

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Estimativa das emissões de carbono do solo devido às mudanças no uso da
terra em Rondônia e Mato Grosso**

Stoécio Malta Ferreira Maia

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

**Piracicaba
2009**

Stoécio Malta Ferreira Maia
Engenheiro Agrônomo

**Estimativa das emissões de carbono do solo devido às mudanças no uso da terra em
Rondônia e Mato Grosso**

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS CLEMENTE CERRI**

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

**Piracicaba
2009**

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

Maia, Stoécio Malta Ferreira

Estimativa das emissões de carbono do solo devido às mudanças no uso da terra em Rondônia e Mato Grosso / Stoécio Malta Ferreira Maia. - - Piracicaba, 2009.
161 p. : il.

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

1. Carbono 2. Manejo do solo 3. Método de Monte Carlo 4. Modelos lineares 5. Uso do solo I. Título

CDD

631.4

M271e

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

DEDICO

À minha esposa Carolina por todo apoio e amor

AGRADECIMENTOS

Ao orientador Carlos Clemente Cerri pela confiança, e oportunidades geradas durante todos estes anos, obrigado.

Ao co-orientador Stephen Ogle (USA) pelos ensinamentos, paciência e colaboração essencial ao desenvolvimento deste trabalho.

Ao Natural Resource Ecology Laboratory pelo suporte durante o período do doutorado sanduíche.

Ao pesquisador Boris Volkoff pela valiosa contribuição na construção da base de dados com perfis de solo, e elaboração da ecoregiões.

Ao professor Carlos Eduardo P. Cerri por está sempre disponível e pelas sugestões e contribuições durante todo o período do doutorado.

Ao amigo Francisco Fujita pela amizade e parceria na construção da base de dados de solos.

Aos amigos e colegas de laboratório Marcos Siqueira, Cindy Moreira, João Luiz, Gregori Ferrão, pela colaboração na coleta de solo.

A colega Maísa Honório pelo precioso auxílio na organização e análise das amostras de solo.

Ao amigo Marcelo Alves por toda ajuda referente ao uso de SIG.

A secretária do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental Mara Casarim pela simpatia e por estar sempre pronta a ajudar.

Aos laboratoristas Lilian, Sandra, Dagmar, pelo bom relacionamento e, principalmente, pela contribuição nas análises de solo.

Ao pessoal do setor de transportes do Centro de Energia Nuclear na Agricultura que nos auxiliaram nas viagens de campo.

A todos os profissionais da EMATER-RO, EMPAER-MT, EMBRAPA-RO, e produtores de Rondônia e Mato Grosso que colaboraram com a coleta de solo e com os questionários sobre o uso da terra.

A Ivan Bedin de Sorriso – MT e o Sr. Paulo Raffa de Itiquira - MT por toda irrestrita e essencial ajuda nas viagens de campo.

A Fundação Mato Grosso, em especial a Leandro Zancanaro pelo apoio durante as viagens de campo.

Ao CNPq pela bolsa de estudo concedida, incluindo a bolsa para o doutorado sanduíche.

A FAPESP por financiar o projeto temático no qual a presente pesquisa esta inserida.

A todos os colegas do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental: Carolina Lisboa, Cristiane Teixeira, Gabor Szakács, Norberto Noronha, Marcelo Galdos, Sandra Sá, Ciniro Costa, Claudia Brasil, Susian Martins, Luis Eduardo, Ciro Righi, André, Bruna, Mariília, Karina, obrigado turma!

A todos os colegas do departamento de Solos – Esalq, em especial a Adna Dutra, Vanda Moreira, Márcia Calegari, Gabriel Barth, pelos bons momentos e convivência sadia.

A todo o corpo docente do Departamento de Ciências do Solo da ESALQ, pelos conhecimentos recebidos.

A todos os funcionários deste Departamento, pela convivência e por toda a ajuda.

A todos que de alguma forma colaboraram com o êxito deste trabalho.

Aos amigos sempre presentes, Herdjânia Lima, Alisson Xavier, Teógenes Senna, Jackson Lange, Jaedson Mota, João Formiga, Guilherme Lyra, Gustavo Lyra, Adaylton Farias, Waleska Elói, e Cidônia Souza, grande abraço!

Agradecimento especial aos meus pais Stoécio e Cleia, pelo apoio em todas as etapas de minha vida. E a Carolina minha esposa, pela confiança, apoio e amor. Obrigado!

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
1 INTRODUÇÃO	10
Referências	15
2 ESTOQUES DE CARBONO DE REFERÊNCIA DOS SOLOS NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA (Rondônia e Mato Grosso)	
Resumo	19
Abstract	19
2.1 Introdução	20
2.2 Desenvolvimento	22
2.3 Conclusões	40
Referências	41
3 MUDANÇAS NO USO DA TERRA NOS ESTADOS DE RONDÔNIA E MATO GROSSO NO PERÍODO DE 1970 A 2002: uso integrado de dados de sensoriamento remoto, censos agropecuários e informações de especialista	
Resumo	45
Abstract	45
3.1 Introdução	46
3.2 Desenvolvimento	48
3.3 Conclusões	65
Referências	65
4 EFEITO DE PASTAGENS MANEJADAS NO SEQÜESTRO DE CARBONO DO SOLO NOS ESTADOS DE RONDÔNIA E MATO GROSSO	
Resumo	68
Abstract	68
4.1 Introdução	68
4.2 Desenvolvimento	71
4.3 Conclusões	83
Referências	83
5 MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO AGRÍCOLA NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA	

Resumo	88
Abstract	88
5.1 Introdução	89
5.2 Desenvolvimento	91
5.3 Conclusões	102
Referências	102
6 MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO DEVIDO A MUDANÇA NO USO DA TERRA E SISTEMAS DE MANEJO EM RONDÔNIA E MATO GROSSO ENTRE 1970 E 2002: Estimativas e análise de incertezas	
Resumo	108
Abstract	109
6.1 Introdução	109
6.2 Desenvolvimento	112
6.3 Conclusões	136
6.4 Considerações finais	137
Referências	139
ANEXOS	143

RESUMO

Estimativa das emissões de carbono do solo devido às mudanças no uso da terra em Rondônia e Mato Grosso

As emissões globais de gases do efeito estufa (GEE) devido a ações do ser humano tem levado a um aumento na temperatura média da superfície terrestre de $0,55^{\circ}\text{C}$, e mudanças climáticas como aumento de eventos climáticos extremos, elevação dos níveis dos oceanos, e mudanças nos regimes pluviométricos são alguns exemplos das possíveis implicações deste aquecimento. O carbono orgânico do solo (COS) é o principal reservatório terrestre de C, contendo mais que o dobro do C da atmosfera, portanto, dependendo do manejo os solos podem se transformar em importantes fontes ou drenos de C atmosférico, influenciando significativamente os efeitos do aquecimento global. O objetivo desta pesquisa foi estimar as mudanças nos estoques do COS devido às mudanças no uso da terra e sistemas de manejo nos estados de Rondônia e Mato Grosso entre 1970 e 1985 e 1985 a 2002 utilizando dados específicos da região; e realizar a análise de incerteza destas estimativas mediante o método de Monte Carlo. Para alcançar o objetivo principal, a presente pesquisa foi composta das seguintes etapas: i) cálculo dos estoques do COS sob vegetação nativa (carbono de referência); ii) obtenção dos dados (áreas) das principais categorias de uso da terra nos estados de Rondônia e Mato Grosso para os anos de 1970, 1985 e 2002, a partir da combinação de técnicas de sensoriamento remoto, dados dos censos agropecuários, e informações de especialistas do setor agropecuário; iii) desenvolvimento dos fatores de emissão específicos para os principais sistemas de manejo da região de estudo utilizando um modelo linear misto; iv) e a etapa final que consistiu em combinar as etapas anteriores para se estimar as mudanças nos estoques de COS, e realizar a análise das incertezas associadas. Sucintamente, foram derivados fatores de emissão para as pastagens degradadas ($0,91 \pm 0,14$), típicas em Latossolos ($0,99 \pm 0,08$), típicas nos demais tipos de solos ($1,24 \pm 0,07$), e pastagens melhoradas em Latossolos ($1,19 \pm 0,07$), todos os fatores representam a comparação entre as pastagens manejadas e a vegetação nativa. Nos sistemas agrícolas foi possível derivar fatores de emissão para sistemas de plantio direto (PD) em áreas de Cerrado ($1,08 \pm 0,06$), PD em áreas de floresta Amazônica e Cerradão ($1,01 \pm 0,17$), cultivo convencional (CC) ($0,94 \pm 0,04$) e culturas perenes ($0,98 \pm 0,14$), sendo que o fator para o CC foi comparado aos dados de PD, enquanto que os demais fatores foram obtidos a partir da comparação com os estoques sob vegetações nativas. Quanto às emissões de COS, foi encontrado que usando o método de Monte Carlo com 20000 simulações no período de 1970 a 1985, os solos minerais apresentaram uma perda de C com fluxos anuais de 4,28 e 1,14 Tg C ano⁻¹, para Mato Grosso e Rondônia, respectivamente, e com 95% de intervalo de confiança as incertezas foram de $\pm 41,5$ e 21,9%, respectivamente. No segundo período, as emissões foram de 2,86 e 0,91 Tg C ano⁻¹, com incertezas de $\pm 40,1$ e 33,8%, respectivamente, para Mato Grosso e Rondônia. Quanto às fontes de incerteza, o carbono de referência, a opinião dos especialistas sobre as condições das pastagens e os fatores de emissão para pastagens típicas e degradadas foram às variáveis responsáveis por mais de 90% das incertezas das estimativas das emissões de C do solo.

Palavras – chave: Seqüestro de carbono; Uso da terra; Fatores de emissão; Análise de incertezas; Monte Carlo

ABSTRACT

Estimates of soil carbon emissions due to land-use changes in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil

Global emissions of greenhouse gases (GHG) due to human beings actions have led to an increase in average temperature of the earth of $0,55^{\circ}\text{C}$, and climate changes such as increases of the extreme weather events, sea level rise and precipitation changes are some examples of the possible implications of this global warming. Soil organic carbon (SOC) is the largest terrestrial organic carbon pool, containing more than the double of the atmospheric C; therefore, depending on the management the soils can became a source or a sink for the atmospheric C, influencing the effects of global warming. The objective of this research was to estimate the changes in SOC stocks due to the land-use and management systems in the states of Rondônia and Mato Grosso from 1970 to 1985 and from 1985 to 2002 using regional specific data, and perform the uncertainty analysis of these estimates through the Monte Carlo method. To achieve the main objective, this research was composed by the following steps: i) the estimate of the SOC stocks under native vegetation (reference carbon), ii) obtain data (areas) of the main land-use categories in the states of Rondônia and Mato Grosso for the years 1970, 1985 and 2002, from a combination of remote sensing, agricultural census data, and information from experts of the agricultural sector, iii) to derive the emission factors specific to the major management systems in the region of study using a linear-mixed model; iv) the final step was to combine the above steps to estimate the changes in SOC stocks, and carry out the uncertainty analysis associated with them. Briefly, emission factors were derived to the degraded grasslands (0.91 ± 0.14), typical in Oxisols (0.99 ± 0.08), typical in other soil types (1.24 ± 0.07), and improved grasslands in Oxisols (1.19 ± 0.07), all factors represent the comparison between managed pastures and native vegetation. In agricultural systems could be derived emission factors for no tillage (NT) systems in the Cerrado areas (1.08 ± 0.06), NT in Amazon Forest and Cerradão areas (1.01 ± 0.17), conventional tillage (CT) (0.94 ± 0.04), and perennial crops (0.98 ± 0.14). However, the CT factor was obtained from the comparison with NT data, while the other factors were compared to SOC stocks under the native vegetation. Using the Monte Carlo approach with 20000 simulations it was estimated the changes in the SOC stocks and the uncertainties associated to them. In the period from 1970 to 1985, mineral soils had a loss of C with annual fluxes of 4.28 and 1.14 Tg C yr⁻¹, in Mato Grosso and Rondônia, respectively, and with a 95% confidence interval the uncertainties were of ± 41.5 and 21.9% respectively. In the second period, emissions were of 2.86 and 0.91 Tg C yr⁻¹, with uncertainty of ± 40.1 and 33.8%, respectively, in Mato Grosso and Rondônia. In terms of the sources of uncertainty, the reference carbon, the experts' opinions about the grasslands, and the emission factors for typical and degraded grassland were the variables responsible for more than 90% of the uncertainties in the SOC emissions estimates.

Keywords: Carbon sequestration; Land-use; Emission factors ;Uncertainty analysis; Monte Carlo

1 INTRODUÇÃO

De acordo com o Quarto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2007), as emissões globais anuais de gases do efeito estufa (GEE) de caráter antrópico cresceram 70% entre 1970 e 2004. Este enriquecimento antropogênico dos GEE na atmosfera tem levado a um aumento na temperatura média da superfície terrestre de 0,55°C desde 1970 (IPCC, 2007), e mudanças climáticas como aumento de eventos climáticos extremos, elevação dos níveis dos oceanos, e mudanças nos regimes pluviométricos são alguns exemplos das possíveis implicações deste aquecimento global (ALLEN; INGRAM, 2002; TRENBERTH et al., 2007). Ainda mais preocupante, é a constatação de que com as atuais políticas para mitigação das mudanças climáticas e práticas relacionadas ao desenvolvimento sustentável, as emissões globais dos GEE vão continuar crescendo durante as próximas décadas (IPCC, 2007). De acordo com o Relatório Especial sobre Cenários de Emissões do IPCC (SRES, 2000), as emissões globais de GEE variaram entre 9,7 a 36,7 Gt CO₂ equivalente, o que representaria 25 a 90% de aumento entre 2000 e 2030.

Devido a estes impactos, é crescente o interesse em métodos para mitigar as emissões dos GEE, e o solo tem sido sugerido como um potencial dreno para o C atmosférico (OGLE et al., 2004; FELLER; BERNOUX, 2008; MONDINI; SEQUI, 2008). O carbono orgânico do solo (COS) representa o principal reservatório terrestre de C orgânico e globalmente contém aproximadamente 1550 Pg C (Pg é igual a 10¹⁵ g ou 10¹⁰ kg) (LAL, 2008), e atrai considerável atenção devido seu potencial para sequestrar C atmosférico (BAKER et al., 2007). A conversão de ecossistemas naturais em agricultura é reconhecidamente uma prática que causa grandes perdas de COS, porém, o armazenamento de COS também depende das práticas de cultivo e manejo (OGLE et al., 2005; BAYER et al., 2006; DOLAN et al., 2006). Conseqüentemente, a redução na intensidade do cultivo, manutenção dos resíduos culturais no campo, eliminação de pousios não vegetados, e a melhoria no manejo dos recursos hídricos (FOLLETT, 2001; HERMLE et al., 2008) são práticas que podem ser usadas para aumentar os estoques de COS e mitigar as emissões dos GEE, com o solo funcionando como um dreno para o CO₂ atmosférico (WEST; POST, 2002; OGLE et al., 2005; ZINN et al., 2005).

Neste contexto, a região sudoeste da Amazônia, principalmente os estados de Rondônia e Mato Grosso, são um exemplo marcante de mudança no uso da terra, com conseqüentes

alterações no ciclo do C devido à substituição das vegetações nativas por pastagens e cultivo agrícola. Segundo dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (INPE, 2008), Rondônia e Mato Grosso apresentavam até 2007, respectivamente 34,4 e 22,2% de suas áreas desmatadas. No ano de 2006 o cultivo agrícola e as pastagens ocupavam, respectivamente, uma extensão de 6,8 e 22,8 milhões de hectares em Mato Grosso; e 0,51 e 5,06 milhões de hectares em Rondônia (IBGE, 2006).

Em termos de emissões de GEE, enquanto que globalmente as mudanças no uso da terra e agricultura são responsáveis por 25% das emissões dos GEE (WEYANT et al., 2006), no Brasil, estes setores são responsáveis por mais de dois terços das emissões (COMUNICAÇÃO NACIONAL, 2004). Deste total, o cultivo dos solos (agricultura e pastagem) foi responsável por 7% das emissões brasileiras (COMUNICAÇÃO NACIONAL, 2004), e a mudança no uso da terra e os sistemas de manejo em Rondônia e Mato Grosso foram responsáveis por 7,8 e 45,2%, respectivamente, das emissões brasileiras de C do solo no período de 1975 a 1995 (BERNOUX et al., 2001).

Apesar de o uso do solo em Rondônia e Mato Grosso ter representado uma fonte de emissão de C para atmosfera (BERNOUX et al., 2001), este trabalho, foi uma primeira aproximação da metodologia proposta pelo Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa de 1997 (IPCC, 1997). O inventário foi realizado em escala estadual, utilizou os fatores globais de emissão do IPCC (1997), e o mais importante, não conduziu a análise das incertezas associadas às estimativas de COS.

É necessário, portanto, se atualizar e, sobretudo, refinar, as estimativas das alterações nos estoques do COS devido à mudança no uso da terra e sistemas de manejo. A avaliação das mudanças nos estoques de COS é importante, pois quantifica as emissões ou remoções de C o que permite estabelecer a participação relativa desta fonte nas emissões globais dos GEE e avaliar também qual o potencial de seqüestro de C, e adicionalmente, fornece informações importantes sobre os efeitos dos principais sistemas de manejo. Estas são informações que podem auxiliar os processos de tomada de decisão na determinação de políticas públicas voltadas a adoção de práticas mais racionais de uso da terra, com estratégias mais eficientes no seqüestro do C do solo, e conseqüente redução das taxas de desmatamento e degradação das terras (CERRI, 2003).

A presente pesquisa baseia-se na hipótese de que a expansão agrícola no sudoeste da Amazônia e as diferentes formas de uso da terra e sistemas de manejo do solo condicionam diferentes taxas de emissões de carbono do solo, contribuindo para exacerbar o fenômeno do aquecimento global.

Portanto, o objetivo principal desta pesquisa foi estimar as mudanças nos estoques de COS devido às mudanças no uso da terra e sistemas de manejo nos estados de Rondônia e Mato Grosso entre 1970 e 2002 utilizando dados específicos da região, e realizar a análise de incerteza destas estimativas mediante o método de Monte Carlo, o qual é adotado pelo IPCC (IPCC, 2000; IPCC, 2003).

Entre os objetivos específicos destacam-se:

- i) Estimar os fluxos de C a partir da diferença nos estoques de C do solo provocada pelo uso e mudança do uso da terra.
- ii) Calcular os estoques de COS sob vegetação nativa (sem a intervenção antrópica) na camada de 0-30 cm do solo para os estados de Rondônia e Mato Grosso, e avaliar as incertezas associadas.
- iii) Combinar recursos de sensoriamento remoto, dados dos censos agropecuários, e informações de especialistas do setor agropecuário da região do estudo, para estimar as áreas das principais categorias de uso da terra nos estados de Rondônia e Mato Grosso para os anos de 1970, 1985 e 2002.
- iv) Desenvolver os fatores de emissão ou remoção de C do solo específicos para os principais sistemas de uso da terra, práticas de manejo e aportes (inputs) na região de estudo.
- v) Estimar as incertezas associadas a cada componente (C de referência, dados de uso da terra e fatores de emissão ou remoção) envolvido na estimativa das emissões de C do solo, como também, a incerteza total.

Para alcançar o objetivo principal desta pesquisa foi adotado o procedimento proposto pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC em inglês) para estimativas das mudanças nos estoques de C do solo (IPCC, 2006), o qual é um método indireto de quantificação do C do solo, onde as alterações nos estoques do COS em solos minerais são estimadas usando a seguinte equação:

$$\Delta C = \frac{\sum_{h=1}^H (COS_f(h) - COS_i(h))}{10^6 * T} \quad (1)$$

Onde, H é o número de associações entre ecoregiões e tipos de solos por sistema de uso e manejo do solo; $COS_f(h)$ é o estoque de carbono orgânico do solo (Mg C) no sistema h no último ano do período do inventário; $COS_i(h)$ é o estoque de carbono orgânico do solo (Mg C) no sistema h no primeiro ano do período do inventário; 10^6 é utilizado para conversão de Mg C para Tg C; e T representa o número de anos do período do inventário para obter a taxa anual de acúmulo ou perda de COS.

Já os estoques de COS na camada superficial de 0-30 cm são estimados a partir da seguinte equação:

$$COS(h) = \sum_{e,m} (C_{REF\ e,m} \cdot F_{LU\ e,m} \cdot F_{MG\ e,m} \cdot F_{I\ e,m} \cdot A_{e,m}) \quad (2)$$

Onde, “e” representa as associações entre ecoregiões e tipos de solos; “m” são os sistemas de manejo presentes na região de estudo; C_{REF} são os estoques de C do solo sob vegetação nativa (Mg C ha^{-1}); F_{LU} é o fator de mudança de estoque para os sistemas de uso da terra; F_{MG} representa o fator de mudança de estoque para as práticas de manejo; F_I é o fator de mudança de estoque para o input de matéria orgânica; e “A” representa a área (ha) de uma determinada categoria de uso da terra e prática de manejo.

O método de Monte Carlo é uma técnica amplamente utilizada em estudos relacionados ao meio ambiente, e garante uma caracterização quantitativa da variabilidade e incerteza (US EPA, 1997). Neste método, os valores das variáveis de entrada (*inputs*) do modelo são aleatoriamente selecionados a partir de distribuições de probabilidade de cada uma das variáveis usadas no modelo. O modelo é rodado várias vezes, sendo que sempre com um grupo diferente de valores das variáveis de entrada, produzindo uma distribuição de probabilidade da qual se estima as incertezas do resultado final da simulação (*outputs*). O resultado, portanto, é uma análise de inúmeras possíveis simulações baseadas na incerteza individual de cada uma das variáveis de entrada (SMITH; HEATH, 2001; PELTONIEMI et al., 2006). Uma particular

utilidade do método de Monte Carlo é a capacidade para identificar a importância relativa de cada uma das variáveis de entrada no resultado final simulado. Esta análise de sensibilidade é fundamental para a interpretação dos resultados obtidos através do modelo (VANDENBYGAART et al., 2004).

Diante do exposto, a presente tese é composta por seis partes. A **primeira** parte consistiu de uma breve introdução sobre o assunto de interesse (Introdução já apresentada). A **segunda** (Capítulo 2) refere-se à avaliação dos estoques de estudo dos estoques do COS sob vegetação nativa, também denominado por carbono de referência (C_{REF}) a partir de associações de ecoregiões e tipos de solos nos estados de Rondônia e Mato Grosso. Mediante o método de propagação de erros foi avaliado também a incerteza associada às estimativas do C_{REF} . A **terceira** parte (Capítulo 3) trata das estimativas das áreas (ha) das principais categorias de uso da terra na área de estudo para os anos de 1970, 1985 e 2002, os quais foram obtidos a partir da combinação de dados de sensoriamento remoto, censo agropecuário, e informações de especialistas. A **quarta** e **quinta** partes (Capítulos 4 e 5), se referem, respectivamente, a derivação de fatores de emissão de C do solo para os principais sistemas de pastagens manejadas e cultivo agrícola da região de estudo. Os fatores de emissão foram derivados com o uso de um modelo linear misto. A **sexta** e última parte (Capítulo 6) combinou os resultados obtidos nos quatro capítulos descritos para realizar a estimativa das mudanças nos estoques de COS nos estados de Rondônia e Mato Grosso, e conduzir a análise das incertezas associadas a tais estimativas.

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

MAIA, S.M.F.; MELLO, F.F.C.; OGLE, S.M.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Reference soil carbon stocks in the southwest Amazon region (Rondônia and Mato Grosso states). Em revisão para ser submetido na revista **Scientia Agricola**.

MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.C. Land-use changes in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil between 1970 and 2002: An integrated use of remote sensing, census data, and experts information. Em revisão para ser submetido na revista **Forest Ecology and Management**.

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 Grosso states, Brazil. **Geoderma** (2008), doi: 10.1016/j.geoderma.2008.11.023.

MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the southwest Amazon region of Brazil. Submetido para a revista **Soil & Tillage Research**.

MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Soil organic carbon stock changes due the land-use and management systems in Rondônia and Mato Grosso from 1970 to 2002: estimates and uncertainty analysis. Em revisão para ser submetido na revista **Global Change Biology**.

Referências

ALLEN, M.R.; INGRAM, W.J. Constraints on future changes in climate and hydrologic cycle. **Nature**, London, v. 419, p. 224-232, 2002.

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.

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

BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. CO₂ emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 779-787, 2001.

CERRI, C.E.P. **Variabilidade especial e temporal do carbono do solo na conversão de floresta em pastagens na Amazônia Ocidental (Rondônia)**. 2002. 159p. Tese (Doutorado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

COMUNICAÇÃO NACIONAL. 2004. Comunicação Nacional Inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima. Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília., 2004. 74p.

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.

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.

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

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.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) – Censo Agropecuário 2006: Resultados Preliminares., 2006. 141 p.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Projeto PRODES. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes>. Acesso em: jan. 2008.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE Revised 1996 IPCC **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: Reference Manual HOUGHTON, J.T.; MEIRA, L.G.; FILHO, L.G.; LIM, B.; TREANTON, K.; MAMATY, I.; BONDUKI, Y.; GRIGGS, D.J.; CALLENDER, B.A. (Ed.). Intergovernmental Bracknell, UK: Panel on Climate Change, Hadley Centre,1997. v.3.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Emissions Scenarios**, a Special Report f IPCC Working Party III, Sumary for Policymakers, 2000. 20 p. (Special Report,3.)

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories**. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/gpgaum.html>, Intergovernmental Panel on Climate Change. Acesso em: set. 2008.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry**. In: PENMAN, J., GYTARSKY, M., HIRAISHI, T., KRUG, T., KRUGER, D., PIPATTI, R., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K., WAGNER, F. (Ed.). Hayama:, Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2003. 623p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Agriculture, Forestry and Other Land Use** In: EGGLESTON,S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change / IGES, 2006. v.4.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE Climate Change 2007: Synthesis Report. Cambridge:Cambridge Univ. Press, 2007. p 27. (Assessment Report, 4.).

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

MONDINI, C.; SEQUI, P. Implication of soil C sequestration on sustainable agriculture and environment. **Waste Management**, Padova, v. 28, n.4, p. 678-684, 2008.

OGLE, S.M., CONANT, R.T., PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting approach developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Environmental Management**, New York, v. 33, p.474-484, 2004.

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.

PELTONIEMI, M.; PALOSUO, T.; MONNI, S.; MAKIPAA, R. Factors affecting the uncertainty of sinks and stocks of carbon in Finnish forests soils and vegetation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 232, p. 75-85, 2006.

SMITH, J.E.; HEATH, L.S. Identifying influences on model uncertainty: an application using a Forest carbon budget model. **Environmental Management**, New York, v. 27, p. 253-267, 2001.

TRENBERTH, K.E.; JONES, P.D.; AMBEJE, P.; BOJARIU, R.; EASTERLING, D.; KLEIN TANK, A.; PARKER, D.; RAHMZADEH, F.; RENWICK, J.A.; RUSTICUCCI, M.; SODEN, B.; ZHAI, P. Observations: surface and atmospheric climate change. In: CLIMATE CHANGE 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L., (Ed.). Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guiding principles for Monte Carlo analysis**. Washington, DC:US EPA, Risk Assessment Forum, 1997. 39p.

VANDENBYGAART, A.J., GREGORICH, E.G., ANGERS, D.A., STOKLAS, U.F. Uncertainty analysis of soil carbon stock change in Canadian cropland from 1991 to 2001. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 983-994, 2004.

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.

WEYANT, J.P.; DE LA CHESNAYE, F.C.; BLANFORD, G.J. Overview of EMF-21: Multigas mitigation and climate policy. **The Energy Journal**, Washington, (Special Issue), 2006.

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.

2 ESTOQUES DE CARBONO DE REFERÊNCIA DOS SOLOS NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA (Rondônia e Mato Grosso)

Resumo

A estimativa dos estoques do carbono orgânico do solo (COS) sob vegetação e sem a intervenção antrópica, também denominado como carbono de referência (C_{REF}) é importante, pois dimensiona o potencial do solo em acumular carbono, além de ser um das variáveis necessárias as estimativas das alterações dos estoques do COS devido à mudança no uso da terra e sistemas de manejo. O objetivo deste trabalho foi estimar os estoques de COS sob vegetação nativa (C_{REF}) na camada de 0-30 cm nos estados de Rondônia e Mato Grosso; e avaliar as incertezas associadas às estimativas de acordo com a metodologia do IPCC (2006). O cálculo dos estoques de C_{REF} foi realizado a partir de uma base de dados com 3484 perfis de solo distribuídos nos dois estados, e levou em consideração associações de ecoregiões com tipos de solos. A análise de incertezas foi feita mediante o método de propagação de erros. Para a camada de 0-30 cm, os estoques de C_{REF} variaram entre 29,8 a 100,7 Mg ha⁻¹ e as incertezas variaram entre ± 10,1 a 26,3%. Estes dados correspondem aos estoques de carbono do solo sob vegetação nativa com ausência de distúrbios, eles representam uma informação essencial para avaliar as mudanças nos estoques de C, assim como, para determinar as incertezas associadas às estimativas das mudanças no COS.

Palavras-chave: Carbono do solo; Carbono de referência; Análise de incertezas; Propagação de erros

REFERENCE SOIL CARBON STOCKS IN THE SOUTHWEST AMAZONIA (Rondônia and Mato Grosso states)

Abstract

The estimate of soil organic carbon (SOC) stocks in native vegetation and without human intervention, also known as reference carbon (C_{REF}) is important because it illustrates the potential to accumulate carbon in soil. It is also one of the variables necessary to estimate the SOC stocks change due to the land-use change and management systems. The objective of this work was to estimate the stocks of COS under native vegetation in the top 0-30 cm of the soil profile in the states of Rondonia and Mato Grosso, and to evaluate the uncertainties associated with estimates according to the IPCC (2006) methodology. The C_{REF} stocks were calculated from a database of 3484 soil profiles distributed around these two states, and took into account an association between ecoregions and soil types. The uncertainty analysis was based on error propagation methods. The C_{REF} stocks ranged from 29,8 to 100,7 Mg ha⁻¹ and uncertainties ranged from ± 10,1 to 26,3%. These results correspond to SOC stocks under native vegetation with no disturbances; they represent essential information for evaluating changes in the SOC, and determine the uncertainties associated with estimates of changes in COS.

Keywords: Soil carbon; Reference carbon; Uncertainty analysis; Error propagation

2.1 Introdução

O crescente interesse pelas conseqüências do aquecimento global devido ao aumento da emissão dos gases do efeito estufa tem levado a comunidade científica a estudar mais intensamente o ciclo global do carbono (DESJARDINS et al., 2001; BENÍTEZ et al., 2007; FELLER; BERNOUX, 2008; LAL, 2008). O carbono orgânico do solo (COS) representa o maior reservatório terrestre de C orgânico contendo cerca de 1550 Pg C (Pg é igual a 10^{15} g) (LAL, 2008), e atrai especial atenção devido sua susceptibilidade a mudanças em função do tipo de manejo do solo, podendo se configurar como uma importante fonte ou dreno de C atmosférico (BAKER et al., 2007).

Neste contexto, a avaliação dos estoques do COS sob vegetação nativa, ou seja, sem a intervenção antrópica em escala regional ou nacional, é importante por algumas razões. Primeiramente, porque reflete a capacidade de um determinado ecossistema em sequestrar carbono e permite quantificar qual sua contribuição em relação aos demais reservatórios de C. Em segundo, o COS sob vegetação nativa também denominado por carbono de referência (C_{REF}) é um dos componentes necessários a realização de inventários de C do solo devido ao uso e mudança de uso da terra de acordo com metodologia desenvolvida pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006). Por último, este tipo de informação pode ser útil ao IPCC para o aprimoramento da metodologia de inventário de C do solo, visto que tal metodologia utiliza médias globais para o C_{REF} assumindo uma incerteza de ± 90 %. Portanto, dados regionais ou nacionais podem ser utilizados para refinar os padrões de C_{REF} adotados pelo IPCC (2006).

No entanto, aspectos como alta variabilidade espacial mesmo dentro de uma mesma unidade de mapeamento (CERRI et al., 2000); os diferentes fatores que governam o ciclo do carbono orgânico (STEVENSON; COLE, 1999; JOBBÁGY; JACKSON, 2000; IPCC, 2006); e ainda, a escassez de dados, dificultam as estimativas do C_{REF} . Mesmo assim, diferentes métodos têm sido utilizados objetivando a estimativa dos estoques do C_{REF} . Bernoux et al. (2002), por exemplo, estimou o C_{REF} para o Brasil a partir de associações de solo com vegetação, ou seja, os autores combinaram seis tipos de solos com quinze de vegetações nativas e estimaram o C_{REF} para cada associação a partir da média dos perfis de solo inseridos dentro da respectiva associação. Com isto, este método assumiu que uma determinada associação possui um único

valor de C_{REF} sem considerar a variação climática que possa existir para uma associação dependendo da localização da mesma, variação esta, que pode ser determinante em termos da dinâmica do COS (RASMUSSEN et al., 1998; LAL, 2004; YUSTE et al., 2007; NORTON et al., 2008).

Outros exemplos são os trabalhos Schroeder e Winjum (1995) e de Batjes e Dijkshoorn (1999), o primeiro estimou o C_{REF} para o Brasil e o segundo para a região amazônica. Ambos os estudos, estimaram o C_{REF} como sendo o estoque médio de COS para cada classe de solo, sem considerar a localização dos perfis de solo e conseqüentemente o aspecto climático, assim como o estudo de Bernoux et al. (2002).

Em outras palavras, estes trabalhos ao estimar o C_{REF} através de agrupamentos de perfis de solos a partir de associações de solo e vegetação (BERNOUX et al. 2002) ou simplesmente através da nomenclatura dos solos (SCHROEDER; WINJUM, 1995; BATJES; DIJKHOORN, 1999), não consideraram a dependência espacial entre as amostras individuais (perfis). Como conseqüência, isto pode levar a estimativas das variâncias mais baixas do que poderiam ser justificadas pelos dados devido à alta diversidade de ambientes e a baixa densidade de perfis.

Os valores de C_{REF} obtidos por estes trabalhos é outro aspecto que merece ser melhor discutido. Isto porque, os trabalhos que avaliaram os estoques de C sob vegetação nativa em território brasileiro (MORAES et al., 1995; SCHROEDER; WINJUM, 1995; BATJES; DIJKSHOORN, 1999; BERNOUX et al., 2002; HOLMES et al., 2006), utilizaram bases de dados oriundas de projetos como o RADAMBRASIL; Zoneamento Sócio Econômico Ecológico dos estados de Mato Grosso e Rondônia; projetos da EMBRAPA; e da base de dados de “Solos e Terreno para a América Latina” (SOTER-LAC) da FAO (FAO-ISRIC-UNEP-CIP; 1998), e basicamente em todas estas base de dados os teores de COS foram determinados através do método de Walkley – Black. Este método é baseado na oxidação do COS em meio ácido e recupera em média apenas 76% do COS (NELSON; SOMMERS; 1996), ou seja, o uso dos teores de C determinados através do método de Walkley – Black para o cálculo dos estoques de C resulta, portanto, em uma subestimação do C_{REF} . Considerando que nenhum dos estudos citados aplicou nenhum tipo de fator de correção, permite-se concluir que tem havido uma substancial subestimação nas estimativas do C_{REF} para os solos brasileiros.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi estimar os estoques de COS sob vegetação nativa (C_{REF}) na camada de 0-30 cm e avaliar as incertezas associadas às estimativas

de acordo com a metodologia do IPCC (2006). Isto irá fornecer informações básicas necessárias à avaliação das mudanças nos estoques de COS devido ao uso e mudança de uso da terra nos estados de Rondônia e Mato Grosso.

2.2 Desenvolvimento

2.2.1 Material e métodos

Este item está dividido em quatro partes. A primeira contém uma breve apresentação das principais características da área de estudo. Na segunda, será apresentado de forma sucinta o procedimento para cálculo individual (para cada perfil de solo) dos estoques de COS, incluindo a constituição da base de dados com informações sobre os perfis de solos, a estimativa da densidade do solo e o ajuste vertical do C do solo. Estas etapas foram realizadas por Mello (2007). A terceira parte apresenta a estratificação da área de estudo em ecoregiões de acordo com o sugerido pelo IPCC (2006). Na última parte, será descrito o procedimento adotado para o cálculo dos estoques médios de C de referência a partir de uma combinação de tipo de solo e ecoregião e, a análise de incertezas associadas ao cálculo.

2.2.1.1 Apresentação da área de estudo

Localização

Os Estados de Rondônia (RO) e Mato Grosso (MT) representam uma área de transição entre a bacia Amazônica e o Planalto Central brasileiro. Localizada entre as latitudes 7° e 18° S e entre as longitudes 50° e 67° W, esta região forma o divisor de águas entre a bacia amazônica ao norte e a bacia do Paraná ao sul e constitui uma das mais extensas fronteiras agrícolas do mundo, abrangendo uma área de aproximadamente 1.140.000 km² nesses estados.

Clima

O clima da região varia em função da latitude, podendo ser caracterizado por um regime tropical úmido com curto período de seca. Em termos de temperatura, a região pode ser considerada como quente com grande uniformidade térmica, onde não se verifica presença de

significativas variações estacionais no decorrer do ano (em geral, amplitude térmica inferior a 5°C). Entretanto, temperaturas mais baixas (média e mínimas) podem ocorrer nas zonas de altitude do sul de Rondônia e no sudeste do Mato Grosso.

A precipitação anual média oscila entre 1400 e 2500 mm. O regime pluviométrico é caracterizado por duas épocas bem definidas: uma época chuvosa e a outra época seca ou com pouca chuva. A época mais chuvosa inicia-se entre dezembro e janeiro e tem duração de dois a cinco meses. O maior índice pluviométrico ocorre no norte do Mato Grosso, mais precisamente no médio Teles Pires, região que apresenta precipitação média de 2550 mm. Áreas com precipitações variando entre 1400 e 1500 mm ocorrem nos extremos sudeste e sudoeste do Mato Grosso. As áreas com precipitação total decrescendo de 2500 a 1500 mm formam, a partir da área norte mais chuvosa, uma série de faixas contínuas, abrangendo, portanto, a maior parte da região de estudo.

Segundo o sistema de Köeppen, os tipos climáticos da região de estudo são essencialmente o Aw e o Am, ou seja, clima tropical com curto período seco (Aw: úmido com apenas um mês seco; Am: variedade monção com época seca mais prolongada). Esses dois tipos podem ser sub-classificados como isotermiais (Awi e Ami), onde a variação anual de temperatura é inferior a 5°C. Como já mencionado anteriormente, a região sul do Mato Grosso, de clima tipo Am, não se enquadra nesse subtipo isotermal por apresentar maiores variações térmicas.

Vegetação

A vegetação nativa varia em função do regime de chuvas, proporcionando a acentuação do caráter semi-caducifólio e na redução do porte e da densidade da vegetação em direção ao sul. A Floresta Ombrófila Aberta Amazônica cobre quase a totalidade de RO, estendendo-se no sentido leste, ao norte do Mato Grosso. Tal vegetação é substituída por uma transição Floresta Ombrófila - Floresta Estacional na região do Alto Xingu. Já a transição Floresta Ombrófila - Cerrado ocorre nos planaltos de RO e no Nordeste do MT, e apesar da variação de fisionomias, prevalece o cerrado do tipo savana arbórea aberta, que se estende na totalidade da bacia sedimentar do Paraná e Chapada dos Parecis incluindo a área intermediária de Cuiabá e Paranatinga.

Solos

Os solos mais representativos da região são os Latossolos com aproximadamente 40% da área dos dois estados, seguido pelos Argissolos com cerca de 20% e os Neossolos com 15% da área total abrangida pelos estados de Rondônia e Mato Grosso. Estas ordens de solos encontram-se distribuídas ao longo de todas as regiões sendo os Latossolos notadamente predominantes na região central do Mato Grosso e no norte de Rondônia. Destacam-se em seguida a ordem dos Plintossolos, cobrindo 8% de toda a área, os Cambissolos e os Gleissolos, que representam cerca de 6% e 5%, respectivamente. As duas últimas ordens citadas se concentram mais freqüentemente em locais específicos nos estados: os Gleissolos na região sul e norte de Rondônia, na região de fronteira do estado onde existem os rios Guaporé ao sul e Madeira ao norte. Os Cambissolos são principalmente encontrados no Mato Grosso ocupando uma faixa longitudinal extensa na região centro-sul (MELLO, 2007).

2.2.1.2 Cálculo dos estoques individuais (para cada perfil de solo) de COS

Constituição de uma base de dados com perfis de solos

Inicialmente foi necessário realizar a consistência de uma base de dados com informações oriundas de três levantamentos de solos realizados na região sudoeste da Amazônia brasileira. Os levantamentos foram: o projeto RADAM BRASIL, o Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado do Mato Grosso (ZSEE-MT) e o Levantamento de Solos e Terrenos do Estado de Rondônia, produto do Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado de Rondônia (ZSEE-RO).

O projeto RADAMBRASIL se iniciou na década de 1970 e teve como principal objetivo realizar levantamentos sobre aspectos ambientais até então pouco conhecidos, como solos, geologia, vegetação nativa e geomorfologia. O projeto abrangeu quase todo território brasileiro e foi finalizado no ano de 1986 quando já haviam sido publicados 33 volumes com informações diversas, incluindo mapas temáticos em escala 1:1.000.000 e os resultados analíticos de aproximadamente 4800 perfis de solos (COOPER et al., 2005). Para a região de estudo, especificamente, existem 9 volumes que contêm aproximadamente 1000 perfis de solos, sendo

780 deles situados no Estado do Mato Grosso e 220 em Rondônia com informações analíticas e morfológicas.

O Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado do Mato Grosso foi um projeto coordenado pela Secretaria do Planejamento do Estado do Mato Grosso (SEPLAN-MT) com o intuito de organizar a ocupação territorial do Estado. Para tanto, os estudos foram divididos basicamente em três aspectos: físico (climatologia, geologia, geomorfologia, pedologia, hidrologia e qualidade da água); biótico (vegetação e fauna) e sócio econômico (dinâmica demográfica, economia madeireira, economia pesqueira, dinâmica econômica, sociedades indígenas e uso e ocupação do solo e etc.).

O ZSEE-MT resultou na elaboração de memórias técnicas para cada aspecto avaliado, elaboração de mapas temáticos na escala de 1:250.000 que estão no formato *shapefile* (arquivos vetoriais que armazenam a forma e atributos de dados geográficos) e na compilação de uma base com dados analíticos e morfológicos dos perfis dos solos georreferenciados. A base de dados de solos é composta pela descrição analítica de 1618 perfis de solo, sendo 828 gerados pela própria SEPLAN-MT e os outros 780 perfis são produto da compilação de dados provenientes do Projeto RADAMBRASIL (BRASIL, 1975; BRASIL, 1976; BRASIL, 1977; BRASIL, 1979; BRASIL, 1980; BRASIL, 1981a; BRASIL, 1981b; BRASIL, 1982a; BRASIL, 1982b; BRASIL, 1983) e levantamentos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). A base de dados apresenta ainda as proporções de cada componente de solo (classe do solo) por unidade de mapeamento.

O ZSEE-RO surgiu com o mesmo intuito do ZSEE-MT, ou seja, planejar a ocupação física do Estado e dessa forma auxiliar no estabelecimento de políticas públicas que permitam a ocupação racional de suas áreas. Foi coordenado pela Secretaria de Planejamento do Estado de Rondônia (SEPLAN-RO) e os resultados gerados foram expressos na forma de mapas temáticos na escala 1:250.000 no formato *shapefile*, em memórias técnicas descritivas para cada um dos parâmetros avaliados: cartografia, geologia, geomorfologia, hidrogeologia, pedologia, composição vegetal, fauna, estudos socioeconômicos, dentre outros e uma base de dados de solos.

O Estado foi dividido em unidades de terreno identificadas como unidades SOTRO (Solos e Terrenos de Rondônia) seguindo a metodologia SOTER da FAO para compilação de bases de dados digitais de solos e terrenos (FAO, 1995). Cada unidade SOTRO (Figura 2.1) representa o

agrupamento de uma combinação única das unidades de terreno e características pedológicas; como tipos de solo, geologia, litologia; podendo posteriormente ser associadas a outras informações por meio de um Sistema de Informação Geográfica (SIG). O resultado de todo o trabalho foi uma base de dados de solos e terrenos de Rondônia, denominada SOTERON que contém a descrição analítica e morfológica de 2914 perfis de solo que somados a outros 530 perfis oriundos do projeto RADAMBRASIL e outros levantamentos, totalizam um total de 3277 perfis de solos georreferenciados no Estado de Rondônia. A base de dados apresenta ainda as proporções de cada componente de solo por unidade de mapeamento.

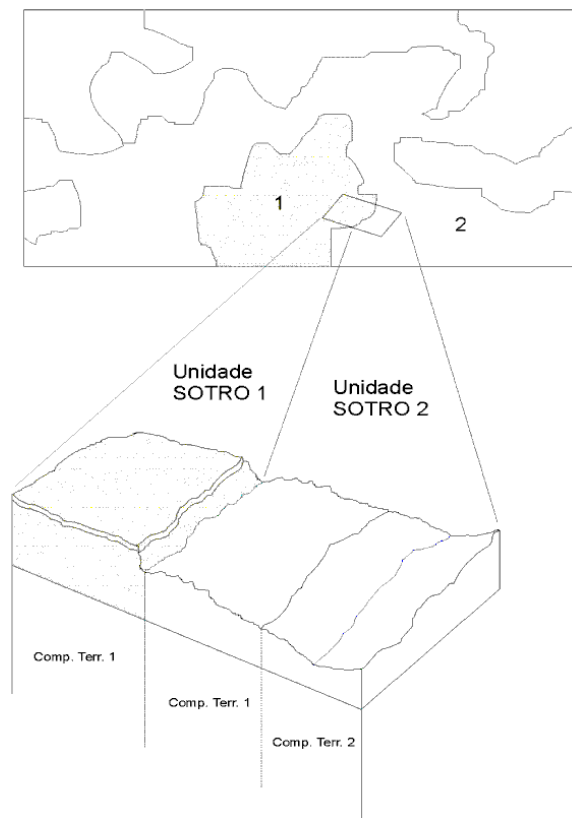


Figura 2.1 – Subdivisões das unidades SOTRO em componentes de terreno e sub-componentes (ZSEE-RO, 2006)

Os bancos de dados apresentam os resultados analíticos de atributos físicos e químicos de solos de cada perfil da base (granulometria, densidade, macro e micronutrientes, C, N, pH, V%, CTC etc), descrição morfológica (horizontes, textura, atividade de argila, substrato, etc), e vegetação nativa associada ao perfil do solo. Associando as três fontes de informação foi possível

reunir um total de 5201 perfis de solos (Figura 2.2), 3444 para Rondônia e 1757 para o Mato Grosso.

