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

**Mudanças nos estoques de carbono e nitrogênio do solo em função da
conversão do uso da terra no Pará**

Mariana Regina Durigan

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

**Piracicaba
2013**

Mariana Regina Durigan
Engenheira Agrônoma

**Mudanças nos estoques de carbono e nitrogênio do solo em função da
conversão do uso da terra no Pará**

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS EDUARDO PELLEGRINO
CERRI**

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

**Piracicaba
2013**

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

Durigan, Mariana Regina

Mudanças nos estoques de carbono e nitrogênio do solo em função da conversão do uso da terra no Pará / Mariana Regina Durigan.- - Piracicaba, 2013.
101 p: il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Amazônia 2. Biomassa microbiana 3. Carbono 4. Estoques de C e N do solo
5. Fatores de emissão 6. Fracionamento físico da MOS 7. Isótopos 8. Mudança no uso da terra 9. Nitrogênio I. Título

CDD 631.41
D962m

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

Aos meus pais, Carlos Alberto e Solange, por toda dedicação, amor, paciência e principalmente por acreditarem em cada passo dado durante essa caminhada. Ao meu irmão, Carlos, que esteve todos os dias ao meu lado, pela convivência, pelos conselhos e pelas longas conversas durante o período que moramos juntos em Piracicaba.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-graduação em “Solos e Nutrição de Plantas” da ESALQ/USP pela oportunidade de ensino e aprendizagem, que possibilitou meu crescimento pessoal e profissional.

Ao Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP e ao Laboratório de Matéria Orgânica do Solo por disponibilizarem toda infraestrutura necessária para que os trabalhos pudessem ser realizados.

À CAPES, ao CNPq e principalmente à FAPESP pela concessão das bolsas de estudo durante o mestrado e durante o estágio de pesquisa realizado na Colorado State University.

Ao Prof. Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri, o qual terei sempre grande admiração pela sua competência e pelo excelente profissional que é, agradeço por toda paciência, confiança, dedicação, pelos ensinamentos e por todas as oportunidades concedidas durante o tempo em que trabalhamos juntos. Serei eternamente grata!

À Rede Amazônia Sustentável, especialmente aos Drs. Toby Gardner, Joice Ferreira, Erika Berenguer, Silvio Ferraz, Raimundo Cosme e Williams Avila por todo auxílio, parceria e colaboração durante a execução desse trabalho. Muito obrigada!

Agradeço especialmente ao Sr. Lúcio e Xaropinho, que me acompanharam e auxiliaram durante a realização do trabalho de campo em Santarém-PA. Obrigada pelo respeito, pela companhia, pelo esforço realizado durante o trabalho e principalmente pelo que me ensinaram durante os dias que estivemos juntos no campo.

Ao Prof. Dr. Plínio Barbosa de Camargo pelas suas considerações e sugestões e principalmente, por disponibilizar a realização de parte das atividades no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP.

À equipe do Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP especialmente à Dona Toninha, Sr. Geraldo, Fabiana e ao Prof. Marcelo, muito obrigada pelo auxílio, pelo grande apoio e pela eficiência durante o trabalho realizado.

Aos funcionários: José Roberto, Sr. Luiz e Rossi pelo apoio dado durante o preparo das amostras e sem os quais não teria sido possível a realização deste trabalho dentro do tempo previsto.

À Eleusa Bassi, pelos ensinamentos, por sua paciência, cuidado e dedicação durante os dias de trabalho no laboratório.

Aos estagiários: Erica Oliveira, Júlio, Valéria, Lívia, Gustavo e Matheus por todo auxílio dado nas atividades do laboratório.

Aos amigos que fiz durante essa jornada e que levarei comigo por toda vida: Thalita Abbruzzini, Carolina Brandani, Diana Signor, Eloana Bonfleur, Suzana Romeiro, Fernando Toledo, Carlos Nascimento, Vinícius Gouveia, Letícia Faria, Maisa Belisario, Marston, Evandro e Osmar. Muito obrigada, pela amizade e convivência, pelas conversas e pelos momentos de descontração.

Agradeço especialmente ao grande amigo “Chê” (Fernando Henrique Toledo) pelas aulas de estatística e por toda paciência em ensinar e por me socorrer nas horas mais inusitadas. Muito obrigada Chê!

Aqueles que estiveram longe, mas sempre presentes através do pensamento: Dona Anézia, Fernanda Guimarães, Vanessa Alpe, Nathália Crhistina, Lucíola Ellen, Rosana Moraes, Renata Branco, Alex Braz, Juliana Assumpção e Joyce Frassetto.

