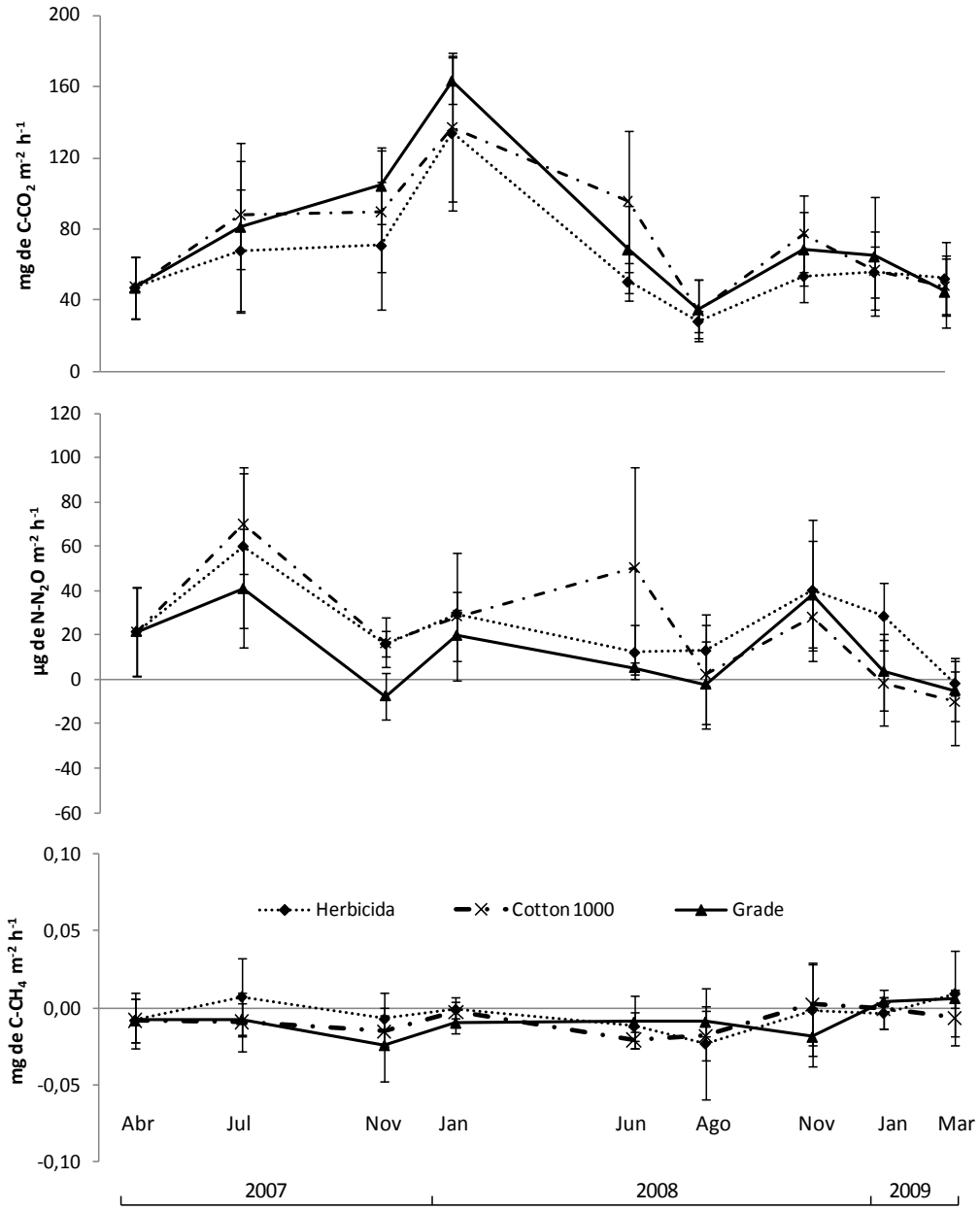

Figura 9 - Fluxos de C-CO_2 (mg m^{-2} h^{-1}), N-N_2O (µg m^{-2} h^{-1}) e C-CH_4 (mg m^{-2} h^{-1}) nas respectivas épocas de amostragens nos diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro cultivado em sistemas de integração lavoura-pecuária. Valores representam média de 10 repetições. Barras representam o desvio padrão da média

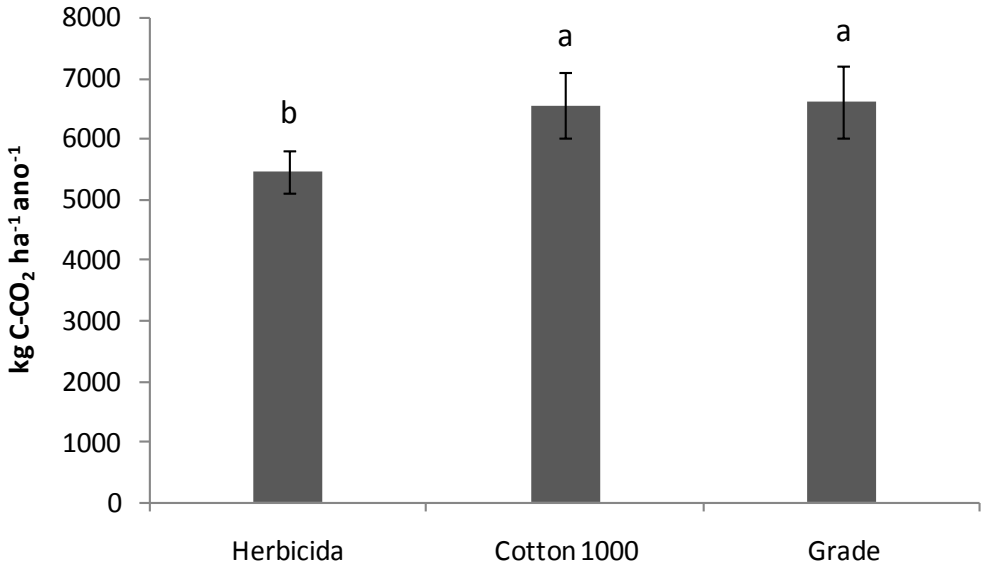

Figura 10 - Emissões médias de C-CO_2 (kg ha^{-1} ano^{-1}) nos diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro cultivado em sistema de integração lavoura-pecuária. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 %. Valores representam média de 90 observações. Barras representam o desvio padrão da média

5.3.2.3 Fluxos de N_2O

A área ILPap submetida à diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro resultou em emissões de N-N_2O que variaram de -1,57 a 59,77 µg m^{-2} h^{-1} no manejo com herbicidas, de -10,12 a 70,01 µg m^{-2} h^{-1} quando manejado com o Cotton 1000 e de -7,59 a 40,96 com a grade aradora.