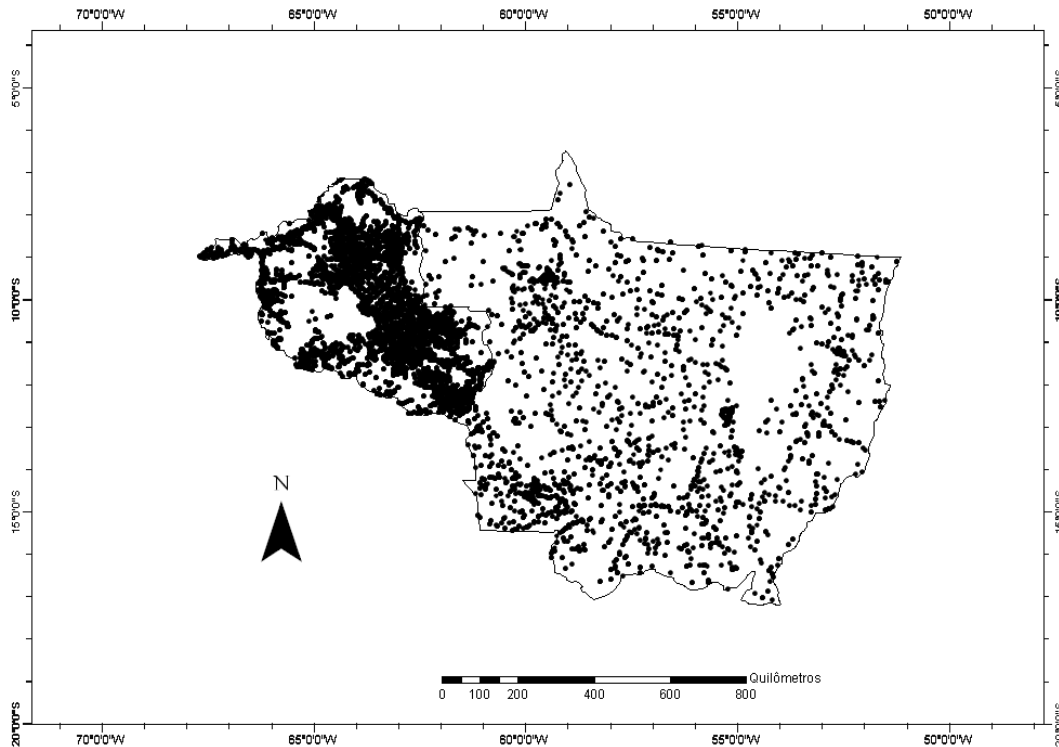


Figura 2.2 – Cobertura espacial dos perfis de solo consistidos na base de dados georreferenciados

Estimativa da densidade do solo

Apenas 1624 perfis do total de 5201 da base de dados possuem informação da densidade do solo. Portanto, para estimar a densidade dos perfis restantes adotou-se o método de regressões lineares múltiplas descrito por Bernoux et al. (1998a).

Resumidamente o método consiste em submeter os atributos do solo disponíveis na base de dados a regressões lineares múltiplas do tipo “stepwise” (passo a passo), conforme descrito por Bernoux et al. (1998a). Utilizando tal método é possível avaliar a influência de cada atributo do solo na densidade. O principal benefício em utilizar o procedimento “stepwise” é a possibilidade de avaliar a interferência das variáveis independentes a cada passo da regressão, observando as modificações do R^2 auxiliando na decisão da permanência ou não da variável utilizada.

Nas regressões lineares, apenas os parâmetros com nível de significância menor do que 0,01 foram considerados para o desenvolvimento das equações de pedotransferência e a avaliação dos modelos foi feita em função do erro padrão e da variância explicada através do R^2 .

Ajuste vertical da profundidade dos solos para cálculos dos estoques de carbono

Outra importante etapa para se estimar os estoques de C_{REF} dos solos foi realizar o ajuste vertical de profundidade. Este tipo de ajuste tem sido utilizado em estudos e estimativas de estoques de C que possuem como fonte de informação bases de dados pedológicos (BERNOUX et al., 1998b), onde freqüentemente as camadas amostradas não possuem a mesma profundidade, impossibilitando desta forma a comparação entre os dados.

Este tipo de ajuste mostrou-se necessário neste estudo uma vez que as camadas de amostragem dos perfis de solos da base de dados foram variadas. Para a realização do ajuste de profundidade foi selecionada a equação de Arrouays e Pélliessier (1994):

$$C(X) = C_2 - K_1 \cdot K_2 + K_2 \cdot e^{-bx} \quad (2.1)$$

$$\text{sendo: } K_1 = e^{-100b} \text{ e } K_2 = (C_1/C_2) / (1 - K_1) \quad (2.2)$$

Esta metodologia baseia-se na variação e distribuição vertical do C, e por meio de integração entre as camadas superior (C_1) e inferior (C_2), permite estimar o C do solo a qualquer profundidade intermediária. Uma limitação associada a esta técnica refere-se ao fato de que somente podem ser estimados valores para perfis que contenham ao menos três diferentes profundidades. Maiores detalhes sobre a referida metodologia podem ser encontrados em Bernoux et al. (1998b).

É importante ressaltar, que os dados gerados no item 2.2.1.2 foram obtidos pela dissertação de mestrado “Estimativas dos estoques de carbono dos solos nos Estados de Rondônia e Mato Grosso anteriores à intervenção antrópica”, conduzida por Francisco Fujita de Castro Mello (MELLO, 2007).

Cálculo dos estoques de carbono de referência (C_{REF})

Conforme mencionado anteriormente, para o ajuste vertical do C do solo é necessário que o perfil de solo tenha no mínimo informação de três camadas de solo. Desta forma, do total de 5201 perfis de solo da base de dados, 3484 apresentaram tal condição e foram utilizados nos cálculos do C_{REF} . Os estoques de C para os perfis de solo foram calculados para a camada de 0-30 cm utilizando a equação:

$$E = d \times h \times (C) \quad (2.3)$$

sendo:

E = estoque de carbono do solo ($Mg \text{ ha}^{-1}$);

d = densidade aparente do solo ($g \text{ cm}^{-3}$);

h = espessura da camada amostrada (cm);

(C) = teor de carbono total do solo ($g \text{ kg}^{-1}$)

2.2.1.3 Estratificação da área de estudo em ecoregiões

Considerando que a dinâmica do C do solo é regida por fatores como clima, relevo, tipo de vegetação e de solo, além do tipo de manejo, o Guia para Inventários Nacionais dos Gases do Efeito Estufa (IPCC, 2006) recomenda que a área de estudo seja estratificada de forma subjetiva a partir dos fatores citados. Esta estratificação tem como objetivo identificar as diferenças climáticas ou ecológicas existentes e criar unidades espaciais mais homogêneas para a estimativa das emissões dos GEE (IPCC, 2006). Portanto, todos os procedimentos envolvidos nas estimativas do GEE devem considerar a estratificação da área em ecoregiões.

A partir da diversidade de aspectos ambientais presentes nos estados de Mato Grosso e Rondônia, uma estratificação da região baseada na sobreposição de planos de informação, em escala 1:5 milhões, de vegetação, clima, geologia e relevo foi elaborada, resultando na divisão dos dois estados em 11 ecoregiões (Figura 2.3). As descrições de cada uma das ecoregiões encontram-se a seguir:

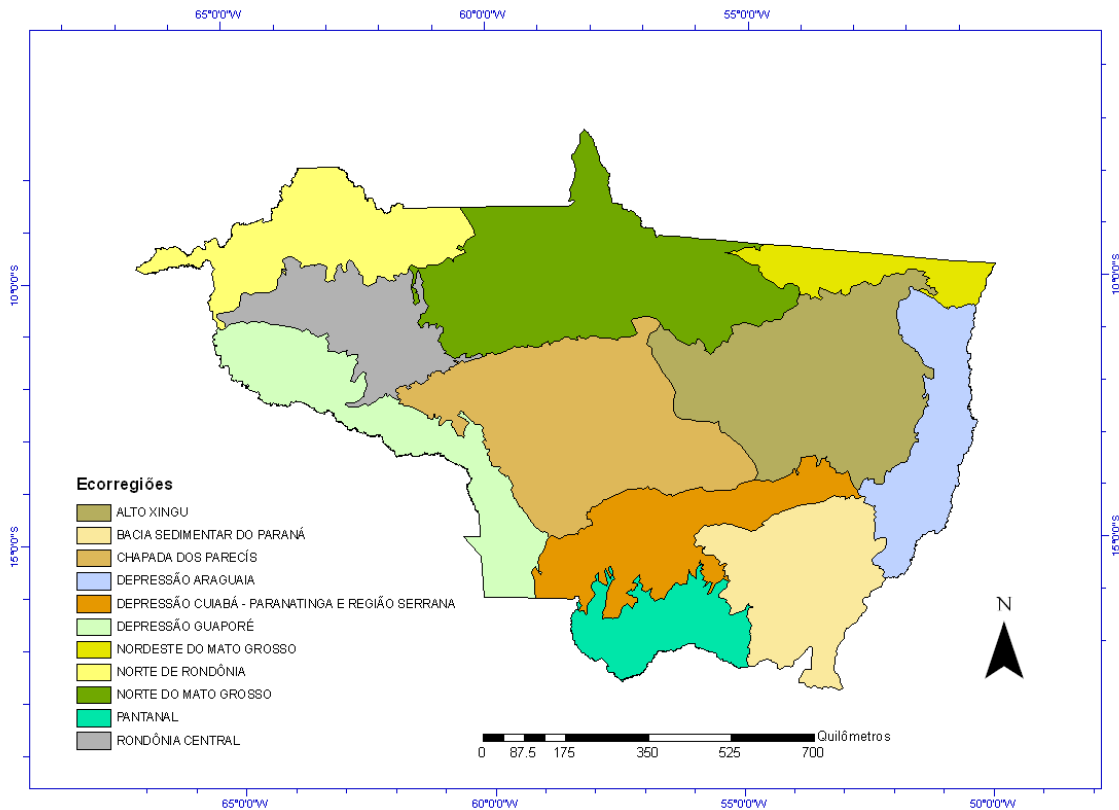


Figura 2.3 – Ecorregiões dos Estados de Rondônia e Mato Grosso

- Alto Xingu: os solos dominantes são os Latossolos, a vegetação é a transição Floresta Ombrófila-Floresta Estacional, o clima é do tipo Ami com precipitação anual de 1750- 2250 mm), o relevo é plano (tabular), o substrato é sedimentar Paleozóico-Cenozóico.
- Bacia sedimentar do Paraná: os solos dominantes são Neossolo Quartzarênico e Latossolos; a vegetação é o Cerrado, o clima é do tipo Am e Cwa com precipitação anual de 1250 a 1750 mm, o relevo é plano (Chapadões), o substrato é sedimentar Paleozóicos e Mesozóicos.
- Chapada dos Parecis: os solos dominantes são Latossolos e Neossolo Quartzarênico, a vegetação é o Cerrado e a transição Cerrado-Floresta Estacional, o clima é do tipo Ami com precipitação anual de 1500 a 2250 mm, o relevo é plano (Chapadões), o substrato é sedimentar Paleozóico-Mesozóico.
- Depressão do Araguaia: os solos dominantes são os Plintossolos e os Gleissolos, a vegetação é o Cerrado, o clima é do tipo Ami com precipitação anual de 1250-2000 mm, o relevo é plano, o substrato é sedimentar Cenozóico e Quaternário.

- Depressão de Cuiabá-Paranatinga: os solos dominantes são Plintossolos, e Cambissolos, a vegetação é o Cerrado e a Floresta estacional, o clima é do tipo Am com precipitação anual de 1500-1750 mm; o relevo é plano ou montanhoso, o substrato é sedimentar metamorfizado ou não metamorfizado do Proterozóico.

- Depressão do Guaporé: os solos dominantes são os Latossolos e os Gleissolos, a vegetação é a Floresta Ombrófila aberta na parte norte, Floresta Estacional e o Cerrado na parte sul, o clima é do tipo Ami com precipitação anual de 1750-2250 mm na parte norte, do tipo Ami e Am com precipitação anual de 1500-1750 mm na parte sul, o relevo é plano, o substrato é cristalino.

- Nordeste do Mato Grosso: os solos dominantes são os Argissolos, a vegetação é transição Cerradão-Floresta Ombrófila, o clima é do tipo Ami com precipitação anual de 2000-2500 mm, o relevo é ondulado (colinas), o substrato é cristalino.

- Norte de Rondônia: os solos dominantes são os Latossolos, a vegetação é a Floresta Ombrófila aberta, o clima é do tipo Awi com precipitação anual de 2000 a 2500 mm, o relevo é plano (tabular), o substrato é em parte cristalino e em parte sedimentar Cenozóico e Quaternário.

- Norte do Mato Grosso: os solos dominantes são Argissolos e Latossolos, a vegetação é a Floresta Ombrófila aberta e a transição Cerrado-Floresta Estacional, o clima é do tipos Awi e Ami com precipitação anual de 2000 a 2750 mm, o relevo é ondulado (colinas) ou plano (Chapadas internas), o substrato é predominantemente cristalino com inclusões sedimentar Proterozóico-Paleozoico.

- Pantanal: os solos dominantes são os Planossolos e os Plintossolos, a vegetação é o Cerrado, o clima é do tipo Am com precipitação anual de 1500-1750 mm), o relevo é plano, o substrato é sedimentar Quaternário.

- Rondônia central: os solos dominantes são os Argissolos, a vegetação é a Floresta Ombrófila aberta, o clima é do tipo Awi e Ami com precipitação anual de 1750 a 2250 mm. O relevo é ondulado (colinas e cristas) o substrato é predominantemente cristalino com inclusões sedimentar Proterozóico.

2.2.1.4 Estimativa do C_{REF} médio por ecoregião x tipo de solo, e análise de incertezas

A partir do cálculo do estoque de COS de cada perfil do solo (item 2.2.1.2) e da estratificação da área de estudo nas ecoregiões (item 2.2.1.3), foi realizado o cálculo dos estoques médios de COS considerando uma associação entre classes de solo e ecoregiões. Este procedimento foi composto pelas seguintes etapas:

i) Agregação das classes de solos: os perfis de solos estavam identificados de acordo com a nomenclatura do Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (EMBRAPA, 2006) totalizando um total de 36 diferentes tipos (Tabela 2.4 no Anexo A). Devido ao baixo número de perfis de solo em algumas associações (solo x ecoregião), e para reduzir a quantidade de associações ao um número viável, foi feita uma composição dos perfis em seis tipos de solo. Considerou-se para isto, uma combinação entre do Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2006) e a nomenclatura do IPCC (2006), resultando nos seguintes tipos de solos: Latossolos, Argissolos, Neossolos Quartzarênicos (NQ), outros solos com argila de atividade baixa (SAAB), solos com argila de atividade alta (SAAA) e solos de terras úmidas (STU).

As classes dos Latossolos e Argissolos foram mantidas por serem as classes predominantes na região (MELLO, 2007) e por apresentarem alto número de perfis na base de dados. Em seguida, baseando-se na classificação adotada pelo IPCC (2006) foram agregadas as outras classes de solos que assim como os Latossolos e Argissolos possuem predomínio de uma fração argila de baixa atividade (capacidade de troca de cátions $< 27 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de argila), e por isso, denominadas neste trabalho por “outros solos com argila de atividade baixa” (SAAB). Os solos com argila de atividade alta (SAAA) que apresentam capacidade de troca de cátions $\geq 27 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de argila. Os Neossolos Quartzarênicos que correspondem aos “Sandy soils” na classificação do IPCC (2006). E por último, agregaram-se aquelas classes de solo que apresentam drenagem deficiente, que sofrem inundações periódicas e permanecem sob condições de anaerobiose; que correspondem a “Wetland soils” na classificação do IPCC (2006) e foi denominada neste estudo de “solos de terras úmidas” (STU). A descrição detalhada da composição destas classes se encontra na tabela 2.4 que esse encontra no Anexo A.

ii) Utilizando um sistema de informação geográfica, foi extraído os perfis de solo contidos em cada uma das ecoregiões. Os solos foram agrupados de acordo com as classes de solos descritas acima, constituindo assim, as associações de solos com ecoregiões.

iii) Correção dos estoques de COS: a análise de C do solo nos perfis foi realizada praticamente na sua totalidade através do método de Walkley – Black e este método segundo Nelson & Sommers (1996), recupera em média 76% ($\pm 10\%$) do carbono orgânico total (COT) do solo. Portanto, para corrigir esta limitação analítica, os estoques de C_{REF} calculados inicialmente (item 2.2.1.2) foram multiplicados pelo fator 1,315 ($=100/76$).

iv) Mesmo após a agregação das classes de solo, algumas associações continuaram apresentado ausência ou baixo número de perfis. Convencionou-se, portanto, que nas associações em que existissem menos que cinco perfis de solo, o C_{REF} médio seria calculado utilizando os perfis das ecoregiões vizinhas que apresentassem valor médio mais próximo da situação carente de informação. A descrição das situações que receberam e que doaram perfis se encontra na tabela 2.1.

v) Análise de incertezas: a incerteza associada ao cálculo dos estoques médios do C_{REF} foi estimada através do método de propagação de erros (equação 2.4). Considerou-se como fontes de erros, o erro padrão da média (em porcentagem) de cada grupo de amostras (perfis) para as diferentes associações de solo e ecoregião e mais 10% referente à variação do fator de correção (1,315), devido ao método de Walkley – Black, conforme comentado anteriormente.

$$I_{total} = \sqrt{I_1^2 + I_2^2 + \dots + I_n^2} \quad (2.4)$$

Onde,

I_{total} = incerteza total em porcentagem.

I_n = percentual de incerteza associada com cada uma das fontes de incerteza.

A incerteza associada ao cálculo do C_{REF} que é representada como erro padrão da média foi utilizada para gerar funções de densidade de probabilidade (do inglês “probability density functions”) que por sua vez, foram utilizadas na estimativa da incerteza associada ao cálculo das emissões totais de C do solo (Capítulo 6).

2.2.2 Resultados e discussão

O agrupamento das classes de solos ocorreu devido ao baixo número de perfis de solo de algumas das classes originais e principalmente, para reduzir a quantidade de associações (solos x ecoregiões) a um número viável a execução do trabalho. Mesmo com o agrupamento das classes de solos, algumas das associações apresentaram ausência ou baixo número (< 5) de perfis de solo. Destaque para as ecoregiões Alto Xingu e Pantanal que apresentaram deficiência para três tipos de solos (Tabela 2.1). O tipo de solo com menor número de perfis foi o SAAB com apenas 48 perfis de solos disponíveis (Tabela 2.3), conseqüentemente este foi o tipo que apresentou maior deficiência nas associações, seguido por SAAA e NQ (Tabela 2.1). Na associação SAAB – Depressão do Araguaia utilizou-se o C_{REF} médio total para o tipo SAAB (Tabela 2.1) porque nenhuma das ecoregiões vizinhas apresentava perfis suficientes da referida classe de solo.

Estes resultados evidenciam que apesar do total de 3484 perfis de solo utilizados neste trabalho, existe ainda carência de informação, sobretudo, nas regiões norte, centro e do Pantanal de Mato Grosso, conforme pode ser observado na figura 2.2, indicando, que existe uma baixa densidade e uma distribuição geográfica desuniforme dos dados, aspectos estes que devem ser considerados em levantamentos pedológicos futuros.

Na tabela 2.2 encontram-se os valores dos estoques de C_{REF} médio na camada de 0-30 cm, os valores da incerteza em termos absolutos e em porcentagem para todas as associações de solos e ecoregiões. Em geral, os estoques de C variaram de 29,8 Mg ha⁻¹ na associação NQ - ecoregião Bacia do Paraná a 100,7 Mg ha⁻¹ na associação SAAB - Depressão de Cuiabá. As incertezas variaram entre $\pm 10,1\%$ nos Latossolos da ecoregião Norte de Rondônia e $\pm 26,3\%$ nos NQ da mesma ecoregião.

Tabela 2.1- Composição das classes de solos com número insuficiente de perfis de solos em uma determinada ecoregião, com os estoques médios de C (Mg ha^{-1})

Ecoregião com déficit	Solo	Estoque (Mg ha^{-1})	Ecoregião doadora	Estoque (Mg ha^{-1})
Alto Xingu	SAAA	68,5 (2)	Norte de MT	59,6 (21)
			Nordeste de MT	62,3 (7)
	Argissolos	48,4 (4)	Norte de MT	58,5 (115)
			Nordeste de M T	58,5 (17)
SAAB	-	Norte de MT	49,8 (5)	
Bacia do Paraná	SAAB	-	Depressão de Cuiabá	100,7 (9)
Depressão do Araguaia	SAAB	-	Média geral*	65,8 (48)
	NQ	30,7 (4)	Bacia do Paraná	29,8 (17)
			Alto Xingu	44,1 (8)
Chapada do Parecis	SAAB	77,4 (2)	Norte de MT	49,8 (5)
			Rondonia Central	64,4 (12)
Nordeste de MT	NQ	34,3 (1)	Norte de MT	66,0 (7)
			Alto Xingu	44,1 (8)
	SAAB	92,1 (1)	Norte de MT	49,8 (5)
Pantanal	SAAA	59,9 (4)	Depressão de Cuiabá	45,2 (19)
			Depressão do Guaporé	66,5 (88)
			Depressão de Cuiabá	100,7 (9)
	SAAB	-	Depressão do Guaporé	59,8 (10)
			Bacia do Paraná	29,8 (17)
	NQ	15,8 (1)	Depressão de Cuiabá	38,6 (7)

Valores entre parêntesis representam o número de perfis utilizado para calcular o estoque médio de C do solo. * Representa a média geral de todos os perfis disponíveis na base de dados da classe SAAB.

As diferenças entre os estoques de C_{REF} de um mesmo grupo de solos entre as ecoregiões foram evidentes. As maiores variações ocorreram nas classes SAAB e NQ, que apresentaram coeficientes de variação (CV) de 29,2 e 28,3% respectivamente, enquanto que a menor variação ocorreu na classe dos Argissolos com um CV de 15,7% (Figura 2.4). O maior CV nos SAAB está provavelmente relacionado ao baixo número de perfis disponíveis (48), que contribuiu ainda para que as associações com este tipo de solo apresentassem maior frequência de altas incertezas (Figura 2.5). Já a variação encontrada para as demais classes de solos é um indicativo de que os critérios utilizados na elaboração da ecoregiões (vegetação, clima, geologia, solo e relevo)

exerceram efeito na dinâmica da MOS e nos estoques do C_{REF} por consequência. Isto fica mais evidente na classe dos Latossolos, a qual apresentou um CV de 19,9% (Figura 2.4), mas apresentou também as incertezas mais baixas, exceção feita a ecoregião Pantanal (Figura 2.5). Ou seja, em geral houve uma substancial homogeneidade dentro das ecoregiões e uma heterogeneidade entre as mesmas, corroborando com a idéia de que a estratificação considerando aspectos como, clima, vegetação, solo entre outros, consegue capturar diferenças existentes.

Tabela 2.2 – Estoques do C_{REF} ($Mg\ ha^{-1}$) e incerteza em termos absolutos entre parêntesis, e a incerteza em porcentagem para as associações de solo e ecoregiões nos estados de Rondônia e Mato Grosso

Solos	Depressão do Araguaia			Bacia do Paraná		
	n	Estoque	Incerteza	n	Estoque	Incerteza
Latossolos	16	42,8 (\pm 5,4)	12,5	35	58,7 (\pm 6,5)	11,1
Argissolos	7	44,8 (\pm 8,9)	19,9	10	69,1 (\pm 13,2)	19,1
NQ	29	33,9 (\pm 4,2)	12,4	17	29,8 (\pm 3,9)	13,3
SAAB	48	65,8 (\pm 7,9)	11,9	9	100,7 (\pm 12,9)	12,8
SAAA	7	33,4 (\pm 6,3)	18,8	5	45,7 (\pm 7,4)	16,2
SUT	12	52,1 (\pm 7,4)	14,1	6	58,9 (\pm 9,3)	15,7
Solos	Depressão de Cuiabá			Depressão do Guaporé		
	n	Estoque	Incerteza	n	Estoque	Incerteza
Latossolos	33	55,0 (\pm 7,0)	12,8	382	62,0 (\pm 6,3)	10,2
Argissolos	69	63,3 (\pm 6,9)	11,0	153	62,5 (\pm 6,6)	10,5
NQ	7	38,7 (\pm 6,4)	16,6	22	66,0 (\pm 8,9)	13,6
SAAB	9	100,7 (\pm 12,9)	12,8	10	59,9 (\pm 9,7)	16,2
SAAA	19	45,3 (\pm 6,6)	14,8	88	66,6 (\pm 7,3)	11,0
SUT	17	51,6 (\pm 7,3)	14,2	113	79,8 (\pm 8,7)	10,9
Solos	Nordeste de MT			Norte de MT		
	n	Estoque	Incerteza	n	Estoque	Incerteza
Latossolos	8	79,9 (\pm 10,1)	12,7	66	74,9 (\pm 8,1)	10,8
Argissolos	17	58,6 (\pm 7,9)	13,4	115	58,6 (\pm 6,2)	10,6
NQ	16	53,1 (\pm 7,5)	14,1	7	66,0 (\pm 10,5)	15,9
SAAB	6	56,9 (\pm 11,4)	20,1	5	49,8 (\pm 9,8)	19,8
SAAA	7	62,4 (\pm 11,9)	19,1	21	59,7 (\pm 8,3)	14,0
SUT	9	87,9 (\pm 15,1)	17,1	12	56,9 (\pm 9,4)	16,5

Tabela 2.2 - Estoques do C_{REF} ($Mg\ ha^{-1}$) e incerteza em termos absolutos entre parêntesis, e a incerteza em porcentagem para as associações de solo e ecoregiões nos estados de Rondônia e Mato Grosso

(conclusão)

Solos	Norte de RO			Pantanal		
	n	Estoque	Incerteza	n	Estoque	Incerteza
Latossolos	576	64,3 ($\pm 6,5$)	10,1	5	39,9 ($\pm 8,0$)	20,2
Argissolos	114	53,9 ($\pm 5,8$)	10,8	6	38,2 ($\pm 6,5$)	17,1
NQ	6	39,3 ($\pm 10,3$)	26,3	25	31,7 ($\pm 4,0$)	12,6
SAAB	9	42,8 ($\pm 7,3$)	17,2	19	79,2 ($\pm 10,7$)	13,5
SAAA	59	66,0 ($\pm 7,5$)	11,4	111	62,7 ($\pm 6,8$)	10,9
SUT	104	67,2 ($\pm 7,1$)	10,6	27	44,1 ($\pm 6,6$)	15,0
	Chapada do Parecis			Rondônia central		
Latossolos	212	71,7 ($\pm 7,4$)	10,4	384	62,0 ($\pm 6,3$)	10,2
Argissolos	28	63,8 ($\pm 7,7$)	12,1	221	53,4 ($\pm 5,5$)	10,4
NQ	78	58,3 ($\pm 6,6$)	11,3	6	48,1 ($\pm 7,2$)	14,9
SAAB	19	62,0 ($\pm 8,9$)	14,4	12	64,5 ($\pm 9,9$)	15,4
SAAA	31	57,2 ($\pm 7,1$)	12,4	102	60,7 ($\pm 6,5$)	10,7
SUT	17	62,9 ($\pm 8,1$)	12,9	63	59,1 ($\pm 6,4$)	10,9
	Alto Xingu					
Latossolos	78	64,1 ($\pm 7,0$)	10,9
Argissolos	136	58,3 ($\pm 6,1$)	10,5
NQ	8	44,1 ($\pm 7,2$)	16,4
SAAB	5	49,8 ($\pm 9,8$)	19,8
SAAA	30	60,9 ($\pm 7,8$)	12,7
SUT	7	55,0 ($\pm 9,5$)	17,3

Estes resultados são importantes porque demonstram que metodologias que avaliaram o C_{REF} a partir apenas do agrupamento das classes de solos (SCHROEDER; WINJUM; 1995; BATJES; DIJKHOORN; 1999) ou mesmo de associações de solos com vegetação nativa (BERNOUX et al., 2002), sem considerar a localização dos perfis de solo, e portanto, os fatores que governam a dinâmica do carbono do solo, assumiram que não existia dependência espacial entre os dados (perfis do solo) e agruparam informações que poderiam conter consideráveis divergências. Desta forma, estes métodos podem gerar estimativas de incertezas mais baixas, o que seria a princípio um aspecto positivo, porém, tais estimativas podem na verdade fornecer

uma falsa impressão sobre as incertezas, já que não contemplam aspectos como, diversidade de ambientes, baixa densidade de perfis e a dinâmica da MOS. Para exemplificar esta questão, calculou-se os estoques médios gerais de C_{REF} para cada tipo de solo (Tabela 2.3), onde pode se observar que a incerteza não ultrapassou 12%, enquanto que nas associações (solo x ecoregião) as incertezas alcançaram 26,3% (Tabela 2.2).

Outra constatação foi que os menores estoques do C_{REF} se encontram nas ecoregiões Pantanal e Depressão do Araguaia, exceção apenas para as associações SAAA – Pantanal, SAAB – Pantanal e SAAB – Depressão do Araguaia, sendo que as duas últimas associações foram compostas basicamente a partir de perfis de outras ecoregiões (Tabela 2.1). Coincidentemente, estas ecoregiões são caracterizadas por sofrerem inundações periódicas seguidas por períodos de estiagem. As inundações apesar de fertilizarem naturalmente a área depositando consideráveis quantidades de nutrientes e resíduos orgânicos no solo (SOUSA, 2003), por outro lado, aumentam a umidade do solo que combinada as altas temperaturas da região, provavelmente tem resultado em maiores taxas de mineralização da matéria orgânica do solo (MOS) (RASMUSSEN et al., 1998; LAL, 2004), justificando desta forma, os menores estoques de C_{REF} . Corroborando com esta hipótese, Norton et al. (2008) observaram que as emissões de CO_2 , N_2O e a atividade microbiana aumentaram significativamente com o umedecimento do solo, com alguns tratamentos produzindo até 55 vezes mais CO_2 após umedecidos. Portanto, parece bastante provável que a combinação entre alta umidade do solo devido às inundações e alta temperatura seja o fator determinante para que o C_{REF} nas ecoregiões Pantanal e Depressão do Araguaia sejam inferiores aos observados nas demais ecoregiões.

A comparação com outros estudos fica limitada devido aos diferentes métodos utilizados. Pode se afirmar, no entanto, que os valores obtidos neste trabalho se encontram na mesma escala de grandeza de outros trabalhos (SCHROEDER; WINJUM, 1995; BATJES; DIJKHOORN, 1999; BERNOUX et al., 2002; IPCC; 2006; MELLO; 2007). As estimativas das incertezas realizadas no presente trabalho estão contemplando não somente a variação natural existente dentro de um grupo de amostras, como também, a incerteza associada à determinação do COS através do método de Walkley – Black, o qual recupera em média apenas 76% do COT dos solos, e segundo Bernoux et al. (2002), é uma das principais fontes de incerteza associada aos cálculos do C_{REF} .

Os resultados das incertezas foram importantes por três aspectos: i) demonstraram o nível de precisão nas estimativas do C do solo nos estados de Rondônia e Mato Grosso; ii) identificaram quais as associações apresentam maior carência de informações, e iii) foram utilizadas para gerar funções de densidade de probabilidade (do inglês “probability density functions”) que por sua vez, foram utilizadas na estimativa da incerteza associada ao cálculo das emissões totais de C do solo (Capítulo 6).

Tabela 2.3 - Estoques do C_{REF} ($Mg\ ha^{-1}$) e incerteza em termos absolutos entre parêntesis, e a incerteza em porcentagem para as classes de solo nos estados de Rondônia e Mato Grosso

Solo	n	Estoque	Incerteza (%)
Latossolos	1795	64,1 (\pm 6,4)	10,0
Argissolos	744	57,5 (\pm 5,8)	10,1
NQ	161	55,2 (\pm 6,0)	10,9
SAAB	48	65,8 (\pm 7,9)	12,0
SAAA	349	62,3 (\pm 6,4)	10,3
SUT	387	66,4 (\pm 6,8)	10,3

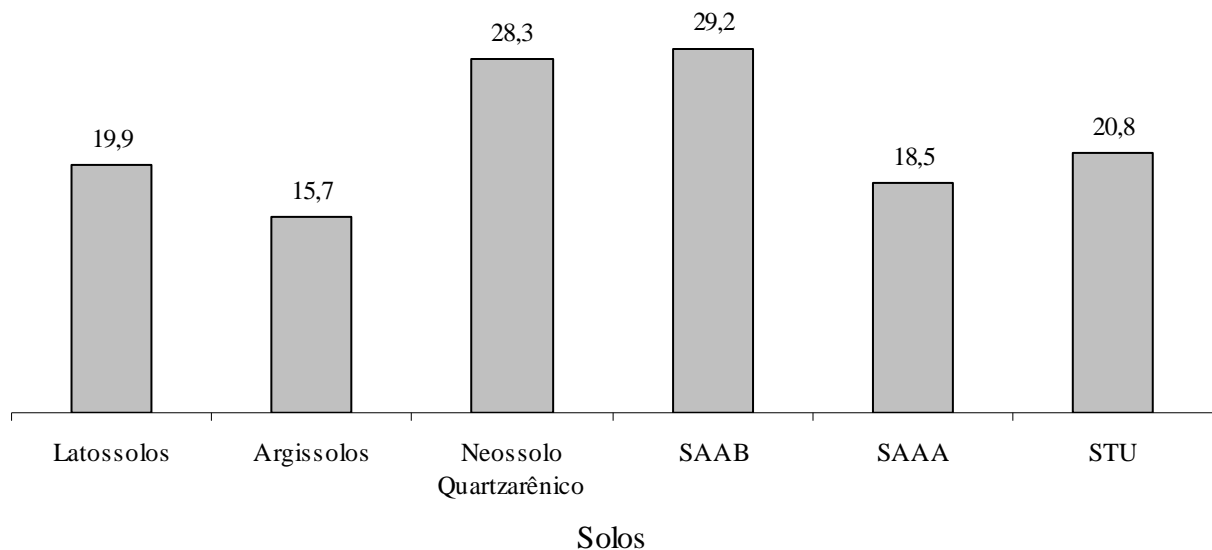


Figura 2.4 - Coeficientes de variação (%) para os diferentes tipos de solos entre as ecoregiões

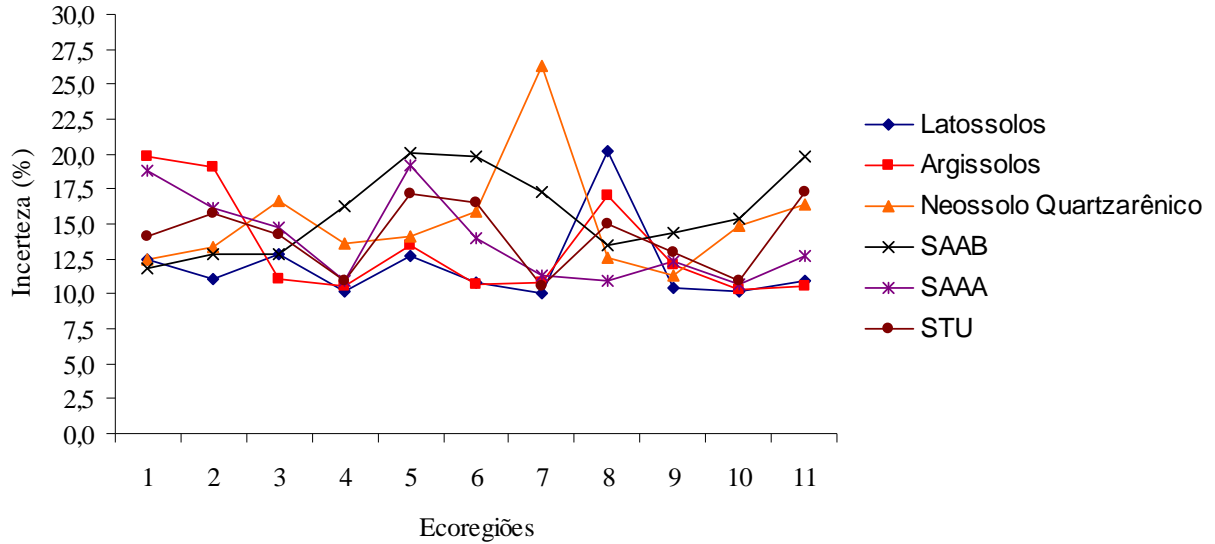


Figura 2.5 - Incertezas (%) para cada associação (solo x ecoregião) nos estados de Rondônia e Mato Grosso. Ecoregiões: 1- Depressão do Araguaia; 2- Bacia do Paraná; 3- Depressão de Cuiabá; 4- Depressão do Guaporé; 5- Nordeste de MT; 6- Norte de MT; 7- Norte de RO; 8- Pantanal; 9- Chapada do Parecis; 10- Rondônia central; 11- Alto Xingu

2.3 Conclusões

Os estoques de C do solo apresentaram diferentes resultados dependendo da ecoregião, indicando que os fatores utilizados na elaboração da ecoregiões, tais como clima, vegetação, solo, geologia e relevo influenciaram significativamente a dinâmica do COT do solo e, portanto, devem ser considerados em estimativas futuras dos estoques do C de referência do solo.

Em geral, as ecoregiões Depressão do Araguaia e Pantanal apresentaram os menores estoques de C_{REF} , o que provavelmente está relacionado a uma mineralização da MOS mais intensa devido as inundações periódicas características das duas ecoregiões.

Considerando a camada de 0-30 cm do solo o maior estoque de C_{REF} foi encontrado na associação SAAB - Depressão de Cuiabá ($100,7 \text{ Mg ha}^{-1}$), enquanto que o estoque mais baixo ($29,8 \text{ Mg ha}^{-1}$) na associação NQ - ecoregião Bacia do Paraná.

A análise de incertezas permitiu avaliar o nível de precisão nas estimativas do C do solo o qual variou entre $\pm 10,1\%$ nos Latossolos da ecoregião Norte de Rondônia e $\pm 26,3\%$ nos NQ da

mesma ecoregião. Identificou ainda quais as associações apresentavam maior carência de informações, e forneceu informações necessárias a estimativa da incerteza associada ao cálculo das emissões totais de C do solo (Capítulo 6).

Referências

- ARROUAYS, D.; PÉLISSIER, P. Modeling carbon storage profiles in temperate forest humic loamy soils of France. **Soil Science**, New Brunswick, v. 157, p. 185-192, 1994.
- 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.
- BATJES, N.H.; DILKSHOORN, J.A. Carbon and nitrogen stocks in the soils of Amazon region. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, p. 271-286, 1999.
- BENÍTEZ, P.C.; McCALLUM, I.; OBERSTEINER, M.; YAMAGATA, Y. Global potential for carbon sequestration: Geographical distribution, country risk and policy implications. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 60, p. 572-583, 2007.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; VOLKOFF, B.; JOLIVET C. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties, **Soil Science of Society of America Journal**, Madison, v. 62, p. 743– 749, 1998a.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; BOURENNANE, H. Modeling vertical distribution of carbon in Oxisols of the western Brazilian Amazon. **Soil Science**, New Brunswick, v. 163, p. 941-951, 1998b.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B; CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks, **Soil Science of America Journal**, Madison, v. 66, p. 888–896, 2002.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto Radam. Folha SB.21 Tapajós**: geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1975. (Levantamento de Recursos Naturais, 7)
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto Radam. Folha SC.19 Rio Branco**: geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1976. (Levantamento de Recursos Naturais, 12).
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto Radam. Folha SC.20 Porto Velho**: geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1977. (Levantamento de Recursos Naturais, 16).

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto **Radam. Folha SD.20 Guaporé:** geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1979. (Levantamento de Recursos Naturais, 19).

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto Radam. Folha SC.21 Juruema:** geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1980. (Levantamento de Recursos Naturais, 20).

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto **Radam. Folha SC.22 Tocantins:** geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1981a. (Levantamento de Recursos Naturais, 22).

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto Radam. Folha SD.22 Goiás:** geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1981b. (Levantamento de Recursos Naturais, 25).

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto **Radam. Folha SD.21 Cuiabá:** geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1982a. (Levantamento de Recursos Naturais, 26).

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto Radam. Folha SE.21 Corumbá e parte da folha SE.20:** geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1982b. (Levantamento de Recursos Naturais, 27).

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto Radam. Folha SE.22 Goiânia:** geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1983. (Levantamento de Recursos Naturais, 31).

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C. Carbon stocks of the Brazilian Amazon. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLET, R.; STEWART, B.A. (Ed.). **Global climate change and tropical ecosystems.** Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 33-50. (Advances in Soil Science).

COOPER, M.; MENDES, L.M.S.; SILVA, W.L.C.; SPAROVEK, G. A national soil profile database for Brazil available to international scientists. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 649-652, 2005.

DESJARDINS, R.L.; KULSHRESHTHA, S.N.; JUNKINS, B.; SMITH, W.; GRANT, B.; BOEHM, M. Canadian greenhouse gas mitigation options in agriculture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 60, p. 317-326, 2001.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 2006. 412 p.

FAO. **Global and national soils and terrain digital databases (SOTER):** procedures manual. Rome: FAO; UNEP; ISSS; ISRIC, 1995. 122 p. (World Soil Resources Report, 74).

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.

HOLMES, K.W.; CHADWICK, O.A.; KYRUAKIDIS, P.C.; SILVA de FILHO, E.P.; SOARES, J.V.; ROBERTS, D.A. Large-area spatially explicit estimates of tropical soil carbon stocks and response to land-cover change. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.20, p. 1-12, 2006.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories** – Agriculture, Forestry and Other Land Use In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change / IGES, 2006. v.4.

JOBBAÁGY, E.G.; JACKSON, R.B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 10, p. 423-436, 2000.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1-22, 2004.

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

MELLO, F.F.C. **Estimativas dos estoques de carbono dos solos nos estados de Rondônia e Mato Grosso anteriores a intervenção antrópica**. 2007. 89p. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MORAES, J.F.L.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; KICKLIGHTER, D.; NEILL, C.; SKOLE, D.; STEUDLER, P.A. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon basin. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 59, p. 244-247, 1995.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. 2nd ed.. In: PAGE, A.L. (Ed.). **Methods of soil Analysis**. Madison: American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, 1996. pt. 2. p. 961-1010. (Agronomy Monograph., 9).

NORTON, U.; MOSIER, A.R.; MORGAN, J.A.; DERNER, J.D.; INGRAM, L.J.; STAHL, P.D. Moisture pulses, trace gas emissions and C and N in cheatgrass and native grass-dominated sagebrush-steppe in Wyoming, USA. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 1421-1431, 2008.

RASMUSSEN, P.E.; GOULDING, K.W.T.; BROWN, J.R.; GRACE, P.R.; JANZEN, H.H.; KORSCHENS, M. Long-term agroecosystem experiments: Assessing agricultural sustainability and global change. **Science**, Washington, v.282, p. 893-896, 1998.

SCHROEDER, P.E.; WINJUM, J.K. Assessing Brazil's carbon budget: I. biotic carbon pools. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 75, p. 77-86, 1995.

STEVENSON, F.J.; COLE, M.A. **Cycles of soil**: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. 2nd ed. New York: John Wiley, 1999. 427p.

YUSTE, J.C.; BALDOCCHI, D.D.; GERSHENSON, A.; GOLDSTEIN, A.; MISSON, L.; WONG, S. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. **Global Change Biology**, Oxford, v.13, p. 2018-2035, 2007.

ZSEE-MT - Zoneamento sócio econômico ecológico do estado de Mato Grosso. Disponível em: <http://www.seplan.mt.gov.br>. Acesso em : 14 jan. 2006.

ZSEE-RO - Zoneamento sócio econômico ecológico do estado de Rondônia. Disponível em: <http://www.seplan.ro.gov.br>. Acesso em : 14 jan. 2006.

3 MUDANÇAS NO USO DA TERRA NOS ESTADOS DE RONDÔNIA E MATO GROSSO NO PERÍODO DE 1970 A 2002: uso integrado de dados de sensoriamento remoto, censos agropecuários e informações de especialista

Resumo

Apesar da importância do setor de uso e mudanças no uso da terra no que diz respeito às emissões dos gases do efeito estufa (GEE), e do monitoramento da dinâmica do uso da terra ser um componente essencial para realizar as estimativas das emissões dos GEE; este é o aspecto que talvez, apresente as maiores limitações para a elaboração de inventários regionais ou nacionais dos GEE. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo combinar os recursos de sensoriamento remoto, dados dos censos agropecuários, e informações de especialistas do setor agropecuário da região do estudo, para estimar as áreas das principais categorias de uso da terra nos estados de Rondônia e Mato Grosso para os anos de 1970, 1985 e 2002. O procedimento desenvolvido permitiu extrair as proporções das principais categorias de uso da terra por tipo de solo e ecoregião. Em termos gerais, observou-se que em Mato Grosso no período de 1970 a 2002 a área cultivada aumentou em 20 vezes, enquanto que na área com pastagens o aumento foi de 2,1 vezes, em Rondônia no mesmo período as pastagens tiveram um aumento da ordem de 17 vezes, enquanto que a área cultivada cresceu em 10,3 vezes entre 1970 e 1985, mas se manteve basicamente estável entre 1985 e 2002. Já as informações dos especialistas mostraram que a adoção do sistema de plantio direto cresceu consideravelmente entre 1985 e 2002, e atualmente representa o sistema de cultivo dominante na região. Outra constatação importante foi o intenso aumento das pastagens classificadas como degradadas, mas houve também um significativo aumento das pastagens melhoradas, principalmente no estado de Mato Grosso. Foi necessário, porém, se estabelecer uma série de critérios arbitrários, e ainda, houve alta variabilidade entre os resultados dos especialistas. Isto indica claramente a necessidade de se priorizar estudos sobre dados de uso e cobertura vegetal em trabalhos futuros.

Palavras-chave: Uso da terra; Cobertura vegetal; Censo agropecuário; Sensoriamento remoto

LAND-USE CHANGES IN RONDÔNIA AND MATO GROSSO STATES, BRAZIL BETWEEN 1970 AND 2002: an integrated use of remote sensing, census data, and experts information

Abstract

Despite the relevance of land-use sector to the greenhouse gases (GHG) emissions studies, and the monitoring of the land-use changes be a key component to achieve the estimates of GHG emissions; this is the aspect that perhaps has the greatest constraints to the development of regional or national inventories of GHG. This study aimed to combine the resources of remote sensing, agricultural census data and information from experts of the agricultural sector in the region of the study, to estimate the areas of the main categories of land-use in the states of Rondônia and Mato Grosso for the years 1970, 1985 and 2002. The procedure developed allowed

to draw the proportions of the main land-use categories by soil type and ecoregion. Overall, it was observed that Mato Grosso in the period from 1970 to 2002 had the cropland area increased in 20 times, while the grassland area increased 2,1 times. During the same period, the Rondônia state had the grasslands increased in 17 times, while the cropland area increased in 10,3 times between the years of 1970 and 1985, but it has remained basically stable between 1985 and 2002. The information from the experts showed that the adoption of the no tillage systems increased considerably from 1985 to 2002 and currently is the dominant cropping system in the region. Another important finding was the increase of degraded grassland, but there was also a significant increase in improved grassland, mainly in the state of Mato Grosso. It was necessary, however, to establish a series of arbitrary criteria, and also there was high variability between the results from the experts. These results are showing the need to prioritize research on land-use and land cover data in future works.