À toda minha família que sempre me deu forças e acreditou em minhas competências: meus pais, Carlos Alberto e Solange, meu irmão Carlos, meus tios Lúcia, João Manoel, Péricles, Denise, Sônia Maria, Sandra e Vicente; minha avó Raimunda e meus primos João Pedro, Gabriel, Otávio, Laís, Danilo e Rafaela.

Aos “anjos” que encontrei durante essa caminhada, que me receberam de braços abertos em seus lares e me fizeram sentir “em casa” quando estive longe: Alessandra Boari (Belém-PA), Dona Socorro (Belterra-PA), Sharon Due e Gillian Bowser (Fort Collins-CO).

Finalmente, agradeço ao Dr. Stephen Ogle, do Natural Resource Ecology Laboratory (NREL) da Colorado State University, pela oportunidade de trabalho, pela sua paciência, por tudo o que me ensinou, pela boa convivência e pelas sugestões nos trabalhos do mestrado e no trabalho realizado sob sua orientação. Muito obrigada!

*“Se as coisas são inatingíveis... ora!
Não é motivo para não querê-las...
Que tristes os caminhos, se não fora
A presença distante das estrelas!”*

Mário Quintana

*“Tem mais chão nos meus olhos do que o cansaço
nas minhas pernas, mais esperança nos meus
passos, do que tristeza nos meus ombros, mais
estrada no meu coração do que medo na minha
cabeça.”*

Cora Coralina

SUMÁRIO

RESUMO	12
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
REFERÊNCIAS	17
2 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DAS ÁREAS DE ESTUDO EM SANTARÉM, PARÁ	19
Resumo	19
Abstract.....	19
2.1 Introdução.....	19
2.2 Materiais e métodos.....	21
2.2.1 Descrição das áreas de estudo	21
2.2.2 Características geográficas	21
2.2.3 Seleção e caracterização das microbacias	22
2.2.4 Bacias avançadas	26
2.2.5 Amostragem do solo.....	26
2.2.6 Avaliações	26
2.2.6.1 Fertilidade do solo	27
2.2.6.2 Análise granulométrica.....	27
2.2.6.3 Densidade do solo.....	27
2.2.7 Análises estatísticas	28
2.3 Resultados e discussão	28
2.3.1 Atributos químicos	28
2.3.2 Atributos físicos.....	33
2.3.2.1 Granulometria.....	33
2.3.2.2 Densidade do solo.....	34
2.4 Conclusão	36
Referências	36
3 MUDANÇA NOS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO E A ORIGEM DA MOS	39
Resumo	39
Abstract.....	39
3.1 Introdução.....	39
3.2 Materiais e métodos.....	42
3.2.1 Descrição das áreas de estudo	42
3.2.2 Amostragem do solo.....	43
3.2.3 Avaliações	43

3.2.3.1 Teores de C e N do solo e sinal isotópico (^{13}C e ^{15}N)	43
3.2.3.2 Estoques de C e N do solo	45
3.2.4 Análise estatística	46
3.3 Resultados e discussão	46
3.3.1 Teores de C e N do solo e relação C/N	46
3.3.2 Estoques de C e N do solo	52
3.3.3 Sinal isotópico no solo ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$)	61
3.4 Conclusão	66
Referências	66
4 O IMPACTO DAS MUDANÇAS DE USO DA TERRA NAS DIFERENTES FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO	73
Resumo	73
Abstract	73
4.1 Introdução	74
4.2 Materiais e métodos	76
4.2.1 Descrição das áreas de estudo	76
4.2.2 Amostragem do solo	76
4.2.2.1 Seleção dos transectos para realizar o fracionamento físico	76
4.2.2.2 Seleção dos transectos para determinar o C da Biomassa Microbiana	77
4.2.3 Avaliações	77
4.2.3.1 Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo	77
4.2.3.1.1 Proporção do C introduzido pelas áreas de pastagens (C4) e do C remanescente da floresta (C4)	79
4.2.3.2 Determinação do Carbono da Biomassa Microbiana	79
4.2.4 Análises estatísticas	80
4.3 Resultados e discussão	80
4.3.1 Fracionamento físico da MOS	80
4.3.2 Carbono da Biomassa Microbiana	85
4.4 Conclusão	87
Referências	87
5 ESTIMATES OF EMISSION FACTORS ACCORDING TO THE IPCC GUIDELINE	91
Abstract	91
5.1 Introduction	91
5.2 Material and Methods	93
5.2.1 Study Areas	93
5.2.2 Soil Sampling	93
5.2.3 Soil Analysis	93