Foram observadas tendências de menores emissões de N_2O na área ILPap que recebeu gradagem. O manejo químico da soqueira do algodoeiro com herbicidas e com o equipamento Cotton 1000, simulando respectivamente a implantação do SPD em sua plenitude e o cultivo mínimo resultaram em tendências de maiores emissões de N_2O para a atmosfera. Os maiores picos de emissões de N-N_2O foram observados na estação seca no manejo com o equipamento Cotton 1000.

No período chuvoso (outubro a abril) as emissões médias de N-N_2O foram 22,39; 13,80 e 11,73 µg m^{-2} h^{-1}, respectivamente para herbicida, Cotton 1000 e grade aradora. Já na estação seca observaram-se emissões 28,37; 40,93 e 14,64 µg m^{-2} h^{-1}, respectivamente para herbicida, Cotton 1000 e grade aradora.

Os fluxos de N-N_2O ilustrados na figura 9, analisados durante todo o período de avaliação (24 meses) e expressos em kg por hectare por ano exibiram diferenças significativas ($p<0,05$) entre os três manejos avaliados. A maior emissão de N-N_2O (kg ha^{-1} ano^{-1}) foi verificada no manejo com herbicidas, enquanto que a menor emissão foi associada à utilização da grade aradora (Tabela 3). A área sob cultivo mínimo (Cotton 1000) não diferiu estatisticamente das demais. Os fluxos de N-N_2O quando convertidos em CO_2 eq resultaram em emissões de 993, 931 e 517 kg C-CO_2 eq ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente em herbicida, Cotton 1000 e grade aradora.

5.3.2.4 Fluxos de CH_4

O manejo químico com herbicidas, mecânico com equipamento Cotton 1000 e mecânico com grade aradora simulando, respectivamente a implantação do SPD, cultivo mínimo e preparo convencional não exibiram grandes variações nos fluxos de CH_4 para atmosfera. Os fluxos de C-CH_4 foram muito baixos, variando de -0,024 a 0,009 mg m^{-2} h^{-1} durante os 24 meses de avaliação. A maioria dos fluxos de C-CH_4 indicaram absorção pelo solo (Figura 9). Não foram verificadas distinções entre as emissões nas estações seca e chuvosa. Quando os fluxos de C-CH_4 foram avaliados em kg por hectare por ano observou-se absorção pelo solo nos três manejos aplicados, entretanto não foram verificadas diferenças significativas (Tabela 3). Os fluxos médios anuais de CH_4 resultaram em absorção de 12, 24 e 22 kg de CO_2 eq ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para herbicida, Cotton 1000 e grade (Tabela 3).

Tabela 3 - Fluxos de N-N_2O e C-CH_4 (kg ha^{-1} ano^{-1}) e convertidos em CO_2 equivalente (kg ha^{-1} ano^{-1}) nos diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro. Valores representam média de 90 observações. Médias na coluna seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5%

Áreas	Fluxo de gases do efeito estufa				
	N_2O	CH_4	N_2O	CH_4	Total
	kg N-N_2O ha^{-1} ano^{-1}	kg C-CH_4 ha^{-1} ano^{-1}	------ kg C-CO_2 eq ha^{-1} ano^{-1} -----		
Herbicida	2,14 a	-0,39 a	993	-12	981
Cotton 1000	2,00 ab	-0,77 a	931	-24	907
Grade	1,11 b	-0,73 a	517	-22	495

5.4 Discussão

5.4.1 Uso e manejo do solo influenciando os fluxos de CO_2

A correlação direta entre as variações nos estoques de C do solo e a emissão de CO_2 para atmosfera em determinados sistemas de uso e manejo do solo devem ser consideradas com certa cautela (CARVALHO et al., 2009). A emissão de CO_2 pelo solo é resultante da decomposição da MOS (respiração microbiana) e da respiração do sistema radicular (OORTS et al., 2007). No entanto, a interpretação de dados sobre respiração do solo é dificultada pela incapacidade de se diferenciar os compartimentos biologicamente relevantes na respiração (e.g., radicular e microbiológico) baseando-se somente nos fluxos de CO_2 do solo (BOWDEN et al., 1993). Bazin et al. (1990) consideraram um modelo de três compartimentos básicos para representar o fluxo total de CO_2 do solo: i) raízes vivas, ii) rizosfera e iii) solo livre de raízes. Esses autores estimaram que a contribuição de raízes, rizosfera e solo sem raízes na respiração total do solo são de 32, 20 e 48%, respectivamente (KELTING; BURGER; EDWARDS, 1998). Entretanto, verificam-se divergências nestas porcentagens em outros estudos, o que é justificado pelas particularidades entre as metodologias utilizadas e pelos compartimentos considerados na determinação dos fluxos de CO_2 do solo. Em um recente estudo, Werth, Subbotina e Kuzyakov (2006) observaram maior emissão de CO_2 devido à respiração radicular quando comparada a decomposição de material orgânico em uma área cultivada com milho. A decomposição da MOS depende de vários fatores incluindo temperatura, umidade, estoque de C no solo, potencial de decomposição específico para cada material vegetal (RODRIGO et al., 1997), qualidade e localização dos resíduos culturais e do conteúdo de nitrogênio do solo (GARNIER et al., 2003). Já a emissão de CO_2 devido à respiração radicular depende, dentre outros fatores, da quantidade de raízes e das condições físico-hídricas do solo.