Keywords: Land-use data; Land cover; Census; Remote sensing

3.1 Introdução

A substituição dos ecossistemas naturais por sistemas agropastoris acarreta em geral uma série de prejuízos ao meio ambiente, como por exemplo, redução da disponibilidade de energia, água e nutrientes, facilita a invasão de espécies exóticas (OJIMA et al., 1994), favorece os processos erosivos (ALBUQUERQUE et al., 2001); interferem na fauna e flora (PITMAN; JORGENSEN, 2002), e é uma das principais fontes de emissão de gases do efeito estufa (GEE) (HOUGHTON; 2003; LAL; 2008) e conseqüentemente responsável pelo fenômeno do aquecimento global (IPCC, 2007).

No Brasil, a proporção entre as contribuições dos GEE provenientes da queima de combustíveis fósseis, agricultura e mudanças do uso da terra apresentam padrões diferentes daqueles observados globalmente. Aqui, a contribuição da queima de combustíveis fósseis é a menos importante (COMUNICAÇÃO NACIONAL, 2004), enquanto que a mudança de uso da terra e a agricultura são responsáveis por mais de dois terços das emissões. Quando são contabilizadas as emissões de gases provenientes do processo de desmatamento (FEARNSIDE, 2000), o Brasil passa da 17^a para a 5^a posição na relação dos países que mais emitem.

O desmatamento atual para a expansão da pecuária e agricultura é mais expressivo nas regiões central e norte do Brasil (INPE, 2004), onde um exemplo mundialmente marcante de mudança no uso e cobertura do solo é a substituição de florestas por pastagens e cultivos agrícolas no sudoeste da Amazônia, principalmente nos Estados de Rondônia (RO) e Mato

Grosso (MT). Segundo dados do INPE (2007), Mato Grosso apresentou até o ano de 2005 uma área desmatada de 195,3 mil Km², enquanto que Rondônia 79,5 mil Km² de desmatamento, o que representa, respectivamente, 21,6 e 33,4% da área total de cada estado. No ano de 2006, em Mato Grosso a área de cultivo agrícola foi de 6,8 milhões de hectares e as pastagens (plantadas e naturais) ocupavam 22,8 milhões de hectares (IBGE, 2006). Em Rondônia, o cultivo agrícola foi responsável por uma área plantada de aproximadamente 0,51 milhões de hectares e a pastagem por 5,06 milhões de hectares (IBGE, 2006).

Apesar da importância do setor de uso e mudanças no uso da terra no que diz respeito às emissões dos GEE (COMUNICAÇÃO NACIONAL, 2004; LAL, 2008), e do monitoramento da dinâmica do uso da terra ser um componente essencial para realizar as estimativas das emissões dos GEE (IPCC, 2006); este é o aspecto que talvez apresente as maiores limitações para a elaboração de inventários regionais ou nacionais dos GEE. Idealmente, os dados sobre mudanças no uso da terra deveriam se basear em estudos periódicos de avaliação da cobertura da terra que possibilitassem a diferenciação espaço-temporal dos principais sistemas de uso da terra, como agricultura, pastagens e vegetações nativas. O avanço das técnicas de sensoriamento remoto tem permitido estes mapeamentos, porém, apenas para períodos mais recentes devido à maior disponibilidade das imagens de satélites. Portanto, é praticamente impossível elaborar mapas de cobertura da terra para períodos mais antigos.

No Brasil, a principal fonte de informação sobre o uso da terra são os Censos Agropecuários realizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os censos apresentam informações em escala municipal para as principais categorias de uso da terra (pastagens, culturas anuais e perenes, floresta, áreas abandonadas, etc.) nos estabelecimentos agrícolas. Apesar de ser uma informação valiosa, os dados dos Censos não permitem espacializar os dados de uso, ou seja, não é possível identificar geograficamente onde se localizam as diferentes categorias de uso da terra dentro de um determinado município. Outra limitação está relacionada as mudanças nos contornos e áreas geográficas dos municípios devido à criação de novos municípios, o que impede comparações intertemporais consistentes. O uso do sensoriamento remoto aparece então, como uma importante ferramenta e que vem sendo utilizada de forma crescente para mapear a cobertura vegetal no Brasil (CARDILLE; FOLEY, 2003; EVA et al., 2004; PROBIO, 2004; ANDERSON et al., 2005; FERRAZ et al., 2005; GALFORD et al.,

2008), Entretanto, conforme mencionado anteriormente, devido a disponibilidade de dados o uso dos recursos do sensoriamento ficam restritos a períodos mais recentes.

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo combinar os recursos de sensoriamento remoto, dados dos censos agropecuários, e informações de especialistas do setor agropecuário da região do estudo, para estimar as áreas das principais categorias de uso da terra nos estados de Rondônia e Mato Grosso para os anos de 1970, 1985 e 2002. Os dados de uso da terra são necessários a realização do inventário de C do solo de acordo com a metodologia do IPCC (2006).

3.2 Desenvolvimento

3.2.1 Material e métodos

Conforme ilustrado na equação 1 (INTRODUÇÃO) as mudanças nos estoques de C do solo são estimadas a partir da diferença de estoques de COS entre dois períodos de tempo, e os dados sobre o uso da terra é um dos componentes utilizado na estimativa dos estoques de COS para um determinado ano. Para o presente trabalho, as estimativas das mudanças nos estoques de COS foram realizadas para os períodos de 1970 a 1985 e 1985 a 2002 (Capítulo 6). Portanto, foi necessário estabelecer a área das principais categorias de uso da terra e sistemas de manejo para os anos de 1970, 1985 e 2002.

Este item está dividido em duas partes. A primeira descreve os procedimentos utilizados para obtenção dos dados de uso da terra para os anos de 1970, 1985 e 2002 nos estados de Rondônia e Mato Grosso. Enquanto que a segunda parte trata do procedimento desenvolvido para permitir que os dados sobre os sistemas de cultivo e pastagens fossem refinados.

3.2.1.1 Dados de uso da terra em Rondônia e Mato Grosso

Para obtenção das informações de uso da terra, tomou-se como base os mapas de cobertura vegetal produzidos pelo PROBIO - Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira do Ministério do Meio Ambiente (PROBIO, 2004).

De forma sucinta, o PROBIO foi um projeto do Ministério do Meio Ambiente (MMA) que teve como objetivo subsidiar o Governo Brasileiro, junto ao Programa Nacional da Diversidade Biológica - PRONABIO, a identificar ações prioritárias, estimular o desenvolvimento de atividades entre os setores público e privado e disseminar informações sobre diversidade biológica. Como parte do projeto, o MMA financiou instituições ou grupos de pesquisa em subprojetos de mapeamento da cobertura vegetal dos principais biomas brasileiros. Desta forma, diferentes grupos de pesquisa foram responsáveis pelo mapeamento da Amazônia, Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica, Caatinga e Pampas; seguindo, no entanto, padrões básicos previamente estabelecidos pelo MMA.

O PROBIO elaborou mapas de uso e cobertura vegetal para o ano de 2002 nos principais biomas brasileiros através da interpretação de imagens do satélite Landsat ETM+ e contém as seguintes classes de mapeamento: vegetação nativa, reflorestamento, vegetação secundária, pastagens plantadas, agricultura, agropecuária, área sob influência urbana e água.

O mapeamento do PROBIO foi utilizado no presente estudo por apresentar as seguintes características:

- i) é o único mapeamento de cobertura vegetal que cobre a totalidade dos dois estados.
- ii) foi gerado por uma fonte oficial brasileira.
- iii) disponibiliza os mapas no formato de *shapefiles* (ArcGis), assim como legendas e relatórios detalhados sobre as metodologias adotadas.
- iv) apresenta classes de mapeamento que permitiram estimar as áreas das principais categorias de uso da terra na área de estudo.

Neste trabalho, foram utilizados os mapas de cobertura do PROBIO para a Amazônia, Cerrado e Pantanal. Inicialmente, utilizando o software ESRI ArcGis 9.2[®] foram recortadas as áreas destes três biomas que se encontram dentro de Rondônia (RO) e Mato Grosso (MT) e em seguida, foi feita a junção dos mapas dos diferentes biomas para cada um dos estados.

Foi necessário, porém, dividir a área de RO e MT em seis categorias de uso da terra: agricultura; pastagem; vegetação nativa; áreas urbanas; áreas cobertas por água; e a sexta classe que deveria englobar todos os outros tipos de cobertura, tais como rochas, áreas de mineração e áreas que não se enquadrassem em nenhuma das demais classes e denominada de “outros usos”.

No entanto, o mapeamento do PROBIO apresentava uma série de limitações, e para que a divisão das categorias de uso da terra mencionadas anteriormente fosse alcançada, foi preciso realizar algumas aproximações e estabelecer de forma arbitrária alguns critérios. As limitações, aproximações e critérios adotados são descritos a seguir:

i) os mapas dos biomas Amazônia e Pantanal apresentam além das categorias “agricultura” e “pastagem plantada” uma classe de mapeamento denominada por “agropecuária” que não distingue pastagem de agricultura. O estado de Rondônia que se encontra quase que totalmente coberto pelo bioma Amazônia, apresentava apenas áreas mapeadas como agropecuária, ou seja, não foi possível identificar a partir dos dados do PROBIO qual a área especificamente explorada com pastagens e a área com cultivos agrícolas. Para contornar este aspecto, a área com agricultura em Rondônia foi considerada como sendo a estimada pelo levantamento da Produção Agrícola Municipal (PAM) para as culturas temporárias e perenes no ano de 2002, dados estes disponibilizados pelo IBGE (2008). Desta forma, a área com agricultura em 2002 disponibilizada pelo IBGE foi deduzida da área total classificada como “agropecuária” fornecida pelo PROBIO, e o restante da área de agropecuária foi classificada como pastagem. Diferentemente, Mato Grosso abrange os biomas Cerrado, Amazônia e Pantanal, e para o cálculo da área de agricultura foi considerada apenas as unidades classificadas como “agricultura” pelo PROBIO; sendo que a área mapeada como “agropecuária” foi alocada como áreas de pastagem. Isto foi feito porque apenas a área mapeada como agricultura já era equivalente as estatísticas de órgãos como IBGE e Companhia Nacional do Abastecimento (CONAB).

ii) as áreas de pasto nativo que são reconhecidamente incorporadas ao sistema produtivo na região de estudo, foram classificadas dentro do PROBIO como áreas de vegetação nativa e não como pasto nativo. Assumiu-se, portanto, que as vegetações nativas classificadas no PROBIO como Savana parque, Savana gramíneo-lenhosa, Savana estépica parque e Savana estépica gramíneo-lenhosa corresponderiam às áreas de pasto nativo. Estes tipos de vegetações são caracterizados pelo predomínio do estrato vegetal herbáceo (predominantemente gramíneas) e arbustivo, possibilitando a exploração como pastagens. As áreas localizadas em reservas indígenas ou unidades de conservação não foram contabilizadas como pastagem nativa. É

importante ressaltar, que o pesquisador da Embrapa Cerrados e coordenador técnico do PROBIO – Cerrado, Dr. Edson Eyji Sano foi consultado e aprovou o procedimento.

iii) outra limitação diz respeito à área mapeada como vegetação secundária (VS). Em geral, parte da área de VS é deixada em processo de regeneração e parte volta a ser explorada seja como pastagem ou como agricultura. Era necessário, portanto, estimar quanto da área de VS mapeada em 2002 estaria regenerada ou em estado de regeneração e quanto seria reincorporada ao setor produtivo. Para tal, tomou-se como base o trabalho de Fearnside (1996), onde o autor apresenta uma projeção do percentual de área desmatada na região Amazônica anterior ao ano de 1970 (pré-1970) que permaneceria como VS. A projeção foi feita para os anos de 1989, 1990, 1991, 2050 e 2090, ou seja, períodos suficientes para a regeneração da vegetação e o restabelecimento dos estoques de COS. Os dados projetados por Fearnside (1996) foram submetidos a uma análise de regressão linear simples, onde o percentual de VS pré-1970 foi a variável dependente e os anos a variável independente. A partir da equação da regressão, obteve-se o percentual da área classificada como VS no PROBIO que permaneceu como VS em 2002, a qual foi reclassificada no presente estudo como área de vegetação nativa, assumindo que os estoques de COS tinham sido recuperados. O restante da área de VS que em algum momento volta a ser explorada foi reclassificada como pastagem devido a ser este o principal tipo de conversão praticado na região (Fearnside, 1996).

iv) as áreas de reflorestamento foram agrupadas as áreas de vegetação nativa, por se entender que em algum momento os estoques de COS serão recuperados.

Após a definição dos aspectos descritos acima, as categorias agricultura, pastagem e vegetação nativa, foram constituídas da seguinte maneira:

- Agricultura em MT: constituída apenas pelas unidades de mapeamento classificadas como agricultura no PROBIO (2004).
- Agricultura em RO: área proveniente das estimativas do PAM – IBGE somada à área de agricultura mapeada no PROBIO - Cerrado.

- Pastagem em MT e RO: compostas pela soma da área mapeada como pastagem plantada (PROBIO, 2004), mais a área de vegetações nativas realocadas como pasto nativo, mais o percentual proveniente da conversão da vegetação secundária em pastagem.
- Vegetação nativa em MT e RO: compostas pela área mapeada como vegetação nativa, mais a área de reflorestamento, mais o percentual proveniente da vegetação secundária que teoricamente é regenerada.

Em seguida, foi realizada a sobreposição dos mapas de uso da terra com mapas de solos. E se extraiu desta forma, as proporções de cada tipo de cobertura da terra (agricultura, pastagem, etc.) por tipo de solo em cada ecoregião (Figura 2.3) para o ano de 2002. Para os demais períodos (1970 e 1985), como não existem mapas de cobertura de solo, optou-se por utilizar a informação de 2002 (proporção de cada tipo de cobertura da terra / tipo de solo / ecoregião) e aplicá-la aos dados de uso da terra provenientes dos Censos Agropecuários de 1970 e 1985 do IBGE. Este procedimento permitiu obter as informações sobre o uso da terra para os anos de 1970 e 1985 na escala de ecoregiões, sendo esta escala a mais detalhada possível com os dados disponíveis atualmente.

Para finalizar, mais dois critérios foram adotados. No primeiro, a área coberta com água mapeada para 2002 (PROBIO, 2004) foi mantida para os anos de 1985 e 1970, assumindo assim, que se referem a áreas naturais, como rios, lagos e represas naturais e que, portanto, não se alteraram neste período. No segundo critério, as áreas urbanas para 1985 e 1970 foram estimadas a partir da extrapolação da relação existente entre a população e área urbanizada mapeada em 2002.

3.2.1.2 Dados sobre as práticas de manejo do solo (pastagem e agricultura)

Informações sobre os sistemas de cultivo (convencional ou conservacionista), manejo dos resíduos culturais e sobre a situação das pastagens, permitem refinar as estimativas das alterações nos estoques de COS. Porém, este tipo de informação é escassa no Brasil; as que existem se referem a períodos recentes e não são provenientes de fontes oficiais.

Com o intuito de reduzir esta carência foi elaborado um questionário que foi apresentado aos profissionais do setor agropecuário, sobretudo, extensionistas da Empresa de Assistência

Técnica e Extensão Rural de Rondônia (EMATER-RO) e Empresa Matogrossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural (EMPAER-MT), alguns pesquisadores da Embrapa Rondônia e alguns produtores rurais de Rondônia e Mato Grosso.

Em maio de 2008 foi feita uma viagem a região de estudo na qual os profissionais mencionados responderam o questionário que solicitava informações tais como: percentual de área com plantio direto ou cultivo convencional; tipos de rotações de cultura; manejo dos resíduos culturais; práticas culturais (adubação, calagem, irrigação, adubo verde e etc.) e sobre a situação das pastagens (degradadas, típicas ou melhoradas). Tais informações foram colhidas para os anos de 1970, 1985 e 2002.

A partir das informações obtidas foi possível classificar os sistemas de manejo agrícola em quatro classes:

- i) Cultivo convencional com médio aporte de resíduos (CC-MA)
- ii) Cultivo convencional com baixo aporte de resíduos (CC-BA)
- iii) Plantio direto com médio aporte de resíduos (PD-MA)
- iv) Plantio direto com baixo aporte de resíduos (PD-BA)

Sistemas de baixo aporte de resíduos representam aqueles que não adotam cultivo de entressafra (segunda cultura) e que permanecem com o solo exposto, ou sistemas com culturas que promovam um baixo aporte de material orgânico, como por exemplo, o algodão. Os sistemas de médio aporte de resíduos são aqueles que adotam o cultivo na entressafra (incluindo pastagem), ou onde existe a cobertura do solo por plantas daninhas no período de entressafra e os resíduos culturais são retidos no campo.

Não se identificou a partir dos questionários os sistemas de manejo com alto aporte de resíduos. Portanto, para incluir esta classe nos cálculos das alterações dos estoques do COS, considerou-se as áreas irrigadas disponibilizados pelo IPEA como sendo sistemas de alto aporte de resíduos. A distinção entre os sistemas de cultivo (cultivo convencional ou plantio direto) foi feita a partir dos resultados produzidos pelos especialistas através dos questionários. Desta forma, mais duas classes foram obtidas:

- v) Cultivo convencional com alto aporte de resíduos (CC-AA)
- vi) Plantio direto com alto aporte de resíduos (PD-AA)

As pastagens foram classificadas em três classes:

- i) Degradadas
- ii) Típicas
- iii) Melhoradas

Neste trabalho pastagens degradadas foram aquelas que apresentaram evidente perda de produtividade, alta infestação de plantas daninhas, presença de solo exposto e/ou sinais de erosão. As pastagens típicas foram aquelas que nunca receberam nenhum tipo de aporte de insumo agrícola (adubos, calcário, etc.) ou prática que pudesse significar um alto aporte de material orgânico como, por exemplo, irrigação; apresentam apropriada pressão de pastejo e se mantêm produtivas. Pastagens melhoradas são áreas que receberam algum tipo de insumo ou práticas de manejo que resultem no aumento de material orgânico, como irrigação, variedades mais produtivas, consórcio gramíneo-leguminosa entre outros.

3.2.2 Resultados e discussão

3.2.2.1 Dados de uso da terra em Rondônia e Mato Grosso

A partir do cruzamento dos mapas de cobertura da terra do PROBIO (2004) com o mapa de solos foi possível se extrair as proporções das seis principais categorias de uso da terra (florestas, agricultura, pastagens, água, áreas urbanas e outros usos) por tipo de solo e por ecoregião para o ano de 2002 e a extrapolação para os anos de 1970 e 1985 nos estados de Rondônia e Mato Grosso. Os resultados completos de uso da terra são apresentados nas tabelas 3.7 a 3.18 que se encontram no Anexo B. Uma apresentação sucinta dos resultados é feita nas tabelas de 3.1 a 3.6 onde se encontram os dados resumidos por tipo de uso da terra e ecoregiões.

De forma geral, observou-se que em Mato Grosso no ano de 2002 a área com vegetação nativa (floresta, cerradão, cerrado, etc.) ocupava 65,8% da área do estado, o que significa que aproximadamente 34,2% do estado é ocupado por alguma atividade antrópica ou coberta com água. Da área total, o uso com pastagens representou cerca de 24,3% em 2002 (Tabela 3.1). Numa escala temporal, a área com pastagem em Mato Grosso saiu de 10,2 milhões de hectares em 1970 (Tabela 3.3) para 21,9 milhões em 2002 (Tabela 3.1), o que significou um aumento de 2,1 vezes em 32 anos.

A agricultura em Mato Grosso apresentou um crescimento ainda mais significativo do que o observado nas pastagens. De 1970 a 2002 a área plantada aumentou em mais de 20 vezes, passando de 343,4 mil hectares para 7 milhões em 2002, sendo predominantemente cultivado com culturas anuais. Atualmente a área de agricultura representa 7,8% do estado (Tabela 3.1) e se configura como a segunda principal categoria de uso da terra.

Em Rondônia, a área de vegetação nativa correspondeu em 2002 a 74,5% do estado (Tabela 3.4), em 1970 representava 97,1% (Tabela 3.6). Esta diminuição deve-se principalmente ao aumento da área com pastagens, que foi responsável em 2002 por 22 % (Tabela 3.4) da área total do estado, enquanto que em 1970 este percentual era de somente 1,3% (Tabela 3.6). Em outras palavras, no período de 1970 a 2002, aproximadamente 4,9 milhões de hectares de vegetação nativa foram convertidas em pastagem, um aumento da ordem de 17 vezes.

A área com agricultura em Rondônia no ano de 2002 foi de apenas 516 mil hectares o que correspondeu a 2,2% do estado (Tabela 3.4). Sendo que, ao contrário do observado em Mato Grosso, a área plantada em Rondônia diminuiu entre 2002 e 1985 (Tabela 3.5), sugerindo que a atividade agrícola no estado se encontra estagnada. Porém, um significativo aumento ocorreu entre 1970 e 1985, com a área plantada passando de 59,4 mil hectares para 616,5 mil hectares, respectivamente, significando um aumento da ordem de 10,3 vezes.

Tabela 3.1 - Área (mil ha) das principais categorias de uso da terra por ecoregião no estado de Mato Grosso no ano de 2002, área total por categoria, e proporção (%) em relação a área total do estado

Ecoregião	Agricultura	Pastagem	Vegetação	Áreas	Água	Outros usos
			nativa	urbanas		
Área em mil ha						
Alto Xingu	971,0	3538,0	10690,0	6,9	64,2	200,0
Bacia do Paraná	1998,3	4321,9	3175,1	8,4	19,6	98,6
Chap. Parecis	2913,5	1537,3	10887,0	5,8	28,2	63,2
Dep. Araguaia	336,7	3688,7	3021,0	2,5	82,4	131,4
Dep. Cuiabá	11,5	3148,7	5616,7	20,0	33,4	220,1
Dep. Guaporé	120,4	541,3	2527,6	1,2	19,0	44,7
Nordeste de MT	344,1	1029,7	3453,3	2,4	8,3	85,6
Norte de MT	339,3	3573,4	14240,4	6,4	102,2	295,1
Norte de RO	10,6	22,1	1275,3	0,0	4,1	9,5
Pantanal	3,6	583,2	4593,4	1,2	76,0	182,5
Total (mil ha)	7049,0	21984,3	59479,8	54,7	437,5	1330,6
% da área total	7,8	24,3	65,8	0,1	0,5	1,5

Tabela 3.2 - Área (mil ha) das principais categorias de uso da terra por ecoregião no estado de Mato Grosso no ano de 1985, área total por categoria, e proporção (%) em relação a área total do estado

Ecoregião	Agricultura	Pastagem	Vegetação nativa	Áreas urbanas
Alto Xingu	365,02	2844,02	11993,95	1,60
Bacia do Paraná	751,21	3474,11	5270,92	6,11
Chap. Parecis	1095,22	1235,74	13010,14	1,20
Dep. Araguaia	126,58	2965,09	3956,41	0,73
Dep. Cuiabá	4,33	2531,04	6243,20	18,34
Dep. Guaporé	45,25	435,11	2709,57	0,48
Nordeste de MT	129,37	827,69	3871,95	0,51
Norte de MT	127,54	2872,46	15156,41	1,80
Norte de RO	3,98	17,78	1286,24	0,00
Pantanal	1,35	468,80	4710,71	0,52
Total (mil ha)	2649,84	17671,85	68209,50	31,29
% da área total	2,9	19,6	75,5	0,03

Tabela 3.3 - Área (mil ha) das principais categorias de uso da terra por ecoregião no estado de Mato Grosso no ano de 1970, área total por categoria, e proporção (%) em relação a área total do estado

Ecoregião	Agricultura	Pastagem	Vegetação nativa	Áreas urbanas
Alto Xingu	47,3	1655,7	13501,6	-
Bacia do Paraná	97,4	2022,6	7380,4	2,1
Chap. Parecis	141,9	719,4	14480,9	-
Dep. Araguaia	16,4	1726,2	5306,2	-
Dep. Cuiabá	0,6	1473,5	7318,8	4,0
Dep. Guaporé	5,9	253,3	2931,2	-
Nordeste de MT	16,8	481,9	4330,9	-
Norte de MT	16,5	1672,3	16469,4	-
Norte de RO	0,5	10,4	1297,1	-
Pantanal	0,2	272,9	4908,0	0,3
Total (mil ha)	343,4	10288,2	77924,5	6,4
% da área total	0,4	11,4	86,3	0,01

Tabela 3.4 - Área (mil ha) das principais categorias de uso da terra por ecoregião no estado de Rondônia no ano de 2002, área total por categoria, e proporção (%) em relação a área total do estado

Ecoregião	Agricultura	Pastagem	Vegetação	Áreas	Água	Outros usos
			nativa	urbanas		
Área em mil ha						
Rondônia central	348,9	2317,4	3544,4	7,0	13,7	26,1
Norte de RO	53,7	1067,9	6305,1	3,8	63,5	148,3
Norte de MT	4,9	192,8	591,9	0,9	4,1	2,7
Dep. Guaporé	52,7	1201,7	5859,1	3,7	27,4	17,3
Chap. Parecis	56,2	437,5	1396,0	2,4	1,3	5,6
Total (mil ha)	516,5	5217,2	17696,4	17,7	109,9	199,9
% da área total	2,2	22,0	74,5	0,1	0,5	0,8

Tabela 3.5 - Área (mil ha) das principais categorias de uso da terra por ecoregião no estado de Rondônia no ano de 1985, área total por categoria, e proporção (%) em relação a área total do estado

Ecoregião	Agricultura	Pastagem	Vegetação nativa	Áreas urbanas
			Área em mil ha	
Rondônia central	416,5	511,6	5286,2	3,3
Norte de RO	64,1	235,8	7126,6	4,0
Norte de MT	5,9	42,6	741,9	0,1
Dep. Guaporé	62,9	265,3	6788,0	1,0
Chap. Parecis	67,1	96,6	1727,9	0,5
Total (mil ha)	616,5	1151,8	21670,6	9,0
% da área total	2,6	4,8	91,2	0,04

Tabela 3.6 - Área (mil ha) das principais categorias de uso da terra por ecoregião no estado de Rondônia no ano de 1970, área total por categoria, e proporção (%) em relação a área total do estado

Ecoregião	Agricultura	Pastagem	Vegetação nativa	Áreas urbanas
			Área em mil ha	
Rondônia central	40,2	136,6	6040,9	0,0
Norte de RO	6,2	62,9	7360,4	1,0
Norte de MT	0,6	11,4	778,5	0,0
Dep. Guaporé	6,1	70,8	7040,0	0,2
Chap. Parecis	6,5	25,8	1859,8	0,0
Total (mil ha)	59,4	307,4	23079,7	1,2
% da área total	0,3	1,3	97,1	0,01

Conforme descrito na metodologia, para se calcular as áreas das seis categorias de uso da terra adotadas neste trabalho foi necessário estabelecer e assumir alguns critérios. Os resultados destes procedimentos são apresentados a seguir.

Em Mato Grosso, a área mapeada como “agropecuária” pelo PROBIO (2004) era de 1,3 milhões de ha, estando distribuída principalmente nas ecoregiões Norte de Mato Grosso (34%), Alto Xingu (27,2%) e Chapada do Parecis (18%). Esta área foi totalmente somada à classe de pastagem, isto porque em MT a área classificada exclusivamente como agricultura pelo PROBIO (7,05 milhões de ha) superava substancialmente as estimativas apresentadas por órgãos oficiais como IBGE (5,7 milhões de ha) e CONAB (5,4 milhões de ha) para o ano de 2002.

A área de Cerrado (Savana parque, Savana gramíneo-lenhosa, Savana estépica parque e Savana estépica gramíneo-lenhosa) que foi classificada como pasto nativo totalizou 4,4 milhões de ha o que representou 20,2% do total da área de pastagem em 2002.

A área com reflorestamento que foi alocada como vegetação nativa era de apenas 31,7 mil ha estando localizada principalmente na ecoregião Bacia do Paraná (73%). Enquanto que as áreas cobertas com água em MT representaram aproximadamente 0,5% da área total do estado (Tabela 3.1) o que correspondeu a 437,5 mil ha (Tabela 3.1).

Áreas ocupadas pelas cidades ou com alguma influência urbana em 2002 eram de 54,7 mil ha (Tabela 3.1) e a partir da relação direta com a população, estimou-se a área urbanizada para 1985 e 1970 que foram 31,3 e 6,4 mil ha, respectivamente (Tabelas 3.2 e 3.3).

A categoria denominada por “outros usos” a qual engloba áreas, por exemplo, de mineração, rochas e áreas que não foram classificadas como nenhuma das outras categorias, o que provavelmente é devido a limitações no sistema de mapeamento, foi calculada em 1,33 milhões de ha, ou 1,5% da área total do estado de MT (Tabela 3.1).

Em Rondônia (RO), a área classificada como “agropecuária” (PROBIO, 2004) que agrega pastagem e cultivo agrícola, representava 6,3% do total do estado ou aproximadamente 1,5 milhões de ha, sendo que 70% deste valor estavam localizados na ecoregião Rondônia central. Portanto, deste total foi subtraído a área estimada para agricultura (Tabela 3.4) e o restante foi somado a área com pastagem, conforme descrito na metodologia. A área de Cerrado classificada como pasto nativo totalizou 179 mil ha o que representou 3,4% do total da área de pastagem em 2002.

A área com reflorestamento que foi alocada como vegetação nativa era de apenas 346,4 ha estando localizada na ecoregião Norte de Rondônia. Áreas cobertas com água em RO representaram aproximadamente 0,46% da área total do estado (Tabela 3.1) o que corresponde a cerca de 109,9 mil ha. A área ocupada pelas cidades ou com alguma influência urbana em 2002

era de 17,6 mil ha (Tabela 3.4) e para 1985 e 1970 a estimativa foi de 9,0 e 1,2 mil ha, respectivamente (Tabelas 3.5 e 3.6). A categoria “outros usos” apresentou uma área de 199,9 mil ha, ou 0,84% da área total do estado de RO (Tabela 3.4).

A partir da equação gerada pela regressão linear dos dados de Fearnside (1996) (Figura 3.1), foi estimado o percentual da área de vegetação secundária estabelecida antes de 1970 que continuava como VS em 2002. O resultado foi que aproximadamente 30% da VS em 2002 teve origem anterior a 1970 e seria, portanto, uma vegetação regenerada onde os estoques de COS tinham sido recuperados aos níveis observados sob as vegetações nativas. Logo, 30% das áreas de VS mapeadas nos estados de RO e MT que foram, respectivamente, 834,1 e 858,5 mil ha, foram agrupadas a classe de vegetação nativa e os 70% restante foram agrupados a categoria pastagem, por ser este o principal sistema de conversão na região de estudo.

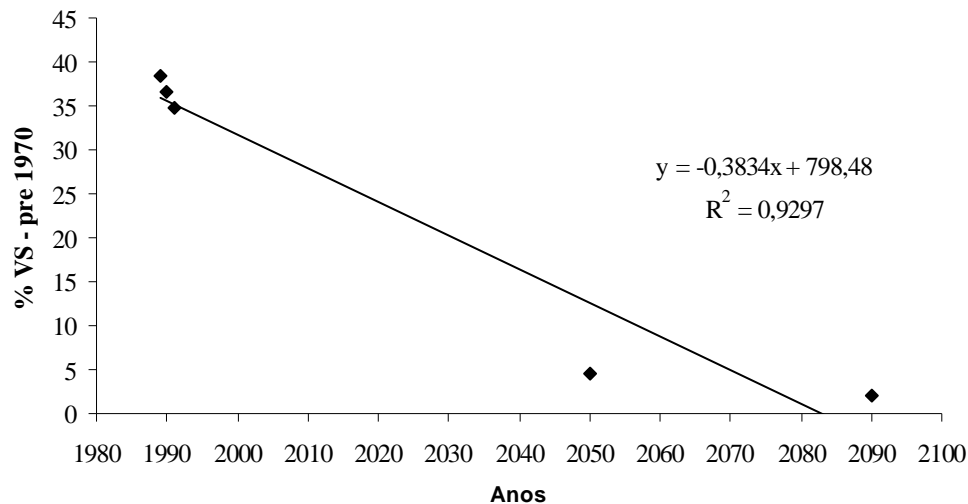


Figura 3.1 - Regressão linear com os dados de porcentagem de vegetação secundária estabelecida antes de 1970 e que permaneceriam como vegetação secundária. Adaptado de Fearnside (1996)

Após as adequações realizadas, as áreas estimadas com pastagens se mostraram compatíveis com os dados dos Censos Agropecuários do IBGE. Em Mato Grosso, foi estimado um total de 21,9 milhões de ha de pasto em 2002 (Tabela 3.1), o que está compatível com os dados dos Censos Agropecuários de 1995 e 2006 que estimaram em 21,8 e 18,4 milhões de ha a área com pastagem, respectivamente. Em Rondônia, a área total de pastagem em 2002 foi

estimada em 5,2 milhões de ha (Tabela 3.4), enquanto que o Censo Agropecuário de 2006 estimou em 5,06 milhões de ha.

É importante ressaltar, que os procedimentos descritos foram adotados para os dados de 2002 extraídos do PROBIO (2004). Para os anos de 1985 e 1970, as áreas por categoria de uso da terra, solo e ecoregião foram obtidas a partir da aplicação das proporções de 2002 aos dados de uso da terra oriundos dos Censos Agropecuário do IBGE de 1985 e 1970.

Percebe-se que para alcançar o objetivo uma série de procedimentos foram desenvolvidos e critérios estabelecidos, ambos de forma arbitrária. Porém, é necessário destacar, que antes de se desenvolver estes procedimentos e critérios, alternativas foram avaliadas.

Inicialmente, a idéia era traçar a evolução geográfica dos municípios e atribuir a área explorada oriunda dos dados dos Censos Agropecuários em nível de município. Entretanto, dois fatores mostraram que este procedimento seria inviável. O primeiro foi que não seria possível identificar em qual tipo de solo estariam localizados as coberturas de terra; e segundo que, não existe a evolução municipal em formato digital de 1970 para o estado de MT, apenas para RO.

Outra opção seria adotar o conceito das áreas mínimas comparáveis (AMC) desenvolvido pelo IPEA (2008). As AMC foram criadas justamente devido ao problema relacionado às mudanças nos contornos e áreas geográficas dos municípios brasileiros devido à criação de novos municípios, esta evolução impede comparações intertemporais consistentes. A solução, portanto, é agregar municípios em AMC, que variam dependendo do período analisado. No entanto, a utilização das AMC também não permitiria identificar em qual tipo de solo estariam localizadas as categorias de uso da terra e, sobretudo, as AMC disponíveis para os estados de RO e MT são muito extensas, ou seja, agregam grande número de municípios o que levaria a maiores generalizações e aumento dos erros.

Existem ainda alguns trabalhos que determinaram a cobertura vegetal nos estados de RO e MT utilizando técnicas de sensoriamento remoto (EVA et al., 2004; ANDERSON et al., 2005; FERRAZ et al., 2005; GALFORD et al., 2008) ou sensoriamento remoto combinado com dados dos Censos Agropecuários (CARDILLE; FOLEY, 2003). Porém, estes trabalhos apresentam ao menos uma desvantagem quando comparados aos dados disponibilizados pelo PROBIO, seja uma menor resolução espacial, ou a área coberta pelo estudo, ou ainda um menor detalhamento das categorias de uso da terra.

Por estas razões, a opção de se adotar os mapas de cobertura vegetal do PROBIO (2004) se mostrou a mais apropriada. Obviamente que assumir as proporções de uso da terra por tipo de solo e ecoregião de 2002 para os períodos passados deve implicar em algumas inconsistências, porém, esta foi a maneira mais coerente para se identificar a mudança do uso da terra para a região de estudo diante dos dados disponíveis atualmente.

É importante ressaltar, que os dados sumarizados sobre uso da terra apresentados nas tabelas 3.1 a 3.6, e detalhados nas tabelas 3.7 a 3.18 que encontram no Anexo B, representam o componente “A” da equação 2 (INTRODUÇÃO), e foram utilizados nos cálculos das alterações nos estoques de COS devido a mudança no uso da terra.

3.2.2.2 Dados sobre as práticas de manejo do solo (pastagem e agricultura)

Os dados completos dos questionários se encontram nas tabelas de 3.19 a 3.22 que estão no Anexo B. Nas figuras de 3.2 a 3.5 podem ser observados os dados médios dos resultados dos questionários obtidos para cada estado.

Os resultados evidenciam que houve um substancial aumento da adoção do sistema de plantio direto (PD) em ambos os estados. Em Mato Grosso, porém, este aumento foi mais significativo, com os dados médios mostrando que em 2002 praticamente 87% da área cultivada estava sob PD, sendo que 68,2% com um sistema de manejo com médio aporte de resíduos e 18,7% com baixo aporte (Figura 3.2). Já em 1985 predominava em MT o sistema de cultivo convencional (CC) com médio aporte de resíduos com 57% da área cultivada, enquanto que o sistema com baixo aporte era responsável por 43% da área. Em 1970 os dados são similares a 1985, com o cultivo convencional de médio aporte representando 61,7% e o de baixo aporte 38,3% (Figura 3.2).

Em Rondônia, a área com PD em 2002 representou 56,6% da área de cultivo agrícola. Sendo que o manejo com médio aporte de resíduos representou 34,7%, enquanto que com baixo aporte representou 22,9%. O CC com baixo aporte foi adotado em 23,6% da área cultivada, e com médio aporte representou 18,8% no ano de 2002 (Figura 3.3). Observa-se que a adoção de sistemas de baixo aporte em Rondônia foi substancialmente maior do que a observada em Mato Grosso. Isto provavelmente está relacionado a uma agricultura menos tecnificada e também a menor utilização de culturas de inverno (safrinha) em Rondônia (CONAB, 2008). Entre 1985 e

1970 as proporções entre CC de médio e baixo aporte de resíduos se mantiveram basicamente constantes, sendo que o CC com baixo aporte foi o sistema de manejo predominante (Figura 3.3).

O fato de não existir áreas sob PD em 1985 pode não ser uma informação completamente correta, pois é sabido que a adoção de tal sistema em áreas de Cerrado se iniciou em meados da década de 80 (BAYER et al., 2006; JANTALIA et al., 2007). Porém, não existem informações oficiais ou no mínimo consistentes sobre esta questão. Por isso, seguindo a sugestão de alguns dos entrevistados, adotou-se com zero o percentual de PD em 1985 e conseqüentemente 1970.

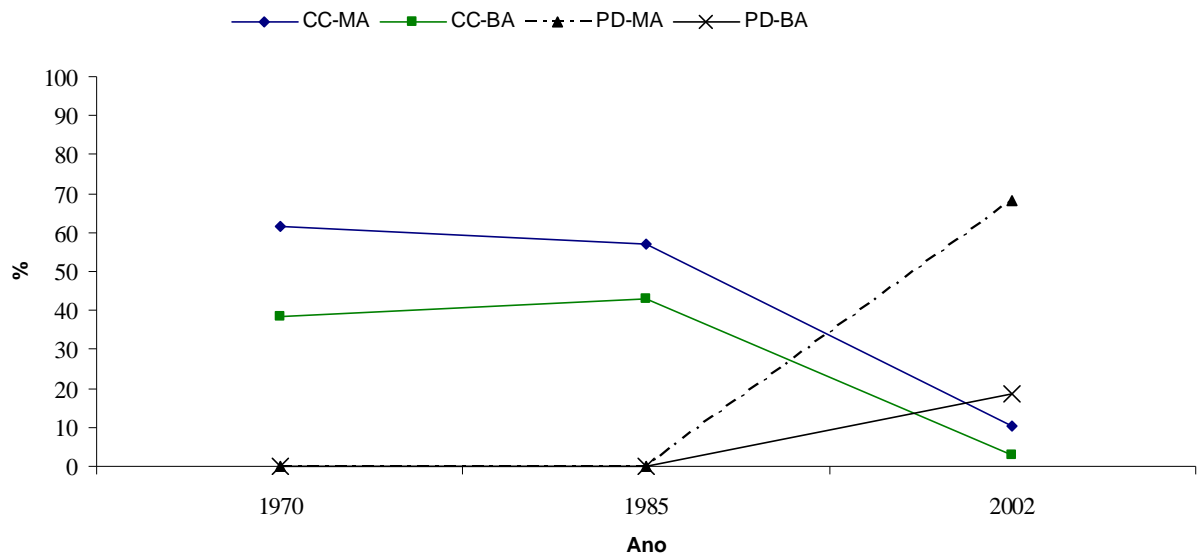


Figura 3.2 - Médias dos questionários sobre os sistemas de manejo do solo em Mato Grosso. CC-MA: Cultivo convencional com médio aporte de resíduos; CC-BA: Cultivo convencional com baixo aporte de resíduos; PD-MA: Plantio direto com médio aporte de resíduos; PD-BA: Plantio direto com baixo aporte de resíduos

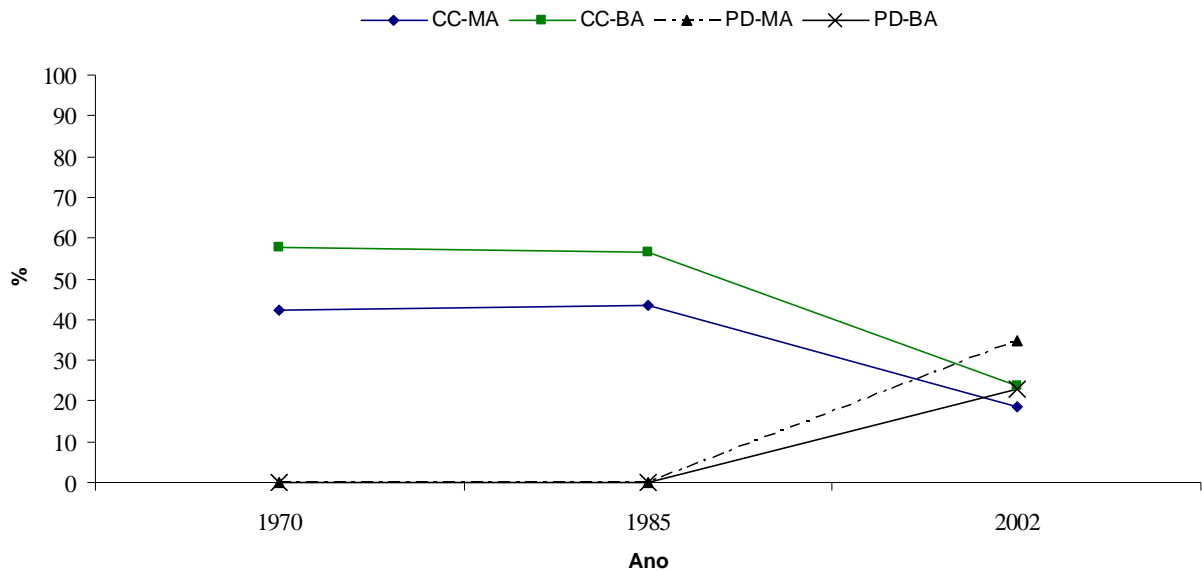


Figura 3.3 - Médias dos questionários sobre os sistemas de manejo do solo em Rondônia. CC-MA: Cultivo convencional com médio aporte de resíduos; CC-BA: Cultivo convencional com baixo aporte de resíduos; PD-MA: Plantio direto com médio aporte de resíduos; PD-BA: Plantio direto com baixo aporte de resíduos

No que se refere à situação das pastagens manejadas, observou-se que houve um aumento significativo do percentual de pastagens degradadas. Em Mato Grosso, por exemplo, o percentual de pastagem degradada entre 1970 e 1985 aumentou em 33,7%, enquanto que entre 1985 e 2002 o aumento foi de 6,8%, ou seja, um acréscimo total de 40,6%. Atualmente (2002), a área com pastagens degradadas em Mato Grosso de acordo com a opinião dos entrevistados representa 56,5% da área total explorada com pasto (Figura 3.4). Houve, no entanto, um importante crescimento da área com pastagens melhoradas, a qual era de 1,4% em 1970 e em 2002 representava 25,5% (Figura 3.4).

Em Rondônia, as pastagens degradadas em 2002 representavam 65,2% da área total com pastagem, sendo que diferentemente do que ocorreu em Mato Grosso, a degradação ocorreu mais intensamente no período entre 1985 e 2002, conforme pode ser observado na figura 3.5. Outra diferença é que em Rondônia o valor médio dos questionários apontou que apenas 7,1% das pastagens no ano de 2002 eram pastagens melhoradas.

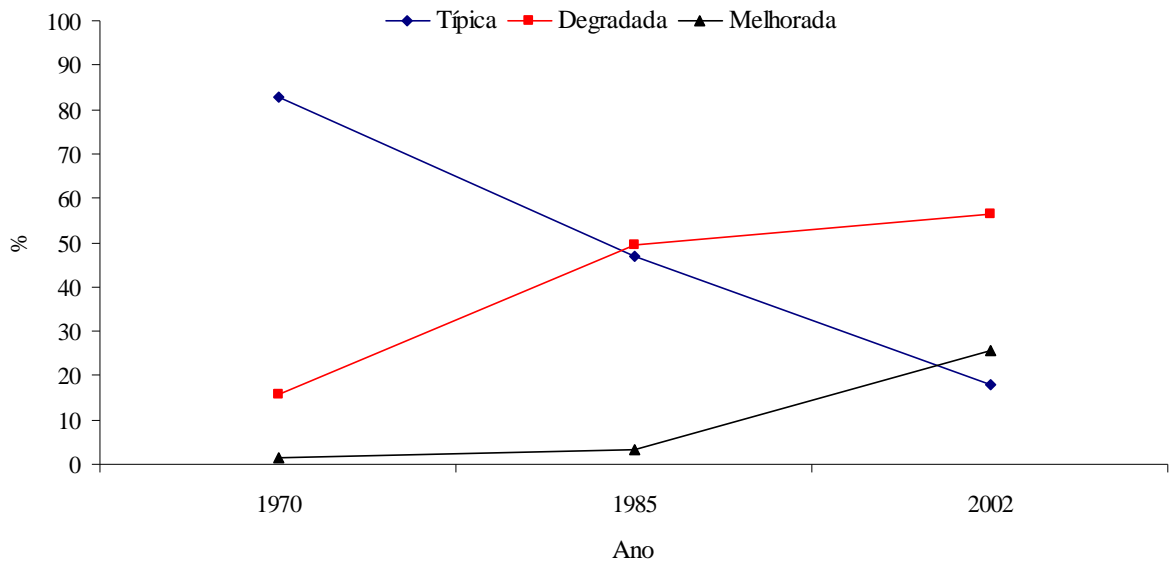


Figura 3.4 - Médias dos questionários sobre as pastagens manejadas em Mato Grosso nos anos de 1970, 1985 e 2002

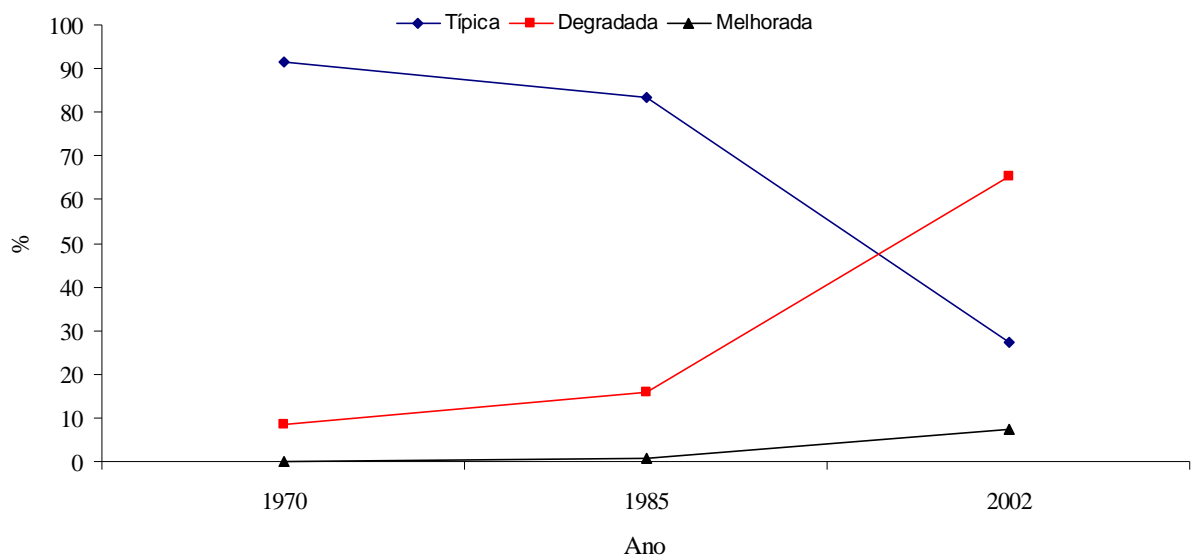


Figura 3.5 - Médias dos questionários sobre as pastagens manejadas em Rondônia nos anos de 1970, 1985 e 2002

As informações obtidas junto aos profissionais na região de estudo demonstraram algumas tendências importantes, como por exemplo, o aumento do plantio direto, aumento das pastagens degradadas, mas também um acréscimo significativo de pastagens melhoradas principalmente em

Mato Grosso. No entanto, houve uma alta variabilidade entre as respostas, como pode ser observado nas tabelas 3.19 a 3.22 que se encontram no Anexo B. Esta variabilidade pode estar relacionada a fatores tais como extensão territorial; diversidade de sistemas e práticas de manejo, e a falta de uma base de dados contendo o histórico dos sistemas agropecuários, e evidencia que este é um aspecto que deve ser priorizado em estudos futuros.

3.3 Conclusões

A pastagem é o principal sistema de uso da terra em extensão territorial nos estados de Rondônia e Mato Grosso. Porém, a dinâmica de mudanças de uso da terra ocorreu de forma diferenciada entre os dois estados. Em Mato Grosso no período de 1970 a 2002 a área cultivada aumentou em 20 vezes, enquanto que na área com pastagens o aumento foi de 2,1 vezes. No estado de Rondônia no mesmo período as pastagens tiveram um aumento da ordem de 17 vezes, enquanto que a área cultivada cresceu em 10,3 vezes entre 1970 e 1985, mas se manteve basicamente estável entre 1985 e 2002.

Os resultados obtidos a partir dos questionários sobre as práticas de manejo do solo indicaram as principais características dos sistemas agrícolas e das pastagens em Rondônia e Mato Grosso. Observou-se que o sistema de plantio direto cresceu consideravelmente de 1985 a 2002 e atualmente representa o sistema de cultivo dominante na região. Outra constatação importante foi o intenso aumento das pastagens classificadas como degradadas, mas também houve um significativo aumento das pastagens melhoradas, principalmente no estado de Mato Grosso. Entretanto, houve alta variabilidade entre as respostas obtidas, o que demonstra a necessidade de se priorizar estes aspectos em estudos futuros.

Referências

ALBUQUERQUE, A.W., LOMBARDI NETO, F., SRINIVASAN, V.S. Efeito do desmatamento da Caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 121-128, 2001.

ANDERSON, L.O.; SHIMABUKURO, Y.E.; DeFRIES, R.; MORTON, D.; ESPIRITO-SANTO, F.; JASINSKY, E.; HANSEN, M.; DUARTE, V. Utilização de dados multitemporais do sensor MODIS para o mapeamento da cobertura e uso da terra. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005. Goiania. **Anais...** Goiania, 2005. p. 3443-3450.

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.

CARDILLE, J.A.; FOLEY, J.A. Agricultural land-use change in Brazilian Amazônia between 1980 e 1995: evidence from integrated satellite and census data. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 87, p. 551-562, 2003.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>>. Acesso em: 2008.

EVA, H.D.; BELWARD, A.S.; MIRANDA, E.E.; DI BELLA, C.M.; GOND, V.; HUBER, O.; JONES, S.; SGRENZAROLO, M.; FRITZ, S. A land cover map of south America. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 731-744, 2004.

FEARNSIDE, P.M. Amazônia deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 80, p. 21-34, 1996.

FEARNSIDE, P.M. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 46, p. 115-158, 2000.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M.; BALLESTER, M.V.R. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondonia, Brazil: assesment and future scenarios. **Forest Ecology Management**, Amsterdam, v. 204, p. 67-83, 2005.

GALFORD, G.L.; MUSTARD, J.F.; MELILLO, J.; GENDRIN, A.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Wavelet analysis of MODIS time series to detect expansion and intensification of row-crop agriculture in Brazil. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 112, p. 576-587, 2008.

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

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA– **Censo Agropecuário 2006**: Resultados Preliminares, 2006. 141 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA **Banco de Dados** – Estados. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat>. Acesso em: Maio 2008.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Amazônia**: desflorestamento 2002-2003. São José dos Campos, São Paulo, 2004.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories** – Agriculture, Forestry and Other Land Use In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change / IGES, 2006. v.4.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Climate Change 2007: Synthesis Report**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2007. p 27 (Assessment Report, 4.).

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. 2008. **Dados macroeconômicos e regionais**. Disponível em : <http://www.ipeadata.gov.br> acesso em : julho 2008.

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.

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

OJIMA, D.S.; GALVIN, K.A.; TURNER, B.L. The global impact of land-use change. **BioScience**, Washington, v. 44, p. 300-304, 1994.

PITMAN, N.; JORGENSEN, P. Estimating the size of the world's threatened flora. **Science**, Washington, v. 298, p. 989, 2002.

PROBIO, Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira, 2004. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em : jan. 2008.

4 EFEITO DE PASTAGENS MANEJADAS NO SEQÜESTRO DE CARBONO DO SOLO NOS ESTADOS DE RONDÔNIA E MATO GROSSO

Resumo

As pastagens manejadas afetam o conteúdo do carbono orgânico do solo (COS) e uma variedade de opções de manejo têm sido propostas com o intuito de seqüestrar carbono. No entanto, estudos conduzidos em pastagens brasileiras têm mostrado divergentes respostas para o COS dependendo da prática de manejo. O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do manejo nos estoques de COS em pastagens dos estados de Rondônia e Mato Grosso, e derivar fatores de emissão específicos para as mudanças nos estoques de C associadas a diferentes condições de manejo da região de estudo. Comparado aos estoques de COS na vegetação nativa, pastagens degradadas diminuíram o COS por um fator de $0,91 \pm 0,14$, as pastagens típicas em Latossolos reduziram os estoques de COS por um fator relativamente baixo de $0,99 \pm 0,08$, enquanto que, em pastagens típicas em outros tipos de solos houve um acréscimo por um fator de $1,24 \pm 0,07$. As pastagens melhoradas em Latossolos apresentaram um aumento nos estoques de COS de $1,19 \pm 0,07$ em relação aos estoques da vegetação nativa, não houve, porém dados suficientes para avaliar o impacto das pastagens melhoradas nos demais tipos de solos. Usando estes resultados, foi avaliado também o potencial das pastagens manejadas em seqüestrar ou emitir C. Observou-se que as pastagens degradadas emitiram C a taxa de $0,27-0,28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; enquanto que pastagens típicas em Latossolos apresentaram uma taxa de emissão de C de apenas $0,03 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Já as pastagens típicas em outros tipos de solos e pastagens melhoradas em Latossolos seqüestraram C a taxas de $0,72$ e $0,61 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. Portanto, quando bem manejadas ou melhoradas, as pastagens em Rondônia e Mato Grosso apresentam considerável potencial para seqüestrar C.

Palavras-chave: Pastagens manejadas; Carbono orgânico do solo; Seqüestro de carbono; Amazônia; Cerrado

EFFECT OF GRASSLAND MANAGEMENT ON SOIL CARBON SEQUESTRATION IN RONDÔNIA AND MATO GROSSO STATES, BRAZIL

Abstract

Grassland management affects soil organic carbon (SOC) content and a variety of management options have been proposed to sequester carbon. However, studies conducted in Brazilian pastures have shown divergent responses for the SOC depending on management practices. Our objective was to evaluate the effects of management on SOC stocks in grasslands of the Brazilian states of Rondônia and Mato Grosso, and to derive region-specific factors for soil C stock change associated with different management conditions. Compared to SOC stocks in native vegetation, degraded grassland management decreased SOC by a factor of 0.91 ± 0.14 , nominal grassland management reduced SOC stock for Oxisols by a relatively small factor of 0.99 ± 0.08 , whereas, SOC storage increased by a factor of 1.24 ± 0.07 with nominal management for other soil types. Improved grassland management on Oxisols increased SOC

storage by 1.19 ± 0.07 , relative to native stocks, but there were insufficient data to evaluate the impact of improved grassland management for other soil types. Using these results, we also evaluated the potential for grassland management to sequester or emit C to the atmosphere, and found that degraded grassland management decreased stocks by about $0.27\text{-}0.28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$; nominal management on Oxisols decreased C at a rate of $0.03 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, while nominal management on others soil types and improved management on Oxisols increased stocks by $0.72 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and $0.61 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, respectively. Therefore, when well managed or improved, grasslands in Rondônia and Mato Grosso states have the potential to sequester C.

Keywords: Grassland management; Soil organic carbon; Carbon sequestration; Amazonia; Cerrado

4.1 Introdução

De acordo com o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2007), as emissões globais anuais de gases do efeito estufa (GEE) de caráter antrópico cresceram 70% entre 1970 e 2004. Este enriquecimento antropogênico dos GEE na atmosfera tem levado a um aumento na temperatura média da superfície terrestre de $0,55^{\circ}\text{C}$ desde 1970 (IPCC, 2007), e mudanças climáticas como aumento de eventos climáticos extremos, elevação dos níveis dos oceanos, e mudanças nos regimes pluviométricos são alguns exemplos das possíveis implicações deste aquecimento global (ALLEN; INGRAM, 2002; TRENBERTH et al., 2007). Devido a estes impactos, é crescente o interesse em métodos para mitigar as emissões dos GEE, e os solos têm sido sugeridos como um potencial dreno para o C atmosférico (OGLE et al., 2004; FELLER; BERNOUX, 2008; MONDINI; SEQUI, 2008).

O Brasil tem uma enorme e em expansão fronteira agrícola. Enquanto que globalmente as mudanças no uso da terra e agricultura são responsáveis por 25% das emissões dos GEE (WEYANT et al., 2006), no Brasil, estes setores são responsáveis por mais de dois terços das emissões (COMUNICAÇÃO NACIONAL, 2004). Atualmente, a área com pastagem no Brasil é de 172,3 milhões de hectares, com 5,0 e 22,8 milhões localizados nos estados de Rondônia e Mato Grosso, respectivamente (IBGE, 2006). Mais importante, do total da área de pastagem em Rondônia e Mato Grosso, aproximadamente 54 e 46% estão localizadas nos biomas Amazônia e Cerrado, respectivamente (PROBIO, 2004). Embora esta expressiva área, os impactos dos diferentes sistemas de manejo das pastagens nestes biomas não estão completamente entendidos.

Tem sido relatado que pastagens manejadas afetam o conteúdo do carbono orgânico do solo (COS) (FEARNSIDE; BARBOSA, 1998; CERRI, et al., 2003; ZINN et al., 2005; GARCÍA-OLIVA et al., 2006), e uma variedade de opções de manejo tem sido propostas com o intuito de seqüestrar carbono (CONANT et al., 2001; OGLE et al., 2004). Práticas tais como, irrigação, adubação, apropriada pressão de pastejo, introdução de leguminosas, variedades de forrageiras mais produtivas, têm resultado em taxas de seqüestro de C que variam entre 0,11 e 3,04 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (CONANT et al., 2001). A partir de uma meta-análise de uma base de dados global, Ogle et al. (2004) encontraram que pastagens melhoradas em regiões tropicais podem aumentar os estoques de COS em 17%. No entanto, tem se observado também perdas de COS devido ao superpastejo e ao manejo inadequado das pastagens (GARCÍA-OLIVA et al., 2006; ELMORE; ASNER, 2006).

Estudos conduzidos em pastagens da região amazônica brasileira têm mostrado diferentes respostas do COS em função do manejo. Eden et al. (1991), Desjardins et al. (1994) e Hughes et al. (2002) observaram uma redução nos estoques de COS com a conversão da vegetação nativa em pastagens manejadas. Similarmente, Fearnside e Barbosa (1998) concluíram que pastagens “típicas” na Amazônia são uma fonte de carbono para a atmosfera. Em contraste, outros estudos têm encontrado aumentos nos estoques de COS após alguns anos com pastagens manejadas (KOUTIKA et al., 1997; NEILL et al., 1997; DESJARDINS et al., 2004). Fatores tais como variabilidade espacial, diferentes tipos de solo e clima, as práticas culturais e manejo do solo podem ser responsáveis por estas diferenças nos resultados. Portanto, mais estudos são necessários para melhor se entender a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) em pastagens manejadas nas regiões tropicais.

Este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos do manejo das pastagens nos estoques de C orgânico do solo nos estados de Rondônia e Mato Grosso, os quais compreendem porções da Amazônia e do Cerrado, e derivar fatores de emissão para mudanças nos estoques de COS associados com as diferentes condições de manejo. Usando estes resultados foi avaliado também o potencial das pastagens manejadas em seqüestrar ou emitir C da atmosfera.

4.2 Desenvolvimento

4.2.1 Material e métodos

4.2.1.1 Amostragem do solo e dados da literatura

Foram coletados amostras de solo para as condições de pastagens manejadas mais representativas da região, incluindo pastagens degradadas, típicas e melhoradas (IPCC, 2006). Em geral, a conversão em pastagens envolve tradicionalmente a derrubada e a queima da vegetação nativa e o plantio da pastagem no mesmo ano. Na região da floresta Amazônica, uma segunda queimada ocorre 2-3 anos após a primeira queimada, e é utilizada com o intuito de eliminar a vegetação remanescente e reduzir a lenha que restou no campo (NEILL et al., 1997). Tradicionalmente, as pastagens não são manejadas com adubos e calcário, mas são queimadas a cada 5-10 anos para controlar as ervas daninha e o crescimento de árvores.

Pastagens degradadas são definidas neste estudo como aquelas que receberam o manejo típico da região descrito acima, porém tem reduzida produtividade para o pastejo animal e geralmente são caracterizadas por altas infestações de plantas daninha, solo exposto e/ou erosão. Em contraste, pastagens típicas são aquelas que receberam o mesmo tipo de manejo, mas se mantêm produtivas, presumivelmente devido a uma pressão de pastejo mais apropriada. As pastagens melhoradas representam áreas manejadas de forma sustentável e que recebem ao menos práticas de manejo tais como, adubação, calagem, irrigação, adubação verde, consórcio gramíneo-leguminosas, ou o plantio de variedades mais produtivas.

Dois municípios foram aleatoriamente selecionados em cada uma das ecoregiões com o propósito de se realizar a amostragem de campo, totalizando 22 municípios. Dentro de cada município foram selecionados fazendas (total de 23) para coleta de solo em pares de observações comparando os estoques de COS entre áreas de vegetação nativa e pastagens manejadas (Figura 4.1). Dois critérios foram utilizados no processo de seleção das fazendas. Primeiro, o proprietário ou gerente necessitava ter conhecimento completo sobre as mudanças no uso da terra e práticas de manejo adotados na fazenda, e segundo, as pastagens manejadas tinha que estar a no máximo 0,2 km da área de vegetação nativa e deveriam estar localizadas na mesma posição do relevo, e apresentar tipo de solo e textura semelhantes.

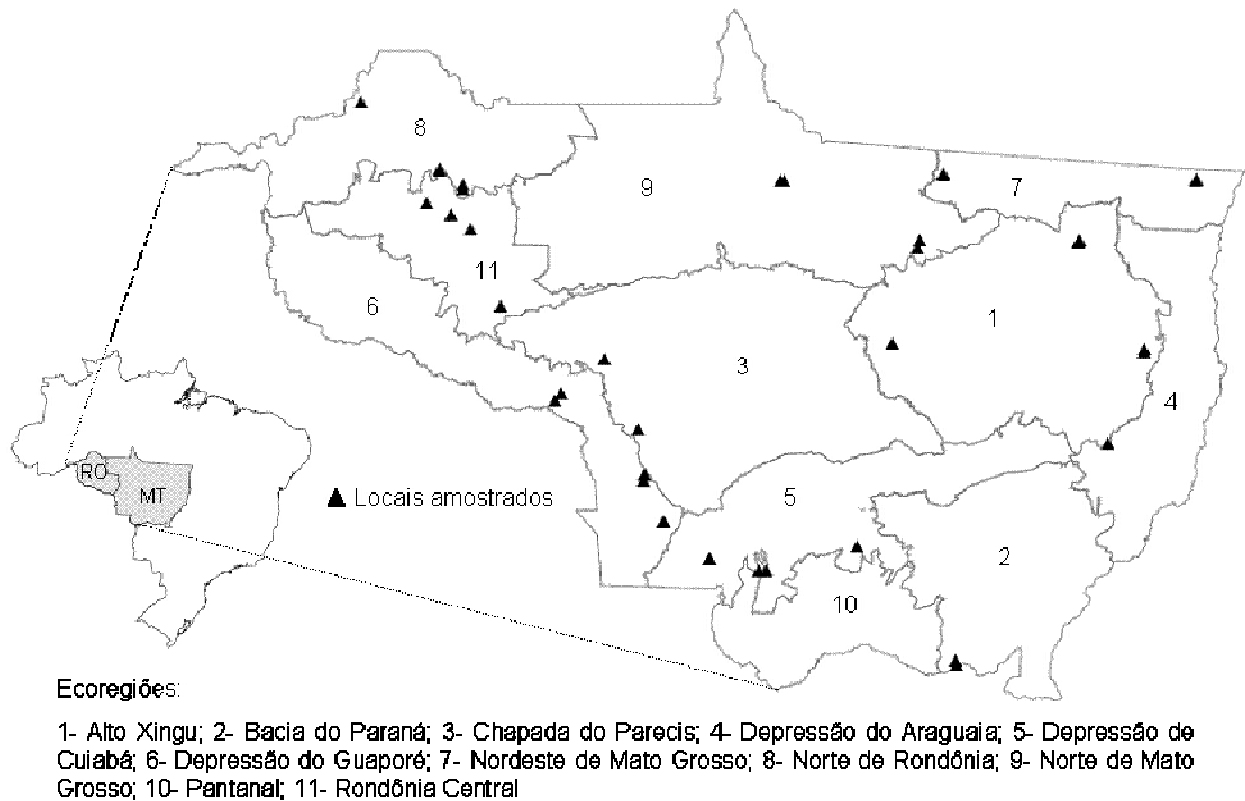


Figura 4.1 - Ecoregiões e localização dos estudos usados para derivar os fatores das pastagens manejadas

As amostras de solo foram coletadas em cinco mini perfis de solo (50 x 50 x 50 cm) dispostos em um quadrado de ~ 100m x 100m, em cada uma das situações (vegetação nativa e pastagens). Um dos perfis de solo no centro e os outros quatro nas extremidades do quadrado. As amostras foram coletadas nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm. As amostras de solo foram secas ao ar, homogêneas e passadas em peneira de 2,0 mm para remover os fragmentos de raízes e cascalho. Sub-amostras foram passadas em peneiras de 0,149 mm e maceradas em almofariz para a determinação do carbono total. O teor de carbono total foi quantificado por combustão via seca em analisador elementar LECO CN. A densidade do solo foi determinada em cada mini-perfil e camada de solo através do método do anel volumétrico (100 cm³) (EMBRAPA, 1997).

Para cada camada de solo calculou-se os estoques de carbono pela multiplicação do teor de C (g g⁻¹) pela densidade do solo (kg m⁻³) e espessura da camada de solo (m). Vários estudos têm reportado aumentos na densidade do solo em pastagens quando comparados a vegetação nativa (NEILL et al., 1997; FERNANDES et al., 2002; DESJARDINS et al., 2004; NUMATA et al.,

2007). Portanto, os estoques de C para 0-30 cm foram ajustados com base em um equivalente de massa de acordo com o método descrito por Moraes et al. (1996), onde a massa de solo nas pastagens manejadas é equiparada a massa de solo contida nos 30 cm superficiais do solo sob vegetação nativa.

Dados da literatura sobre a influência das pastagens manejadas nos estoques do COS em Rondônia e Mato Grosso foram também incluídos. Todos os estudos selecionados forneciam dados de estoque de C do solo (ou dados suficientes para se calcular os estoques), profundidade de amostragem, e o tempo de mudança de uso da terra ou sistema de manejo. Os estudos foram comparações de pares ou cronossequências, similares aos dados coletados no campo neste trabalho. Um sumário de todos os dados usados está na tabela 4.1.

4.2.1.2 Análise estatística

Os dados foram analisados com um modelo linear misto, o qual é um tipo de análise de regressão que é usado para descrever a relação entre uma variável resposta e co-variáveis dos dados que são agrupados de acordo com uma ou mais classificações (PINHEIRO; BATES; 2000). A variável resposta deste estudo foi a proporção do estoque médio de COS das pastagens manejadas pelo estoque médio de COS das áreas de vegetação nativa. Os efeitos fixos do modelo foram usados para contemplar o tipo de solo, tipo de vegetação nativa, profundidade da amostragem do solo, e o tempo de mudança no uso da terra ou sistema de manejo. Ambos, tipos de solos e vegetações foram tratados com variáveis indicadoras, também denominadas variáveis “dummy”. Alguns estudos (fazendas) tiveram dados de múltiplos locais e foram tratados como pontos de dados separadamente na análise estatística.

O efeito aleatório foi utilizado para contemplar a dependência existente entre múltiplas observações (pastagem e vegetação nativa) dentro de um mesmo estudo (ex. modelos de regressão linear em ciências naturais, os quais consideram apenas efeitos fixos, assumem que cada observação é independente). O efeito aleatório para este trabalho é uma variável aleatória comum a todas as observações de um mesmo estudo, mas independente entre estudos distintos, identificando desta forma, as correlações entre diferentes observações de um mesmo estudo (PINHEIRO; BATES; 2000; OGLE et al., 2005).

Com o intuito de incluir estudos com diferentes profundidades, adotou-se o procedimento descrito por Ogle et al. (2004). Neste, a partir dos valores superior e inferior de uma camada de solo são formados dois regressores (x_1 and x_2) baseados em uma função quadrática (assume-se que os impactos no COS diminuem em função da profundidade do solo). Assim, a proporção do estoque de COS para um determinado ponto dentro de uma camada de solo foi uma integral formada a partir do valor superior e inferior da camada através da função quadrática dividida pela espessura da camada. A função quadrática foi integrada usando as equações:

$$x_1 = (L^2 - U^2) / (2 * (L - U)) \quad (4.1)$$

$$x_2 = (L^3 - U^3) / (3 * (L - U)) \quad (4.2)$$

onde L (cm) representa o valor da camada inferior e U (cm) representa o valor da camada superior. Este procedimento permite que se utilizem estudos com profundidades amostradas variadas e desenvolver o modelo sem perder informações com a agregação ou interpolação para uma profundidade padrão.

Os fatores para pastagens manejadas foram derivados de forma consistente com o método do IPCC para C do solo (IPCC, 2006), o qual é baseado no efeito integrado do manejo na camada de 30 cm do solo após 20 anos da mudança no uso da terra ou sistema de manejo. A incerteza foi estimada através da predição do desvio padrão do valor do fator. As análises estatísticas foram realizadas usando o software SPLUS 8.0 (Insightful Corporation, Seattle, Washington).

4.2.1.3 Taxas de emissão ou seqüestro de C

As taxas de emissão ou seqüestro de C foram estimadas usando os fatores para pastagens manejadas derivados neste estudo e utilizando a seguinte equação:

$$\text{Taxa} = ((C_{\text{REF}} * \text{fator de manejo}) - C_{\text{REF}}) / 20 \quad (4.3)$$

onde C_{REF} é o carbono de referência e representa o COS armazenado sob as vegetações nativas, e 20 representa os anos desde a mudança no uso da terra. O C_{REF} foi obtido a partir da base de dados descrita no capítulo 2, sendo que para o cálculo das taxas de emissão ou seqüestro os solos

foram agrupados em dois grandes grupos, Latossolos com 1795 perfis de solo e a segunda classe representado os demais tipos de solos com 1690 perfis de solo.

4.2.2 Resultados e discussão

4.2.2.1 Efeitos das pastagens manejadas

Um total de 63 observações (pontos de dados) distribuídas pelos estados de Rondônia e Mato Grosso foram utilizados neste estudo (Tabela 4.1). Os resultados mostraram que os estoques de COS em pastagens degradadas foi reduzido por um fator de $0,91 \pm 0,14$ (Figura 4.2), comparado com os estoques das áreas de vegetação nativa. No entanto, as incertezas foram elevadas e o fator variou acima do valor 1, o que significa que não é sempre que pastagens degradadas provocam a redução nos estoques do COS, fato este que pode ser comprovado em algumas das observações (Figura 4.3).

Dois fatores de manejo foram estimados para o efeito das Pastagens típicas, incluindo um fator para os Latossolos e um segundo para os outros tipos de solos. No entanto, 92% das observações para os outros tipos de solos correspondem a Argissolos (Tabela 4.1), sugerindo que este fator é presumivelmente mais relacionado ao efeito do manejo das pastagens em Argissolos. Os estoques de COS em pastagens típicas nos Latossolos foram reduzidos por um fator de $0,99 \pm 0,08$, ou 99% do C estocado sob vegetação nativa, enquanto que, o COS em outros solos apresentou um fator de $1,24 \pm 0,07$, o que representa um aumento de 24% em relação ao COS de áreas de vegetação nativa (Figura 4.2).

Para as pastagens melhoradas em Latossolos obteve-se um fator de $1,19 \pm 0,07$, ou seja, houve um aumento de 19% nos estoques de COS em relação a vegetação nativa. Não existiam dados para avaliar o impacto de pastagens melhoradas nos demais tipos de solos.

Os resultados obtidos neste trabalho estão consistentes com vários outros estudos (CONANT et al., 2001; DESJARDINS et al., 2004; OGLE et al., 2004; ELMORE; ASNER, 2006) demonstrando a influência dos sistemas de manejo de pastagens na dinâmica do COS. De uma forma geral, este estudo observou que os estoques de COS diminuíram em pastagens degradadas, enquanto que em pastagens típicas ou melhoradas a tendência foi de acréscimo ou ao menos de manutenção dos níveis similares aos encontrados nas vegetações nativas.

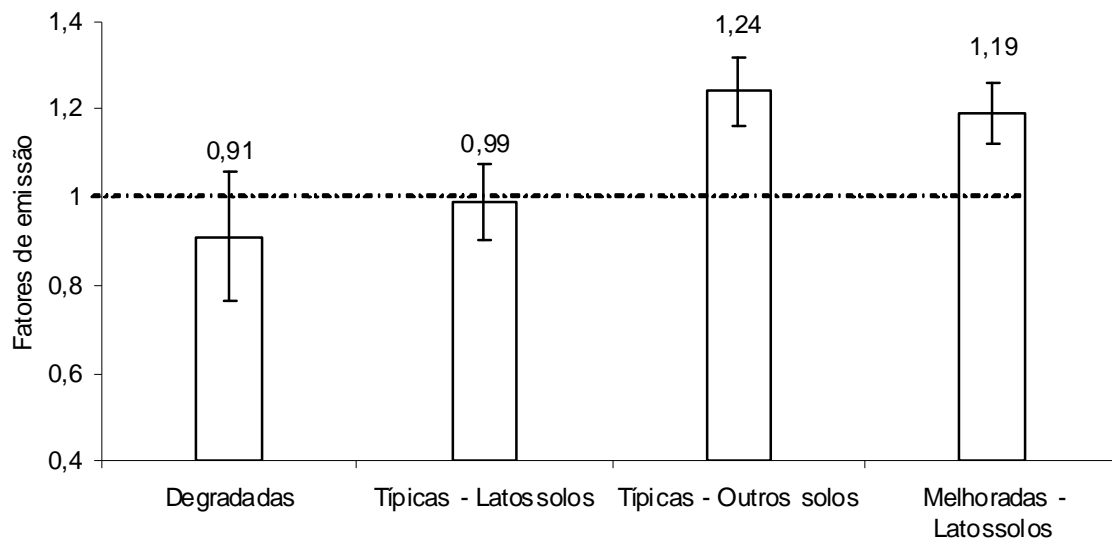


Figure 4.2 – Fatores de manejo estimados (± 2 desvio padrão) (efeito integrado do manejo para a camada de 30 cm do perfil do solo) para as mudanças nos estoques de COS devido a mudanças de vegetação nativa para pastagens manejadas (depois de 20 anos) em Rondônia e Mato Grosso

Pastagens degradadas podem variar de moderadamente a severamente degradadas, e parece plausível que as perdas de C possam variar de acordo com os diferentes níveis de degradação. Contudo, neste trabalho, não se encontrou diferenças significativas entre pastagens moderadamente degradadas e severamente degradadas (dados não mostrados, $p > 0,05$). Adicionalmente, algumas observações não mostraram nenhuma perda de COS entre vegetação nativa e pastagem degradada (Figura 4.3).

Estes divergentes resultados têm sido reportados em outros estudos (KOUTIKA et al., 1997; NEILL et al, 1997; SCHUMAN et al., 1999), e o fato de algumas pastagens degradadas não reduzirem o conteúdo de COS tem sido atribuído principalmente ao aumento da biomassa radicular com a mudança de vegetação nativa para pastagens (CAMARGO et al., 1999; SCHUMAN et al., 1999). No entanto, outros aspectos podem também ter influenciado estes resultados, tais como o critério usado para classificar a situação das pastagens ou o tempo de degradação. Em geral, superpastejo e a presença de plantas daninhas são usados para classificar uma pastagem como degradada. Superpastejo é um parâmetro qualitativo e subjetivo que varia de

acordo com a região, clima, solo, e etc. Já as plantas daninhas representam uma degradação, sobretudo do ponto de vista agrônomo, mas não necessariamente promove uma perda de C, visto que as plantas daninhas podem contribuir com consideráveis quantidades de C para a matéria orgânica do solo (MAIA et al., 2004). O tempo no qual uma pastagem se encontra degradada é também importante, porque, em alguns estudos, o tempo de degradação pode não ter sido suficiente para reduzir o COS a níveis inferiores do que ocorrem na testemunha.

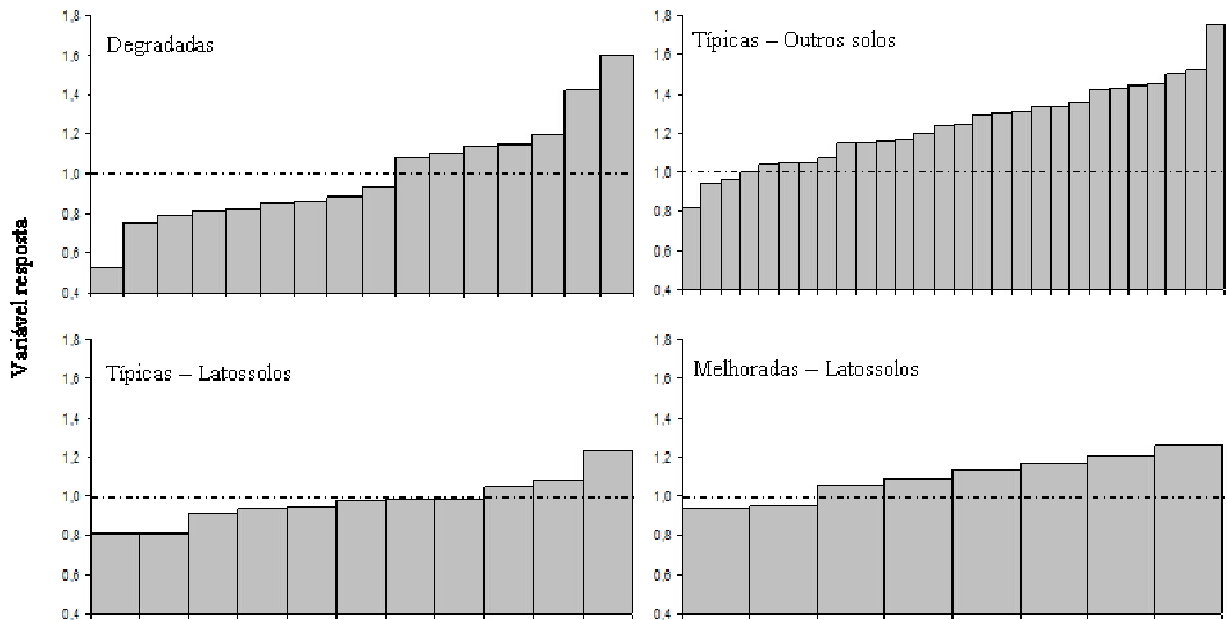


Figura 4.3 - Variável resposta (relação do COS das pastagens manejadas pelo COS da vegetação nativa) das observações individuais

O fator para pastagens degradadas (0,91) foi menor do que o fator desenvolvido por Ogle et al. (2004) que usaram a mesma metodologia para derivar fatores globais de 0,97 para pastagens degradadas em regiões tropicais, sugerindo que pastagens degradadas na área de estudo deste trabalho podem reduzir os estoques de C mais intensamente do que ocorre em outras áreas tropicais. Porém, mais estudos são necessários para confirmar esta conclusão, principalmente se for considerado a alta variabilidade dos estudos de base. Por exemplo, Brown e Lugo (1990) estimaram uma perda de 44% do C do solo devido a conversão de vegetação nativa para

pastagem degradada em solos tropicais, García-Oliva et al. (2006) reportou 18% de perda, enquanto que Hughes et al. (2002) reportou apenas 9% de redução no estoque de COS.

As pastagens típicas diferem das degradadas por apresentarem uma adequada pressão de pastejo, e conseqüentemente, estas pastagens se mantêm produtivas se comparadas às pastagens degradadas. Neste tipo de pastagem localizadas em Latossolos os estoques de COS permaneceram quase que sem alteração, decrescendo apenas 1%, no entanto, a incerteza (desvio padrão) variou acima do valor 1 (Figura 4.2) indicando que os estoques de COS se mantiveram a níveis semelhantes aos das vegetações nativas. Diferentemente, nas pastagens típicas localizadas em outros tipos de solos os estoques de COS aumentaram significativamente (24%) em relação a vegetação nativa. No entanto, é importante ressaltar que 92% das observações usadas para derivar o fator de manejo para outros tipos de solos correspondem a Argissolos, portanto, está fortemente relacionado a este tipo de solo.

A pronunciada diferença entre estes tipos de solos foi inesperada, considerando que Latossolos e Argissolos são solos altamente intemperizados, com similar predomínio de argila de baixa atividade e mineralogia. A principal característica que distingue estes dois tipos de solos é a acumulação de argila no horizonte sub-superficial do solo nos Argissolos. Alguns estudos têm mostrado que o conteúdo de argila tem um papel importante em termos de retenção de água (WILLIAMS et al., 1983; PACHEPSKY; RAWLS, 1999; GAISER, et al., 2000), e mais ainda, o aumento no conteúdo de argila reduz a drenagem, aumenta a retenção e reduz a condutividade hidráulica (SALAKO; KIRCHHOF, 2003; JUHÁSZ et al., 2006). Numata et al. (2007) que avaliaram as propriedades químicas em pastagens de Rondônia, concluíram também, que a classe do solos exerce um substancial controle na fertilidade do solo, com os Argissolos tendo maiores valores de saturação de bases (Ca, Mg e K) e maior disponibilidade de nutrientes quando comparado com os Latossolos. A hipótese, portanto, é que o maior conteúdo de água resultante do maior conteúdo de argila no horizonte sub-superficial nos Argissolos, assim como, a maior disponibilidade de nutrientes, sejam responsáveis por aumentar a produtividade das pastagens contribuindo para o acréscimo nos estoques de COS.

Tabela 4.1 – Estudos usados para avaliar o efeito do manejo das pastagens
 Continua...

Estudo	Local	Tempo (anos)	Camada			Estoque C (Mg ha ⁻¹)			
			Solo	(cm)	Típica	Degradada	Melhorada	Pastagem	Vegetação nativa
Maia et al. (este estudo)	Água Boa, MT ⁸	4	Latossolo	30			X	33,5	35,2(Ce) ¹
Cassiolato (2002)	Ariquemes, RO ⁹	19	Argissolo	30	X			41,6	37,5 (F) ²
		19		30			X	44,4	
Neill et al. (1996)	Ariquemes, RO	3	Argissolo	30	X			34,1	32,3 (F)
		5	Argissolo	30	X			42,7	
		13	Argissolo	30	X			34,2	
		20	Argissolo	30	X			38,6	
		41	Argissolo	30	X			46,0	
		81	Argissolo	30	X			49,1	
Fernandes et al. (2002)	Ariquemes, RO	3	Argissolo	20	X			28,8	23,3 (F)
		10	Argissolo	20	X			32,2	
		14	Argissolo	20	X			22,6	
		14	Argissolo	20	X			24,4	
Neill et al. (1997)	Ariquemes, RO	3	Argissolo	30	X			39,7	27,4 (F)
		5	Argissolo	30	X			36,5	
		20	Argissolo	30	X			39,2	
	Ouro Preto do Oeste, RO	8	Argissolo	30	X			38,5	29,7 (F)
		20	Argissolo	30	X			44,6	
	Ouro Preto do Oeste, RO	8	Argissolo	30	X			45,6	48,1 (F)
		20	Argissolo	30	X			51,5	
	Porto Velho, RO	7	Argissolo	30	X			61,0	62,0 (F)
	Cacaulândia, RO	8	Argissolo	30	X			32,1	39,3 (F)
	Vilhena, RO	7	Argissolo	30	X			47,6	50,4 (F)
		12	Argissolo	30	X			54,3	
	Feigl et al. (1995)	Ariquemes, RO	2	Argissolo	10	X			15,9
4			Argissolo	10	X			22,6	
8			Argissolo	10	X			19,9	
12			Argissolo	10	X			18,6	
20			Argissolo	10	X			21,2	
80			Argissolo	10	X			27,9	
Maia et al. (este estudo)	Cáceres, MT	5	NQ ⁴	30			X	27,5	25,5 (Cd) ³
		3	NQ	30	X			28,8	
Maia et al. (este estudo)	Conquista D'Oeste, MT	12	Latossolo	30	X			52,8	65,3 (F)
		14	SAAA ⁵	30			X	41,6	39,2 (F)

Tabela 4.1- Estudos usados para avaliar o efeito do manejo nas pastagens

Estudo	Local	Tempo (anos)	Solo	Camada (cm)	Típica	Degradada	Melhorada	(Conclusão)	
								Estoque C (Mg ha ⁻¹)	
								Pastagem	Vegetação nativa
Maia et al. (este estudo)	Guarantã do Norte, MT	27	Argissolo	30			X	37,4	31,1 (F)
		29	Argissolo	30		X		47,7	
Maia et al. (este estudo)	Itaúba, MT	22	Latossolo	30	X			55,9	54,3 (Cd)
		15	Latossolo	30	X			38,5	41,3 (Cd)
Maia et al. (este estudo)	Itiquira, MT	17	Latossolo	30			X	75,0	67,1 (Ce)
		10	NQ	30		X		23,6	25,2 (Ce)
Maia et al. (este estudo)	Nova Monte Verde, MT	25	Latossolo	30	X			31,9	35,4 (F)
		10	Latossolo	30	X			46,1	46,2 (F)
Maia et al. (este estudo)	Pimenteiras do Oeste, RO	15	Latossolo	30		X		38,0	46,5 (F)
		15	Latossolo	30		X		26,4	33,4 (F)
Maia et al. (este estudo)	Porto Esperidião, MT	21	SAAA	30		X		54,1	50,7 (Cd)
		15	SAAA	10	X			22,5	18,1 (F)
Maia et al. (este estudo)	Ribeirão Cascalheira, MT	5	Latossolo	30			X	34,2	38,5 (Cd)
		10	Latossolo	30		X		28,0	
Maia et al. (este estudo)	Rio Crespo, MT	15	Outro ⁶	30		X		44,5	38,9 (F)
		20	Outro	30		X		44,7	
Maia et al. (este estudo)	São José do Xingu, MT	14	Latossolo	30			X	37,6	36,0 (F)
		14	Latossolo	30		X		30,5	
		14	Latossolo	30	X			35,1	
Maia et al. (este estudo)	Sorriso, MT	20	Latossolo	30	X			50,5	61,4 (Cd)
Maia et al. (este estudo)	Santa Luzia D'Oeste, RO	15	Latossolo	30		X		74,9	55,6 (F)
Maia et al. (este estudo)	Theobroma, RO	10	Latossolo	30	X			57,6	46,7 (F)
		12	Latossolo	30			X	55,0	
		12	Latossolo	30		X		55,5	
Maia et al. (este estudo)	Várzea Grande, MT	20	SAAB ⁷	30		X		34,8	40,5 (Ce)
Maia et al. (este estudo)	Vila Rica, MT	13	SAAB	30		X		36,5	45,7 (F)
		21	SAAB	30		X		23,7	
Fração (2007)	Comodoro, MT	22	NQ	30		X		14,1	16,4 (Ce)

¹ Ce = Cerrado (*sensu stricto*); ² F= Florestat; ³ Cd= Cerradão; ⁴ NQ = Neossolo Quartzarênico; ⁵ Solos com argila de atividade alta; ⁶ Solo sem identificação; ⁷ Solos com argila de atividade baixa exceto os Latossolos e Argissolos; ⁸ MT = Mato Grosso; ⁹ RO= Rondônia .

O aumento de 19% nos estoques de COS obtido para as pastagens melhoradas em Latossolos foi similar ao resultado encontrado por Ogle et al., (2004) para solos tropicais. O resultado destaca o potencial do melhoramento de pastagens manejadas para seqüestrar C. Contudo, como pode ser observado na figura 4.3, existiram duas observações onde as respostas (relação do COS nas pastagens melhoradas pelo COS na vegetação nativa) foram inferiores a 1, sugerindo que pode ocorrer perdas de COS em alguns sistemas mesmo quando submetidos a práticas de melhoramento. Porém, é necessário enfatizar que estas duas observações que apresentaram perdas de C (Figura 4.3), tinham apenas 4-5 anos de conversão em pasto, e foram adubadas (NPK) apenas dois anos antes da amostragem do solo, tempo este que pode não ter sido suficiente para aumentar o estoque de COS.

Em geral, houve poucos estudos no Cerrado comparado com o bioma Amazônia, com as amostras do Cerrado compreendendo apenas 19% das observações (pontos de dados) das pastagens degradadas, 3% das pastagens típicas e 38% das observações em pastagens melhoradas. Logo, fica evidente a necessidade de mais pesquisas na região do Cerrado, e, portanto, os resultados deste trabalho sobre os impactos no Cerrado devem ser vistos como preliminares, principalmente para as pastagens típicas.

4.2.2.2 Taxas de emissão ou seqüestro de C

As taxas de emissão ou seqüestro de C atmosférico são apresentadas por tipo de solo e sistema de manejo na tabela 4.2. As pastagens degradadas apresentaram uma taxa de perda de C de 0,27 – 0,28 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. As pastagens típicas em Latossolos também apresentaram perdas de C, porém, a uma taxa de apenas 0,03 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. De forma contrária, pastagens típicas em outros tipos de solos foram um dreno de C de acordo com este estudo, com uma taxa de seqüestro de 0,72 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Nas pastagens melhoradas nos Latossolos estimou-se uma taxa de seqüestro de 0,61 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 4.2). Conforme comentado previamente, não foi possível estimar o impacto de pastagens melhoradas para os outros tipos de solos.

Os solos são o terceiro maior compartimento global de C, estimado em 2500 Pg até 1 metro de profundidade, e é um dos três principais reservatórios com significativo potencial para seqüestrar C (LAL, 2008). O potencial para solos sob pastagens seqüestrar C tem sido avaliado pelo mundo; Conant et al., (2001) por exemplo, estimaram que pastagens melhoradas na América

do Norte (Canadá e Estados Unidos) e Austrália seqüestraram em média 0,59 e 0,28 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Freibauer et al. (2004) revisaram as taxas de seqüestro de C nos solos da Europa (União Européia) e encontraram que o melhoramento das pastagens poderiam seqüestrar entre 0,2 a 1,9 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Os resultados obtidos no presente trabalho para pastagens melhoradas (0,61 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹) estão consistentes com os demais estudos. No entanto, para se avaliar o benefício líquido das práticas de melhoramento de pastagens para a mitigação do GEEs, outras fontes de emissão devem ser contabilizadas, como as emissões de N₂O provenientes da adubação e as emissões de CO₂ gerados pela calagem (CONANT et al., 2001).

Tabela 4.2 – Taxas de seqüestro ou emissão de C para pastagens manejadas em Rondônia e Mato Grosso

Solo	C _{REF} (0-30 cm) -- Mg ha ⁻¹ --	Situação da pastagem		
		Degradada	Típica	Melhorada
		----- Mg C ha ⁻¹ yr ⁻¹ -----		
Latossolos	64,1	- 0,28	- 0,03	0,61
Outros solos	60,5	- 0,27	0,72	-

Em contraste ao método do IPCC (2006), o qual assume que não há alterações nos estoques de COS em pastagens típicas comparadas a vegetação nativa, as pastagens típicas nos demais tipos de solos (exceto Latossolos) tiveram considerável potencial para seqüestrar C atmosférico (0,72 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹). Já as pastagens melhoradas em Latossolos apresentaram perdas de C em relação a vegetação nativa, embora que tenha sido com uma baixa taxa (0,03 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹). A possibilidade de aumento ou manutenção nos estoques de COS com pastagens manejadas adequadamente está relacionada provavelmente, com o alto aporte de C oriundo do sistema radicular das gramíneas se comparado a vegetação nativa. Por exemplo, Camargo et al. (1999) encontraram que na Amazônia oriental pastagens bem manejadas tiveram um aporte de C das raízes de 3,67 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ até 5 m de profundidade, o qual foi substancialmente superior ao observado na floresta (2,54 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹). Fisher et al. (1994) encontraram na savana colombiana que pastagens baseadas em gramíneas aumentaram os estoques de COS até 1 m de profundidade. Sendo que, a maior parte do aumento estava concentrado abaixo da camada de 10-15 cm do perfil do solo, sugerindo que o C seqüestrado é menos susceptível a decomposição. Trumbore et al. (1995) estudaram os efeito até 8m de profundidade, e encontraram que as

pastagens aumentaram o COS entre 10 e 16% em relação a floresta, embora as diferenças não tenham sido estatisticamente significativas.