Maiores emissões de CO_2 no solo em VNap e PAap provavelmente estão associadas à maior quantidade de raízes durante todo o período avaliado. Em concordância com os resultados do presente estudo, Varela et al. (2004) não encontraram diferenças significativas na emissão de CO_2 em solos sob pastagem e Cerrado *stricto sensu* no Distrito Federal. O sistema radicular das gramíneas forrageiras tem grande capacidade de acumular C no solo (FUJISAKA et al., 1998; LAL, 2002) e conseqüentemente emitem maior quantidade CO_2 via respiração radicular.

Enquanto que nas áreas sob cultivo agrícola (SCap e ILPap) o solo fica com pouco ou nenhum sistema radicular em determinados períodos do ano, no solo sob vegetação nativa e pastagem tal fato não acontece. A pastagem por ser uma cultura perene mantém o solo coberto durante o todo o ano, e se tiver condições climáticas favoráveis se mantém em crescimento contínuo, tanto da parte aérea como do sistema radicular.

A maior umidade do solo, maior atividade biológica e maior atividade de raízes, somadas às elevadas temperaturas resultaram em maiores emissões de CO_2 na estação chuvosa. Esses dados estão consistentes com outros estudos verificados na literatura (PINTO et al., 2002; CARVALHO et al., 2009) os quais evidenciaram maiores emissões de CO_2 na estação chuvosa em regiões de clima tropical. Entretanto, apesar de ter sido verificada maior emissão de CO_2 na estação chuvosa, não foi verificada interação significativa entre a emissão de CO_2 com a umidade e temperatura do solo (Tabela 4). Essa baixa associação entre fluxos de CO_2 e temperatura e umidade do solo observada neste estudo é consistente com outros estudos observados na literatura (KESSALVALOU et al., 1998; AL-KAISI; YIN, 2005; OMONODE et al., 2008).

Tabela 4 - Equações de regressão e coeficientes de correlação entre os fluxos de GEE (CO_2, N_2O e CH_4) e a umidade e temperatura do solo (camada de 10 cm) nos diferentes usos da terra avaliados

Áreas	Fluxos					
	C-CO_2		N-N_2O		C-CH_4	
	Regressão	R^2	Regressão	R^2	Regressão	R^2
	Umidade do solo					
VNap	1,89x + 36,76	$0,13^{ns}$	-0,66x + 23,86	$0,14^{ns}$	0,0046x - 0,1896	$0,22^{ns}$
PAap	3,98x + 3,76	0,45*	-1,16x + 54,06	$0,22^{ns}$	-0,0004x + 0,0234	$0,01^{ns}$
SCap	1,98x + 0,97	$0,25^{ns}$	0,52x - 8,11	$0,06^{ns}$	0,0009x - 0,0361	$0,21^{ns}$
ILPap	1,18x + 39,95	$0,05^{ns}$	-0,51x + 37,82	$0,02^{ns}$	0,0008x - 0,0324	$0,42^{ns}$
	Temperatura do solo					
VNap	11,05x - 120,88	0,53*	-3,10x + 64,29	$0,35^{ns}$	0,0206x - 0,4504	0,49*
PAap	0,08x + 121,78	$0,01^{ns}$	0,67x + 4,29	$0,02^{ns}$	0,0019x - 0,0311	$0,07^{ns}$
SCap	2,09x + 9,74	$0,07^{ns}$	2,16x - 42,30	$0,24^{ns}$	0,0005x - 0,0209	$0,01^{ns}$
ILPap	-1,21x + 100,98	$0,02^{ns}$	-2,53x + 77,45	$0,13^{ns}$	0,0002x - 0,014	$0,01^{ns}$

VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (soja/milho + *Brachiaria ruziziensis*/algodão/pousio).

As menores emissões de CO_2 na área sob sucessão de cultivos (SCap) pode estar associada ao menor estoque de C no solo e ainda à menor quantidade de raízes durante todo o período do ano. A sucessão de cultivos soja/milho, mais utilizada na região centro-oeste do

Brasil, além de não resultar em adequado aporte de C via parte aérea, resulta em menor aporte de C via sistema radicular, quando comparado com rotações de cultivos que utilizam gramíneas forrageiras, tal como os sistemas de ILP.

As práticas de manejo do solo influenciam as variáveis controladoras do estoque de C e da emissão de CO_2 de solos agrícolas (COSTA; ZANATTA; BAYER, 2008). O revolvimento do solo aplicado na área de ILP para o manejo da soqueira do algodoeiro aumentou as emissões de CO_2 para atmosfera. A gradagem resultou em aumento da ordem de 1150 kg ha^{-1} ano^{-1}, nas emissões de C-CO_2 para atmosfera quando comparado ao manejo químico com herbicidas (sem movimentação do solo). Nossos resultados estão de acordo com diversos estudos da literatura (BALESDENT; CHENU; BALABANE, 2000; ALVAREZ; ALVAREZ; LORENZO, 2001; OMONODE et al., 2008; CARVALHO et al., 2009) os quais observaram menores emissões de CO_2 em áreas sob SPD. O cultivo mínimo do solo, representado pela utilização do equipamento Cotton 1000, o qual movimentou aproximadamente 30% da camada superficial do solo (10 cm) emitiu praticamente a mesma quantidade de CO_2 quando comparado com a gradagem aradora. Tal fato provavelmente está associado ao maior conteúdo de C na camada superficial do solo sob SPD.

5.4.2 Uso e manejo do solo influenciando os fluxos de N_2O

Os fluxos de N_2O observados nesse estudo são menores que a maioria dos resultados observados na literatura. Passionato et al. (2003) observaram fluxos de N-N_2O variando de 1 a 357 µg m^{-2} h^{-1} e 6 a 326 µg m^{-2} h^{-1}, respectivamente para áreas sob preparo convencional e SPD.

Em concordância com os nossos resultados, outros estudos têm evidenciado baixas emissões de N_2O em solos bem drenados, tal como os Latossolos da região do Cerrados (SANHUEZA et al., 1990; LEVINE et al., 1996; METAY et al., 2007). Segundo Verchot et al. (1999) as emissões de N_2O no solo sob Cerrado são muito baixas, podendo estar abaixo dos limites de detecção do sistemas de coletas e análises por cromatografia gasosa. Esses autores obtiveram fluxos de N_2O no solo sob vegetação nativa similares àqueles observados no presente estudo. Baixas emissões de N_2O no solo sob Cerrado estão associadas aos baixos conteúdos de nitrogênio mineral no solo (PINTO et al., 2002). Apesar da limitada quantidade de informações para o bioma Cerrado, segundo Metay et al. (2007), e corroborando com os nossos resultados, a

conversão de vegetação nativa para agricultura e pastagem resulta em aumento das emissões de N_2O do solo.