4.3 Conclusões

Baseado nos resultados obtidos, as pastagens nos estados de Rondônia e Mato Grosso quando bem manejadas, têm um potencial relativamente alto para seqüestrar C. No entanto, algumas lacunas de conhecimento continuam existindo, como por exemplo, o efeito do manejo de pastagens em diferentes tipos de solos e também no bioma Cerrado sobre a dinâmica do COS em regiões tropicais são pontos que devem ser considerados em pesquisas futuras.

Referências

ALLEN, M.R.; INGRAM, W.J. Constraints on future changes in climate and hydrologic cycle. **Nature**, London, v. 419, p. 224-232, 2002.

BARCELLOS, A.O. Sistemas extensivos e semi-intensivos de produção: pecuária bovina de corte nos cerrados. In: PEREIRA, R.C.; NASSER, L.C.B. (Ed.). Biodiversidade e produção sustentável de alimentos e fibras nos Cerrados. In: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 8., 1996. Planaltina. **Anais...** Planaltina: EMBRAPA – Cerrados, 1996. p. 130-136.

BASTOS, T.X.; DINIZ, A.S. Avaliação do clima do estado de Rondônia para desenvolvimento agrícola. EMBRAPA-CPATU- **Boletim de Pesquisa**, Belém, v. 44, 28p., 1982.

BROWN, S.; LUGO, A.E. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen-content of soils in Puerto-Rico and Us Virgin Islands. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 124, p. 53-64, 1990.

CAMARGO, P.B.; TRUMBORE, S.E.; MARTINELLI, L.A.; DAVIDSON, E.A.; NEPSTAD, D.C.; VICTORIA, R.L. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. **Global Change Biology**, Oxford, v. 5, p. 693-702, 1999.

CASSIOLATO, M.E. **Carbono orgânico dissolvido na solução do solo sob floresta e pastagem em Rondônia**. 2002. 70p. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

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.

COMUNICAÇÃO NACIONAL, 2004. Comunicação nacional inicial do Brasil à convenção-quadro das nações unidas sobre mudança do clima. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima. Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília., Brazil, 2001. 74p.

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.

DESJARDINS, T.; ANDREUX, F.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Organic-carbon and c-13 contents in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. **Geoderma**, Amsterdam, v. 61, n.1/2, p. 103-118, 1994.

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, n.2, p. 365-373, 2004.

EDEN, M.J.; FURLEY, P.A.; MCGREGOR, D.F.M.; MILLIKEN, W. AND RATTER, J.A. Effect of forest clearance and burning on soil properties in northern Roraima, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 38, n.3/4, p. 283-290, 1991.

ELMORE, A.J.; ASNER, G.P. Effects of grazing intensity on soil carbon stocks following deforestation of a Hawaiian dry tropical forest. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12(9), p. 1761-1772, 2006.

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, n.1/2, p. 147-166, 1998.

FEIGL, B.J.; MELILLO, J.; CERRI, C.C. Changes in the origin and quality of soil organic-matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 175, n.1, p. 21-29, 1995.

FELLER, C.; BERNOUX, M. Historical advances in the study of global terrestrial soil organic carbon sequestration. **Waste Management**, Padova, v. 28, n.4, p. 734-740, 2008.

FERNANDES, S.A.P.; BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. **Geoderma**, Amsterdam, v. 107, n.3/4, p. 227-241, 2002.

FISHER, M.J.; RAO, I.M.; AYARZA, M.A.; LASCANO, C.E.; SANZ, J.I.; THOMAS, R.J.; VERA, R.R. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the south-american savannas. **Nature**, London, v. 371, n.6494, p. 236-238, 1994.

- FRAZÃO, L.A. **Conversão do Cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo.** 2007. 119p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- FREIBAUER, A.; ROUNSEVELL, M.D.A.; SMITH, P.; VERHAGEN, J. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. **Geoderma**, Amsterdam, v. 122, n.1, p. 1-23, 2004.
- 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.
- GARCIA-OLIVA, F.; LANCHO, J.F.G.; MONTANO, N.M.; ISLAS, P. Soil carbon and nitrogen dynamics followed by a forest-to-pasture conversion in western Mexico. **Agroforestry Systems**, New York, v. 66, n.2, p. 93-100, 2006.
- 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.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA 2006. **Censo Agropecuário 2006: resultados preliminares.** Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2006. 141 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA 2008. **Banco de Dados – Estados.** Disponível em <http://www.ibge.gov.br/estadosat>. Acesso em: maio 2008.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE 2006. **Guidelines For National Greenhouse Gas Inventories – Agriculture, Forestry and Other Land Use.** Hayama: IGES, 2006. v.4.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE Climate Change 2007: Synthesis Report. Cambridge:Cambridge Univ. Press, 2007. p 27 (Assessment Report, 4.).
- JUHASZ, C.E.P.; CURSI, P.R.; COOPER, M.; OLIVEIRA, T.C.; RODRIGUES, R.R. Soil water dynamics in a toposequence under savanna woodland (Cerradao) in Assis, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, Viçosa, v. 30, n.3, p. 401-412, 2006.
- KOUTIKA, L.S.; BARTOLI, F.; ANDREUX, F. ; CERRI, C.C. ; BURTIN, G. ; CHONE, T. ; PHILIPPY, R. Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. **Geoderma**, Amsterdam, v. 76, n.1/2,p. 87-112, 1997.
- LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of The Royal Society B.** London, v. 363, p. 815- 830, 2008.
- MELLO, F.F.C. **Estimativas dos estoques de carbono dos solos nos estados de Rondônia e Mato Grosso anteriores a intervenção antrópica.** 2007. 89p. Dissertação (Mestrado em

Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MONDINI, C.; SEQUI, P. Implication of soil C sequestration on sustainable agriculture and environment. **Waste Management**, Padova, v. 28, n.4, p. 678-684, 2008.

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.; FRY, B.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.F.L.; CERRI, C.C. Forest- and pasture-derived carbon contributions to carbon stocks and microbial respiration of tropical pasture soils. **Oecologia**, New York, v. 107, n.1, p. 113-119, 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.

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 post-forest 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.

OGLE, S.M.; CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. **Environmental Management**, New York, v. 33, n.4, p. 474-484, 2004.

PACHEPSKY, Y.A.; RAWLS, W.J. Accuracy and reliability of pedotransfer functions as affected by grouping soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1748-1757, 1999.

PERÓN, A. J.; EVANGELISTA, A.R.. Degradação de pastagens em regiões de Cerrado. **Revista Ciências Agrotécnica**, v. 28, n.3, p. 655-661, 2004.

PINHEIRO, J.C.; BATES, D.M. Mixed-effects models in S and S-Plus. New York:Springer, 2000. 528p.

RADAMBRASIL, 1982. **Programa de integração nacional**. Levantamento de recursos naturais, vol. 26, Folha SD-21 "Cuiabá". Ministério das Minas e Energia – MME/DNPM, Rio de Janeiro, 1982. 445p.

RATTER, J.A.; RIBEIRO, J.F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Botanical Briefing**, Oxford, v. 80, p. 223-230, 1997.

SALAKO, F.K.; KIRCHHOF, G. Field hydraulic properties of an alfisol under various fallow systems in southwestern Nigeria. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 19, p.340-346, 2003.

SCHUMAN, G.E.; REEDER, J.D.; MANLEY, J.T.; HART, R.H.; MANLEY, W.A. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 9, n.1, p. 65-71, 1999.

SERRÃO, E.A.S.; UHL, C.; NEPSTAD, D.C. Deforestation for pasture in the humid tropics: is it economically and environmentally sound in the long term? In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 17., 1993. Rockhampton. **Proceedings...** Rockhampton: New Zealand Grassland Association,, 1993. p. 2215-2221.

TRENBERTH, K.E.; JONES, P.D.; AMBEJE, P.; BOJARIU, R.; EASTERLING, D.; KLEIN TANK, A.; PARKER, D.; RAHMZADEH, F.; RENWICK, J.A.; RUSTICUCCI, M.; SODEN, B.; ZHAI, P. Observations: Surface and Atmospheric Climate Change. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L., (Ed.). Cambridge;United Kingdom; New York:Cambridge University Press, 2007.

TRUMBORE, S.E.; DAVIDSON, E.A.; DECAMARGO, P.B.; NEPSTAD, D.C.; MARTINELLI, L.A. Belowground Cycling of Carbon in Forests and Pastures of Eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 9, n.4, p. 515-528, 1995.

WEYANT, J.P.; DE LA CHESNAYE, F.C.; BLANFORD, G.J. Overview of EMF-21: Multigas mitigation and climate policy. **The Energy Journal**, Washington , (Special Issue), 2006.

WILLIAMS, J.; PREBBLE, R.E.; WILLIAMS, W.T.; HIGNETT, C.T. The influence of texture, structure and clay mineralogy on the soil-moisture characteristic. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 21, n.1, p. 15-32, 1983.

VIEIRA, J. M.; KICHEL, A. N. Estabelecimento e recuperação de pastagens de Panicum maximum. XII Simpósio sobre Manejo de Pastagens. FEALQ, Piracicaba, Brazil, pp. 147-196, 1995.

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.

ZSEE-MT - Zoneamento sócio econômico ecológico do estado de Mato Grosso. Disponível em: <http://www.seplan.mt.gov.br>. Acesso em: jan. 2006.

ZSEE-RO - Zoneamento sócio econômico ecológico do estado de Rondônia. Disponível em: <http://www.seplan.ro.gov.br>. Acesso em: jan. 2006.

5 MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO AGRÍCOLA NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA

Resumo

As regiões de Cerrado e Amazônia no Brasil são provavelmente a maior fronteira agrícola do mundo, e podem representar uma fonte ou dreno de C dependendo do efeito líquido das mudanças no uso da terra e subsequente manejo do carbono orgânico do solo (COS). O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos dos manejos dos sistemas agrícolas sobre os estoques de COS nos estados de Rondônia e Mato Grosso, e derivar fatores específicos para as mudanças nos estoques de C do solo relacionados com os diferentes sistemas de manejo predominantes na região do estudo. Um total de 50 observações (pontos de dados) foram usadas no estudo, incluindo 42 referentes a culturas anuais e 8 a culturas perenes, e foram analisados com um modelo linear misto. Os sistemas de plantio direto (PD) em áreas de Cerrado aumentaram os estoques de COS por um fator de $1,08 \pm 0,06$ relativo aos estoques de COS sob condições de vegetação nativa, enquanto que em áreas de floresta Amazônica e Cerradão o COS aumentou pelo modesto fator de $1,01 \pm 0,17$. O cultivo convencional (CC), o qual foi comparado ao PD, teve um pronunciado efeito negativo sobre os estoques de COS, reduzindo-os por um fator de $0,94 \pm 0,04$. As culturas perenes apresentaram baixo impacto nos estoques de COS, com um fator estimado de $0,98 \pm 0,14$, sugerindo que estes sistemas mantêm cerca de 98% do COS encontrado sob vegetação nativa. Os resultados sugerem que a adoção do PD pode aumentar o COS com a mudança no uso da terra de vegetação nativa para cultivo agrícola na região de Cerrado do Brasil.

Palavras-chave: Sistemas de cultivo; Carbono orgânico do solo; Seqüestro de carbono; Amazônia; Cerrado

CHANGES IN SOIL ORGANIC CARBON STORAGE UNDER DIFFERENT AGRICULTURAL MANAGEMENT SYSTEMS IN THE SOUTHWEST AMAZON REGION OF BRAZIL

Abstract

The Cerrado and Amazon regions of Brazil are probably the largest agricultural frontier of the world, and moreover could be a sink or source for C depending on the net effect of land use change and subsequent management on soil organic C pools. We evaluated the effects of agricultural management systems on soil organic C (SOC) stocks in the Brazilian states of Rondônia and Mato Grosso, and derived regional specific factors for soil C stock change associated with different management systems. We used 50 observations (data points) in this study, including 42 dealing with annual cropping practices and 8 dealing with perennial cropping, and analyzed the data in linear mixed-effect models. No tillage (NT) systems in Cerrado areas increased SOC storage by 1.08 ± 0.06 relative to SOC stocks under native conditions, while SOC storage increased by a modest factor of 1.01 ± 0.17 in Cerradão and Amazon Forest conditions. Full tillage (FT), which was compared with NT systems, had a pronounced negative effect on

SOC storage, decreasing SOC stocks by a factor of 0.94 ± 0.04 . Perennial cropping had a minimal impact on SOC stocks, estimated at a factor value of 0.98 ± 0.14 , suggesting these systems maintain about 98% of the SOC stock found under native vegetation. The results suggest that NT adoption may be increasing SOC with land use change from native vegetation to cropland management in the Cerrado region of Brazil.

Keywords: Cropland management; Soil organic carbon; Carbon sequestration; Amazonia; Cerrado

5.1 Introdução

O carbono orgânico do solo (COS) representa o principal reservatório terrestre de C orgânico e globalmente contém aproximadamente 1550 Pg C (Pg é igual a 10^{15} g ou 10^{12} kg) (LAL, 2008), e atrai considerável atenção devido seu potencial para sequestrar C atmosférico (BAKER et al., 2007). A conversão de ecossistemas naturais em agricultura é reconhecidamente uma prática que causa grandes perdas de COS, porém, o armazenamento de COS também depende das práticas de cultivo e manejo (OGLE et al., 2005; BAYER et al., 2006; DOLAN et al., 2006). Conseqüentemente, a redução na intensidade do cultivo, manutenção dos resíduos culturais no campo, eliminação de pousios não vegetados, e a melhoria no manejo dos recursos hídricos (FOLLETT, 2001; HERMLE et al., 2008) são práticas que podem ser usadas para aumentar os estoques de COS e mitigar as emissões dos gases do efeito estufa (GEE), com o solo funcionando como um dreno para o CO_2 atmosférico (WEST, POST, 2002; OGLE et al., 2005; ZINN et al., 2005).

As regiões do Cerrado e Amazônia, as quais se estendem por 200 e 400 milhões de hectares, respectivamente (PROBIO, 2004), e são provavelmente a maior fronteira agrícola do mundo, podem ser um dreno ou fonte de C dependendo do efeito líquido das mudanças do uso da terra e subsequente manejo dos estoques de COS. Inicialmente, ambas as regiões foram usadas para pecuária extensiva; no entanto, durante a década de 80 percebeu-se que o Cerrado era viável para produção agrícola intensiva, desde que com adubação e calagem apropriadas (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 sendo o uso dominante, mas existe expressivas áreas de culturas perenes, e o cultivo de culturas anuais é mais recente e não tão

expressivo quanto o que se observa no Cerrado. Apesar da imensa área explorada, o impacto dos diferentes sistemas de manejo do solo nestes biomas continua não completamente entendido.

O cultivo convencional (CC) é uma prática de manejo que provoca a degradação dos solos (FREIXO et al., 2002; ROSCOE; BUURMAN, 2003; ZOTARELLI et al., 2007). Neste sistema de manejo, os resíduos culturais são incorporados ao solo; os agregados são geralmente rompidos pelo cultivo (liberando a matéria orgânica fisicamente protegida); ocorre o aumento da temperatura do solo, aeração e atividade microbiana (WEST; POST, 2002; MAIA et al., 2007; GREEN et al., 2007). Estas alterações em geral aumentam a decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) (SIX et al., 2002) e contribuem para a erosão do solo (BAYER et al., 2006).

Tem sido amplamente documentado que o CC (ex. aração e/ou gradagem, com a inversão do solo) causa grandes perdas de COS (MARTINS et al., 1991; CORAZZA et al., 1999; PUGET; LAL, 2005; WRIGHT; HONS, 2005). Guo e Gifford (2002), por exemplo, estimaram uma perda global média de COS de 42 a 59% após a conversão de florestas nativas e pastagens para agricultura, respectivamente. Ogle et al. (2005) estimaram perdas de COS de 42 e 31% devido a conversão de vegetações nativas para cultivo agrícola em regiões tropicais úmidas e secas, respectivamente. Entretanto, estes valores são consideravelmente maiores do que a redução de 10% nos estoques de COS encontrada por Zinn et al. (2005) para os solos brasileiros, ou 6,2% encontrado por Corazza et al. (1999) para solos do Cerrado. Existem ainda, alguns resultados que não demonstram perdas ou até mesmo encontraram aumento do COS com a adoção do cultivo convencional (ROSCOE; BUURMAN, 2003; D'ANDREA et al., 2004; BAYER et al., 2006). Na região amazônica, estudos sobre os efeitos dos sistemas de cultivo são escassos, Martins et al. (1991) encontraram que cinco anos de CC levaram a uma perda de aproximadamente 28% dos estoques de COS.

Inversamente, o sistema de plantio direto (PD) tem sido promovido como uma estratégia para converter os solos agrícolas de fontes para drenos de C (LAL, 1997; FOLLETT, 2001; CORBEELS et al., 2006; SAINJU et al., 2008). Em adição, se reduz a erosão do solo devido a formação de uma camada de liteira, favorece o aumento do armazenamento de água e estabilidade dos agregados (FOLLETT, 2001; BAYER et al., 2006; DOLAN et al., 2006).

Estudos sobre o PD no Brasil se iniciaram nas regiões sul e sudeste, e o número de trabalhos nestas regiões ainda é consideravelmente maior do que os estudos realizados nas regiões de Cerrado e Amazônia. Contudo, os trabalhos em todas estas regiões têm evidenciado

resultados divergentes sobre os efeitos do PD sobre o COS, com alguns estudos indicando que o PD aumenta os estoques de COS quando comparados ao CC (CORAZZA et al., 1999; BAYER et al., 2000; AMADO et al., 2001; SÁ et al., 2001; BAYER et al., 2006; JANTALIA et al., 2007), enquanto que outros estudos não encontraram diferenças significativas entre solos manejado sob PD e CC (FREITAS et al., 2000; FREIXO et al., 2002; ROSCOE; BUURMAN, 2003; D'ANDREA, et al., 2004). Fatores como textura e mineralogia do solo, e a quantidade de resíduos culturais que é deixado no campo têm sido utilizados para explicar estas divergências. Sisti et al. (2004) avaliaram sistemas de PD com 13 anos de manejo com e sem o adubação verde com ervilhaca (*Vicia villosa*), e encontraram que os estoques de C foram maiores somente quando a leguminosa foi incluída na rotação. A importância da cultura de safrinha na rotação para aumentar o COS sob PD foi também observada por Dieckow et al. (2005). Contudo, estes resultados são da região sul do Brasil, sendo que estudos com o intuito de avaliar o papel das culturas de coberturas e aporte de resíduos nas regiões de Cerrado e Amazônia não têm sido conduzidos.

Considerando a área atual cultivada de Cerrado e Amazônia, e o potencial de expansão, é extremamente importante entender o impacto do cultivo sobre o COS, particularmente sobre os sistemas de PD, os quais estão sendo mais comumente adotados na região (BAYER et al., 2006). Portanto, este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos dos diferentes sistemas agrícolas sobre o COS em Rondônia e Mato Grosso, os quais englobam porções dos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal; e derivar fatores específicos para as mudanças nos estoques de C do solo relacionados com os diferentes sistemas de manejo predominantes na região do estudo.

5.2 Desenvolvimento

5.2.1 Material e métodos

5.2.1.1 Amostragem do solo e dados da literatura

Para realizar a amostragem de solo, dois municípios foram aleatoriamente selecionados em cada uma das ecoregiões com o propósito de se realizar a amostragem de campo, totalizando 22 municípios. No entanto, alguns municípios estão localizados em áreas onde se predomina o uso da terra com pastagens, e, portanto, não se encontrou fazendas com sistemas agrícolas apropriadas para realizar a coleta de solos. Dentro de cada município foram selecionadas

fazendas (total de 16) para coleta de solo em pares de observações comparando os estoques de COS entre áreas de vegetação nativa e os sistemas agrícolas (Figura 5.1). Dois critérios foram utilizados no processo de seleção das fazendas. Primeiro o proprietário ou o gerente necessitava ter conhecimento completo sobre as mudanças no uso da terra e práticas de manejo adotados na fazenda, e segundo, as áreas cultivadas tinham que estar a no máximo 0,2 km da área de vegetação nativa e deveriam estar localizadas na mesma posição do relevo, com tipo de solo e textura semelhantes.

Foram coletadas amostras de solo em áreas de cultivo anual com cultivo convencional (CC) e plantio direto (PD), sendo que basicamente todas as rotações tinham a soja como cultura principal com ou sem safra de inverno. Nas áreas com safra de inverno, o milho e o sorgo foram as culturas mais usadas, enquanto que as áreas sem safra de inverno em geral eram vegetadas por plantas daninhas durante o período de pousio. Áreas com culturas perenes (café e cacau) foram também amostradas.

As amostras de solo foram coletadas em cinco mini perfis de solo (50 x 50 x 50 cm) dispostos em um quadrado de ~ 100m x 100m, em cada uma das situações (vegetação nativa e cultivo agrícola). Um dos perfis de solo no centro e os outros quatro nas extremidades do quadrado. As amostras foram coletadas nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm. As amostras de solo foram secas ao ar, homogeneizadas e passadas em peneira de 2,0 mm para remover os fragmentos de raízes e cascalho. Sub-amostras foram passadas em peneiras de 0,149 mm e maceradas em almofariz para a determinação do carbono total. O teor de carbono total foi quantificado por combustão via seca em analisador elementar LECO CN. A densidade do solo foi determinada em cada mini-perfil e camada de solo através do método do anel volumétrico (100 cm³) (EMBRAPA, 1997).

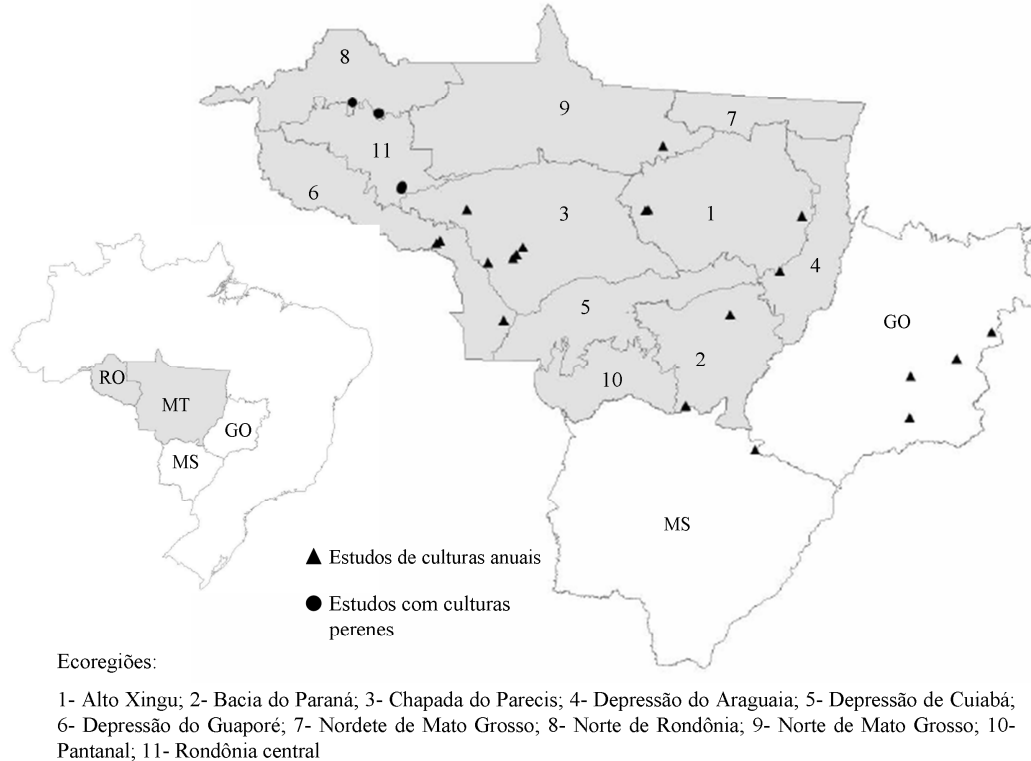


Figura 5.1 - Ecoregiões e localização dos estudos usados para derivar os fatores dos sistemas de cultivo

Para cada camada de solo calculou-se os estoques de carbono pela multiplicação do teor de C (g g^{-1}) pela densidade do solo (kg m^{-3}) e espessura da camada de solo (m). Os estoques de C para 0-30 cm foram ajustados com base em um equivalente de massa de acordo com o método descrito por Moraes et al. (1996), onde a massa de solo nas pastagens manejadas é equiparada a massa de solo contida nos 30 cm superficiais do solo sob vegetação nativa.

Dados da literatura sobre a influência dos sistemas de cultivo nos estoques do COS em Rondônia e Mato Grosso e também estudos extras em Goiás e Mato Grosso do Sul foram incluídos. Os estudos de Goiás (6) e Mato Grosso do Sul (1) foram incluídos com o objetivo de melhorar a avaliação dos sistemas de cultivo e estimativa dos fatores de manejo. Todos os estudos selecionados forneciam dados de estoque de C do solo (ou dados suficientes para se calcular os estoques), profundidade de amostragem, e o tempo de mudança de uso da terra ou sistema de manejo. Os estudos foram comparações de pares ou cronossequências, similares aos dados coletados no campo neste trabalho. Um sumário dos dados usados está na tabela 5.1.

5.2.1.2 Análise estatística

Os dados foram analisados com um modelo linear misto, o qual é um tipo de análise de regressão que é usado para descrever a relação entre uma variável resposta e covariáveis dos dados que são agrupados de acordo com uma ou mais classificações (PINHEIRO; BATES; 2000). A variável resposta deste estudo para os sistemas de plantio direto e culturas perenes foi à proporção do estoque médio de COS destes sistemas pelo estoque médio de COS das áreas de vegetação nativa. A variável resposta para os sistemas de cultivo convencional (CC) foi à proporção do estoque médio de COS sob CC pelo estoque médio de COS do sistema de PD (ex. $COS - CC / COS - PD$).

Os efeitos fixos do modelo foram usados para contemplar o tipo de solo, tipo de vegetação nativa, profundidade da amostragem do solo, e o tempo de mudança no uso da terra ou sistema de manejo. Ambos, tipos de solos e vegetações foram tratados com variáveis indicadoras, também denominadas variáveis “dummy”. Alguns estudos (fazendas) tiveram dados de múltiplos locais e foram tratados como pontos de dados separadamente na análise estatística.

O efeito aleatório foi utilizado para contemplar a dependência existente entre múltiplas observações (cultivo agrícola e vegetação nativa) dentro de um mesmo estudo (ex. modelos de regressão linear em ciências naturais, os quais consideram apenas efeitos fixos, assumem que cada observação é independente). O efeito aleatório para este estudo é uma variável aleatória comum a todas as observações de um mesmo estudo, mas independente entre estudos distintos, identificando desta forma, as correlações entre diferentes observações de um mesmo estudo (PINHEIRO; BATES, 2000; OGLE et al., 2005).

Com o intuito de incluir estudos com diferentes profundidades, adotou-se o procedimento descrito por Ogle et al. (2004). Neste, a partir dos valores superior e inferior de uma camada de solo são formados dois regressores (x_1 and x_2) baseados em uma função quadrática (assume-se que os impactos no COS diminuem em função da profundidade do solo). Assim, a proporção do estoque de COS para um determinado ponto dentro de uma camada de solo foi uma integral formada a partir do valor superior para o inferior da camada da função quadrática dividida pela espessura da camada. A função quadrática foi integrada usando as equações:

$$x_1 = (L^2 - U^2) / (2 * (L - U)) \quad (5.1)$$

$$x_2 = (L^3 - U^3) / (3 * (L - U)) \quad (5.2)$$

onde L (cm) representa o valor da camada inferior e U (cm) representa o valor da camada superior. Este procedimento permite que se utilizem estudos com profundidades amostradas variadas e desenvolver o modelo sem perder informações com a agregação ou interpolação para uma profundidade padrão.

Os fatores para os sistemas de cultivo foram derivados de forma consistente com o método do IPCC para C do solo (IPCC, 2006), o qual é baseado no efeito integrado do manejo na camada de 30 cm do solo após 20 anos da mudança no uso da terra ou sistema de manejo. A incerteza foi estimada através da predição do desvio padrão do valor do fator. As análises estatísticas foram realizadas usando o software SPLUS 8.0 (Insightful Corporation, Seattle, Washington).

5.2.2 Resultados e discussão

Um total de 50 observações (pontos de dados) foram usados neste estudo, sendo 42 estudos sobre culturas anuais, e 8 sobre culturas perenes (Tabela 5.1). Dois fatores foram estimados para o efeito do manejo com plantio direto (PD), incluindo um fator que representa os impactos do PD em regiões de Cerradão e Floresta Amazônica, e um segundo fator para o PD em áreas de Cerrado *sensu stricto*. Os dados de Cerradão e Floresta Amazônica foram agrupados porque foram estatisticamente (dados não mostrados) diferentes dos dados do Cerrado. Note-se que embora o Cerradão seja classificado como um tipo de vegetação de cerrado, esta vegetação apresenta uma densidade de plantas e altura do dossel que se assemelha ao da floresta amazônica (RATTER et al., 1997).

Considerando a camada do solo de 0-30 cm, foi estimado que a adoção de PD no Cerrado aumentou os estoques de COS por um fator de $1,08 \pm 0,06$ em relação aos estoques de COS sob vegetação nativa (Figura 5.2). Adicionalmente, 69% das variáveis respostas (Figura 5.3) foram positivas, demonstrando que este tipo de sistema de cultivo resulta no aumento do estoque de COS na maioria dos casos. Nas regiões de Cerradão e Amazônia, o PD teve pequeno efeito no COS com a conversão de vegetações nativas em cultivo agrícola, com os estoques de COS aumentando por um fator de apenas $1,01 \pm 0,17$ durante os 20 primeiros anos após a mudança no

uso da terra. As variáveis respostas tiveram grande variação (Figura 5.3), contribuindo para a alta incerteza com os valores variando muito acima e muito abaixo de 1, o que indica que ainda não está evidente o impacto do PD em regiões de Cerradão e floresta Amazônica.

O cultivo convencional, o qual foi comparado ao sistema de PD, teve um pronunciado efeito negativo no COS. Especificamente, sistemas de CC reduziram os estoques de COS por um fator de $0,94 \pm 0,04$ em relação ao PD (Figura 5.2). Este resultado, no entanto, é substancialmente menor do que os resultados obtidos em outros estudos, que sugerem reduções no COS devido ao CC de 31% a 59% em regiões tropicais (GUO; GIFFORD, 2002; OGLE et al., 2005).

Para as culturas perenes, observou-se que cerca de 62% das variáveis resposta estavam acima de 1, sugerindo que os estoques de COS em solos sob cultivo de perenes eram maiores do que o COS na vegetação nativa (Figura 5.2). Todavia, foi estimado um fator de $0,98 \pm 0,14$ para a camada de 0-30 cm do solo. Este resultado implica que as culturas perenes apresentaram aproximadamente 98% do COS encontrado sob condição nativa.

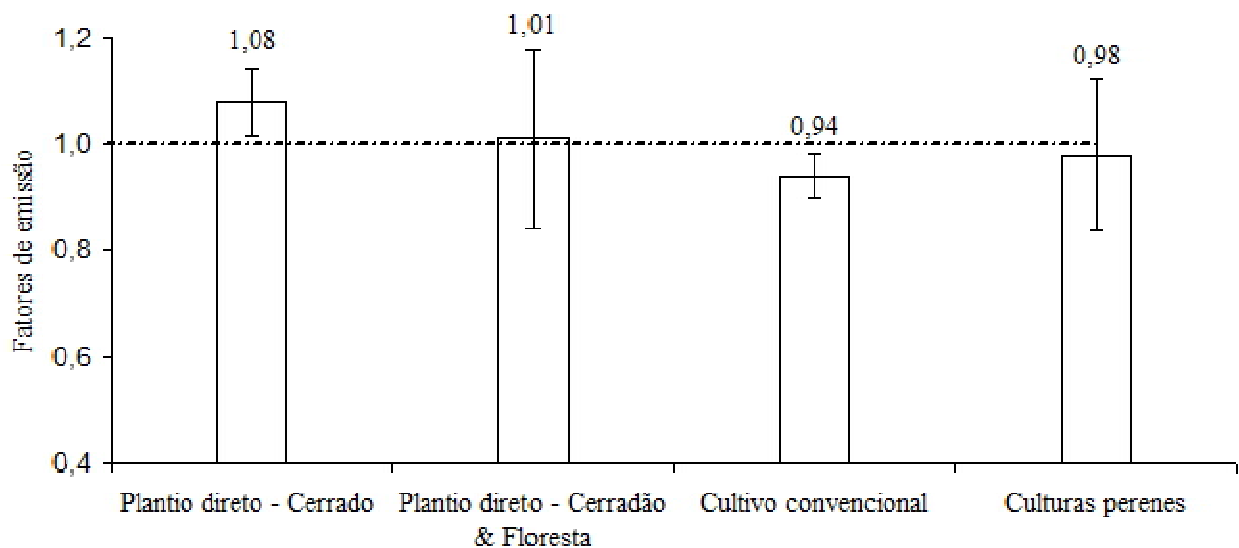


Figure 5.2 – Fatores de manejo estimados (± 2 desvio padrão) (efeito integrado do manejo para a camada de 30 cm do perfil do solo) para as mudanças nos estoques de COS devido a mudanças no uso e sistemas de cultivo (depois de 20 anos) em Rondônia e Mato Grosso

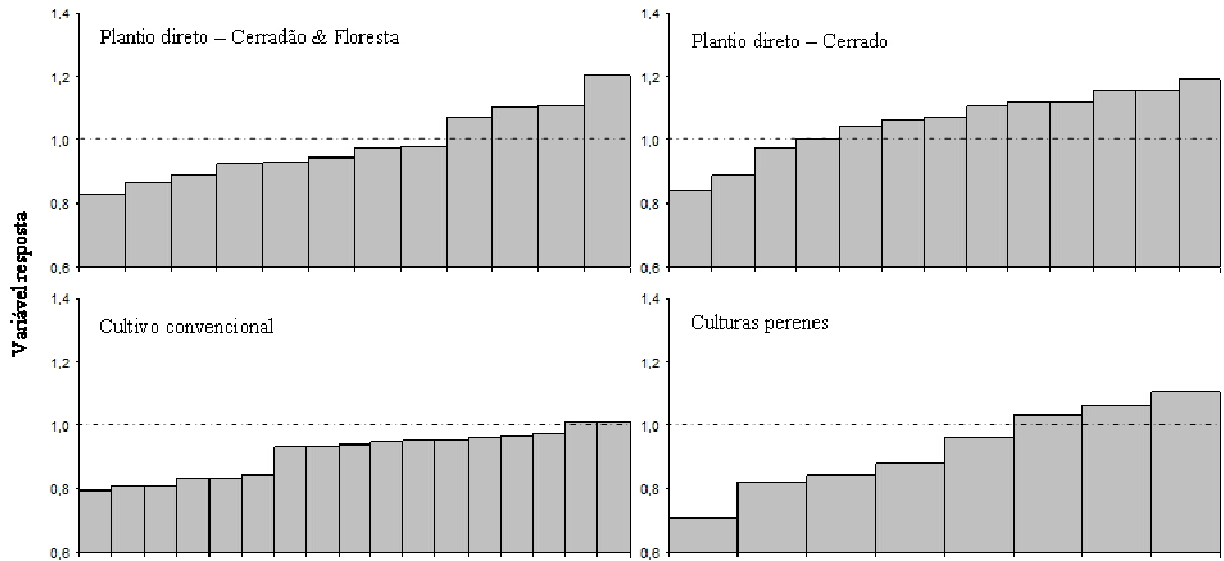


Figura 5.3 - Variável resposta das observações individuais. Nos sistemas de plantio direto (PD) e com culturas perenes as respostas foram obtidas a partir da relação do COS dos sistemas de cultivo pelo COS da vegetação nativa. No sistema de cultivo convencional (CC) as respostas foram a partir da relação entre COS no CC e PD

Existem vários estudos que confirmam o potencial de seqüestro de C quando sistemas de PD são adotados (CORAZZA et al., 1999; WEST; POST, 2002; LAL, 2004; OGLE et al., 2005; COORBEELS et al., 2006; ZANNATA et al., 2007). Os resultados obtidos no presente trabalho para sistemas de PD estão em concordância com os demais estudos, e demonstram que os estoques de COS aumentaram $8\% \pm 6\%$ na camada de 0-30 cm do solo e nos 20 primeiros anos após a mudança a partir da vegetação nativa. Nas regiões da floresta amazônica e Cerradão, os efeitos foram menos pronunciados com $1\% \pm 17\%$ de aumento nos estoques de COS.

Tabela 5.1 - Estudos usados para avaliar o efeito dos sistemas de cultivo agrícola

Estudo	Local	Tempo (anos)	Solo	Camada (cm)	PD	CC	Perenes	Estoque C (Mg ha ⁻¹)	
								Cultivo	Vegetação nativa
Maia et al. (este estudo)	Água Boa, MT	18	Latossolo	30	X			39,8	35,2 (Ce) ¹
Maia et al. (este estudo)	Itaúba, MT	7	Latossolo	30	X			45,9	54,3 (Cd) ²
Maia et al. (este estudo)	Itiquira, MT	15	Latossolo	30		X		62,6	67,1 (Ce)
		17		30	X		74,5		
Maia et al. (este estudo)	Novo São Joaquim, MT	19	Latossolo	30	X			45,4	52,9 (Cd)
		19		30		X	44,8		
Maia et al. (este estudo)	Pimenteiras do Oeste, RO	12	Latossolo	30	X			37,3	32,3 (F) ³
Maia et al. (este estudo)	Pontes e Lacerda, MT	3	Latossolo	30	X			44,4	47,6 (F)
Maia et al. (este estudo)	Ribeirão Cascalheira, MT	5	Latossolo	30	X			30,9	38,4 (Cd)
Maia et al. (este estudo)	Sapezal, MT	5	NQ ⁴	30		X		28,3	27,9 (Ce)
		7	NQ	30	X			29,7	25,9 (Ce)
		7	Latossolo	30	X			51,8	48,9 (Ce)
Maia et al. (este estudo)	Sorriso, MT	20	Latossolo	30	X			57,9	61,4 (Cd)
		6		30	X		60,1		
		2		30		X	61,7		
		15		30	X		55,8		
		6		30	X		50,4		
Carvalho (2006)	Vilhena, RO	1	Latossolo	30		X		43,9	48,8 (Cd)
		2		30		X	50,3		
		3		30	X		53,7		
		4		30	X		47,2		
		5		30	X		54,7		
Frazao (2007)	Comodoro, MT	4	NQ	30		X		16,3	16,4 (Ce)
		5		30	X		17,1		
Freitas et al. (2000)	Goiânia, GO	5	Latossolo	40		X		80,6	81,8 (Ce)
		5		40	X		80,1		
Bayer et al. (2006)	Luziânia, GO	8	Latossolo	20	X			41,0	35,4 (Ce)
		8		20		X	38,3		
		8		20		X	38,6		
Corazza et al. (1999)	Planaltina, GO	15	Latossolo	100		X		128,8	133,5 (Ce)
		15		100	X		154,9		
D'andrea et al. (2004)	Morrinhos, GO	5	Latossolo	40	X			61,1	61,1 (Ce)
		5		40	X		68,8		

Tabela 5.1 - Estudos usados para avaliar o efeito dos sistemas de cultivo agrícola
(Conclusão)

Estudo	Local	Tempo (anos)	Solo	Camada (cm)	PD	CC	Perenes	Estoque C (Mg ha ⁻¹)		
								Cultivo	Vegetação nativa	
Jantalia et al. (2007)	Planaltina, GO	20	Latossolo	30	X			85,9	96,6 (Ce)	
		20		30				X		71,6
		20		30				X		69,5
		20		30				X		81,3
		20		30				X		77,5
		20		30				X		64,8
Bayer et al. (2006)	Costa Rica, MS	6	Latossolo	20	X			57,3	54,0 (Ce)	
		6		20				X		55,4
		6		20				X		54,3
Maia et al. (este estudo)	Ariquemes, RO	14	Latossolo	30			X	48,0	46,6 (F)	
		16		30				X		44,4
		26		30				X		49,9
Maia et al. (este estudo)	Santa Luzia D'Oeste, RO	12	Latossolo	30			X	43,0	52,9 (F)	
		8		30				X		44,7
		12		30				X		39,3
Maia et al. (este estudo)	Theobroma, RO	9	Latossolo	30			X	51,4	46,7 (F)	
		6		30				X		41,2

¹ Ce = Cerrado (*sensu stricto*); ² Cd= Cerradão; ³F= Floresta; ⁴NQ= Neossolo Quartzarênico.

Nos sistemas de CC observou-se que os estoques de COS foram reduzidos quando comparados aos sistemas de PD, presumivelmente devido a maiores taxas de decomposição da MOS e menor proteção física do COS dentro dos agregados do solo sob CC (JASTROW et al., 1996; SIX et al., 2000; BALOTA et al., 2004; BAYER et al., 2006; ZANNATA et al., 2007; ZIBILSKÉ; BRADFORD, 2007). No entanto, se comparado a vegetação nativa, sobretudo ao Cerrado, a adoção do CC poderia resultar em aumentos dos estoques de COS. Exemplificando, os resultados médios dos fatores de manejo (Figura 5.2) mostram que o PD no Cerrado gerou um aumento de 8% nos estoques de COS em relação à vegetação nativa, e o CC resultou em uma redução de 6% dos estoques de COS comparativamente ao PD, logo, o CC em áreas de Cerrado aumentaria os estoques de COS em 2% quando comparado aos estoques da vegetação nativa. É importante enfatizar, que a estimativa para o CC (Figura 5.2) foi obtida a partir de estudos conduzidos na sua maioria no bioma Cerrado, e assim, não é possível concluir de forma definitiva que os impactos são os mesmos nas regiões de Cerradão e Amazônia.

Os resultados encontrados para os efeitos do PD e CC sobre a dinâmica do COS divergem do entendimento atual para as mudanças de uso da terra de vegetação nativa e pastagens para cultivo agrícola de alguns estudos (DAVIDSON; ACKERMAN, 1993; GUO; GIFFORD, 2002; OGLE et al., 2005), mas estão compatíveis com estudos conduzidos no Cerrado brasileiro (ROSCOE; BUURMAN, 2003; D'ANDREA et al., 2004; BAYER et al., 2006). O aumento nos estoques de COS devido ao PD, e a pequena ou não perda de COS com sistemas de CC, está provavelmente relacionado ao maior aporte de C dos sistemas agrícolas comparado a vegetação nativa. Por exemplo, Roscoe (2005) revisando a dinâmica da MOS no Cerrado brasileiro, concluiu que o aporte total de C (radicular e parte área) em sistemas com safra de inverno variou de 6 a 15 Mg C⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹ dependendo do regime pluviométrico, enquanto que o aporte total de C na vegetação do Cerrado não excedeu 7 Mg C⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹ (SCHOLES; HALL, 1996). Similarmente, na região amazônica de acordo com dados de Camargo et al. (1999), o aporte total em sistemas nativos é de aproximadamente 6,5 Mg C⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹. O maior aporte de C nas culturas agrícolas é atribuído parcialmente as práticas de adubação e calagem, as quais são introduzidas com o manejo agrícola. Aparentemente, o maior aporte de C em sistemas agrícolas supera o impacto negativo da mudança do uso da terra e cultivo do solo sobre a estrutura do solo (HUGGINS et al., 1998; ALLMARAS et al., 2004; GREEN et al., 2007; ZIBILSKÉ; BRADFORD, 2007; ZOTARELLI et al., 2007).

De forma contrária ao observado no Cerrado, o menor aumentos ou manutenção dos estoques de COS em sistemas de PD em áreas de Cerradão e floresta Amazônica, pode ser devido a impactos do clima na dinâmica da MOS. Os estados de Rondônia e Mato Grosso têm uma considerável variação climática, com a precipitação média anual variando de 1200 mm na região sul, onde predomina o Cerrado, até 2700 mm no norte, onde o Cerradão e a floresta são as vegetações dominantes; a umidade relativa do ar varia entre 73 e 85%; e a temperatura média entre os meses mais frios e quentes varia 5°C na região de estudo (BASTOS; DINIZ, 1982; RADAMBRASIL, 1982). Sendo reconhecido que a umidade do solo e temperatura são componentes que governam e aceleram a decomposição da MOS (YUSTE et al., 2007; NORTON et al., 2008); e neste contexto, as condições de umidade e temperatura são mais favoráveis a decomposição na parte norte da região de estudo, onde se localiza o Cerradão e floresta amazônica.

Outra possibilidade é que os solos nas regiões de Cerradão e Amazônia estejam mais próximos ao ponto de saturação do que os solos do Cerrado. A saturação ocorre devido a um limite superior para a quantidade de COS que pode ser armazenado nos solos respeitando-se os níveis de aporte de C no estado de equilíbrio (vegetação nativa) e, portanto, o potencial em armazenar C está em função da distância de um determinado solo ao ponto de saturação, assim como, do aporte de C (HUGGINS et al., 1998; WEST; SIX, 2007; STEWART et al., 2008). Usando a base de dados de perfis de solo descrita no segundo capítulo, observou-se (dados não mostrados) que em geral, os estoques de COS sob floresta amazônica e Cerradão foram maiores do que o estimado para os mesmos tipos de solos sob Cerrado. Portanto, os resultados sugerem que nas regiões de Cerradão e floresta amazônica os estoques de COS estão mais próximos do nível de saturação, e por isto, as respostas aos sistemas de manejo nestas regiões foram menos evidentes do que no Cerrado *sensu stricto*. Ressalte-se, no entanto, que o conceito de saturação tem sido avaliado em regiões de clima temperado, e pesquisas são necessárias para determinar se os solos tropicais exibem respostas similares, e se os solos em área de floresta amazônica e Cerradão estão mais próximos da saturação do que os solos do Cerrado.

Apesar do efeito positivo do PD sobre os estoques de COS relativo ao CC (CORAZZA et al., 1999; WEST; POST, 2002; AL-KAISI; YIN, 2005; OGLE et al., 2005; BAYER et al., 2006; ZANNATA et al., 2007; RAZAFIMBELO et al., 2008), estudos recentes têm questionado o “real” impacto dos sistemas de cultivo no seqüestro de C quando o perfil total do solo é considerado (BAKER et al., 2007; BLANCO-CANQUI; LAL, 2008). Estes estudos mostraram que o armazenamento de COS em sistemas de CC não apresentaram diferenças significativas de sistemas de PD na maioria dos casos quando se avaliou camadas mais profundas de solo, e em alguns casos os estoques de COS foram maiores em CC do que em PD. Estes dados foram coletados de observações de campo, portanto, para se chegar a resultados mais consistentes e concluir se estes impactos são reais, serão necessários estudos com experimentos controlados.