No presente estudo foram verificados fluxos positivos (emissão) e negativos (absorção) de N_2O pelo solo. Vários estudos da literatura vêm observando fluxos negativos de N_2O (GOMES, 2006; CARVALHO et al., 2009), evidenciando o consumo desse GEE pelo solo. Até pouco tempo atrás, os fluxos negativos de N_2O não eram considerados pelo desconhecimento de quais mecanismos poderiam resultar em consumo desse GEE pelo solo. CHAPUIS-LARDY et al. (2007) em uma recente publicação sobre absorção de GEE, citam que o solo pode ser um importante dreno de N_2O atmosférico. Segundo estes autores, o N_2O atmosférico penetra nos poros do solo e pode ser facilmente dissolvido em água quando o solo se encontra úmido. Em seguida, o N_2O pode ser desnitrificado por bactérias, e transformado em N_2 o que permite que o solo atue como dreno de N_2O da atmosfera.

Por outro lado, as principais fontes de N_2O em solos agrícolas são aplicação de fertilizantes nitrogenados, decomposição dos resíduos culturais e deposição de dejetos de animais em pastagens (CERRI et al., 2009). Ao contrário do evidenciado em outros estudos na literatura (DOBBIE; SMITH, 1996; SKIBA; SMITH, 2000) foi observado maiores picos de emissões de N_2O na estação seca. No presente estudo os maiores picos de emissão de N_2O foram verificados nas áreas sob pastagem e ILP, as quais apresentavam animais em pastejo. A deposição de dejetos (fezes e urina) na pastagem e na área sob ILP adiciona nitrogênio no sistema, e quando está associada a condições físicas do solo que favorecem a desnitrificação, podem resultar em maior emissão de N_2O para atmosfera. Somado a isso, a maior emissão de N_2O na área sob ILP pode estar associada ainda à presença da cultura do algodão na rotação de cultivos, a qual utiliza elevadas doses de fertilizantes nitrogenados (dados não demonstrados) para obter produtividades economicamente viáveis. Entretanto, não foram avaliadas nesse estudo as emissões de N_2O derivadas exclusivamente da aplicação de fertilizantes nitrogenados.

Avaliando os fluxos de N_2O associados ao manejo da soqueira do algodoeiro, nossos resultados estão de acordo com outros observados na literatura (BALL; SCOTT; PARKER, 1999; VINTEN et al., 2002; BAGGS et al., 2003; OORTS et al., 2007; CARVALHO et al., 2009). Esses autores observaram maiores emissões de N_2O em solos sem revolvimento do solo, quando comparado a solos sob preparo convencional. Da mesma forma, no presente estudo maiores emissões de N_2O foram verificadas onde se aplicou o manejo com herbicidas, sem movimentação

do solo. Entretanto, ainda não existe consenso sobre o assunto, e outros autores observaram emissões de N_2O similares ou até maiores em áreas sob preparo convencional do solo (KESSAVALOU et al., 1998a; CHOUDHARY; AKRAMKHANOV; SAGGAR, 2002). Concordamos com Oorts et al. (2007) que sugerem que as maiores emissões de N_2O em áreas sem preparo do solo resultam das modificações no espaço poroso do solo preenchido com água, do C disponível para os organismos desnitrificadores, do conteúdo de nitrogênio mineral e da temperatura do solo. Não foram verificadas interações significativas entre os fluxos de N-N_2O com a umidade e a temperatura do solo (Tabela 4).

5.4.3 Uso e manejo do solo influenciando os fluxos de CH_4

Os fluxos de C-CH_4 observados neste estudo variaram de -4,35 a 1,03 kg ha^{-1} ano^{-1}, e estão na mesma ordem de grandeza de outros estudos em regiões de clima tropical. Fluxos de C-CH_4 variando de 0,67 a 1,52 kg ha^{-1} ano^{-1} e de -4,25 a 3,5 kg ha^{-1} ano^{-1} foram observados respectivamente por Metay et al. (2007) e Cardoso, Saminêz e Vargas (2001).

Nossos resultados indicaram tendência de maior absorção de CH_4 no solo sob vegetação nativa, o que está de acordo com outros estudos verificados na literatura (KELLER; KAPLAN; WOFSY, 1986; VERCHOT et al., 2000). Segundo esses autores, em regiões sob clima tropical, os solos bem drenados sob vegetação nativa, tal como o do presente estudo, geralmente resultam em consumo de CH_4 atmosférico. A conversão da vegetação nativa para agricultura geralmente resulta em redução dessa absorção de CH_4 pelo solo (KELLER; MITRE; STALLARD, 1990). A maioria dos solos bem drenados consomem CH_4 da atmosfera através da oxidação microbiana (SMITH et al., 2003). Saminêz (1999) comparou os fluxos de CH_4 na região do Cerrado, em Latossolos sob vegetação nativa, pastagem e sucessão de cultivos (soja/milho) e observou consumo de CH_4 em todos os usos da terra durante as estações seca e chuvosa.

No presente estudo, quando comparado com a vegetação nativa, observou-se redução no consumo de CH_4 pelo solo nas áreas sob cultivo agrícola (SCap e ILPap), enquanto que em PAap obteve-se emissão de CH_4 para a atmosfera. A emissão de CH_4 na pastagem pode estar associada à maior retenção de água pelo solo, à maior presença de sítios de anaerobiose resultante principalmente do pisoteio de animais e ainda à deposição de dejetos neste solo. A deposição dos

dejetos (fezes e urina) nas pastagens é uma importante fonte de CH_4 e N_2O para atmosfera (CERRI et al., 2009).

Os manejos aplicados na soqueira do algodoeiro não resultaram em grandes variações nos fluxos de C-CH_4, variando do -0,39 a -0,77 kg ha^{-1} ano^{-1}. O manejo conservacionista, sem mobilização do solo, exibiu tendência de menor absorção de CH_4 quando comparado com os manejos que mobilizam o solo. Por outro lado, Ball, Scott e Parker (1999) observaram maior absorção de CH_4 em manejo sem revolvimento do solo, quando comparado àqueles sob aração e ou gradagem. Ao contrário do observado por Khalil e Baggs (2005) não foram observadas muitas correlações significativas entre fluxos de CH_4 e umidade e temperatura do solo.

5.4.4 Balanço de GEE no processo de mudança do uso e manejo do solo

O balanço de GEE do solo pode ser obtido pela subtração das emissões de N_2O e CH_4 das taxas anuais de acúmulo ou perda de C do solo (CARVALHO et al., 2009). Segundo Bernoux et al. (2006) muito cuidado deve ser tomado quando se analisa o seqüestro de C pelo solo após mudança de uso e manejo do solo. Segundo estes autores, as comparações não podem ficar limitadas às variações nos estoques de C do solo, mas devem contemplar também os fluxos de N_2O e CH_4 do solo.

As taxas de acúmulo ou perda de C utilizadas para o cálculo da taxa anual de C seqüestrado ou emitido nos diferentes usos da terra estão demonstradas no item 3.4.3.3 (Figura 2). Na conversão de VNap para PAap e SCap observaram-se perdas de 0,15 e 0,69 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente. Já quando se avaliou a conversão de SCap para ILPap (utilizando o equipamento Cotton 1000) verificou-se taxa anual de acúmulo de 0,82 kg de C ha^{-1}.

Assumindo que os fluxos de GEE obtidos nestes 24 meses de observações são representativos de todo o período após as mudanças de uso da terra, podemos assim obter as taxas de seqüestro de C do solo. Subtraindo os fluxos de N_2O e CH_4, convertidos em C eq (Tabela 5) das taxas de acúmulo ou perda de C do solo, mencionadas anteriormente, estimou-se perdas de 0,43 e 0,77 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}, para a conversão de VNap para PAap e SCap, respectivamente. A conversão de SCap para ILPap, utilizando o manejo tradicional da soqueira do algodoeiro (Cotton 1000) resultou em taxa anual de sequestro de C no solo de 0,58 Mg ha^{-1}.

Para a avaliação das taxas de seqüestro de C no solo sob diferentes métodos de manejo da soqueira do algodoeiro utilizou-se como base a taxa de acúmulo de C no solo sob o manejo tradicional (Cotton 1000). Subtraindo as emissões de N_2O e CH_4 (em C eq) da taxa de acúmulo de C no solo sob sistema de ILP (0,82 Mg C ha^{-1} ano^{-1}), os manejos químico com herbicidas e gradagem resultaram em taxas de seqüestro de 0,65 e 0,73 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente. Entretanto, estimativas realizadas dessa maneira podem resultar em conclusões equivocadas, pois não foram computadas as perdas de CO_2 em cada um desses manejos, durante os 24 meses de avaliação deste estudo. Para a correta avaliação do seqüestro de C no solo, é necessário avaliar as alterações nos estoques de C após dois anos de implementação destes métodos de manejo. Todavia, ainda não foi possível obter tal estimativa e desta forma foi utilizada a diferença entre os fluxos de CO_2 no manejo tradicional e nos outros dois manejos avaliados. O manejo com grade aradora emitiu apenas 45 kg de C-CO_2 ha^{-1} ano^{-1} a mais que o manejo tradicional (Figura 10), o que equivale à emissão de 16 kg de C eq ha^{-1} ano^{-1}, resultando no seqüestro de 0,71 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}. Já a adoção do manejo químico com herbicidas, sem mobilização do solo, reduziu as emissões de C-CO_2 em 1105 kg ha^{-1} ano^{-1} (Figura 10), o que é equivalente à mitigação da emissão de 0,40 Mg de C eq ha^{-1} ano^{-1}. Somando esta emissão evitada no manejo químico com herbicidas à taxa de seqüestro de C de 0,65 Mg ha^{-1} ano^{-1}, estima-se que este sistema de manejo seqüestrou 1,05 Mg C ha^{-1} ano^{-1}.

Tabela 5 - Os fluxos de N_2O e CH_4 convertidos em CO_2 equivalente e C equivalente nos diferentes usos da terra avaliados

Fluxos de GEE	VNap	PAap	SCap	ILPap		
				Herbicida	Cotton 1000	Grade
	---------- kg de CO_2 eq ha^{-1} ano^{-1} ----------					
N_2O em CO_2 eq	161	775	264	993	931	517
CH_4 em CO2 eq	-133	32	-29	-12	-24	-22
Total	28	807	235	981	907	495
	---------- kg de C eq ha^{-1} ano^{-1} ----------					
N_2O em C eq	59	282	96	361	339	188
CH_4 em C eq	-48	12	-11	-4	-9	-8
Total	**11**	**294**	**85**	**357**	**330**	**180**

VNap (Cerrado), PAap (*Brachiaria decumbens*), SCap (sucessão soja/milho, milheto ou pousio), ILPap (Soja/milho + *Brachiaria ruziziensis*/algodão/pousio).

5.5 Conclusões

O solo sob pastagem emite maior quantidade de CO_2 para atmosfera quando comparado às areas sob cultivo agrícola, o que pode estar associado, dentre outros fatores, ao maior conteúdo de raízes neste solo. As maiores emissões de CO_2 ocorrem na estação chuvosa. Na área sob integração lavoura-pecuária o manejo mecânico do solo resulta em maior emissão de CO_2, quando comparado ao manejo químico sem perturbação do solo.

As áreas sob pastagem e integração lavoura-pecuária emitem maiores quantidades de N_2O para a atmosfera em relação à vegetação nativa e sucessão de cultivos. O manejo químico com herbicida, sem perturbação do solo emite maior quantidade de N_2O para atmosfera quando comparado ao manejo com grade aradora.

Os fluxos de CH_4 são muito baixos em todas as áreas, o que está provavelmente associado à boa drenagem do Latossolo avaliado. O solo sob pastagem emitiu CH_4, enquanto que as demais àreas e manejos avaliados consumiram CH_4 da atmosfera.