Além dos sistemas de cultivo anuais, observou-se que os sistemas com culturas perenes aparentemente não tem efeitos negativos sobre os estoques de COS. O resultado médio mostrou as culturas perenes mantiveram 98% do COS encontrado na vegetação nativa, resultado este que está consistente com o fator de emissão de 1 fornecido pelo IPCC (2006). Porém, a incerteza foi elevada indicando que mais pesquisa é necessária para se entender as causas da variação em sistemas com culturas perenes.

5.3 Conclusões

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho, conclui-se que sistemas de plantio direto com médio aporte de resíduos, como por exemplo, o cultivo de soja aumentou os estoques do carbono orgânico do solo. Conseqüentemente, a adoção de plantio direto pode ter criado um significativo aumento no COS, visto a extensa área de Cerrado que tem sido convertida em agricultura nos últimos anos.

Enquanto que, a estrutura de observações de campo com estudos de comparações de pares e cronosequências usadas no presente trabalho pode ser informativa sobre as tendências, experimentos controlados são necessários para confirmar os resultados obtidos e verificar os mecanismos que governam estas tendências, assim como, para avaliar o efeito dos sistemas de cultivo nas camadas sub-superficiais do solo. Demonstrar estes impactos através de experimentos controlados é importante não somente para o entendimento básico dos efeitos do cultivo de solos tropicais, mas também para o entendimento das fontes e drenos terrestres de C associados a mudança no uso da terra.

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.
- ALLMARAS, D.R.; LINDEN, D.R.; CLAPP, C.E. Corn-residue transformations into root and soil carbon as related to nitrogen, tillage, and stover management. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 68, p. 1366-1375, 2004.
- 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.
- BALOTA, E.L.; FILHO, C.A.; ANDRADE, D.S.; DICK, R.P. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a brazilian oxisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 77, p. 137-145, 2004.
- BASTOS, T.X.; DINIZ, A.S. Avaliação do clima do estado de Rondônia para desenvolvimento agrícola. **Boletim de Pesquisa, EMBRAPA-CPATU**, v.44, 28 p., 1982.

- 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.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B; CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 66, p. 888–896, 2002.
- BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. No-tillage and soil-profile carbon sequestration: an on-farm assesment. **Soil Science Society American Journal.**, Madison, v. 72, p. 693-701, 2008.
- CAMARGO, P.B.; TRUMBORE, S.E.; MARTINELLI, L.A.; DAVIDSON, E.A.; NEPSTAD, D.C.; VICTORIA, R.L. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. **Global Change Biology**, Oxford, v. 5, p. 693-702, 1999.
- CARVALHO, J.L.N. **Conversão do Cerrado para fins agrícolas na Amazônia e seu impacto nas mudanças climáticas.** 2006.95 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- CORAZZA, E.J.; SILVA, J.E.; 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.
- CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; CARDOSO, A.; BERNOUX, M.; DOUZET, JM.; NETO, M.S. Soil carbon storage potential of direct seeding mulch-based cropping systems in the Cerrados of Brazil. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, p. 1773-1787, 2006.
- D'ÁNDREA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; GUILHERME, L.R.G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n.2, p. 179-186, 2004.
- DAVIDSON, E. A.; I.L. ACKERMAN. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 20, p.161-193, 1993.
- DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICHER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KOGEL-KNOBNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 81, p. 87-95, 2005.
- 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.
- FOLLETT, R.F. Soil management concepts and carbon sequestration zin cropland soils. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 61, p. 77-92, 2001.

- FRAZÃO, L.A., 2007. **Conversão do Cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo.** 2007. 119 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- FREITAS, L.P.; BLANCANEAU, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROUY, M.C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n.1, p. 157-170, 2000.
- FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.A.; SANTOS, H.P.; SILVA, C.A.; FADIGAS, F.S. Soil organic carbon and fractions of rhodic ferrasol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 64, p. 221-230, 2002.
- GREEN, V.S.; STOTT, D.E.; CRUZ, J.C.; CURTI, N. Tillage impacts on soil biological activity and aggregation in a Brazilian Cerrado Oxisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 92, p. 114-121, 2007.
- 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.
- 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.
- HUGGINS, D.R.; BUYANOVSKY, G.A.; WAGNER, G.H.; BROWN, J.R.; DARMODY, R.G.; PECK, T.R.; LESOING, G.W.; VANOTTI, M.B.; BUNDY, L.G. Soil organic C in the tallgrass prairie-derived region of the corn belt: effects of long-term crop management. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 47, p. 219-234, 1998.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA) 2008. Banco de Dados – Estados. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat>. Acesso em: Maio 2008.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE 2006. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories** – Agriculture, Forestry and Other Land Use. Hayama: IGES, 2006. v.4.
- 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.
- JASTROW, J. D.; T.W. BOUTTON.; AND R.M. MILLER. Carbon dynamics of aggregate associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 801-807, 1996.
- LAL, R. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂- enrichment. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 43, p. 81-107, 1997.

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

MAIA, S.M.F.; XAVIER, F.A.S.; OLIVEIRA, T.S.; MENDONÇA, E.S.; ARAÚJO FILHO, J.A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry System**, New York, v. 71, p. 127-138, 2007.

MARTINS, P.F.S.; CERRI, C.C.; VOLKOFF, B.; ANDREUX, F.; CHAUVEL, A. Consequences of clearing and tillage on the soil of a natural Amazonian ecosystem. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 38, p. 273-282, 1991.

MELLO, F.F.C. **Estimativas dos estoques de carbono dos solos nos estados de Rondônia e Mato Grosso anteriores a intervenção antrópica**. 2007. 89p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

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.

NORTON, U.; MOSIER, A.R.; MORGAN, J.A.; DERNER, J.D.; INGRAM, L.J.; STAHL, P.D. Moisture pulses, trace gas emissions and C and N in cheatgrass and native grass-dominated sagebrush-steppe in Wyoming, USA. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 1421-1431, 2008.

OGLE, S. M.; BREIDT, F.J.; EVE, M.D.; PAUSTIAN, K. Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for US agricultural lands between 1982 and 1997. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p. 1521-1542, 2003.

OGLE, S.M.; CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. **Environmental Management**, New York, v. 33, n.4, p. 474-484, 2004.

OGLE, S.M.; BREIDT, F.J.; PAUSTIAN, K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 72, p. 87-121, 2005.

PINHEIRO, J.C.; BATES, D.M. *Mixed-effects models in S and S-Plus*. New York: Springer, 2000. 528p.

PROBIO, Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira, 2004. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: fev. 2008.

PUGET, P.; LAL, R. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 80, p. 201-213, 2005.

RADAMBRASIL. **Programa de integração nacional. Levantamento de recursos naturais, vol. 26, Folha SD-21 “Cuiabá”**. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia – MME/DNPM, 1982. 445p.

RATTER, J.A.; RIBEIRO, J.F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Botanical Briefing**, Oxford, v. 80, p. 223-230, 1997.

RAZAFIMBELO, T.M.; ALBRECHT, A.; OLIVER, R.; CHEVALLIER, T.; CHAPUIS-LARDY, L.; FELLER, C. Aggregate associated-C and physical protection in a tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, p. 140-149, 2008.

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

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

SAINJU, U.M.; JABRO, J.D.; STEVENS, W.B. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 37, p. 98-106, 2008.

SCHOLES, R.J.; HALL, D.O. The carbon budget of tropical savannas, woodlands, and grasslands. In: BREYMEYER, A.L.; HALL, D.O.; MELILLO, J.M.; AGREN, G.I. **Global Challenge: Effects on coniferous forests and grasslands**. SCOPE 56 – Scientific Committee on Problems of the Environment, 1996. 146 p.

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

SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E.T.; C. COMBRINK. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 681-689, 2000.

SIX, J.; FELLER, C. ; DENEFF, 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.

STEVENSON, F.J.; COLE, M.A. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. 2nd ed. New York:John Wiley, 1999. 427p.

STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F.; SIX, J. Soil carbon saturation: Evaluation and corroboration by long-term incubations. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 1741-1750, 2008.

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.

WEST, T.O.; SIX, J. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 80, p. 25-41, 2007.

WRIGHT, A.L.; HONS, F.M. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 141-147, 2005.

YUSTE, J.C.; BALDOCCHI, D.D.; GERSHENSON, A.; GOLDSTEIN, A.; MISSON, L.; WONG, S. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, p. 2018-2035, 2007.

ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; VIEIRA, F.C.B.; MIELNICZUK, J. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, p. 510-519, 2007.

ZOTARELLI, L.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; SIX, J. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two oxisols. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 95, p. 196-206, 2007.

ZSEE-MT - Zoneamento sócio econômico ecológico do estado de Mato Grosso. Disponível em: <http://www.seplan.mt.gov.br>. Acesso em: 14 jan. 2006

ZSEE-RO - Zoneamento sócio econômico ecológico do estado de Rondônia. Disponível em: <http://www.seplan.ro.gov.br>. Acesso em: 14 jan. 2006.

ZIBILSKE, L.M.; BRADFORD, J.M. Soil aggregation, aggregate carbon and nitrogen, and moisture retention induced by conservation tillage. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, p. 793-802, 2007.

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.

6 MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO DEVIDO A MUDANÇA NO USO DA TERRA E SISTEMAS DE MANEJO EM RONDÔNIA E MATO GROSSO ENTRE 1970 E 2002: Estimativas e análise de incertezas

Resumo

Mudanças nos estoques do carbono orgânico do solo (COS) em solos cultivados alteram a qualidade do solo e a concentração de CO₂ na atmosfera, sendo que, mudanças no uso da terra, práticas de manejo, características do solo, e clima, são alguns dos fatores que influenciam tais mudanças. Neste trabalho, foram estimados as mudanças nos estoques do COS devido às mudanças no uso da terra e sistemas de manejo nos estados de Rondônia e Mato Grosso entre 1970 e 1985 e 1985 a 2002 utilizando dados específicos da região; e realizou-se a análise de incerteza destas estimativas mediante o método de Monte Carlo, o qual é recomendado pelo IPCC (IPCC, 2000; IPCC, 2003). Funções de densidade de probabilidade foram determinadas para cada variável de entrada do modelo, incluindo o carbono de referência (C_{REF}), os dados de uso da terra, e os fatores de emissão. Usando Monte Carlo com 20000 simulações estimaram-se as alterações nos estoques de COS e as incertezas associadas. No período de 1970 a 1985, os solos minerais apresentaram uma perda de C com fluxos anuais de 4,28 e 1,14 Tg C ano⁻¹, para Mato Grosso e Rondônia, respectivamente, e com 95% de intervalo de confiança as incertezas foram de ± 41,5 e 21,9%, respectivamente. No segundo período, as emissões foram de 2,86 e 0,91 Tg C ano⁻¹, com incertezas de ± 40,1 e 33,8%, respectivamente, para Mato Grosso e Rondônia. Constatou-se também, que as maiores emissões médias por área (Mg C ha⁻¹ ano⁻¹) ocorreram em ecoregiões exploradas principalmente com pastagens, e que as taxas aumentaram sensivelmente entre o período de 1970-1985 para 1985-2005, o que está diretamente relacionado ao aumento da proporção das pastagens degradadas. Inversamente, as menores taxas de emissão ocorreram nas ecoregiões que concentram o cultivo agrícola, e foram reduzidas entre o período de 1970-1985 para 1985-2005, o que se deveu ao aumento da adoção do sistema de plantio direto com médio aporte de resíduos e as pastagens melhoradas. Quanto às fontes de incerteza, o carbono de referência, a opinião dos especialistas sobre as condições das pastagens e os fatores de emissão para pastagens típicas e degradadas foram às variáveis responsáveis por mais de 90% das incertezas das estimativas das emissões de C do solo.

Palavras-chave: Seqüestro de carbono; Mudanças no uso da terra; IPCC: Análise de incertezas; Análise de sensibilidade

SOIL ORGANIC CARBON STOCK CHANGES DUE THE LAND-USE CHANGE AND MANAGEMENT SYSTEMS IN RONDÔNIA AND MATO GROSSO FROM 1970 TO 2002: Estimates and uncertainty analysis

Abstract

Changes in soil organic carbon (SOC) in cultivated soils alter soil quality and the CO₂ concentration in the atmosphere. Land-use changes, management practices, soil characteristics, and climate, are some of the factors that influence such changes. In this work, it was estimated the changes in the COS stocks due to land-use and management systems in the states of Rondônia and Mato Grosso from 1970 to 1985 and from 1985 to 2002 using regional specific data, and it was performed the uncertainty analysis of these estimates by the Monte Carlo approach, which is recommended by the IPCC (IPCC, 2000; IPCC, 2003). Probability density functions were determined for each of the inputs of the model, including the carbon of reference, land-use data, and the emission factors. Using the Monte Carlo approach with 20000 simulations it was estimated the changes in the SOC stocks and the uncertainties associated to them. In the period from 1970 to 1985, mineral soils had a loss of C with annual fluxes of 4,28 and 1,14 Tg C yr⁻¹, in Mato Grosso and Rondônia, respectively, and with a 95% confidence interval the uncertainties were of ± 41,5 and 21,9% respectively. In the second period, emissions were of 2,86 and 0,91 Tg C yr⁻¹, with uncertainty of ± 40,1 and 33,8%, respectively, in Mato Grosso and Rondonia. There was also found that the highest average emissions per area (Mg C ha⁻¹ year⁻¹) occurred in the ecoregions dominated by grassland, and that the fluxes increased significantly between the period from 1970-1985 to 1985-2005, which is owing to the increase in the degraded grasslands. Conversely, the lowest emission fluxes occurred in the ecoregions that concentrate agriculture areas, and the fluxes were reduced between the period from 1970-1985 to 1985-2005, which is related with the increase in the adoption of no-tillage system with medium input and the improved grasslands. In terms of the sources of uncertainty, the reference carbon, the expert's opinions about the grasslands, and the emission factors for typical and degraded grassland were the variables responsible for more than 90% of the uncertainties in the SOC emissions estimates.

Keywords: Carbon sequestration; Land-use change; IPCC: Uncertainty analysis

6.1 Introdução

Uma das principais mudanças no globo terrestre resultante da atividade humana é o aumento da concentração de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera (VITOUSEK et al., 1997). De acordo com o Quarto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2007), as emissões globais anuais de gases do efeito estufa (GEE) de caráter antrópico cresceram 70% entre 1970 e 2004, e foram responsáveis por um aumento na temperatura média da superfície terrestre de 0,55°C desde 1970.

A biosfera terrestre desempenha papel fundamental no ciclo global do C, pois armazena aproximadamente 2500 Pg (1 Pg = 10^{15} g) de carbono (C) nos primeiros 100 cm de solo, sendo o carbono orgânico do solo (COS) responsável por 1550 Pg (BATJES, 1996; LAL, 2008), o carbono inorgânico do solo (CIS) por aproximadamente 950 Pg (LAL, 2008), e ainda, outros 600 Pg de C contidos biomassa da vegetação (SCHIMMEL, 1995; IPCC, 2003), que somados equivalem a três vezes a quantidade de C contida na atmosfera (HOUGHTON, 2003). Portanto, mudanças nos estoques de C do solo e/ou da vegetação podem causar impactos significativos na concentração de dióxido de carbono (POLWSON, 2005) e de outros gases do efeito estufa na atmosfera (KERR, 2005; BAKER et al., 2007).

Por isto, uma série de práticas com potencial para seqüestrar C têm sido avaliadas e difundidas pelo mundo, incluindo sistemas conservacionistas de manejo dos solos baseados na redução da intensidade do cultivo, otimização do uso dos resíduos culturais, eliminação de períodos de pousio com solo exposto, manejo adequado dos recursos hídricos (FOLLETT, 2001; BAYER et al., 2006; DOLAN et al., 2006; HERMLE et al., 2008), e ainda o manejo racional das pastagens (CONANT et al., 2001; OGLE et al., 2004). Em geral, estas práticas aumentam os estoques de COS através do aumento do aporte dos resíduos, e também através da diminuição da decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) decorrente do menor distúrbio do solo, o qual melhora a agregação do solo e protege a MOS da oxidação biológica (SIX et al., 2000; MAIA et al., 2006).

Neste contexto, a região sudoeste da Amazônia, principalmente os estados de Rondônia e Mato Grosso, são um exemplo marcante de mudança no uso da terra, com conseqüentes alterações no ciclo do C devido à substituição das vegetações nativas por pastagens e cultivo agrícola. Segundo dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (INPE, 2008), Rondônia e Mato Grosso apresentavam até 2007, respectivamente 34,4 e 22,2% de suas áreas desmatadas. No ano de 2006 o cultivo agrícola e as pastagens ocupavam, respectivamente, uma extensão de 6,8 e 22,8 milhões de hectares em Mato Grosso; e 0,51 e 5,06 milhões de hectares em Rondônia (IBGE, 2006).

Em termos de emissão de C do solo, Bernoux et al. (2001) realizaram a primeira estimativa das emissões de C do solo para o Brasil, e encontraram que a mudança no uso da terra e os sistemas de manejo em Rondônia e Mato Grosso foram responsáveis por 7,8 e 45,2%, respectivamente, das emissões brasileiras de C do solo no período de 1975 a 1995. Contudo, o

trabalho de Bernoux et al. (2001) apesar de apresentar dados inéditos e importantes, foi uma primeira aproximação da metodologia proposta pelo Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa de 1997 (IPCC, 1997). O inventário foi realizado em escala estadual, utilizou os fatores globais de emissão do IPCC (1997), e o mais importante, não conduziu a análise das incertezas associadas às estimativas de COS.

A metodologia do IPCC de 1997 foi revisada e melhorada resultando no Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa de 2006 (IPCC, 2006), onde uma das principais alterações foi à adoção de três níveis hierárquicos de metodologia que variam entre o uso de fatores globais de emissão e simples equações até o uso de dados específicos para o país ou região de interesse e modelos de simulação que melhor reflitam as condições do estudo. E ainda, e mais importante, o IPCC vem recomendando que seja realizado a análise de incertezas dos inventários de GEE, análise esta que já foi incorporada em alguns estudos (HEATH; SMITH, 2000; TATE et al., 2003; OGLE et al., 2003; VANDENBYGAART et al., 2004; PELTONIEMI et al., 2006). Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi estimar as mudanças nos estoques do COS devido às mudanças no uso da terra e sistemas de manejo nos estados de Rondônia e Mato Grosso entre 1970 e 2002 utilizando dados específicos da região; e realizar a análise de incerteza destas estimativas mediante o método de Monte Carlo, o qual é recomendado pelo IPCC (IPCC, 2000; IPCC, 2003).

O método de Monte Carlo é uma técnica amplamente utilizada em estudos relacionados ao meio ambiente, e garante uma caracterização quantitativa da variabilidade e incerteza (US EPA, 1997). Neste método, os valores das variáveis de entrada (*inputs*) do modelo são aleatoriamente selecionadas a partir de distribuições de probabilidade de cada uma das variáveis usadas no modelo. O modelo é rodado várias vezes, sendo que sempre com um grupo diferente de valores das variáveis de entrada, produzindo uma distribuição de probabilidade da qual pode-se estimar as incertezas do resultado final da simulação (*outputs*). O resultado, portanto, é uma análise de inúmeras possíveis simulações baseadas na incerteza individual de cada uma das variáveis de entrada (SMITH; HEATH, 2001; PELTONIEMI et al., 2006). Uma particular utilidade do método de Monte Carlo é a capacidade para identificar a importância relativa de cada uma das variáveis de entrada no resultado final simulado. Esta análise de sensibilidade é fundamental para a interpretação dos resultados obtidos através do modelo (VANDENBYGAART et al., 2004).

6.2 Desenvolvimento

6.2.1 Material e métodos

6.2.1.1 Estimativa das mudanças nos estoques de COS em solos minerais e orgânicos

As estimativas das alterações nos estoques do COS foram realizadas considerando a associação entre ecoregiões (Figura 2.3) e as classes agregadas de solos (Tabela 2.4); e foram baseadas na metodologia descrita pelo IPCC (2006). Segundo esta metodologia, em solos minerais as alterações nos estoques do COS são estimadas usando esta equação:

$$\Delta C = \frac{\sum_{h=1}^H (COS_f(h) - COS_i(h))}{10^6 * T} \quad (6.1)$$

onde:

H = o número de associações entre ecoregiões e tipos de solos por sistema de uso e manejo do solo;

$COS_f(h)$ = estoque de carbono orgânico do solo (Mg C) no sistema h no último ano do período do inventário;

$COS_i(h)$ = estoque de carbono orgânico do solo (Mg C) no sistema h no primeiro ano do período do inventário;

10^6 = converter de Mg C para Tg C;

T = número de anos do período do inventário para obter a taxa anual de acúmulo ou perda de COS.

Enquanto que os estoques de COS na camada superficial de 0-30 cm foram estimados utilizando a equação 6.2:

$$COS(h) = \sum_{e,m} (C_{REF\ e,m} \cdot F_{LU\ e,m} \cdot F_{MG\ e,m} \cdot F_{I\ e,m} \cdot A_{e,m}) \quad (6.2)$$

sendo:

e = representa as associações entre ecoregiões e tipos de solos;

m = sistemas de manejo presentes na região de estudo;

C_{REF} = estoque de C do solo sob vegetação nativa ($Mg\ C\ ha^{-1}$);

F_{LU} = fator de mudança de estoque para os sistemas de uso da terra;

F_{MG} = fator de mudança de estoque para as práticas de manejo;

F_I = fator de mudança de estoque para o input de matéria orgânica;

A = área (ha) de uma determinada categoria de uso da terra e prática de manejo.

A obtenção dos dados de C_{REF} e de uso da terra estão descritos nos capítulos 2 e 3, respectivamente. A derivação dos fatores de emissão de pastagens e sistemas agrícolas estão descritos nos capítulos 4 e 5 respectivamente. Não foi possível, no entanto, a derivação de fatores de emissão para sistemas de cultivo com alto ou baixo aporte de resíduos orgânicos, assim como para as pastagens melhoradas localizadas em classes de solos diferentes dos Latossolos. Para contemplar estas categorias de manejo, adotaram-se os fatores de emissão para regiões tropicais disponibilizados pelo IPCC (2006) para os sistemas de cultivo com baixo aporte de resíduos ($0,92 \pm 14\%$); sistemas de cultivo com alto aporte de resíduos ($1,11 \pm 10\%$); e pastagens melhoradas ($1,17 \pm 9\%$).

Para o presente estudo, em função da disponibilidade de dados sobre uso da terra, e também buscando a melhor adequação entre os fatores de emissão que foram derivados considerando períodos de 20 anos após a mudança de uso da terra ou sistema de manejo (Capítulos 4 e 5), o inventário do COS do solo foi realizado para os períodos de 1970 a 1985 e 1985 a 2002. Contudo, observa-se que os dados de uso da terra representam períodos de 15 (1970 a 1985) e 17 anos (1985 a 2002), ou seja, inferiores ao que correspondem os fatores de emissão. Por isto, as estimativas das mudanças do COS foram corrigidas assumindo que no intervalo de 15 anos, apenas 75% ($15\text{ anos} / 20\text{ anos} = 0,75$) das alterações estimadas através dos fatores de emissão ocorreram, e 85% ($17\text{ anos} / 20\text{ anos} = 0,85$) no intervalo de 17 anos. Portanto, a eq. 6.1 foi modificada resultando nas seguintes equações:

$$\Delta C = \frac{\sum_{h=1}^H ((COS_f(1985) * 0,75) - COS_i(1970))}{10^6 * T} \quad (6.3)$$

$$\Delta C = \frac{\sum_{h=1}^H ((COS_f(2002) * 0,85) - (COS_i(1985) * 0,75))}{10^6 * T} \quad (6.4)$$

Onde a equação 6.3 foi utilizada nas estimativas entre os anos 1970 e 1985 e a equação 6.4 nas estimativas entre os anos de 1985 a 2002.

As emissões de C proveniente do manejo de solos orgânicos foram estimadas através da seguinte equação:

$$pC = \frac{TP * A}{10^6} \quad (6.5)$$

onde:

pC = Perda de carbono (Tg C);

TP = fator de taxa de perda anual de C (Mg C ha⁻¹ ano⁻¹);

A = área (ha) de solos orgânicos manejados;

10⁶ = converter de Mg de C para Tg de C.

Para a estimativa das emissões de C de solos orgânicos foram adotados os fatores de perda de C (TP) disponibilizados pelo IPCC (2006). Os fatores para solos orgânicos convertidos em agricultura e em pastagem em regiões tropicais estimam perdas de 20 e 5 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente (IPCC, 2006). Os dados da área de solos orgânicos manejados foram obtidos através da sobreposição dos mapas de cobertura vegetal do PROBIO (2004) com os mapas de solos (Capítulo 3).

As estimativas das mudanças anuais nos estoques de COS em solos minerais e orgânicos entre 1970 e 1985, e 1985 e 2002, foram realizadas assumindo uma mudança linear nos estoques de C.

6.2.1.2 Análise de incertezas

Método de Monte Carlo

Incertezas em estimativas de modelos são consequência da imprecisão dos valores iniciais (ou referência), parâmetros, dados de “input”, formulação dos modelos, e dados de validação (KROS et al., 1993; KLEPPER, 1997). Neste estudo, foram contempladas as três primeiras fontes de incerteza. A incerteza na formulação dos modelos deverá ser analisada no futuro pela comparação com outros modelos de simulação, e a incerteza associada à validação dos dados poderá ser incorporada no futuro quando for possível monitorar os impactos do uso da terra e manejo sobre os estoques de COS.

Conforme ilustrado na figura 6.1, as incertezas foram estimadas usando o método de Monte Carlo. Este é um método estocástico que gera múltiplos resultados baseados na seleção aleatória de valores de cada um dos dados de entrada do modelo, valores estes oriundos das funções de distribuição de probabilidade ou PDFs (do inglês probability density functions) (SMITH; HEATH; 2001; OGLE et al., 2003; VANDENBYGAART et al., 2004). As PDFs representam a probabilidade com que os valores das variáveis de entrada do modelo (C_{REF} , fatores de emissão e dados de uso da terra) se encontram dentro de um determinado intervalo, e que são determinados pela variabilidade inerente e incerteza dos valores de entrada (IPCC, 2000). O procedimento foi repetido 20000 vezes para cada associação de ecoregião e tipo de solo, e em seguida somou-se os resultados de cada simulação para produzir uma distribuição de 20000 estimativas das mudanças nos estoques do COS para cada estado e também para os dois estados conjuntamente. A partir das 20000 estimativas, obtiveram-se os percentis 2,5 e 97,5 representando a incerteza, ou seja, considerou-se 95% de intervalo de confiança.

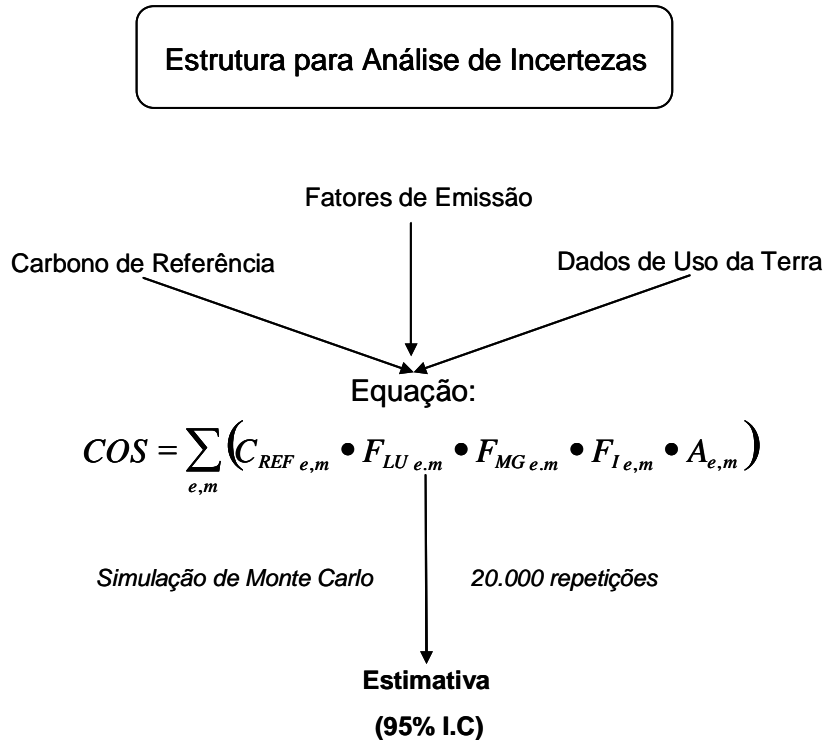


Figura 6.1 - Estrutura da análise de incertezas com o método de Monte Carlo

A interdependência dentro das variáveis de entrada do modelo pode ter um importante efeito sobre os resultados das estimativas pelo método de Monte Carlo (HEATH; SMITH, 2000; VANDENBYGAART et al., 2004). Os estoques de carbono de referência (C_{REF}) por ecoregião foram considerados independentes porque foram obtidos a partir de grupos de perfis de solos específicos para cada associação de ecoregião e tipo de solo. Já os dados de uso da terra e sistemas de manejo entre os períodos avaliados também foram considerados como independentes, porém, deve existir interdependência entre eles que não foi possível identificar devido à indisponibilidade de mapas de cobertura vegetal que permitissem traçar com maior precisão as mudanças de uso e sistemas de manejo. Diferentemente, a dependência entre os fatores de emissão para os sistemas de cultivo (plântio direto e cultivo convencional) foi contemplada neste estudo porque estes fatores foram derivados a partir do mesmo grupo de dados, adicionalmente, existiu a dependência devido a utilizar fatores idênticos em todas as associações.

Os valores do C_{REF} e dos fatores de emissões, apresentaram uma distribuição normal dos dados e foram simulados no modelo considerando suas respectivas variâncias aplicando este tipo de função de probabilidade.

Os dados de uso da terra foram tratados de forma diferenciada. Isto porque, o PROBIO (2004) e os Censos Agropecuários do IBGE que foram as fontes originais dos dados de uso da terra não fornecem os níveis de incerteza associados a estes levantamentos. No entanto, as incertezas das estimativas para áreas de uso da terra se apresentam em geral normalmente distribuídas, com as variâncias e covariâncias podendo ser computadas através do desvio padrão (COCHRAN, 1977 apud OGLE et al., 2003). Neste contexto, Vandenbygaart et al. (2004) reportou que os erros associados a cobertura do Censo da Agricultura em 2001 no Canadá foram de aproximadamente 5,6% (STATISTICS CANADÁ, 2001), sendo que estes autores assumiram um erro total de 10% pois consideraram outras fontes de erros no Censo, como por exemplo, erros no processamento dos dados e devido a interpretação por parte dos respondentes.

Assim, baseado nestas informações, assumiu-se para este trabalho, que os dados de uso da terra apresentam uma distribuição normal e foi atribuída uma incerteza de 10%. Para incluir a proporção de cada categoria de uso e manejo do solo (plantio direto ou convencional e nível de aporte de resíduos, e a situação das pastagens) na estimativa de Monte Carlo, os dados dos especialistas oriundos dos questionários (Tabelas 3.19 a 3.22) foram sorteados de forma aleatória e inseridos nas 20000 simulações.

Nas simulações envolvendo os sistemas agrícolas as áreas cultivadas nos biomas Cerrado e Amazônia foram tratadas separadamente em função dos fatores de emissão para o sistema de cultivo com plantio direto que foram derivados especificamente para cada um dos biomas (Figura 5.2).

Fontes de incerteza: análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade consistiu em se identificar qual a contribuição de cada um dos componentes utilizados no modelo para a incerteza total. Foi utilizado o índice de contribuição (SMITH; HEATH, 2001) o qual é baseado na estimativa de novos intervalos de confiança usando o método de Monte Carlo após indicar que a variância para cada um dos componentes de entrada era zero, em outras palavras, as simulações foram feitas com o valor médio de um determinado parâmetro e não com os valores provenientes da PDF. O índice de contribuição foi calculado usando a seguinte equação:

$$IC = \frac{Intervalo(i)}{\sum_{j=1}^J (Intervalo(completo) - Intervalo(j))} \times 100 \quad (6.6)$$

onde,

IC = índice de contribuição;

J = número total de componentes de entrada do modelo;

i = parâmetro de interesse;

Intervalo(i) = diferença entre o maior e o menor valor do intervalo de confiança com a variância para o componente (i) sendo zero;

Intervalo(j) = diferença entre o maior e o menor valor no intervalo de confiança para o componente (j);

Intervalo(completo) = diferença entre o maior e o menor valor no intervalo de confiança para a simulação completa, ou seja, com todas as incertezas incluídas.

6.2.2 Resultados e discussão

Tendências do uso da terra e sistemas de manejo

Na tabela 6.1 são apresentados os valores médios das proporções de cada uma das categorias de uso e manejo da terra em relação à área antropizada total no período de 1970 a 2002 em Mato Grosso e Rondônia. Os dados demonstraram que em Mato Grosso a área sob plantio direto (PD) representava aproximadamente 20,6% da área antropizada do estado, sendo que deste total, 11,5% é de PD com médio aporte de resíduos em região de Cerrado (Tabela 6.1), sendo esta a principal categoria de sistema de cultivo. Observou-se ainda que a área de PD com médio aporte na região de floresta amazônica ou Cerradão representava em 2002 cerca de 4,6% da área sob interferência antrópica de Mato Grosso, evidenciando, portanto, um avanço substancial da agricultura sobre área de floresta tropical. O aumento da adoção do PD parece ter ocorrido principalmente a partir da conversão de sistemas de cultivo convencional, os quais tiveram sua

participação reduzida significativamente, sobretudo entre 1985 e 2002 onde representavam, respectivamente, 12,1 e 2,9% da área antropizada.

Quanto às áreas de pastagem em Mato Grosso, houve uma redução intensa das pastagens classificadas como típicas, que em 1970 representavam 80% da área antropizada e em 2002 respondia por apenas 13,7% (Tabela 6.1). Concomitantemente, as pastagens degradadas aumentaram e atualmente (2002) representam cerca de 42,6% do total da área explorada em Mato Grosso e se configuram como a categoria de manejo predominante. Houve também um aumento expressivo das pastagens melhoradas que representavam em 2002 segundo a informação dos especialistas 19,2% da área antrópica.

Tabela 6.1 – Proporções das principais categorias de uso e manejo do solo relativo a área total antropizada para os anos de 1970, 1985 e 2002 nos estados de Rondônia e Mato Grosso

Categorias de manejo ¹	%					
	Mato Grosso			Rondônia		
	1970	1985	2002	1970	1985	2002
PD - alto aporte - Cerrado	-	-	0,1	-	-	-
CC - alto aporte - Cerrado	0,02	0,04	0,02	-	-	-
PD - médio aporte - Cerrado	-	-	11,5	-	-	-
CC - médio aporte - Cerrado	1,3	5,0	1,7	-	-	-
PD - baixo aporte - Cerrado	-	-	3,1	-	-	-
CC - baixo aporte - Cerrado	0,8	3,8	0,5	-	-	-
PD - alto aporte – Floresta ²	-	-	0,04	-	-	0,006
CC - alto aporte – Floresta	0,008	0,01	0,006	0,01	0,005	0,004
PD - médio aporte - Floresta	-	-	4,6	-	-	1,5
CC - médio aporte - Floresta	0,5	1,9	0,7	4,6	9,7	1,1
PD - baixo aporte - Floresta	-	-	1,3	-	-	1,3
CC - baixo aporte - Floresta	0,3	1,4	0,2	6,3	12,8	0,9
Culturas perenes	0,2	0,6	0,2	5,1	12,1	4,0
Pastagens típicas	80,0	40,7	13,7	76,3	54,1	24,7
Pastagens degradadas	15,3	43,1	42,6	7,1	10,2	59,1
Pastagens melhoradas	1,3	3,0	19,2	-	0,4	6,8
Áreas urbanas	0,06	0,15	0,2	0,3	0,5	0,3
Área total (10³ ha)	10629,7	20335,6	29060,6	367,6	1775,5	5744,0

¹ Descrição das categorias de uso e manejo encontra-se no capítulo 3. ² Inclui as áreas de Floresta Amazônica e Cerradão.

Em Rondônia semelhante ao que ocorreu em Mato Grosso, a categoria de PD com médio aporte de resíduos foi a predominante entre os sistemas de cultivo agrícola com culturas anuais

no ano de 2002, sendo responsável por 1,5% da área antropizada de Rondônia. Porém, categorias como CC com médio aporte e PD com baixo aporte representaram 1,1 e 1,3% do total, demonstrando que em Rondônia a adoção do sistema de PD foi menos intensa do que em Mato Grosso e que, sistemas com baixo aporte de resíduos são significativos no estado, provavelmente devido a uma agricultura menos tecnicizada do que a realizada em Mato Grosso.

A pastagem degradada em Rondônia foi à categoria que apresentou maior crescimento entre 1970 e 2002 e representou em 2002 59,1% da área sob influencia antrópica (Tabela 6.1). Inversamente, a pastagem típica teve uma redução drástica, representando em 1970 aproximadamente 76% e em 2002 apenas 24,7% da área antropizada de Rondônia.

Mudanças nos estoques do COS

A partir das 20000 simulações com o método de Monte Carlo, estimou-se que as mudanças no uso da terra e sistemas de manejo em Rondônia e Mato Grosso foram responsáveis por uma emissão média anual de C do solo de 5,41 Tg C ano⁻¹ entre o período de 1970 a 1985 e de 3,77 Tg C ano⁻¹ entre o período de 1985 a 2002 (Tabela 6.2). Considerando 95 % de intervalo de confiança os estoques de COS foram reduzidos a taxas que variaram entre 3,87 a 7,44 Tg C ano⁻¹ entre 1970 e 1985 e entre 2,26 e 5,22 Tg C ano⁻¹ entre 1985 e 2002; o que corresponde a incertezas de $\pm 37,3$ e $38,6\%$, respectivamente (Tabela 6.2). Em termos globais, as emissões de C do solo de Rondônia e Mato Grosso nos períodos de 1970-1985 e 1985-2002 representariam, respectivamente, 0,33 e 0,23% da emissão média global, que atualmente é de aproximadamente 1600 Tg C ano⁻¹ (LAL, 2008).

Individualmente, Rondônia apresentou fluxos médios de emissão de C do solo inferiores aos observados em Mato Grosso. No período de 1970 a 1985 Rondônia teve uma emissão média de 1,14 Tg C ano⁻¹, enquanto que em Mato Grosso as emissões foram de 4,28 Tg C ano⁻¹. Entre 1985 e 2002 Rondônia apresentou um fluxo médio de 0,91 Tg C ano⁻¹ e Mato Grosso de 2,86 Tg C ano⁻¹. As incertezas associadas às estimativas das mudanças nos estoques de COS para Mato Grosso e Rondônia no período de 1970 a 1985 foram de $\pm 41,5$ e $21,9\%$, respectivamente, e entre 1985 e 2002 foram de $\pm 40,1$ e $33,8\%$ (Tabela 6.2).

Tabela 6.2 – Estimativa das alterações totais e fluxos anuais dos estoques de COS a partir de estimativas utilizando o método de Monte Carlo para os estados de Rondônia e Mato Grosso nos períodos de 1970 a 1985 e 1985 a 2002 e no período total; o intervalo de confiança (95%) e a incerteza em termos percentuais são também apresentados

	Área (10 ³ ha)	Tg C*	Fluxo médio de C (Tg C ano ⁻¹)	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Incerteza (%)
1970-1985						
Mato Grosso	9705,8	64,15	4,28	6,05	2,97	41,5
Rondônia	3968,4	17,06	1,14	1,39	0,89	21,9
Total	13674,3	81,22	5,41	7,44	3,87	37,3
1985-2002						
Mato Grosso	8724,9	48,60	2,86	4,01	1,61	40,1
Rondônia	3968,5	15,48	0,91	1,22	0,65	33,8
Total	12693,4	64,09	3,77	5,22	2,26	38,6
Total geral	26367,6	145,3	-	-	-	-

As diferenças entre os fluxos de emissões observados em Rondônia e Mato Grosso, são reflexos apenas da maior extensão de área antropizada em Mato Grosso. Já as menores incertezas obtidas nas estimativas de Rondônia refletem a menor complexidade que envolve principalmente os sistemas agrícolas neste estado, ou seja, as variáveis de entrada utilizadas no modelo apresentavam-se com menor variação. Porém, aspectos relacionados à análise de incertezas serão abordados mais detalhadamente adiante.

As estimativas das mudanças nos estoques do COS para o Brasil foram realizadas por Bernoux et al. (2001) considerando os períodos de 1970-1990 e 1975-1995. Segundo estes autores, Rondônia apresentou fluxos anuais de 1,07 e 0,99 Tg C ano⁻¹, respectivamente, enquanto que Mato Grosso apresentou fluxos de 5,12 e 5,72 Tg C ano⁻¹, respectivamente. Observa-se, portanto, que as estimativas para Rondônia foram semelhantes entre os dois estudos, porém, em Mato Grosso as estimativas obtidas por Bernoux et al. (2001) foram substancialmente maiores do que as obtidas no presente estudo.

Esta divergência pode ser atribuída ao nível de detalhe usado nos dois trabalhos. Bernoux et al. (2001) por exemplo, realizou as estimativas em nível de estado, ou seja, o carbono de referência (C_{REF}) representou o valor médio do estoque de COS para todo o estado, o mesmo para os dados de uso da terra, e principalmente, foram utilizados fatores globais de emissão disponibilizados pelo Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa (IPCC, 1997).

Diferentemente, no presente trabalho as estimativas foram realizadas em nível de ecoregiões (Figura 2.3), os dados de C_{REF} e sobre uso da terra foram estimados para associações de ecoregiões e classes de solo, e os principais fatores de emissão foram derivados especificamente para as condições do estudo.

Neste contexto, os fatores de emissão foram aparentemente os principais responsáveis pelas diferenças encontradas nas estimativas para Mato Grosso, e dois aspectos auxiliam esta hipótese. O primeiro é que o fator de emissão para sistemas agrícolas do IPCC (1997) e adotado por Bernoux et al. (2001) prevê um impacto consideravelmente maior sobre os estoques de COS do que os encontrados neste trabalho, justificando desta forma, os maiores fluxos. O segundo aspecto baseia na semelhança encontrada entre as estimativas para Rondônia, a qual provavelmente está relacionada ao fato de que a pastagem é a categoria de uso da terra predominante (Tabela 6.1), e os fatores de emissão para pastagens degradadas (0,91) e mesmo para pastagens típicas em Latossolos (0,99) (Figura 5.2) derivados neste trabalho são similares ao fator adotado por Bernoux et al. (2001) que foi 0,9. Conseqüentemente, a estimativa final para Rondônia foi fortemente influenciada pelo efeito das pastagens, confirmado assim a importância dos fatores de emissão nas estimativas das mudanças nos estoques de COS.

Estimativas utilizando metodologias similares foram realizadas por Ogle et al. (2003) e Vandenbygaart et al. (2004), os quais estimaram as mudanças nos estoques do COS nos sistemas agrícolas dos Estados Unidos e Canadá, respectivamente, e determinaram também as incertezas associadas. Ogle et al. (2003) encontraram que as mudanças nos sistemas agrícolas em solos minerais entre 1982 e 1997 resultaram em um acúmulo médio de $10,8 \text{ Tg C ano}^{-1}$, enquanto que, Vandenbygaart et al. (2004) obtiveram um acúmulo médio de $5,7 \text{ Tg C ano}^{-1}$. É importante destacar, que ambos os trabalhos não incluíram em suas análises as alterações nos estoques de COS devido às conversões envolvendo pastagens. E isto, poderia ter modificado os resultados destes trabalhos, visto que vários são os estudos que demonstram uma redução nos estoques do C do solo devido à conversão de sistema nativo em pastagens (BROWN; LUGO, 1990; TRUMBORE et al., 1995; HUGHES et al. 2002; IPCC, 2006; GARCIA-OLIVA et al. 2006). Por exemplo, García-Oliva et al. (2006) estimaram perdas de 18% do C em áreas de pastagens degradadas, enquanto que de acordo com o IPCC (2006) as perdas de COS em pastagens degradadas podem variar de 3 a 30% dependendo do regime climático.

As incertezas nas estimativas para Mato Grosso e Rondônia variaram entre 21,9 e 41,5% (Tabela 6.2) e foram inferiores ao estimado por Vandenbygaart et al. (2004) para o Canadá ($\pm 55\%$) e similares a estimativa de $\pm 39\%$ para os solos minerais nos Estados Unidos (OGLE et al., 2003).

No período de 1970 a 2002, as mudanças no uso da terra e sistemas de manejo em Rondônia e Mato Grosso provocaram uma emissão total de 145,3 Tg de carbono para a atmosfera (Tabela 6.2), o que representa aproximadamente 2,1% do COS armazenado originalmente na camada de 0-30 cm do solo. Deste total, destaque para as ecoregiões Norte de Mato Grosso, Chapada do Parecis e Alto Xingu em Mato Grosso que juntas concentraram mais de 57 e 59% das emissões de C nos períodos de 1970-1985 e 1985-2002, respectivamente (Figura 6.1). Em Rondônia, destaque para as ecoregiões Depressão do Guaporé, Norte de Rondônia e Rondônia central que representaram em média 88,4% das emissões de C em ambos os períodos avaliados (Figura 6.2). Estes valores são importantes, pois demonstraram quais as ecoregiões que concentraram as maiores emissões com suas respectivas incertezas (Figuras 6.1 e 6.2), porém, não identifica a intensidade com que as mudanças nos estoques de COS ocorreram.

Nas figuras 6.3 e 6.4 são apresentadas as taxas médias de emissões ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) para Mato Grosso e Rondônia, respectivamente. Em Mato Grosso, observou-se que as maiores taxas de emissões ocorreram nas ecoregiões Pantanal, Norte de MT, Depressão do Guaporé, Norte de Rondônia, e Nordeste de Mato Grosso, e que as taxas em geral, aumentaram com o tempo (Figura 6.3). Estas são ecoregiões predominantemente exploradas com pastagens, e as maiores taxas de emissão devem estar relacionadas ao crescimento da proporção de pastagens degradadas (Tabela 6.1), que de acordo com o fator de emissão derivado para a região de estudo (Figura 4.2) provocam uma redução média de 9% nos estoques de COS em relação à vegetação nativa. Inversamente, ecoregiões como Chapada do Parecis, Bacia do Paraná e Alto Xingu, que concentraram, respectivamente, 41,4, 28,3 e 13% da área com sistemas agrícolas, apresentaram reduções significativas nas taxas médias de emissão ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) entre os períodos de 1970-1985 e 1985-2002 (Figura 6.3), evidenciando claramente que o aumento da adoção do sistema de plantio direto com médio aporte de resíduos (Tabela 6.1) colaborou substancialmente para reduzir as emissões de COS no período de 1985-2002, mesmo diante do expressivo aumento das áreas com pasto degradado.