O balanço total de GEE exibiu perdas de C equivalente da ordem de 0,43 e 0,77 Mg ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para a conversão de vegetação nativa para pastagem e sucessão de cultivos. A conversão de área sob sucessão de cultivos para integração lavoura-pecuária, ambos sob plantio direto, resulta em seqüestro de C pelo solo, mas a magnitude deste aumento depende do manejo aplicado à soqueira do algodoeiro. Quando se aplica manejo químico, sem revolvimento do solo seqüestra 1,05 Mg de C eq ha^{-1} ano^{-1}. A aplicação de manejo mecânico com o equipamento Cotton 1000 e grade aradora seqüestrou 0,58 e 0,71 Mg de C eq ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente.

Referências

AL-KAISI, M.M.; YIN, X. Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotations. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, p. 437-445, 2005.

ALVAREZ, R.; ALVAREZ, C.R.; LORENZO, G. Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine rolling pampa. **European Journal of Soil Biology**, Oxford, v. 37, p. 161–166, 2001.

BAGGS, E.M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 254, p. 361–370, 2003.

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

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

BAZIN, M.J.; MARKHAM, P.; SCOTT, E.M.; LYNCH, J.M. Population dynamics and rhizosphere interactions. In: LYNCH, J.M. **The Rhizosphere.** New York, 1990. p. 99-127.

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A.S.; SCOPEL, E.; BLAVET, D.; PICCOLO, M.C.; PAVEI, M.; MILNE, E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v. 26, p. 1–8, 2006.

BOWDEN, R.D.; NADELHOFFER, K.J.; BOONE, R.D.; MELILLO, J.M.; GARRISON, J.B. Contributions of above-ground litter, belowground litter, and root respiration to total soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 23, p. 1402-1407, 1993.

CARDOSO, A.N.; SAMINÊZ, T.C.; VARGAS, M.A. **Fluxo de gases-traço de efeito estufa na interface solo/atmosfera em solos de Cerrado.** Brasília: EMBRAPA, 2001. 23 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento).

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PICOLLO, M.C.; GODINHO, V.P.; CERRI, C.C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, p. 342-349, 2009.

CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Agricultura e aquecimento global. **Boletim Informativo SBCS**, Viçosa, v. 23, p. 40-44, 2007.

CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M.V.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.

CERRI, C.E.P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W.E.; MELILLO, J.M. & CERRI, C.C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, p. 83-99, 2007.

CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J.L; BERNOUX, M. Soils, a sink for N2O? A review. **Global Change Biology,** Oxford, v. 13, p. 1-17, 2007.

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

COSTA, F.S.; ZANATTA, J.A.; BAYER, C. Emissões de gases do efeito estufa em agrossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo:** ecossistemas tropicais & subtropicais. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 545-556.

DALAL, R.C.; WANG, W.J.; ROBERTSON, G.P.; PARTON, W.J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 41, p. 65–195, 2003.

DOBBIE, K.E.; SMITH, K.A. Comparison of CH_4 oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. **Soil Biology & Biochemestry**, Oxford, v. 28, p. 1357–1365, 1996.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, p. 570-574, 2005.

FOLLETT, R.F. Soil management concepts and carbon sequestration zin cropland soils. **Soil &Tillage Research**, Amsterdam, v. 61, p. 77-92, 2001.

FUJISAKA, S.; CASTILLA, C.; ESCOBAR, G.; RODRIGUES, V.; VENEKLAAS, E.J.; THOMAS, R.; FISHER, M. The effects of forest conversion on annual crops and pastures: Estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 69, p. 17-26, 1998.

GARNIER, P.; NÉEL, C.; AITA, C.; RECOUS, S.; LAFOLIE, F.; MARY, B. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. **European Journal of Soil Science,** Oxford, v. 54, p. 555–568, 2003.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 126 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

HERMLE, S.; ANKEN, T.; LEIFELD, J.; WEISSKOPF, P. The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, p. 94-105, 2008.

HUTSCH, B.W. Methane oxidation, nitrification, and counts of methanotrophic bacteria in soils from a long-term fertilization experiment (‘‘Ewiger Roggenbau’’ at Halle). **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 164, p. 21–28, 2001.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2001**: the scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge: Cambridge University Press, 2001.

_____. **Climate change 2007:** the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

JANTALIA, C. P.; ZOTARELLI, L.; DOS SANTOS, H. P.; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: Avaliação de práticas usadas na produção de grãos no Sul do Brasil. In: ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; AITA, BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; CAMARGO, F.A.O. **Manejo de sistemas agrícolas**. Porto Alegre: Genesis, 2006. p. 81-107.

JARECKI, M.K.; LAL, R. Compost and mulch effects on gaseous flux from an alfisol in Ohio. **Soil Science**, New Brunswick, v. 171, p. 249–260, 2006.

KELLER, M.; KAPLAN, W.A.; WOFSY, S.C. Emissions of N_2O, CH_4, and CO_2 from tropical forest soils. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 91, n. 11, p. 791–11, 1986.

KELLER, M.; MITRE, M.E.; STALLARD, R.F. Consumption of atmospheric methane in soils of central Panama: effects of agricultural development. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 4, p. 21–27, 1990.

KELTING, D.L.; BURGER, J.A.; EDWARDS, G.S. Estimating root respiration, microbial respiration in the rhizosphere, and root-free soil respiration on forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 30, p. 961-968, 1998.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregation. In.: BLACK, C. A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 499-510.

KESSAVALOU, A.; DORAN, J.W.; MOSIER, A.R.; DRIJBER, R.A. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 1105–1116, 1998a.

KESSAVALOU, A.; MOSIER, A.R.; DORAN, J.W.; DRIJBER, R.A.; LYON, D.J.; HEINEMEYER, O. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 1094–1104, 1998b.

KHALIL, M.I.; BAGGS, E.M. CH4 oxidation and N2O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH4 concentrations. **Soil Biology & Biochemestry**, Oxford, v. 37, p. 1785–1794, 2005.

LAL, R. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. **Environmental pollution**, Oxford, v.116, p. 353-362, 2002.