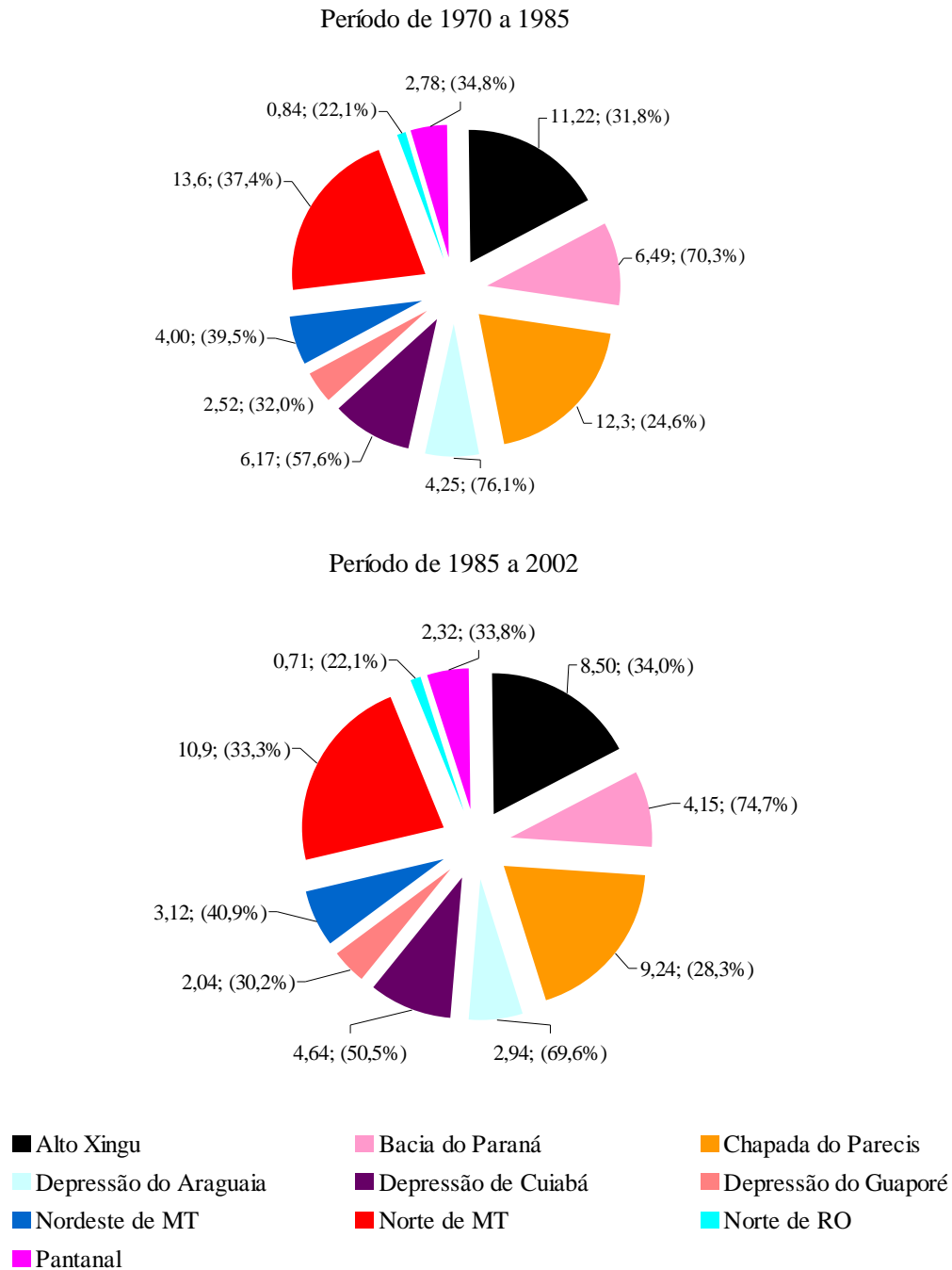


Figura 6.1 - Perdas de COS (Tg C) por ecoregião no estado de Mato Grosso nos dois períodos avaliados. Entre parêntesis encontra-se a incerteza (95% IC) associada à estimativa por ecoregião

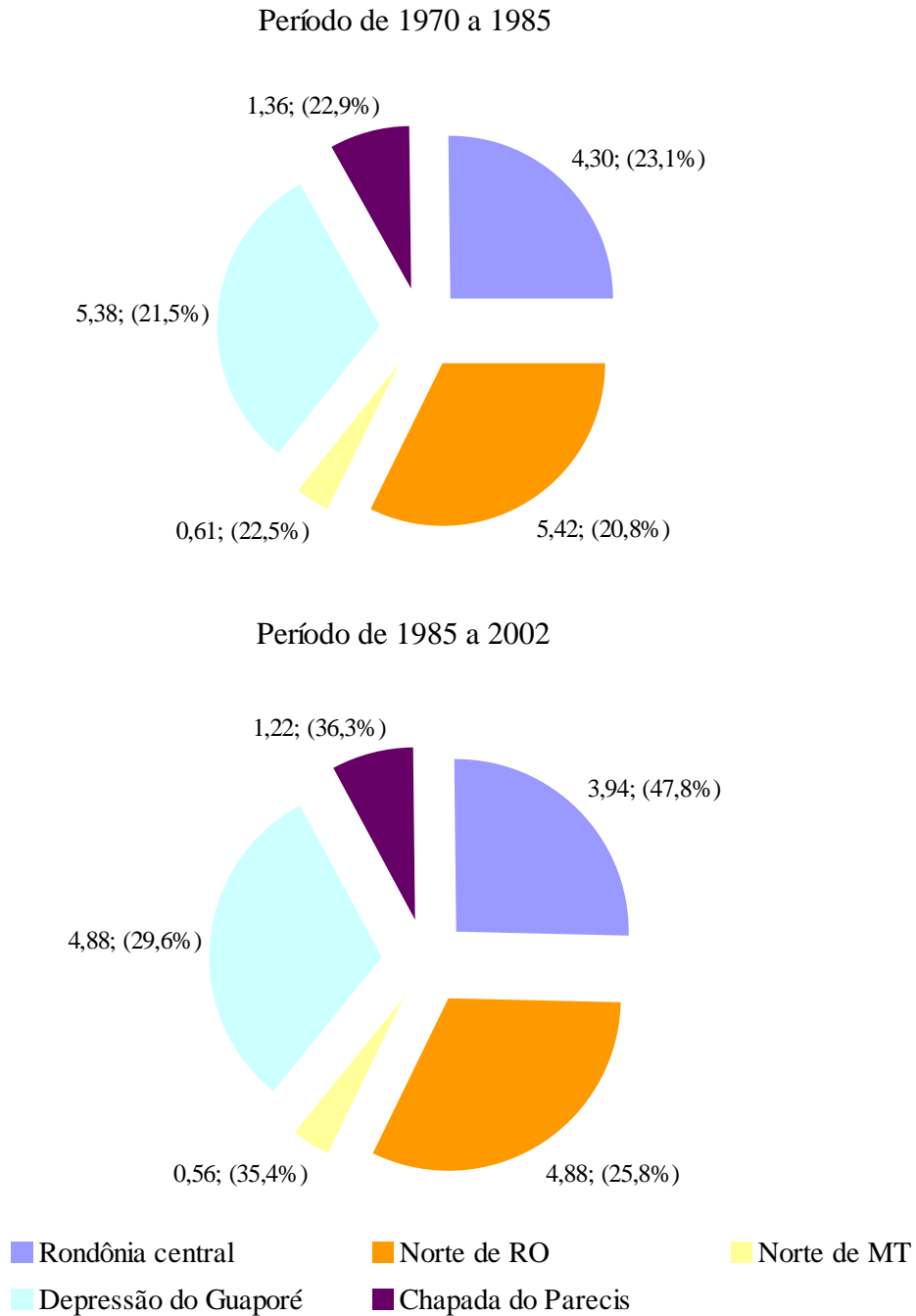


Figura 6.2 - Perdas de COS (Tg C) por ecoregião no estado de Rondônia nos dois períodos avaliados. Entre parêntesis encontra-se a incerteza (95% IC) associada à estimativa por ecoregião

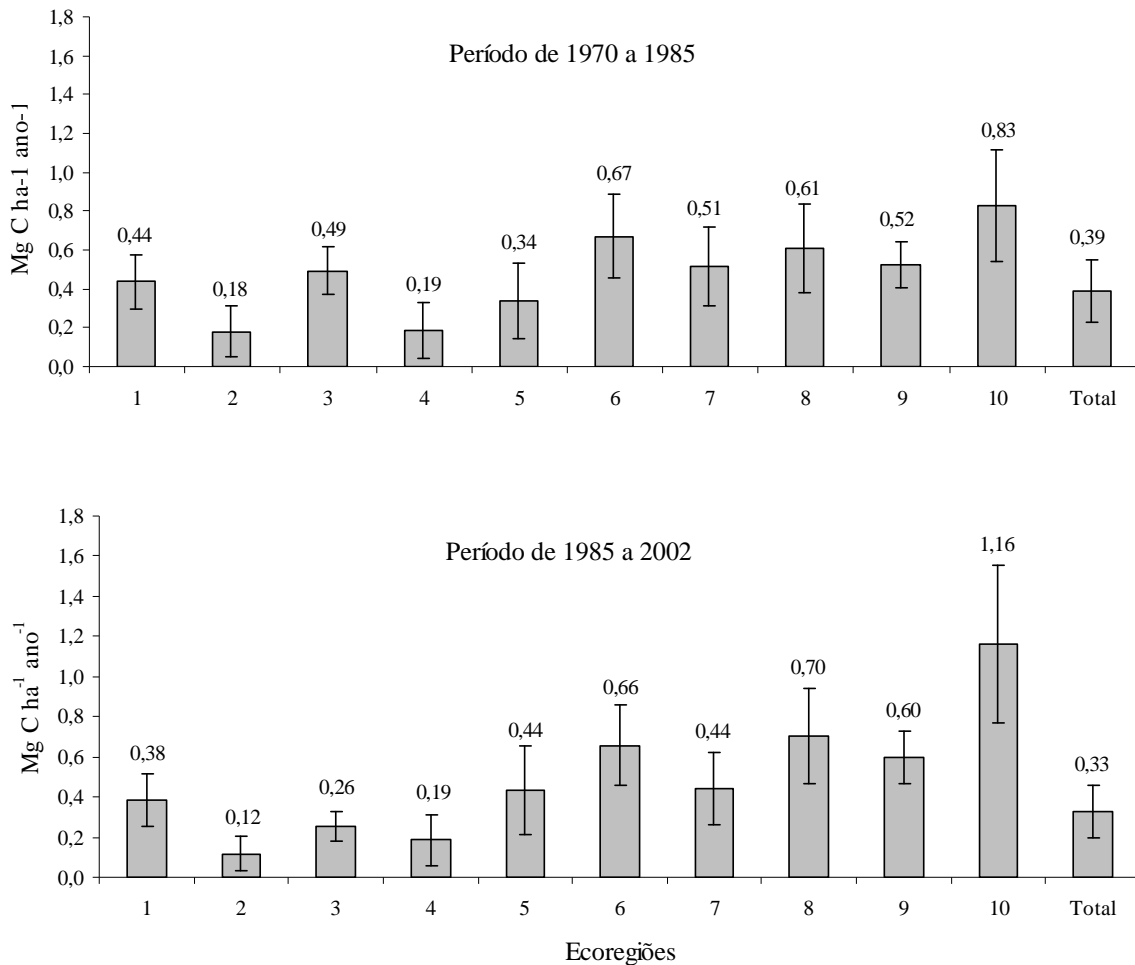


Figura 6.3 – Taxas médias de emissão de C do solo em Mato Grosso, nos períodos de 1970 a 1985 e 1985 a 2002 por ecoregião. As barras representam o desvio padrão (95% IC). 1: Alto Xingu; 2: Bacia do Paraná; 3: Chapada do Parecis; 4: Depressão do Araguaia; 5: Depressão de Cuiabá; 6: Depressão do Guaporé; 7: Nordeste de MT; 8: Norte de MT; 9: Norte de RO; 10: Pantanal

No estado de Rondônia as taxas de emissões foram mais homogêneas entre as ecoregiões e houve uma pequena redução entre 1970-1985 e 1985-2002 (Figura 6.4), que foi compatível com a redução total das emissões entre os dois períodos avaliados Tabela 6.2. As menores taxas de emissão foram encontradas na ecoregião Rondônia central, que concentra 67,6% da área com cultivo agrícola do estado, ou seja, estes resultados corroboram as observações feitas para Mato Grosso que sugerem que a adoção do sistema de plantio direto com médio aporte de resíduos reduziu as emissões geradas pelas pastagens degradadas. Vale destacar ainda, a contribuição das

pastagens típicas e melhoradas que de acordo com os fatores de emissão (Figura 4.2), promovem o aumento dos estoques de COS.

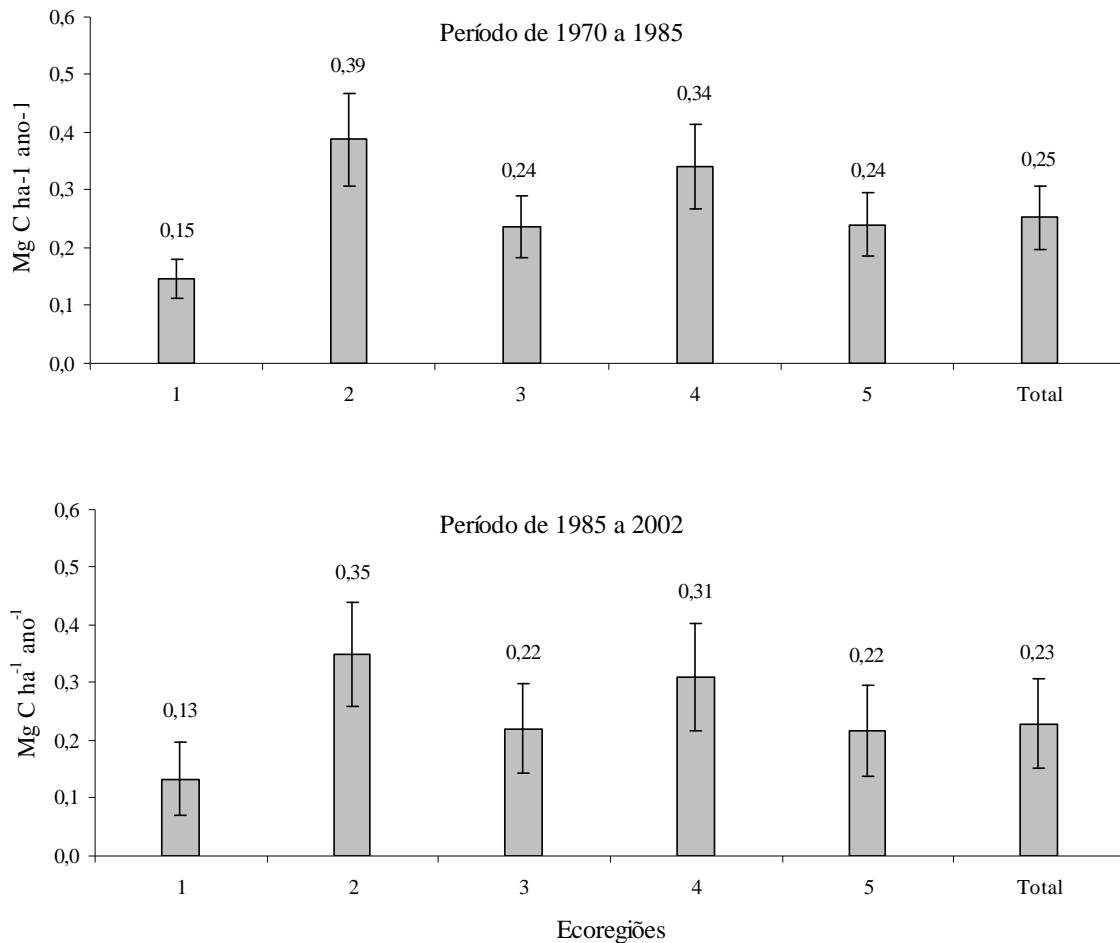


Figura 6.4 - Taxas médias de emissão de C do solo em Rondônia, nos períodos de 1970 a 1985 e 1985 a 2002 por ecoregião. As barras representam o desvio padrão (95% IC). 1: Rondônia central; 2: Norte de RO; 3: Norte de MT; 4: Depressão do Guaporé; 5: Chapada do Parecis

As emissões provenientes do uso de solos orgânicos com pastagens e agricultura encontram-se na tabela 6.3. Devido à ausência de informações específicas para as condições da região do estudo, utilizou-se as taxas de perda de C do solo em solos orgânicos fornecidas pelo IPCC (2006) para regiões tropicais. De acordo com o IPCC (2006) o cultivo agrícola em solos

orgânicos resulta em uma redução média de 20,0 Mg C ano⁻¹, enquanto que as pastagens resultam em uma taxa de 5,0 Mg C ano⁻¹. A partir destes dados foi estimado que de 1970 a 1985 e de 1985 a 2002 o uso de solos orgânicos foi responsável por 0,15 e 0,45 Tg C, respectivamente, sendo que Mato Grosso foi responsável por mais de 90% destes totais. Entretanto, as incertezas das estimativas das emissões em solos orgânicos foram muito elevadas, variando de $\pm 88,2$ a $\pm 92,9\%$ (Tabela 6.3), o que foi devido principalmente à incerteza de $\pm 90\%$ atribuída às taxas de emissões em solos orgânicos adotadas pelo guia do IPCC (IPCC, 2006). Apesar da baixa emissão de C nos solos orgânicos, as altas incertezas sugerem que este é um aspecto que deve ser aprofundado em trabalhos futuros.

Tabela 6.3 – Alterações do COS em solos orgânicos cultivados de Mato Grosso e Rondônia nos períodos de 1970 a 1985 e 1985 a 2002

	Área (ha)	Tg C*	Fluxo médio de C (Tg C ano ⁻¹)	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Incerteza (%)
1970-1985						
Mato Grosso	9111,5	1,43 e-01	9,53 e-03	1,84 e-02	1,09 e-03	92,9
Rondônia	1225,0	8,23 e-03	5,49 e-04	1,03 e-03	6,70 e-05	88,2
Total	10336,5	1,51 e-01	1,01e-02	1,94 e-02	1,16 e-03	92,6
1985-2002						
Mato Grosso	10030,4	4,03e-01	2,37 e-02	4,55 e-02	2,71 e-03	92,2
Rondônia	5657,5	4,17e-02	2,45 e-03	4,63 e-03	2,99 e-04	88,8
Total	15687,9	4,45e-01	2,61e-02	5,02 e-02	3,01 e-03	91,8
Total geral	26024,4	5,96 e-01	-	-	-	-

Fontes de incerteza: análise de sensibilidade

No total, 17 variáveis fizeram parte do modelo de simulação e contribuíram para a incerteza final. As quatro primeiras variáveis estão relacionadas aos dados de uso da terra e representam a variação inerente as estatísticas dos dados de uso da terra obtidos através do PROBIO (2004) e dos Censos Agropecuários, e também a variação relacionada às proporções de cultivo com culturas perenes em relação à área total agricultada, às proporções de cultivo com culturas anuais localizadas em áreas de Cerrado ou Floresta, e as proporções de culturas anuais irrigadas que corresponderam a categoria de uso da terra com alto aporte de resíduos orgânicos.

Em seguida tem-se a contribuição das informações dos especialistas quanto ao tipo de cultivo (convencional ou plantio direto), sistemas de aporte de resíduos (baixo, médio ou alto), e a situação das pastagens (degradadas, típicas ou melhoradas). Existe a contribuição das estimativas dos estoques de carbono de referência (C_{REF}) para as associações de ecoregiões e tipos de solos. E por último, a contribuição de cada um dos fatores de emissão utilizados neste estudo. A análise de sensibilidade foi realizada para a estimativa total, ou seja, considerando o somatório dos dois estados, assim como, individualmente para cada estado e período avaliado. Os resultados estão nas tabelas de 6.4 a 6.9.

No período 1970-1985 para a estimativa total (Tabela 6.4), o carbono de referência (C_{REF}) foi responsável por 47% da incerteza total (Tabela 6.2), seguido pela informação dos especialistas sobre a situação das pastagens (28,5%), fator de emissão para pastagens típicas (16,7%), e fator de emissão para pastagens degradadas (5,3%) (Tabela 6.4). Particularmente para Mato Grosso, a tendência foi a mesma, sendo que a contribuição do C_{REF} diminuiu (38,5%) enquanto que a contribuição dos especialistas sobre a situação das pastagens (32,6%), fator de emissão para pastagens típicas (19,4%), e fator de emissão para pastagens degradadas (6,1 %) cresceram (Tabela 6.5). Em Rondônia no período de 1970 a 1985 o C_{REF} foi a variável com maior contribuição para a incerteza, respondendo por 94,8% da incerteza total (Tabela 6.6).

Já no segundo período (1985-2002), a informação dos especialistas sobre as pastagens foi a variável do modelo que apresentou a maior participação na incerteza total, sendo responsável por 39,5%, em seguida o C_{REF} com 31,2%, e os fatores de emissão para pastagens típicas e degradadas com 19,3 e 5,6%, respectivamente (Tabela 6.7), foram as principais fontes de incerteza. Em Mato Grosso, a informação dos especialistas sobre as pastagens foi responsável por 42,8%, o C_{REF} por 28,5%, e os fatores de emissão para pastagens típicas foram responsáveis por 21,1% da incerteza associada a estimativa das mudanças nos estoques de COS (Tabela 6.8). Diferentemente do que ocorreu no primeiro período avaliado (1970-1985) em Rondônia, nas estimativas para 1985 a 2002 o C_{REF} foi responsável somente por 45,5% da incerteza, a informação dos especialistas sobre as pastagens por 22,2%, e os fatores de emissão de pastagens degradadas e típicas, foram responsáveis por 20,5 e 9,6% da incerteza final associada a estimativa de Rondônia (Tabela 6.9).

Observou-se, portanto, que as incertezas das estimativas das mudanças nos estoques de COS resultaram principalmente do carbono de referência, informações dos especialistas sobre a situação das pastagens, e dos fatores de emissão das pastagens típicas e degradadas.

Os estoques de C_{REF} para as associações de ecoregiões com tipos de solos foram obtidos a partir de uma base de dados com 3484 perfis de solo, e mostraram erros padrões que variaram de 10,1 a 26,3% conforme descrito no capítulo 2. Apesar do expressivo número de perfis de solo, algumas associações foram compostas com baixos números de perfis ou mesmo utilizando os perfis de ecoregiões vizinhas. Isto foi consequência principalmente de uma baixa densidade de perfis de solo em determinadas regiões, como pode ser observado na figura 2.2, indicando que mais estudos e levantamentos pedológicos são necessários, e estes devem considerar a densidade de perfis de solo já existente, para que se obtenha um entendimento mais uniforme da área de estudo, não somente sobre aspectos relacionados a dinâmica do C do solo, mas também, de todas as outras áreas do conhecimento que fazem uso deste tipo de informação.

As informações provenientes dos especialistas para as condições das pastagens no ano de 2002 foram extremamente variáveis, o que explica o fato desta variável ter sido a maior fonte de incertezas nas estimativas do período de 1985 a 2002, exceto em Rondônia onde o C_{REF} continuou sendo a principal fonte de incerteza. A consulta a especialistas sobre as condições dos sistemas de uso e manejo da terra é uma recomendação do IPCC (2006) para suprir a carência deste tipo de informação. Ficou evidente que dados sobre as mudanças no uso da terra são componentes essenciais a realização de um inventário de gases do efeito estufa e devem ser coletados de forma sistemática, seja através de levantamentos específicos ou mesmo através de levantamentos já existentes, como o Censo Agropecuário, por exemplo.

Os fatores de emissão desenvolvidos neste estudo (Capítulo 4 e 5), foram derivados a partir de trabalhos da literatura e os coletado no presente estudo. Obviamente, que os estudos não contemplam todas as possibilidades de manejo e condições edafoclimáticas de Rondônia e Mato Grosso. Com o intuito de reduzir as incertezas, trabalhos futuros deverão, portanto, melhorar a escala de realização destes estudos, ou possivelmente, propor diferentes procedimentos. O fato de os fatores das pastagens típicas e degradadas terem contribuído significativamente para as incertezas, se deve mais as extensões das áreas sob estas categorias de uso (Tabela 6.1) do que propriamente a incerteza dos fatores de emissão. Prova disto, é que, por exemplo, os fatores para plantio direto em regiões de Floresta e Cerradão (Figura 5.2) e o próprio fator para pastagem

degradada (Figura 4.2) apresentam maiores desvio padrões do que o observado no fator para pastagem típica (Figura 4.2). Isto significa que outros fatores de emissão poderão aumentar suas contribuições nas estimativas das incertezas à medida que a categoria de uso da terra a qual estão relacionados também aumente.

A importância dos fatores de emissão nas incertezas de inventários das emissões de C do solo foi constatada em outros estudos (BERNOUX et al., 2001; OGLE et al., 2003; VANDENBYGAART et al., 2004). Estimando as emissões de C do solo nos sistemas agrícolas dos Estados Unidos, Ogle et al. (2003) encontraram que os fatores de mudança de uso da terra e de sistemas de cultivo contribuíram com 55,4% da incerteza total. Vandenbygaart et al. (2004) encontraram resultados semelhantes para o Canadá, onde os fatores de cultivo e de aporte de resíduos foram as principais fontes de incerteza e responderam por 61% da incerteza das estimativas de emissões de COS nas províncias de Ontário, Alberta e Saskatchewan. Já a variável C_{REF} no trabalho de Ogle et al. (2003) representou menos de 1% da incerteza total, enquanto que, no estudo de Vandenbygaart et al. (2004) a contribuição do C_{REF} foi de no máximo 3%. No entanto, Ogle et al. (2003) incluíram em sua análise a incerteza relacionada as perdas de COS em solos orgânicos, a qual foi a principal fonte de incerteza com 35,4% do total, portanto, pode se presumir que se avaliado apenas as variáveis relativas a solos minerais, a contribuição do C_{REF} teria sido maior.

Baseado nos resultados obtidos neste trabalho, os solos agrícolas e com pastagem em Rondônia e Mato Grosso foram fontes de C para a atmosfera no período de 1970 a 2002, sendo que Mato Grosso apresentou maiores taxas de emissão de C devido, sobretudo, ao mais intenso avanço da fronteira agrícola. Contudo, os fluxos de emissões de COS diminuíram no segundo período avaliado (1985-2002), principalmente no estado de Mato Grosso, o que foi gerado pelo aumento das áreas sob o sistema de plantio direto com médio aporte de resíduos e também pelo aumento das áreas com pastagens melhoradas, sugerindo, portanto, que os solos destas regiões apresentam considerável potencial para seqüestrar C atmosférico. Isto poderia ser alcançado através da adoção de práticas conservacionistas, particularmente pelo aumento do uso do sistema de plantio direto com médio e alto aporte de resíduos e também através da recuperação de pastagens degradadas.

O potencial do sistema de plantio direto e pastagens bem manejadas em seqüestrar C têm sido amplamente avaliados; Conant et al. (2001), por exemplo, estimaram que pastagens

melhoradas na América do Norte (Canadá e Estados Unidos) e Austrália podem seqüestrar em média $0,59 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $0,28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. Freibauer et al. (2004) revisaram as taxas de sequestro de C nos solos da Europa e encontraram que as pastagens quando bem manejadas poderiam seqüestrar de $0,2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $1,9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Os resultados obtidos no presente trabalho sugerem que pastagens bem manejadas podem seqüestrar de $0,61$ a $0,72 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Para o plantio direto, Bayer et al. (2006) estimaram uma taxa média de sequestro de C em solos tropicais no Brasil de $0,35 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto que em regiões temperadas West e Post (2002) estimaram uma taxa média de $0,57 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e Lal et al. (1999) encontraram taxas variando de $0,24$ a $0,40 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Adicionalmente ao seqüestro de carbono pelo solo, existiria também o benefício indireto de se reduzir as emissões provenientes da queimada da biomassa das vegetações nativas, visto que com a recuperação das pastagens e adoção de sistemas conservacionistas de cultivo, poderia se reduzir a pressão sobre o desmatamento e queima de novas áreas de vegetação nativa.

É necessário enfatizar, no entanto, que estudos em larga escala estão sujeitos a aspectos relacionados ao uso de dados de entrada do modelo derivados de estudos de pequena escala (JANSEN, 1998; HEUVELINK, 1998). Assume-se implicitamente que os resultados de experimentos locais distribuídos pela região de estudo serão aplicados para toda a área dentro do nível de estratificação adotado. Ou seja, preconiza-se que os resultados destes experimentos são representativos do que ocorre em toda região de pastagem e cultivo agrícola (VANDENBYGAART et al., 2004). Embora tenha sido avaliado neste estudo a incerteza de cada uma das variáveis de entrada das simulações, estas incertezas são meramente estimativas na escala na qual os dados se apresentam, e estão dentro do contexto local de cada experimento.

Mover-se de pequenas para grandes escalas usualmente implica em adotar os valores médios dos dados pontuais das variáveis de entrada que estão distribuídos em grandes áreas ou estratos. Neste estudo, os dados pontuais foram os pares de comparação dos estoques de COS dentro dos experimentos utilizados para derivação dos fatores de emissão, os dados dos perfis de solos usados nos cálculos do C de referência, e os dados de uso da terra oriundos dos Censos Agropecuários; onde adotou-se o preceito de que estes dados são representativos do que ocorre em larga escala considerando as associações de ecoregiões e tipos de solos, o que pode não ser necessariamente o caso. Por exemplo, alguns estudos têm demonstrado que a dinâmica do COS em sistemas de plantio direto depende da posição no relevo (VANDENBYGAART et al. 2002;

BAYER et al. 2006), sugerindo que experimentos locais podem não representar o que acontece na paisagem em geral. Pouco se conhece também sobre os erros do modelo e os erros associados às convenções e simplificações adotadas durante o trabalho (HEUVELINK, 1998). Portanto, é preciso continuar desenvolvendo trabalhos voltados a identificar e minimizar estas fontes de erros.

Tabela 6.4 – Contribuição de cada componente para a incerteza total para Rondônia e Mato Grosso no período de 1970 a 1985

	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Intervalo	Diferença da simulação completa	Índice de contribuição (%)
Simulação completa	7,44	3,87	3,57		
Dados de uso da terra	7,41	3,87	3,55	0,0226	0,76
% de perenes	7,43	3,87	3,57	0,0019	0,06
% de agricultura nos biomas	7,43	3,87	3,56	0,0076	0,26
% de irrigação	7,43	3,87	3,57	0,0019	0,07
Cultivo – especialistas	7,44	3,87	3,57	0,0020	0,07
Aporte – especialistas	7,43	3,87	3,56	0,0057	0,19
Pastagem – especialistas	6,79	4,07	2,72	0,8504	28,50
C de referência (C_{REF})	6,75	4,59	2,16	1,4059	47,00
Fator de cultivo convencional	7,43	3,87	3,57	0,0022	0,07
Fator de plantio direto	7,43	3,87	3,56	0,0081	0,27
Fator de alto aporte	7,44	3,87	3,57	0,0015	0,05
Fator de baixo aporte	7,43	3,87	3,57	0,0034	0,11
Fator de perenes	7,43	3,87	3,56	0,0127	0,43
Fator de pastagem degradada	7,29	3,88	3,41	0,1587	5,31
Fator de pastagem melhorada	7,44	3,87	3,57	0,0004	0,01
Fator de pastagem típica	7,08	4,01	3,07	0,4985	16,70
Fator de áreas urbanas	7,43	3,87	3,56	0,0054	0,18

Tabela 6.5 – Contribuição de cada componente para a incerteza total em Mato Grosso no período de 1970 a 1985

	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Intervalo	Diferença da simulação completa	Índice de contribuição (%)
Simulação completa	6,05	2,97	3,08		
Dados de uso da terra	6,03	2,97	3,05	0,022	0,84
% de perenes	6,05	2,97	3,07	0,002	0,07
% de agricultura nos biomas	6,04	2,97	3,07	0,008	0,29
% de irrigação	6,05	2,97	3,07	0,002	0,07
Cultivo – especialistas	6,05	2,97	3,07	0,002	0,08
Aporte – especialistas	6,04	2,97	3,07	0,006	0,22
Pastagem – especialistas	5,41	3,18	2,23	0,849	32,60
C de referência (C_{REF})	5,57	3,50	2,07	1,002	38,50
Fator de cultivo convencional	6,05	2,97	3,07	0,004	0,16
Fator de plantio direto	6,04	2,98	3,07	0,009	0,34
Fator de alto aporte	6,05	2,98	3,07	0,003	0,10
Fator de baixo aporte	6,05	2,97	3,07	0,004	0,17
Fator de perenes	6,04	2,98	3,06	0,012	0,48
Fator de pastagem degradada	5,91	2,99	2,92	0,159	6,10
Fator de pastagem melhorada	6,05	2,97	3,07	0,002	0,09
Fator de pastagem típica	5,67	3,10	2,57	0,506	19,40
Fator de áreas urbanas	6,04	2,97	3,07	0,009	0,36

Tabela 6.6 – Contribuição de cada componente para a incerteza total em Rondônia no período de 1970 a 1985

	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Intervalo	Diferença da simulação completa	Índice de contribuição (%)
Simulação completa	1,39	0,89	0,49		
Dados de uso da terra	1,39	0,89	0,49	0,0007	0,16
% de perenes	1,39	0,89	0,49	0,00004	0,01
% de agricultura nos biomas	1,39	0,89	0,49	0,00	0,00
% de irrigação	1,39	0,89	0,49	0,00000003	< 0,01
Cultivo – especialistas	1,39	0,89	0,49	0,00	0,00
Aporte – especialistas	1,39	0,89	0,49	0,0002	0,04
Pastagem – especialistas	1,38	0,89	0,49	0,0019	0,44
C de referência (C_{REF})	1,18	1,10	0,09	0,40	94,80
Fator de cultivo convencional	1,39	0,89	0,49	0,0019	0,44
Fator de plantio direto	1,39	0,89	0,49	0,0008	0,19
Fator de alto aporte	1,39	0,89	0,49	0,0011	0,26
Fator de baixo aporte	1,39	0,89	0,49	0,0009	0,22
Fator de perenes	1,39	0,89	0,49	0,0003	0,07
Fator de pastagem degradada	1,39	0,89	0,49	0,0002	0,06
Fator de pastagem melhorada	1,38	0,89	0,49	0,0027	0,63
Fator de pastagem típica	1,39	0,90	0,49	0,0073	1,72
Fator de áreas urbanas	1,38	0,90	0,49	0,0040	0,94

Tabela 6.7 – Contribuição de cada componente para a incerteza total para Rondônia e Mato Grosso no período de 1985 a 2002

	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Intervalo	Diferença da simulação completa	Índice de contribuição (%)
Simulação completa	5,22	2,26	2,97		
Dados de uso da terra	5,22	2,27	2,95	0,0128	0,53
% de perenes	5,22	2,26	2,97	0,000035	< 0,01
% de agricultura nos biomas	5,22	2,27	2,95	0,0145	0,60
% de irrigação	5,22	2,26	2,97	0,0001	< 0,01
Cultivo – especialistas	5,22	2,26	2,96	0,0036	0,15
Aporte – especialistas	5,21	2,27	2,94	0,0272	1,12
Pastagem – especialistas	4,80	2,79	2,00	0,9611	39,50
C de referência (C_{REF})	4,72	2,52	2,21	0,7582	31,20
Fator de cultivo convencional	5,22	2,26	2,96	0,0020	0,08
Fator de plantio direto	5,22	2,27	2,95	0,0158	0,65
Fator de alto aporte	5,23	2,26	2,96	0,0016	0,07
Fator de baixo aporte	5,22	2,26	2,96	0,0061	0,25
Fator de perenes	5,22	2,26	2,96	0,0034	0,14
Fator de pastagem degradada	5,13	2,30	2,83	0,1360	5,60
Fator de pastagem melhorada	5,22	2,27	2,95	0,0151	0,62
Fator de pastagem típica	5,09	2,59	2,50	0,4680	19,30
Fator de áreas urbanas	5,22	2,26	2,96	0,0046	0,19

Tabela 6.8 – Contribuição de cada componente para a incerteza total em Mato Grosso no período de 1985 a 2002

	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Intervalo	Diferença da simulação completa	Índice de contribuição (%)
Simulação completa	4,01	1,61	2,40		
Dados de uso da terra	4,00	1,61	2,39	0,0091	0,44
% de perenes	4,01	1,61	2,40	0,00002	< 0,01
% de agricultura nos biomas	4,00	1,61	2,38	0,0145	0,71
% de irrigação	4,01	1,61	2,40	0,0001	< 0,01
Cultivo – especialistas	4,00	1,61	2,39	0,0036	0,18
Aporte – especialistas	3,99	1,62	2,37	0,0263	1,29
Pastagem – especialistas	3,64	2,11	1,52	0,8748	42,80
C de referência (C_{REF})	3,60	1,78	1,82	0,5818	28,50
Fator de cultivo convencional	4,00	1,61	2,40	0,0019	0,09
Fator de plantio direto	4,00	1,61	2,38	0,0163	0,80
Fator de alto aporte	4,01	1,61	2,40	0,0008	0,04
Fator de baixo aporte	4,00	1,61	2,39	0,0063	0,31
Fator de perenes	4,00	1,61	2,40	0,0032	0,16
Fator de pastagem degradada	3,97	1,63	2,34	0,0564	2,76
Fator de pastagem melhorada	4,00	1,62	2,38	0,0143	0,70
Fator de pastagem típica	3,87	1,90	1,97	0,4307	21,10
Fator de áreas urbanas	4,00	1,61	2,39	0,0036	0,18

Tabela 6.9 – Contribuição de cada componente para a incerteza total em Rondônia no período de 2002 a 1985

	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Intervalo	Diferença da simulação completa	Índice de contribuição (%)
Simulação completa	1,22	0,65	0,57		
Dados de uso da terra	1,22	0,65	0,56	0,0038	0,97
% de perenes	1,22	0,65	0,57	0,000017	< 0,01
% de agricultura nos biomas	1,22	0,65	0,57	0,00	0,00
% de irrigação	1,22	0,65	0,57	0,000001	< 0,01
Cultivo – especialistas	1,22	0,65	0,57	0,0000042	< 0,01
Aporte – especialistas	1,22	0,65	0,57	0,0009	0,24
Pastagem – especialistas	1,16	0,68	0,48	0,0863	22,20
C de referência (C_{REF})	1,13	0,73	0,39	0,1764	45,50
Fator de cultivo convencional	1,22	0,65	0,57	0,0001	0,02
Fator de plantio direto	1,22	0,65	0,57	0,0005	0,12
Fator de alto aporte	1,22	0,65	0,57	0,0008	0,21
Fator de baixo aporte	1,22	0,65	0,57	0,0002	0,05
Fator de perenes	1,22	0,65	0,57	0,0002	0,04
Fator de pastagem degradada	1,16	0,67	0,49	0,0796	20,50
Fator de pastagem melhorada	1,22	0,65	0,57	0,0008	0,20
Fator de pastagem típica	1,21	0,68	0,53	0,0373	9,60
Fator de áreas urbanas	1,22	0,65	0,57	0,0010	0,26

6.3 Conclusões

De acordo com a presente pesquisa, foi estimado que as mudanças no uso da terra e os diferentes sistemas de manejo nos estados de Rondônia e Mato Grosso levaram a uma emissão total de 145,3 Tg de carbono orgânico do solo no período de 1970 a 2002, o que representou 2,1% do COS armazenado originalmente na camada de 0-30 cm do solo.

Analisando os estados separadamente, estimou-se que Mato Grosso apresentou fluxos médios de emissão de 4,28 e 2,86 Tg C ano⁻¹, respectivamente, para os períodos de 1970-1985 e 1985-2002. As incertezas com 95% de intervalo de confiança foram de 41,5 e 40,1%, respectivamente. Em Rondônia, para os mesmos períodos os fluxos foram de 1,14 e 0,91 Tg C ano⁻¹, com incertezas de 21,9 e 33,8%, respectivamente. As menores incertezas obtidas nas estimativas de Rondônia são um reflexo da menor variação nas respostas dos especialistas quanto aos sistemas de manejo neste estado, assim como, do carbono de referência (C_{REF}), pois Rondônia apresentou uma maior densidade de perfis de solo e conseqüentemente, menores incertezas nos valores do C_{REF} .

Outra constatação foi que, no estado de Mato Grosso as maiores taxas de emissão por área ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) ocorreram em ecoregiões exploradas principalmente com pastagens. E ainda, as taxas aumentaram sensivelmente entre o período de 1970-1985 para 1985-2005, o que está diretamente relacionado ao aumento da proporção das pastagens degradadas. Inversamente, as menores taxas de emissão ocorreram nas ecoregiões que concentram o cultivo agrícola do estado, e foram reduzidas entre o período de 1970-1985 e 1985-2005, o que se deveu aos aumentos da adoção do sistema de plantio direto com médio aporte de resíduos e as pastagens melhoradas. Em Rondônia, as taxas ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) foram mais homogêneas entre as ecoregiões, e constatou-se apenas uma pequena redução entre 1970-1985 e 1985-2002, o que ocorreu também devido a adoção do sistema de plantio direto.

Quanto às fontes de incerteza, o C_{REF} , a opinião dos especialistas sobre as condições das pastagens e os fatores de emissão para pastagens típicas e degradadas foram às variáveis responsáveis por mais de 90% das incertezas das estimativas das emissões de C do solo.

6.4 Considerações finais

A presente pesquisa teve como objetivo principal a estimativa das emissões de carbono orgânico do solo devido às mudanças no uso da terra e sistemas de manejo nos Estados de Rondônia e Mato Grosso entre 1970 e 2002, e realizar a análise das incertezas associadas às estimativas das emissões do C do solo. Porém, para alcançar este objetivo aspectos “complementares” como o desenvolvimento dos estoques de carbono de referência (C_{REF}), dados de uso da terra, e fatores de emissão foram avaliados, e mostraram resultados mais relevantes do que somente os necessários para se atingir o objetivo principal.

O C_{REF} , por exemplo, foi obtido a partir de associações de ecoregiões com tipos de solos, onde ficou evidente a diferença entre as ecoregiões, indicando que variáveis como clima, vegetação nativa, solo, geologia e relevo utilizadas na elaboração das ecoregiões influenciaram significativamente a dinâmica do COT do solo e, portanto, devem ser considerados em estimativas futuras dos estoques do C de referência do solo.

Os dados de uso da terra foi o componente com maior carência de informações, sendo necessário se adotar uma série de aproximações e critérios com o intuito de refinar as categorias de uso da terra e obter as estimativas de uso da terra para períodos passados. A combinação de

dados de sensoriamento remoto (mapas do PROBIO) com dados dos Censos Agropecuários permitiu a extrapolação das proporções das principais categorias de uso da terra por tipo de solo para períodos que não têm mapas de cobertura vegetal, e se mostrou uma alternativa viável para suprir a falta de dados sobre uso da terra. Porém, baseou-se numa extrapolação e que está, portanto, sujeita a inconsistências. Além disso, foi necessário se atribuir arbitrariamente um erro associado às estatísticas de uso da terra, já que nenhuma das fontes envolvidas (PROBIO e Censos agropecuários) forneceu este tipo de informação. Os resultados dos questionários forneceram informações importantes a respeito das práticas de manejo do solo, porém, com uma alta variação. Considerando, portanto, que dados sobre o histórico de cobertura e uso da terra são informações fundamentais não somente para a realização de inventários de gases do efeito estufa, mas também, para subsidiar, por exemplo, projetos de planejamento de uso da terra e adequação ambiental, é necessário se dispensar maior atenção a este assunto e informações sobre a cobertura vegetal e práticas de manejo devem ser coletadas de forma sistemática, seja através de levantamentos específicos, ou de levantamentos já existentes como o Censo Agropecuário.

Os fatores de emissão derivados especificamente a partir das condições do presente estudo forneceram importantes informações sobre os efeitos dos principais sistemas de manejo do solo sobre a dinâmica do COS. Observou-se, por exemplo, diferentes respostas do COS dependendo do bioma (Cerrado ou Floresta Amazônica e Cerradão) e do tipo do solo. A adoção do plantio direto, sobretudo, em regiões de Cerrado resultou em um considerável aumento nos estoques de COS em relação à vegetação nativa, o que está em concordância com outros estudos realizados na região. Já o fator para sistemas de cultivo convencional mostrou resultados contrários aos da maioria dos trabalhos, os quais têm reportado perdas significativas de COS com o cultivo intensivo do solo; e mostrou que mantêm os estoques de COS basicamente no mesmo nível do encontrado sob a vegetação nativa, principalmente a de Cerrado. Demonstrou-se também, que as pastagens quando bem manejadas apresentaram um significativo potencial em seqüestrar C atmosférico.

Entretanto, não foi possível explicar neste trabalho quais os processos que levariam as diferenças encontradas entre biomas e tipos de solo, assim como, não se avaliou qual o impacto dos sistemas de manejo em profundidades maiores que 30 cm. Apenas hipóteses foram elaboradas. Estas questões são importantes não somente para o entendimento básico dos efeitos

do cultivo de solos tropicais, mas também para o entendimento das fontes e drenos terrestres de C associados à mudança no uso da terra.

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho, o cultivo agrícola e as pastagens em Rondônia e Mato Grosso foram fontes de C para a atmosfera no período de 1970 a 2002, sendo que Mato Grosso apresentou maiores taxas de emissão de C devido, sobretudo, ao mais intenso avanço da fronteira agrícola. Contudo, os fluxos de emissões de COS diminuíram no segundo período avaliado (1985-2002), principalmente no estado de Mato Grosso, o que foi gerado pelo aumento das áreas sob o sistema de plantio direto com médio aporte de resíduos e também pelo aumento das áreas com pastagens melhoradas, sugerindo, portanto, que os solos destas regiões apresentam considerável potencial para seqüestrar C atmosférico. Isto poderia ser alcançado através da adoção de práticas conservacionistas, particularmente pelo aumento do uso do sistema de plantio direto com médio e alto aporte de resíduos e também através da recuperação de pastagens degradadas.

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.
- BATJES, N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soils Science**, Oxford, v. 47, p. 151-163, 1996.
- BAYER, C., MARTIN-NETO, L., MIELNICZUK, J., PAVINATO, A., DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, p. 237-245, 2006.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. CO₂ emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 779-787, 2001.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen-content of soils in Puerto-Rico and Us Virgin Islands. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 124, p. 53-64, 1990.
- 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.

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.

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

FREIBAUER, A.; ROUNSEVELL, M.D.A.; SMITH, P.; VERHAGEN, J. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. **Geoderma**, Amsterdam, v. 122, n.1, p. 1-23, 2004.

GARCIA-OLIVA, F.; LANCHO, J.F.G.; MONTANO, N.M.; ISLAS, P. Soil carbon and nitrogen dynamics followed by a forest-to-pasture conversion in western Mexico. **Agroforestry Systems**, New York, v. 66,n.2, p. 93-100, 2006.