LEVINE, J.S.; WINSTEAD, E.L.; PARSONS, D.A.B.; SCHOLES, M.C.; SCHOLES, R.J.; COFER, W.R.; CAHOON, D.R.; SEBACHER, D.I. Biogenic soil emissions of nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N2O) from savannas in South Africa: the impact of wetting and burning. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 101, p. 23689–23697, 1996.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET J.M.; MOREIRA, J.A.A; MARAUX, F.; FEIGL, B.J.; FELLER, C. N2O and CH4 emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, p. 78–88, 2007.

OMONODE, R.A.; VYN, T.J.; SMITH, D.R.; HEGYMEGI, P.; GAL, A. Soil carbon dioxide and methane fluxes from long-term tillage systems in continuous corn and corn-soybean rotations. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 5, p. 182–195, 2007.

OORTS, K.; MERCKX, R.; GREHAN, E.; LABREUCHE, J.; NICOLARDOT, B. Determinants of annual fluxes of CO_2 and N_2O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 95, p. 133-148, 2007.

PASSIONATO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; CARMO, J.B. do.; MELILLO, J.M. Emissions of CO2, N2O and NO in convencional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 38, p. 200-208, 2003.

PINTO, A.S.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KISSELLE, K.; BURKE, R.; ZEEP, R.; VIANA, L.T.; VARELLA, R.F.; MOLINA, M. Soil emissions of N2O, NO, and CO2 in Brazilian savannas: effects of vegetation type, seasonality, and prescribe fires. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 107, p. 8089-8096, 2002.

RODRIGO, A.; RECOUS, S.; NEEL, C.; MARY, B. Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. **Ecological Modelling,** Amsterdam, v. 102, p. 325–339, 1997.

SAMINÊZ, T.C.O. **Efeito do sistema de cultivo, tensão da água biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH4 e N2O em solos de cerrados**. 1999. 99 p. Dissertação (Mestrado em Solos) - Universidade de Brasília, Brasília, 1999.

SANHUEZA, E.; HAO, W.; SCHARFFE, D.; DONOSO, L.; CRUTZEN, P. N2O and NO emissions from soils of the northern part of the Guayana Schield, Venezuela. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 95, p. 22481–22488, 1990.

SKIBA, U.; SMITH, K.A. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 2, p. 379-386, 2000.

SMITH, K.A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K.E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soils Science,** Oxford, v. 54, p. 779–791, 2003.

STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; BOWDEN, R.; CASTRO, M.; LUGO, A. 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.

USSIRI, D.A.N.; LAL, R.; JARECKI, M.K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, p. 247-255, 2009.

VARELLA, R.F.; BUSTAMENTE, M.M.C.; PINTO, A.S.; KISSELLE, K.W.; SANTOS, R.V.; BURKE, R.A.; ZEEP, R.G.; VIANA, L.T. Soil fluxes of CO2, CO, NO and N2O from an old pasture and from native savanna in Brazil. **Ecological Application**, Ithaca**,** v. 14, p. S221-S231, 2004.

VERCHOT, L.V.; DAVIDSON, E.A.; CATTÂNIO, J.H.; ACKERMAN, I.L. Land-use change and biogeochemical controls of methane fluxes in soils of eastern Amazonia. **Ecosystems**, New York, v. 3, p. 41–56, 2000.

VINTEN, A.J.A.; BALL, B.C.; O'SULLIVAN, M.F.; HENSHALL, J.K. The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 139, p. 231–243, 2002.

WERTH, M.; SUBBOTINA, I.; KUZYAKOV, Y. Three-source partitioning of CO2 efflux from soil planted with maize by 13C natural abundance fails due to inactive microbial biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 2772–2781, 2006.

WEST, T.O.; POST, W.M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 1930-1946, 2002.

XU, H.; CAI, Z.C.; TSURUTA, H. Soil moisture between rice-growing seasons affects methane emission, production, and oxidation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 1147–1157, 2003.

YANG, S.S.; CHANG, H.L. Methane emission from paddy fields in Taiwan. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 33, p. 157–165, 2001.

YODER, R.E. A direct method of aggregate analysis and a study of physical nature of erosion. **Journal of the American Society of Agronomy**, Washington, v. 28, p. 337–351, 1936.

ZINN,Y.L.; LAL,R.; RESCK,D.V.S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 84, n. 1, p. 28-40, 2005.

Considerações finais

A mudança de uso e manejo da terra é uma das principais fontes de gases do efeito estufa (GEE) no Brasil. A crescente busca por alternativas visando à mitigação das emissões dos principais GEE (CO_2, N_2O e CH_4) e o seqüestro de C no solo são importantes alternativas do setor agropecuário no país, no sentido de produzir alimentos, fibras e biocombustíveis com sustentabilidade, sobretudo no aspecto ambiental.

Nas últimas décadas, nos biomas Amazônia e Cerrado os mais relevantes cenários de mudança de uso da terra foram a conversão de ecossistemas nativos para pastagens e agricultura. A implantação de pastagens, sobretudo aquelas destinadas à pecuária de corte, foi baseada em sua maioria em sistemas extensivos, com baixos índices zootécnicos, com pouco ou nenhum aporte de insumos, produzindo baixa quantidade de forragem, resultando em degradação do solo e da forrageira e atuando assim como fonte de GEE para atmosfera. Paralelamente a esta redução do potencial produtivo das pastagens, verificou-se aumento na demanda por carne no mercado internacional nos últimos anos. Dessa forma, a degradação das pastagens, o aumento da demanda por carne bovina e somado à expeculação imobiliária das terras sob pastagens para outros usos resultaram em contínuo processo de desmatamento e abertura de novas áreas, principalmente nas regiões de fronteira agrícola.