HEATH, L.S.; SMITH, J.E. An assessment of uncertainty in forets carbon budget projections. **Environmental Science & Policy**, Amsterdam, v. 3, p. 73-82, 2000.

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.

HEUVELINK, G.B.M. Uncertainty analysis in environmental modeling under a change of spatial scale. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 50, p. 255-264, 1998.

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

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.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA) 2006. **Censo Agropecuário 2006**: resultados preliminares. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2006., 141 p.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Projeto PRODES. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes>. Acesso em: 14 jan. 2008.

IPCC (1997) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual). In: HOUGHTON, J.T.; MEIRA, L.G.; FILHO, L.G.; LIM, B.; TREANTON, K.; MAMATY, I.; BONDUKI, Y.; GRIGGS, D.J.; CALLENDER, B.A. (Ed.). Bracknell: Intergovernmental Panel on Climate Change, Hadley Centre, 1997. v.3.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories**. <http://www.ipcc->

nggip.iges.or.jp/public/gp/gpgaum.html, Intergovernmental Panel on Climate Change. Acesso em: set. 2008.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry**. In: PENMAN, J., GYTARSKY, M., HIRAISHI, T., KRUG, T., KRUGER, D., PIPATTI, R., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K., WAGNER, F. (Ed.). Hayama:, Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2003. 623p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Agriculture, Forestry and Other Land Use** In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K. (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change / IGES, 2006. v.4.

JANSENS, M.J.W. Prediction error through modeling concepts and uncertainty from basic data. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 50, p. 247-253, 1998.

KERR, RA. How hot will the greenhouse world be? **Science**, Washington, v. 309, p.100, 2005.

KLEPPER, O. Multivariate aspects of model uncertainty analysis: tools for sensitivity analysis and calibration. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 101, p. 1-13, 1997.

KROS, J.; de VRIES, W.; JANSSEN, P.H.M. The uncertainty in forecasting trends of forest soil acidification. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 66, p. 29-58, 1993.

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

OGLE, S. M, BREIDT, F.J., EVE, M.D., PAUSTIAN, K. Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for US agricultural lands between 1982 and 1997. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p.1521-1542, 2003.

OGLE, S.M.; CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. **Environmental Management**, New York, v. 33, n.4, p. 474-484, 2004.

PELTONIEMI, M.; PALOSUO, T.; MONNI, S.; MAKIPAA, R. Factors affecting the uncertainty of sinks and stocks of carbon in Finnish forests soils and vegetation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 232, p. 75-85, 2006.

POLWSON, D.S. Will soil amplify climate change? **Nature**, London, v. 433, p. 204-205, 2005.

PROBIO, Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira, 2004. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: Acesso em : jan. 2008.

TRUMBORE, S.E.; DAVIDSON, E.A.; DECAMARGO, P.B.; NEPSTAD, D.C.; MARTINELLI, L.A. Belowground Cycling of Carbon in Forests and Pastures of Eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 9, n.4, p. 515-528, 1995.

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

SMITH, J.E.; HEATH, L.S. Identifying influences on model uncertainty: na application using a Forest carbon budget model. **Environmental Management**, New York, v. 27, p. 253-267, 2001.

STATISTICS CANADA (2001) – Canada Census of Agriculture. Data Tables. Catalogue No. 95F0301XIE. Disponível em: <http://www.statcan.ca/english/freepub/95F0301XIE/tables.htm>. Acesso em: nov. 2008.

TATE, K.R.; SCOTT, N.A.; SAGGAR, S.; GILTRAP, D.J.; BAISDEN, W.T.; NEWSOME, P.F.; TROTTER, C.M.; WILDE, R.H. Land-use change alters New Zealand's terrestrial carbon budget: uncertainties associates with estimates of soil carbon change between 1990-2000. **Tellus**, Estocolmo, v. 55B, p. 364-377, 2003.

US-EPA – United States Environmental Protection Agency. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. US EPA, Risk Assessment Forum, Washington, DC, 1997.

VANDENBYGAART, A.J., GREGORICH, E.G., ANGERS, D.A., STOKLAS, U.F. Uncertainty analysis of soil carbon stock change in Canadian cropland from 1991 to 2001. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 983-994, 2004.

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J. Human domination of earth's ecosystem. **Science**, Washington, v. 277, p. 494-499, 1997.

ANEXOS

ANEXO A

Tabela 2.4 - Nomenclatura adotada neste estudo, nomenclatura do SBCS e número dos perfis de solo utilizados

Nomenclatura adotada	Nomenclatura do SBCS	n
Latosolos	Latossolo Amarelo distrófico	333
	Latossolo Amarelo eutrófico	17
	Latossolo Vermelho - Amarelo distrófico	756
	Latossolo Vermelho - Amarelo eutrófico	102
	Latossolo Vermelho distrófico	312
	Latossolo Vermelho eutrófico	275
Argissolos	Argissolo	1
	Argissolo Acinzentado	1
	Argissolo Amarelo distrófico	11
	Argissolo Vermelho - Amarelo distrófico	341
	Argissolo Vermelho - Amarelo eutrófico	168
	Argissolo Vermelho distrófico	70
	Argissolo Vermelho eutrófico	152
Neossolo Quartzarênico	Neossolo Quartzarênico	7
	Neossolo Quartzarênico distrófico	154
Baixa atividade de argila	Neossolo Litólico	10
	Neossolo Litólico distrófico	3
	Neossolo Litólico eutrófico	3
	Neossolo Regolítico distrófico	5
	Neossolo Regolítico eutrófico	4
	Nitossolo Vermelho distrófico	12
	Nitossolo Vermelho eutrófico	11
Alta atividade de argila	Cambissolo distrófico	179
	Cambissolo eutrófico	110
	Chernossolos	10
	Neossolo Flúvico distrófico	37
	Neossolo Flúvico eutrófico	12
	Vertissolo	1
Solos úmidos	Gleissolo	15
	Gleissolo distrófico	75
	Gleissolo eutrófico	18
	Planossolo distrófico	5
	Planossolo eutrófico	6
	Plintossolo	154
	Plintossolo distrófico	111
Plintossolo eutrófico	3	

Tabela 3.8 - Área (ha) de pastagem por classe de solo e ecoregião no estado de Mato Grosso nos anos de 2002, 1985 e 1970

Ecoregiões / Solos	2002						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Alto Xingu	2618090,2	155140,9	428702,7	7964,4	70661,6	254853,4	2628,4
Bacia do Paraná	1080561,4	666929,1	1406343,6	415933,5	617919,1	126198,4	8007,7
Chapada do Parecis	1022150,1	57325,5	399316,6	18800,0	22100,8	12059,1	5538,6
Dep. Araguaia	1098052,0	69441,6	361860,7	27207,2	265912,0	1866186,2	-
Dep. Cuiabá	809265,7	952490,2	316126,1	128557,7	697950,5	243942,7	359,2
Dep. Guaporé	202265,8	261214,3	28506,8	4897,7	13541,5	30865,9	-
Nordeste de MT	376389,0	414449,4	1403,8	47153,3	32040,7	158233,8	-
Norte de MT	726232,1	2560788,8	64391,9	68305,4	18791,3	134917,4	-
Norte de RO	-	18933,9	747,4	88,0	-	2349,8	-
Pantanal	234938,8	60212,0	24952,6	18917,6	20251,5	223928,5	-
Total	8167945,3	5216925,5	3032352,1	737824,9	1759169,0	3053535,2	16533,9
1985							
Alto Xingu	2104525,3	124708,4	344608,4	6402,1	56800,6	204861,3	2112,8
Bacia do Paraná	868598,4	536104,2	1130475,1	334344,0	496708,1	101443,3	6436,9
Chapada do Parecis	821645,1	46080,5	320986,6	15112,2	17765,5	9693,6	4452,2
Dep. Araguaia	882658,0	55819,9	290878,0	21870,2	213750,7	1500115,0	0,0
Dep. Cuiabá	650520,1	765649,6	254114,8	103339,8	561040,4	196090,9	288,8
Dep. Guaporé	162589,3	209974,5	22914,9	3937,0	10885,2	24811,3	-
Nordeste de MT	302556,5	333150,9	1128,4	37903,7	25755,6	127194,7	-
Norte de MT	583774,4	2058464,2	51760,8	54906,6	15105,2	108452,0	-
Norte de RO	-	15219,8	600,8	70,7	-	1888,9	-
Pantanal	188853,2	48400,8	20057,9	15206,8	16279,0	180002,7	-
Total	6565720,3	4193572,9	2437525,6	593093,1	1414090,3	2454553,4	13290,6
1970							
Alto Xingu	1225209,5	72602,6	200623,6	3727,1	33068,1	119265,9	1230,0
Bacia do Paraná	505679,4	312108,4	658138,4	194647,9	289172,8	59058,1	3747,4
Chapada do Parecis	478344,1	26827,1	186871,5	8798,0	10342,7	5643,4	2592,0
Dep. Araguaia	513864,6	32497,2	169343,0	12732,4	124441,1	873334,8	0,0
Dep. Cuiabá	378718,8	445744,8	147940,2	60162,2	326625,7	114159,9	168,1
Dep. Guaporé	94656,0	122242,7	13340,5	2292,0	6337,1	14444,6	-
Nordeste de MT	176141,9	193953,3	657,0	22066,7	14994,4	74050,0	-
Norte de MT	339860,9	1198393,7	30134,0	31965,5	8793,9	63138,4	-
Norte de RO	-	8860,7	349,8	41,2	-	1099,7	-
Pantanal	109946,3	28177,9	11677,3	8853,0	9477,3	104793,7	-
Total	3822421,7	2441408,3	1419075,2	345286,1	823253,0	1428988,4	7737,5

Tabela 3.9 - Área (ha) de vegetação nativa por classe de solo e ecoregião no estado de Mato Grosso nos anos de 2002, 1985 e 1970

Ecoregiões / Solos	2002						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Alto Xingu	7474009,8	138712,2	1690723,6	30523,4	337628,5	1011477,4	6881,1
Bacia do Paraná	908938,7	237040,2	1012791,7	277095,7	541167,8	140391,3	57644,9
Chapada do Parecis	6400305,2	192104,6	3773920,8	82708,6	96057,7	221506,2	120404,4
Dep. Araguaia	1055239,9	34295,8	219852,9	71794,2	362141,6	1277639,9	-
Dep. Cuiabá	1157903,2	772080,4	413613,0	581942,4	2059226,4	631944,5	-
Dep. Guaporé	580479,5	972005,5	216655,5	158805,6	125411,8	474214,5	-
Nordeste de MT	729753,6	1681214,1	9681,5	353863,6	197350,3	481441,7	-
Norte de MT	2880914,6	8876425,0	747128,8	569923,3	182497,6	983556,6	-
Norte de RO	-	1196407,6	43077,2	4641,8	-	31178,3	-
Pantanal	27993,8	61095,5	65707,5	71397,4	178113,5	4189136,3	-
Total	21215538,3	14161381,0	8193152,5	2202696,1	4079595,3	9442486,9	184930,5
1985							
Alto Xingu	8558950,0	172312,0	1806081,6	32400,5	352199,3	1064610,2	7396,8
Bacia do Paraná	2103168,4	386160,6	1488582,6	374926,0	674860,5	177960,9	65264,0
Chapada do Parecis	8321228,4	220261,5	3921949,2	87729,0	102838,7	233904,2	122229,6
Dep. Araguaia	1432529,5	48761,5	324465,4	77895,8	417673,3	1655087,6	-
Dep. Cuiabá	1322595,7	959349,1	476218,7	607308,1	2196221,0	681436,4	70,5
Dep. Guaporé	683100,4	1029011,4	223065,9	159837,8	128693,2	485860,3	-
Nordeste de MT	814773,2	1917775,3	12035,8	383638,0	214606,3	529117,4	-
Norte de MT	3095272,6	9505388,9	765907,4	587604,1	187194,4	1015040,3	-
Norte de RO	-	1206598,7	43346,2	4659,1	-	31639,2	-
Pantanal	74701,6	74405,4	71109,7	75147,8	182152,7	4233188,9	-
Total	26406319,8	15520024,5	9132762,4	2391146,2	4456439,5	10107845,3	194960,8
1970							
Alto Xingu	9737460,7	226077,8	1966381,9	35240,4	376301,8	1151812,9	8279,6
Bacia do Paraná	2983633,5	620070,7	2066138,2	523198,6	889077,8	227137,0	71124,5
Chapada do Parecis	9566197,8	248379,1	4092422,8	94726,8	111524,8	243203,3	124477,1
Dep. Araguaia	1886091,6	72516,4	463605,2	87434,5	508736,9	2287780,5	-
Dep. Cuiabá	1602109,0	1280581,1	582742,4	651024,1	2430733,3	771458,1	191,1
Dep. Guaporé	784079,0	1119797,2	233070,5	161520,3	133571,6	499168,0	-
Nordeste de MT	946968,4	2138055,6	13597,2	410235,8	231094,4	590929,5	-
Norte de MT	3376739,7	10432047,2	790754,9	612782,1	194089,2	1062972,3	-
Norte de RO	-	1216353,7	43661,5	4688,6	-	32428,5	-
Pantanal	153864,3	95414,1	79756,3	81519,7	188994,4	4308458,7	-
Total	31037144,0	17449292,9	10332131,0	2662370,9	5064124,2	11175348,7	204072,3

Tabela 3.10 - Área (ha) urbanizada por classe de solo e ecoregião no estado de Mato Grosso nos anos de 2002, 1985 e 1970

Ecoregiões / Solos	2002					
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU
Alto Xingu	6152,0	3,8	448,9	-	12,7	233,8
Bacia do Paraná	5526,2	941,0	1174,6	180,2	339,3	211,7
Chapada do Parecis	4709,3	11,9	873,7	71,9	90,3	52,4
Dep. Araguaia	1272,1	119,7	308,7	1,0	176,4	594,0
Dep. Cuiabá	6837,7	1641,2	56,0	686,0	50,6	10762,0
Dep. Guaporé	588,3	409,6	16,7	-	33,3	128,2
Nordeste de MT	418,9	1581,3	-	-	130,6	271,3
Norte de MT	1438,6	4762,0	23,4	82,1	7,5	125,7
Norte de RO	-	-	-	-	-	-
Pantanal	887,4	-	-	31,2	183,0	70,7
Total	27830,5	9470,7	2902,0	1052,4	1023,7	12449,8
Ecoregiões / Solos	1985					
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU
Alto Xingu	1437,4	0,9	104,9	-	3,0	54,6
Bacia do Paraná	4035,7	687,2	857,8	131,6	247,8	154,6
Chapada do Parecis	973,2	2,5	180,6	14,9	18,7	10,8
Dep. Araguaia	377,3	35,5	91,6	0,3	52,3	176,2
Dep. Cuiabá	6261,1	1502,8	51,2	628,1	46,3	9854,5
Dep. Guaporé	238,6	166,1	6,8	0,0	13,5	52,0
Nordeste de MT	88,5	334,3	0,0	0,0	27,6	57,3
Norte de MT	401,6	1329,2	6,5	22,9	2,1	35,1
Norte de RO	-	-	-	-	-	-
Pantanal	390,4	-	-	13,7	80,5	31,1
Total	14203,9	4058,6	1299,4	811,5	491,8	10426,2
Ecoregiões / Solos	1970					
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU
Alto Xingu	-	-	-	-	-	-
Bacia do Paraná	1362,4	232,0	289,6	44,4	83,7	52,2
Chapada do Parecis	3,2	0,008	0,59	0,048	0,061	0,035
Dep. Araguaia	19,3	1,8	4,7	0,015	2,7	9,0
Dep. Cuiabá	1364,6	327,5	11,2	136,9	10,1	2147,8
Dep. Guaporé	10,9	7,6	0,31	0,0	0,62	2,4
Nordeste de MT	-	-	-	-	-	-
Norte de MT	0,51	1,7	0,008	0,029	0,003	0,045
Norte de RO	-	-	-	-	-	-
Pantanal	200,3	-	-	7,0	41,3	16,0
Total	2961,1	570,6	306,3	188,5	138,4	2227,4

Tabela 3.11 - Área (ha) coberta com água por classe de solo e ecoregião no estado de Mato Grosso no ano de 2002

Ecoregiões / Solos	2002						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Alto Xingu	7624,8	191,1	2153,1	-	17822,2	35958,9	436,4
Bacia do Paraná	4788,0	2913,1	6689,5	865,4	1859,0	1231,1	1235,9
Chapada do Parecis	4933,6	812,2	8033,5	65,9	2862,7	8523,5	2995,5
Dep. Araguaia	8794,1	660,9	2424,0	43,2	14920,0	55571,7	-
Dep. Cuiabá	4559,0	6726,5	1812,3	557,7	12470,8	7231,2	42,3
Dep. Guaporé	2218,1	4579,9	2694,7	0,2	1842,2	7657,8	-
Nordeste de MT	514,3	1184,9	-	2017,6	4542,3	58,0	-
Norte de MT	14297,1	38030,5	1771,2	884,8	7600,7	39641,0	-
Norte de RO	-	2618,0	-	0,9	-	1483,4	-
Pantanal	2052,0	1790,2	283,2	217,6	14820,8	56840,3	-
Total	49781,1	59507,4	25861,6	4653,2	78740,6	214197,0	4710,1

Tabela 3.12 - Área (ha) classificada como “outros usos” por ecoregião no estado de Mato Grosso

Ecoregiões / Solos	Outros usos
Alto Xingu	199980,1
Bacia do Paraná	98618,8
Chapada do Parecis	63236,9
Dep. Araguaia	131391,9
Dep. Cuiabá	220055,2
Dep. Guaporé	44658,4
Nordeste de MT	85566,1
Norte de MT	295139,4
Norte de RO	9451,1
Pantanal	182465,7
Total	1330563,6

Tabela 3.13 - Área (ha) de agricultura por classe de solo e ecoregião no estado de Rondônia nos anos de 2002, 1985 e 1970

Ecoregiões / Solos	2002						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	164762,6	24649,2	1915,0	17978,1	90082,5	49497,4	35,9
Norte de RO	40847,1	1605,3	96,3	2286,4	760,6	8110,0	-
Norte de MT	2304,2	1684,6	20,4	67,3	277,9	551,1	6,8
Dep. Guaporé	35631,4	3705,8	52,4	361,9	4474,2	8476,6	4,7
Chapada do Parecis	13725,7	5313,8	24207,1	132,3	9137,7	3705,7	0,8
Total	257271,0	36958,8	26291,2	20826,1	104732,8	70340,8	48,1
Ecoregiões / Solos	1985						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	196662,7	29421,5	2285,8	21458,9	107523,6	59080,7	42,8
Norte de RO	48755,6	1916,2	115,0	2729,1	907,9	9680,2	-
Norte de MT	2750,3	2010,8	24,3	80,3	331,7	657,8	8,1
Dep. Guaporé	42530,1	4423,3	62,5	432,0	5340,4	10117,7	5,6
Chapada do Parecis	16383,2	6342,6	28893,9	157,9	10906,8	4423,2	0,9
Total	307081,9	44114,5	31381,5	24858,2	125010,4	83959,6	57,5
Ecoregiões / Solos	1970						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	18961,2	2836,7	220,4	2069,0	10366,9	5696,3	4,1
Norte de RO	4700,8	184,7	11,1	263,1	87,5	933,3	-
Norte de MT	265,2	193,9	2,3	7,7	32,0	63,4	0,8
Dep. Guaporé	4100,5	426,5	6,0	41,6	514,9	975,5	0,5
Chapada do Parecis	1579,6	611,5	2785,8	15,2	1051,6	426,5	0,1
Total	29607,3	4253,3	3025,6	2396,7	12052,9	8095,0	5,5

Tabela 3.14 - Área (ha) de pastagem por classe de solo e ecoregião no estado de Rondônia nos anos de 2002, 1985 e 1970

Ecoregiões / Solos	2002						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	1072672,5	296925,8	15455,1	212094,9	383341,1	332682,6	4181,4
Norte de RO	727104,3	81599,6	13758,0	21181,3	37231,1	186995,9	-
Norte de MT	95906,3	55726,0	364,5	12436,0	12393,8	15846,9	93,3
Dep. Guaporé	570256,3	115702,8	55346,2	39612,8	181711,9	236128,0	2957,1
Chapada do Parecis	176218,2	24406,1	124713,0	14844,3	89113,8	8184,5	16,5
Total	2642157,5	574360,2	209636,7	300169,4	703791,8	779837,8	7248,4
Ecoregiões / Solos	1985						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	236810,9	65551,5	3412,0	46823,6	84629,2	73445,4	923,1
Norte de RO	160520,8	18014,5	3037,3	4676,1	8219,4	41282,6	-
Norte de MT	21173,0	12302,5	80,5	2745,5	2736,1	3498,5	20,6
Dep. Guaporé	125893,9	25543,4	12218,6	8745,2	40116,0	52129,3	652,8
Chapada do Parecis	38903,2	5388,1	27532,5	3277,1	19673,4	1806,9	3,6
Total	583301,8	126799,9	46280,9	66267,6	155374,2	172162,6	1600,2
Ecoregiões / Solos	1970						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	63211,0	17497,4	910,7	12498,4	22589,7	19604,5	246,4
Norte de RO	42847,2	4808,5	810,7	1248,2	2194,0	11019,4	-
Norte de MT	5651,6	3283,8	21,5	732,8	730,3	933,8	5,5
Dep. Guaporé	33604,4	6818,2	3261,5	2334,3	10708,0	13914,7	174,3
Chapada do Parecis	10384,3	1438,2	7349,2	874,8	5251,3	482,3	1,0
Total	155698,5	33846,2	12353,6	17688,5	41473,4	45954,7	427,1

Tabela 3.15 - Área (ha) de vegetação nativa por classe de solo e ecoregião no estado de Rondônia nos anos de 2002, 1985 e 1970

Ecoregiões / Solos	2002						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	1431360,9	501384,2	77177,0	313211,3	839092,9	381171,8	992,1
Norte de RO	3802469,6	547215,3	164972,2	129667,7	370375,0	1290395,0	-
Norte de MT	342023,1	163064,4	918,2	12566,9	41792,8	31202,6	306,6
Dep. Guaporé	2590813,2	272721,8	159013,8	264257,5	662298,4	1763688,7	146263,3
Chapada do Parecis	366101,8	33833,0	796112,0	2654,3	137912,2	59379,6	7,0
Total	8532768,6	1518218,7	1198193,3	722357,7	2051471,3	3525837,8	147569,0
Ecoregiões / Solos	1985						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	2236891,1	728309,8	88917,6	475177,5	1121012,0	631656,2	4267,4
Norte de RO	4360987,0	610476,9	175674,2	145729,4	399228,9	1434521,0	-
Norte de MT	416624,4	206294,2	1198,3	22320,1	51555,5	43520,0	378,0
Dep. Guaporé	3029560,7	362336,0	202135,9	295262,8	803779,5	1946329,1	148566,7
Chapada do Parecis	502479,2	51832,3	888686,0	14195,8	205600,4	65049,3	19,6
Total	10546542,4	1959249,2	1356612,0	952685,7	2581176,4	4121075,5	153231,7
Ecoregiões / Solos	1970						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	2589632,6	803245,9	93546,9	529053,9	1280803,1	739643,9	5004,8
Norte de RO	4525160,3	625610,9	178004,7	151635,9	406238,3	1473796,9	-
Norte de MT	434669,8	217146,2	1279,3	24414,7	53880,8	46688,4	400,5
Dep. Guaporé	3160627,4	385104,7	211150,8	302120,3	838216,5	1993762,6	149050,3
Chapada do Parecis	546282,7	61516,1	934999,9	16740,9	229882,5	70373,2	23,2
Total	11256372,8	2092623,7	1418981,6	1023965,7	2809021,1	4324264,9	154478,7

Tabela 3.16 - Área (ha) urbanizada por classe de solo e ecoregião no estado de Rondônia anos de 2002, 1985 e 1970

Ecoregiões / Solos	2002						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	3008,9	620,8	130,9	336,9	1243,2	1592,8	45,9
Norte de RO	3046,8	245,0	-	15,7	203,8	331,3	-
Norte de MT	353,0	148,9	-	85,1	178,6	85,1	-
Dep. Guaporé	1742,7	234,0	6,3	282,1	1020,1	384,1	-
Chapada do Parecis	2200,8	12,9	102,8	-	21,7	12,1	-
Total	10352,2	1261,6	240,0	719,8	2667,5	2405,3	45,9
Ecoregiões / Solos	1985						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	1440,1	297,1	62,6	161,2	595,0	762,3	22,0
Norte de RO	3204,4	257,7	0,0	16,5	214,4	348,4	-
Norte de MT	39,0	16,4	0,0	9,4	19,7	9,4	-
Dep. Guaporé	458,9	61,6	1,7	74,3	268,6	101,1	-
Chapada do Parecis	481,0	2,8	22,5	0,0	4,7	2,6	-
Total	5623,2	635,7	86,8	261,4	1102,4	1223,9	22,0
Ecoregiões / Solos	1970						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	-	-	-	-	-	-	-
Norte de RO	759,5	61,1	0,0	3,9	50,8	82,6	-
Norte de MT	-	-	-	-	-	-	-
Dep. Guaporé	111,3	14,9	0,4	18,0	65,2	24,5	-
Chapada do Parecis	-	-	-	-	-	-	-
Total	870,8	76,0	0,4	21,9	116,0	107,1	-

Tabela 3.17 - Área (ha) coberta com água por classe de solo e ecoregião no estado de Rondônia no ano de 2002

Ecoregiões / Solos	2002						
	Latossolos	Argissolos	NQ	SAAB	SAAA	STU	ORG
Rondônia central	5803,1	970,9	260,0	1271,5	1501,2	3837,6	90,0
Norte de RO	35798,9	2022,5	547,7	649,7	1133,9	23309,1	-
Norte de MT	1881,7	1889,5	-	0,4	72,4	242,0	-
Dep. Guaporé	1994,9	100,2	2054,1	52,8	12534,6	10254,5	390,0
Chapada do Parecis	383,5	-	137,3	8,8	60,2	665,4	0,03
Total	45862,1	4983,2	2999,0	1983,1	15302,4	38308,7	480,0

Tabela 3.18 - Área (ha) classificada como “outros usos” por ecoregião no estado de Rondônia

Ecoregiões / Solos	Outros usos
Rondônia central	26078,0
Norte de RO	148259,8
Norte de MT	2727,3
Dep. Guaporé	17294,5
Chapada do Parecis	5559,4
Total	199919,1

Tabela 3.19 - Respostas dos questionários sobre os sistemas de manejo do solo em Mato Grosso em 1970, 1985 e 2002

Ano	Sistema	Respostas												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
		%												
2002	CC-MA*	14,6	7,8	2,1	16,8	3,8	10,2	0,0	18,3	18,3	1,0	4,7	6,2	29,4
	CC-BA	1,8	0,6	0,0	0,1	1,0	2,0	0,0	0,5	1,9	0,2	5,7	3,3	20,6
	PD-MA	74,6	85,5	96,8	82,4	76,2	73,4	33,2	79,0	72,4	84,0	40,5	59,0	29,4
	PD-BA	9,0	6,1	1,0	0,7	19,0	14,4	66,8	2,2	7,4	14,8	49,1	31,5	20,6
1985	CC-MA	-	34,1	88,4	-	84,4	-	-	-	-	-	40,7	37,4	-
	CC-BA	-	65,9	11,6	-	15,6	-	-	-	-	-	59,3	62,6	-
	PD-MA	-	0,0	0,0	-	0,0	-	-	-	-	-	0,0	0,0	-
	PD-BA	-	0,0	0,0	-	0,0	-	-	-	-	-	0,0	0,0	-
1970	CC-MA	-	76,9	93,2	-	89,4	-	-	-	-	-	23,6	25,4	-
	CC-BA	-	23,1	6,8	-	10,6	-	-	-	-	-	76,4	74,6	-
	PD-MA	-	0,0	0,0	-	0,0	-	-	-	-	-	0,0	0,0	-
	PD-BA	-	0,0	0,0	-	0,0	-	-	-	-	-	0,0	0,0	-

*CC-MA= Cultivo convencional com médio aporte; CC-BA= Cultivo convencional com baixo aporte; PD-MA= Plantio direto com médio aporte; PD-BA= Plantio direto com baixo aporte.

Tabela 3.20 - Respostas dos questionários sobre as pastagens manejadas em Mato Grosso em 1970, 1985 e 2002

Ano	Pastagem	Respostas												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
		%												
2002	Típica	0	0	30	0	30	60	20	0	0	10	20	25	40
	Degradada	100	50	70	50	20	35	45	60	50	89	70	50	45
	Melhorada	0	50	0	50	50	5	35	40	50	1	10	25	15
1985	Típica	0	0	60	100	70	80	20	50	50	40	50	30	60
	Degradada	100	100	40	0	30	20	60	50	50	60	50	45	40
	Melhorada	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	25	0
1970	Típica	100	100	80		100	100	100	100		30	70	30	100
	Degradada	0	0	20		0	0	0	0		70	30	55	0
	Melhorada	0	0	0		0	0	0	0		0	0	15	0

Tabela 3.21 - Respostas dos questionários sobre os sistemas de manejo do solo em Rondônia em 1970, 1985 e 2002

Ano	Sistema	Respostas										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
		%										
2002	CC-MA*	56,3	8,0	2,3	0,0	13,0	6,4	10,2	22,0	21,5	46,0	20,5
	CC-BA	43,7	5,3	6,0	0,0	10,1	3,6	83,8	55,6	5,2	22,6	24,1
	PD-MA	0,0	53,2	40,9	59,4	42,8	57,8	0,5	11,7	59,0	25,5	30,9
	PD-BA	0,0	33,5	50,7	40,6	34,1	32,2	5,5	10,8	14,3	5,9	24,5
1985	CC-MA	15,4	-	-	67,1	60,2	82,2	0,0	34,9	-	-	-
	CC-BA	84,6	-	-	32,9	39,8	17,8	100,0	65,1	-	-	-
	PD-MA	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-
	PD-BA	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-
1970	CC-MA	16,0	-	-	77,3	43,7	91,2	0,0	25,0	-	-	-
	CC-BA	84,0	-	-	22,7	56,3	8,8	100,0	75,0	-	-	-
	PD-MA	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-
	PD-BA	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-

*CC-MA= Cultivo convencional com médio aporte; CC-BA= Cultivo convencional com baixo aporte; PD-MA= Plantio direto com médio aporte; PD-BA= Plantio direto com baixo aporte.

Tabela 3.22 - Respostas dos questionários sobre as pastagens manejadas em Rondônia em 1970, 1985 e 2002

Ano	Pastagem	Respostas										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
		%										
2002	Típica	30	20	0	40	15	20	30	40	5	55	45
	Degradada	65	80	95	40	50	70	70	60	90	42	55
	Melhorada	5	0	5	20	35	10	0	0	5	3	0
1985	Típica	-	-	-	100	-	80	90	60	90	85	80
	Degradada	-	-	-	0	-	15	10	40	10	15	20
	Melhorada	-	-	-	0	-	5	0	0	0	0	0
1970	Típica	-	-	-	100	-	100	100	100	70	85	85
	Degradada	-	-	-	0	-	0	0	0	30	15	15
	Melhorada	-	-	-	0	-	0	0	0	0	0	0

ANEXO C

Tabela 6.10 – Estimativa das alterações totais e fluxos anuais dos estoques de COS a partir de estimativas utilizando o método de Monte Carlo para as ecoregiões do estado de Mato Grosso no período de 1970 a 1985; o intervalo de confiança (95%) e a incerteza em termos percentuais são também apresentados

	Área (10 ³ ha)	Tg C*	Fluxo médio de C (Tg C ano ⁻¹)	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Incerteza (%)
Alto Xingu						
Latossolos	1178,5	8,62	0,574	0,731	0,437	27,3
Argissolos	53,7	0,23	0,015	0,027	0,007	78,5
NQ	160,3	1,17	0,078	0,112	0,049	44,2
SAAB	2,8	0,02	0,002	0,002	0,001	52,5
SAAA	24,1	0,31	0,021	0,028	0,015	35,5
STU	87,2	0,87	0,058	0,085	0,036	46,0
Bacia do Paraná						
Latossolos	880,4	2,61	0,174	0,232	0,127	33,3
Argissolos	233,9	0,89	0,060	0,130	0,022	118,1
NQ	577,5	1,09	0,072	0,134	0,037	85,2
SAAB	148,2	0,97	0,065	0,125	0,031	93,2
SAAA	214,2	0,71	0,047	0,090	0,023	89,5
STU	49,1	0,22	0,015	0,026	0,008	78,4
Chapada do Parecís						
Latossolos	1244,9	8,76	0,584	0,717	0,459	22,8
Argissolos	28,1	0,22	0,015	0,021	0,010	41,8
NQ	170,4	2,96	0,197	0,252	0,150	27,7
SAAB	6,9	0,08	0,005	0,007	0,004	42,1
SAAA	8,7	0,09	0,006	0,008	0,004	38,0
STU	9,3	0,19	0,013	0,016	0,009	26,2
Depressão do Araguaia						
Latossolos	453,2	1,30	0,087	0,122	0,061	40,6
Argissolos	23,7	0,06	0,004	0,009	0,002	111,4
NQ	139,1	0,29	0,019	0,037	0,009	91,1
SAAB	9,5	0,08	0,006	0,008	0,004	52,2
SAAA	91,0	0,28	0,018	0,033	0,010	78,9
STU	632,6	2,24	0,149	0,290	0,071	94,3
Depressão de Cuiabá						
Latossolos	279,5	1,35	0,090	0,125	0,064	39,1
Argissolos	321,2	1,46	0,097	0,182	0,050	87,1
NQ	106,5	0,37	0,024	0,044	0,013	79,0
SAAB	43,7	0,87	0,058	0,081	0,041	40,4
SAAA	234,5	1,55	0,103	0,157	0,067	52,5
STU	90,0	0,58	0,039	0,059	0,025	53,7

Tabela 6.10 – Estimativa das alterações totais e fluxos anuais dos estoques de COS a partir de estimativas utilizando o método de Monte Carlo para as ecoregiões do estado de Mato Grosso no período de 1970 a 1985; o intervalo de confiança (95%) e a incerteza em termos percentuais são também apresentados

(conclusão)

	Área (10 ³ ha)	Tg C*	Fluxo médio de C (Tg C ano ⁻¹)	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Incerteza (%)
Depressão do Guaporé						
Latossolos	100,9	0,67	0,045	0,057	0,035	26,6
Argissolos	90,7	0,95	0,063	0,089	0,046	41,0
NQ	10,0	0,19	0,013	0,017	0,009	32,4
SAAB	1,7	0,11	0,008	0,010	0,005	32,5
SAAA	4,8	0,11	0,007	0,009	0,006	26,4
STU	13,3	0,49	0,033	0,040	0,025	23,3
Nordeste de MT						
Latossolos	132,2	1,10	0,073	0,098	0,052	34,0
Argissolos	220,3	1,68	0,112	0,154	0,077	37,4
NQ	1,5	0,01	0,001	0,001	0,0004	33,1
SAAB	26,6	0,30	0,020	0,028	0,012	43,5
SAAA	16,4	0,19	0,013	0,018	0,008	43,5
STU	61,8	0,72	0,048	0,072	0,029	50,7
Norte de MT						
Latossolos	281,4	3,35	0,223	0,280	0,172	25,5
Argissolos	926,6	8,34	0,556	0,792	0,399	42,3
NQ	24,8	0,64	0,043	0,057	0,029	34,1
SAAB	25,1	0,38	0,025	0,036	0,015	41,5
SAAA	6,9	0,15	0,010	0,013	0,007	30,4
STU	47,9	0,79	0,052	0,072	0,035	38,0
Norte de RO						
Latossolos	-	-	-	-	-	-
Argissolos	9,7	0,77	0,051	0,062	0,040	21,3
NQ	0,31	0,02	0,001	0,002	0,001	51,7
SAAB	0,029	0,002	0,0002	0,0002	0,0001	33,8
SAAA	-	-	-	-	-	-
STU	0,79	-	-	-	-	-
Pantanal						
Latossolos	79,1	0,14	0,009	0,016	0,005	74,4
Argissolos	21,0	0,06	0,004	0,008	0,002	85,4
NQ	8,6	0,04	0,002	0,004	0,002	51,7
SAAB	6,3	0,09	0,006	0,008	0,004	44,7
SAAA	6,8	0,16	0,011	0,013	0,008	26,8
STU	75,3	2,30	0,153	0,201	0,108	31,0

Tabela 6.11 – Estimativa das alterações totais e fluxos anuais dos estoques de COS a partir de estimativas utilizando o método de Monte Carlo para as ecoregiões do estado de Mato Grosso no período de 1985 a 2002; o intervalo de confiança (95%) e a incerteza em termos percentuais são também apresentados

	Área (10 ³ ha)	Tg C*	Fluxo médio de C (Tg C ano ⁻¹)	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Incerteza (%)
Alto Xingu						
Latossolos	1086,2	6,43	0,378	0,495	0,263	30,7
Argissolos	33,6	0,16	0,010	0,016	0,0003	67,7
NQ	115,3	0,93	0,055	0,078	0,032	42,9
SAAB	1,8	0,02	0,001	0,002	0,001	50,1
SAAA	14,5	0,26	0,015	0,020	0,010	34,6
STU	53,1	0,70	0,041	0,059	0,024	44,2
Bacia do Paraná						
Latossolos	1195,5	1,51	0,089	0,141	0,037	59,7
Argissolos	149,1	0,59	0,035	0,071	-0,013	106,2
NQ	475,8	0,73	0,043	0,075	0,0002	74,6
SAAB	97,8	0,67	0,039	0,071	-0,004	80,0
SAAA	133,7	0,50	0,030	0,053	0,001	78,7
STU	37,6	0,16	0,009	0,015	0,002	67,9
Chapada do Parecis						
Latossolos	1922,2	6,33	0,372	0,479	0,276	28,7
Argissolos	28,2	0,17	0,010	0,014	0,006	37,4
NQ	148,0	2,45	0,144	0,182	0,107	26,3
SAAB	5,0	0,06	0,004	0,005	0,002	38,0
SAAA	6,7	0,07	0,004	0,005	0,003	34,3
STU	12,4	0,16	0,009	0,012	0,007	26,8
Depressão do Araguaia						
Latossolos	377,3	0,87	0,051	0,076	0,024	49,0
Argissolos	14,4	0,04	0,003	0,005	-0,001	98,5
NQ	104,6	0,20	0,012	0,020	-0,001	77,7
SAAB	6,1	0,06	0,004	0,005	0,002	42,8
SAAA	55,5	0,21	0,012	0,020	0,003	68,0
STU	377,4	1,56	0,092	0,166	-0,008	80,7
Depressão de Cuiabá						
Latossolos	164,7	0,97	0,057	0,083	0,031	44,0
Argissolos	187,3	1,03	0,060	0,104	-0,001	71,3
NQ	62,6	0,27	0,016	0,026	0,003	67,4
SAAB	25,4	0,70	0,041	0,056	0,026	35,0
SAAA	137,0	1,22	0,072	0,104	0,037	45,0
STU	49,5	0,45	0,026	0,039	0,013	46,9

Tabela 6.11 – Estimativa das alterações totais e fluxos anuais dos estoques de COS a partir de estimativas utilizando o método de Monte Carlo para as ecoregiões do estado de Mato Grosso no período de 1985 a 2002; o intervalo de confiança (95%) e a incerteza em termos percentuais são também apresentados

(conclusão)

	Área (10 ³ ha)	Tg C*	Fluxo médio de C (Tg C ano ⁻¹)	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Incerteza (%)
Depressão do Guaporé						
Latossolos	102,6	0,51	0,030	0,039	0,021	30,8
Argissolos	57,0	0,76	0,045	0,060	0,027	34,1
NQ	6,4	0,16	0,010	0,013	0,007	31,1
SAAB	1,0	0,10	0,006	0,008	0,004	32,0
SAAA	3,3	0,09	0,005	0,007	0,004	25,4
STU	11,6	0,41	0,024	0,030	0,019	22,9
Nordeste de MT						
Latossolos	85,0	0,82	0,048	0,067	0,029	39,2
Argissolos	236,5	1,33	0,078	0,108	0,049	37,8
NQ	2,3	0,01	0,0004	0,001	0,0003	40,6
SAAB	29,7	0,24	0,014	0,021	0,008	43,7
SAAA	17,3	0,15	0,009	0,013	0,005	43,9
STU	47,6	0,57	0,033	0,050	0,018	48,7
Norte de MT						
Latossolos	214,8	2,65	0,156	0,199	0,114	28,0
Argissolos	630,2	6,68	0,393	0,530	0,235	34,7
NQ	18,7	0,54	0,032	0,042	0,022	33,5
SAAB	17,7	0,32	0,019	0,027	0,011	41,9
SAAA	4,8	0,12	0,007	0,009	0,005	30,1
STU	31,5	0,65	0,039	0,053	0,025	37,1
Norte de RO						
Latossolos	-	-	-	-	-	-
Argissolos	10,2	0,66	0,039	0,047	0,031	21,3
NQ	0,26	0,02	0,001	0,002	0,0005	51,8
SAAB	0,017	0,002	0,0001	0,0002	0,0001	33,9
SAAA	-	-	-	-	-	-
STU	0,46	-	-	-	-	-
Pantanal						
Latossolos	46,7	0,08	0,005	0,010	-0,0001	99,9
Argissolos	13,3	0,05	0,003	0,005	0,0003	72,7
NQ	5,4	0,03	0,002	0,002	0,001	43,0
SAAB	3,7	0,07	0,004	0,006	0,002	39,7
SAAA	4,0	0,13	0,008	0,010	0,006	26,2
STU	44,0	1,96	0,115	0,150	0,082	30,3

Tabela 6.12 – Estimativa das alterações totais e fluxos anuais dos estoques de COS a partir de estimativas utilizando o método de Monte Carlo para as ecoregiões do estado de Rondônia no período de 1970 a 1985; o intervalo de confiança (95%) e a incerteza em termos percentuais são também apresentados

	Área (10 ³ ha)	Tg C*	Fluxo médio de C (Tg C ano ⁻¹)	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Incerteza (%)
Rondônia central						
Latossolos	352,7	2,00	0,133	0,162	0,106	21,5
Argissolos	74,9	0,48	0,032	0,039	0,025	21,8
NQ	4,6	0,05	0,003	0,004	0,002	29,4
SAAB	53,8	0,38	0,025	0,033	0,018	31,7
SAAA	159,8	0,90	0,060	0,074	0,047	23,0
STU	107,9	0,50	0,033	0,041	0,025	24,4
Norte de RO						
Latossolos	164,1	3,44	0,229	0,274	0,185	19,7
Argissolos	15,1	0,38	0,025	0,031	0,020	21,5
NQ	2,3	0,08	0,005	0,008	0,003	51,6
SAAB	5,9	0,07	0,005	0,007	0,003	33,9
SAAA	7,0	0,31	0,020	0,025	0,016	22,1
STU	39,2	1,14	0,076	0,092	0,060	20,6
Norte de MT						
Latossolos	18,0	0,38	0,026	0,031	0,020	21,1
Argissolos	10,8	0,14	0,010	0,012	0,007	21,4
NQ	0,08	0,0009	0,0001	0,0001	0,00004	31,7
SAAB	2,1	0,0130	0,001	0,001	0,001	39,3
SAAA	2,3	0,0358	0,002	0,003	0,002	27,0
STU	3,2	0,0293	0,002	0,003	0,001	33,2
Depressão do Guaporé						
Latossolos	131,1	2,31	0,154	0,185	0,123	20,1
Argissolos	22,7	0,27	0,018	0,022	0,014	21,6
NQ	9,0	0,16	0,010	0,013	0,008	27,0
SAAB	6,8	0,20	0,014	0,018	0,009	31,8
SAAA	34,4	0,63	0,042	0,051	0,033	22,1
STU	47,4	1,81	0,121	0,147	0,095	21,5
Chapada do Parecis						
Latossolos	43,8	0,47	0,032	0,038	0,025	20,9
Argissolos	9,6	0,05	0,003	0,004	0,002	27,7
NQ	46,3	0,63	0,042	0,051	0,032	23,0
SAAB	2,5	0,01	0,001	0,001	0,000	34,1
SAAA	24,3	0,15	0,010	0,012	0,007	26,1
STU	5,3	0,05	0,004	0,004	0,003	26,3

Tabela 6.13 – Estimativa das alterações totais e fluxos anuais dos estoques de COS a partir de estimativas utilizando o método de Monte Carlo para as ecoregiões do estado de Rondônia no período de 1985 a 2002; o intervalo de confiança (95%) e a incerteza em termos percentuais são também apresentados

	Área (10 ³ ha)	Tg C*	Fluxo médio de C (Tg C ano ⁻¹)	Limite superior 95% IC	Limite inferior 95% IC	Incerteza (%)
Rondônia central						
Latossolos	805,5	1,83	0,107	0,151	0,072	40,4
Argissolos	226,9	0,45	0,026	0,040	0,016	52,1
NQ	11,7	0,05	0,003	0,004	0,002	37,8
SAAB	161,9	0,36	0,021	0,034	0,011	63,3
SAAA	281,9	0,80	0,047	0,069	0,030	46,8
STU	250,4	0,46	0,027	0,044	0,015	64,3
Norte de RO						
Latossolos	558,5	3,10	0,183	0,227	0,142	24,2
Argissolos	63,2	0,34	0,020	0,026	0,015	27,6
NQ	10,7	0,07	0,004	0,006	0,002	53,5
SAAB	16,0	0,07	0,004	0,005	0,002	39,5
SAAA	28,8	0,27	0,016	0,020	0,012	25,7
STU	144,1	1,02	0,060	0,077	0,046	27,3
Norte de MT						
Latossolos	74,6	0,35	0,021	0,027	0,016	29,4
Argissolos	43,2	0,13	0,008	0,011	0,005	40,5
NQ	0,28	0,0009	0,0001	0,00008	0,00003	50,9
SAAB	9,7	0,013	0,001	0,001	0,000	81,0
SAAA	9,7	0,033	0,002	0,003	0,001	42,4
STU	12,3	0,028	0,002	0,003	0,001	57,3
Depressão do Guaporé						
Latossolos	438,7	2,09	0,123	0,155	0,094	26,1
Argissolos	89,6	0,25	0,015	0,021	0,010	45,3
NQ	43,1	0,15	0,009	0,013	0,006	45,8
SAAB	31,0	0,18	0,011	0,015	0,007	37,0
SAAA	141,8	0,58	0,034	0,047	0,024	36,5
STU	182,6	1,63	0,096	0,122	0,072	27,0
Chapada do Parecis						
Latossolos	136,3	0,44	0,026	0,034	0,018	34,3
Argissolos	17,9	0,04	0,002	0,004	0,001	60,4
NQ	92,5	0,55	0,032	0,042	0,024	29,7
SAAB	11,5	0,01	0,001	0,001	0,0001	113,7
SAAA	67,7	0,14	0,008	0,013	0,005	57,7
STU	5,7	0,04	0,003	0,003	0,002	30,8