A agricultura se expandiu inicialmente no bioma Cerrado e mais recentemente na Amazônia. Nos dois biomas, a expansão agrícola se baseou principalmente na soja como cultura de verão, em sucessão com milho, sorgo, milheto ou pousio. Inicialmente, a soja foi cultivada em preparo convencional, baseada em arações e gradagens sucessivas. Atualmente, a maioria das áreas sob agricultura nesses biomas é cultivada em sistemas de plantio direto (SPD). Ao contrário do evidenciado para a pecuária, o setor agrícola não apresentou migração para áreas de fronteira agrícola devido à perda de potencial produtivo do solo, mas sim pela crescente demanda da soja no mercado internacional. De maneira geral, os sojicultores investiram em tecnologias resultando em elevados índices de produtividade e sustentabilidade, sobretudo no aspecto econômico. Entretanto, apesar da soja ser uma “commodity” produzida com alta tecnologia e em sua maioria cultivada em SPD, as sucessões de cultivos mais utilizadas nessas regiões não resultam em quantidade de palha suficiente para conferir sustentabilidade ao sistema produtivo. As altas temperaturas e elevadas precipitações aceleram a decomposição da matéria orgânica do solo e

aumentam perda de CO_2 para atmosfera, reduzindo assim o estoque de C do solo e deixando o solo descoberto durante boa parte do ano.

Atualmente, a melhor alternativa utilizada para recuperação de pastagens degradadas com baixo custo, para produção forragem de qualidade para os animais no período da entresafra e para fornecimento de quantidade de palha suficiente para manter o solo coberto durante todo o ano é a implantação da integração lavoura-pecuária (ILP). A implantação desses sistemas de ILP apresenta um grande potencial para estocar C no solo e mitigar as emissões de GEE para atmosfera. Entretanto, estudos avaliando a implantação de ILP devem ser analisados no sentido de compará-los com os principais usos da terra no que se refere ao C no solo e fluxo de GEE.

O presente estudo verificou que a conversão de ecossistemas nativos para pastagens resultou em modificações nos atributos químicos do solo. Tais modificações afetaram a produção das pastagens, que por sua vez influenciou a entrada de C no solo e o fluxo de GEE. Os solos sob pastagens se comportaram como fonte ou dreno de GEE, dependendo do manejo aplicado à forrageira e da fertilidade do solo. Em solos com baixa fertilidade natural, a pastagem foi uma fonte de C para atmosfera, com taxas de perdas variando de 0,15 a 1,53 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente para pastagens bem e mal manejadas. Quando a pastagem foi cultivada em solo de alta fertilidade natural e com manejo adequado, o solo acumulou 0,46 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}.

Nas áreas sob agricultura, com a soja como cultura principal, o solo se comportou como fonte de C para atmosfera, independente do manejo aplicado, do tipo de solo e das condições climáticas predominantes. Mesmo cultivadas em SPD, as áreas sob sucessão de cultivos emitiram C para a atmosfera, com taxas de perdas variando 0,69.a 1,44 Mg ha^{-1} ano^{-1}.

Partindo do pressuposto de que a utilização da terra com pastagens em solos com baixa fertilidade natural e com a soja em sucessão de cultivos são os principais usos agrícolas da terra nos biomas Amazônia e Cerrado é previsível que este solo esteja se comportando como fonte de GEE para a atmosfera. Dessa forma, se torna imprescindível a adoção de estratégias de uso e manejo do solo capazes de reverter este processo, transformando o solo em sumidouro de C e mitigador da emissões de GEE para atmosfera.

Os resultados observados neste estudo indicam que a conversão de áreas sob sucessão de cultivos para sistemas de ILP apresenta grande potencial de acumular C no solo e reduzir as emissões de GEE para a atmosfera. Enquanto que a conversão de áreas sob preparo convencional para SPD exibe taxas de acúmulo de C da ordem de 0,50 Mg ha^{-1} ano^{-1} (valores médios

observados na literatura para o Brasil), a adoção de ILP em áreas sob sucessão de cultivos, ambos em SPD, resulta em acúmulos de C muito maiores, variando de 0,84 a 2,58 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Dessa forma, além dos diversos benefícios oriundos da conversão de áreas sob cultivo convencional para o SPD, já amplamente discutidos na literatura, o setor agrícola pode ainda através da adoção de sistemas ILP, em áreas anteriormente sob sucessão de cultivos, pode se tornar um importante mitigador das emissões de GEE para a atmosfera.

Por outro lado, a adoção de sistemas de ILP em áreas agrícolas ainda é pouco representativa. Estimativas indicam que atualmente o Brasil apresenta 26 milhões de hectares sob SPD e apenas uma pequena parcela dessa área, aproximadamente 1 milhão de hectares (estimativa realizada pelo próprio autor) está associada à sistemas de ILP. Segundo estimativas do Ministério do Meio Ambiente, ocorrerá expansão da área cultivada sob SPD no Brasil, alcançando 40 milhões de hectares até 2020. Ao elaborar alguns cenários da expansão das áreas de ILP e utilizar as taxas de acúmulo de C verificadas no presente estudo, pode-se visualizar a real magnitude dos beneficios da implantação desses sistemas de ILP. Ao considerar um cenário realista, ou seja, expansão da área sob ILP no Brasil de 1 para 5 milhões de hectares nos próximos 10 anos, resultaria em acúmulo anual de 3,4 a 10,3 milhões de toneladas de C no solo. Se considerarmos um cenário mais otimista, onde a área sob ILP passaria para 10 milhões de hectares, o acúmulo anual alcançaria algo em torno de 7,6 a 23,2 milhões de toneladas de C.

Apesar dos sistemas de ILP indicar aumentos nos estoques de C do solo, quando comparado às sucessões de cultivos, deve-se considerar também as emissões de GEE resultantes de cada um dso usos da terra avaliados. No presente estudo avaliou-se o fluxo de GEE em diferentes usos da terra no bioma Cerrado e observou-se que a adoção da ILP, em área anteriormente sob sucessão de cultivos, resulta em seqüestro de C pelo solo, independente do manejo aplicado ao solo. Manejo convervacionista, sem perturbação do solo resultou em maior seqüestro de C no solo, quando comparado com os manejos baseados em movimentação do solo.

Dessa forma, conclui-se que a implantação desses sistemas de ILP, em áreas anteriormente sobre sucessão de cultivos, é uma excelente alternativa para seqüestrar C no solo e consequentemente mitigar as emissões de GEE para atmosfera. Contudo, outras pesquisas devem ser realizadas visando confirmar e validar os benefícios da implantação destes sistemas integrados de cultivos. De posse deste e outros resultados de pesquisas, políticas públicas devem

ser elaboradas e implementadas com o intuito de incentivar e dar subsídios para os agricultores e pecuaristas adotarem os sistemas de ILP.