5.2.4 Statistical Analysis	93
5.2.4.1 Probability density functions (PDFs)	93
5.3 Results and discussion	94
5.3.1 Response ratios and emission factors	94
5.4 Conclusions	99
References	99

RESUMO

Mudanças nos estoques de carbono e nitrogênio do solo em função da conversão do uso da terra no Pará

A atividade de mudança do uso da terra na Amazônia vem sendo apontada como principal fonte de CO₂ para a atmosfera em função das emissões de C e N provenientes do solo. A prática de manejo adotada pode influenciar significativamente nos estoques de C e N do solo funcionando como dreno ou fonte de C e N para a atmosfera. Além disso, podem ser alterados: a fertilidade e a densidade do solo bem como as frações e a origem da MOS. Com o objetivo de avaliar o impacto das mudanças de uso da terra na região leste da Amazônia foram coletadas amostras de terra nos principais usos da terra na região de Santarém-PA, em três profundidades: 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Através das amostras foi realizada a caracterização físico-química das áreas e foram determinados os teores de C e N do solo e os isótopos $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ com a finalidade de quantificar os estoques de C e N do solo e avaliar a dinâmica e origem da MOS. Para um subconjunto de amostras foi realizado o fracionamento físico da MOS e a determinação do C da biomassa microbiana para compreender como a mudança de uso da terra interferiu nessas frações. Somado a essas determinações foi realizada a estimativa dos fatores de emissão com base na metodologia descrita pelo IPCC. Através da caracterização físico-química as áreas de estudo são caracterizadas por solos argilosos a muito argilosos. Os maiores valores de pH, macronutrientes, CTC, SB e V% foram observados nas áreas de agricultura (AGR) sugerindo que a utilização de práticas como adubação e calagem, são capazes de alterar os padrões de fertilidade do solo na Amazônia, aumentando seus índices de fertilidade. Para os estoques de C e N pode-se dizer que a mudança de uso da terra na região estudada está contribuindo para as perdas de C e N do solo, principalmente quando a conversão é realizada para áreas de agricultura (AGR) e pastagem (PA) sendo que os estoques de C observados na camada de 0-30 cm nessas áreas foram 49,21 Mg C ha⁻¹ (PA) e 48,60 Mg C ha⁻¹ (AGR). O maior valor de $\delta^{13}\text{C}$ foi encontrado nas áreas de pastagens, -25,08‰, sugerindo que para as áreas de PA existe diluição isotópica e que parte do C do solo ainda é remanescente da floresta. As frações da MOS apresentaram alterações na quantidade de C e na proporção das frações leve e oclusa, principalmente nos usos AGR e PA. A fração lábil da MOS (C da biomassa microbiana) também apresentou grande diferença entre os usos FLO e AGR (526,21 e 296,78 µg g⁻¹ de solo seco), indicando que a AGR foi o uso que mais alterou os estoques de C e N do solo e também as frações da MOS. Os fatores de emissão calculados confirmam todos os resultados observados em relação a conversão de FLO para AGR, sendo que para esse uso o fator de emissão foi de $0,93 \pm 0,033$, sendo então o uso que mais emitiu C. Com base nos resultados conclui-se que a introdução de áreas agrícolas na região de Santarém, é a principal causa de perda de C e N do solo e consequentemente é o uso que mais contribui com as emissões de gases do efeito estufa.

Palavras-chave: Amazônia; C da biomassa microbiana; Estoques de C e N do solo; Fatores de emissão; Fracionamento físico da MOS; Isótopos; Mudança no uso da terra

ABSTRACT

Changes on soil carbon and nitrogen stocks due to the land use change in Pará State, Brazil

The land use change in the Brazilian Amazon has been identified as the main source of CO₂ to the atmosphere due to emissions of soil carbon and nitrogen. The management practice adopted can strongly influence the soil C and N stocks and may work like a sink or source of C and N to the atmosphere. Furthermore, it can be changed: the soil fertility and bulk density as well as the SOM fractions and C source of the SOM. With the objective of evaluate the impact of the land use change in eastern Amazonia soil samples were collected in the main land uses in Santarém region, Pará State of Brazil, at three depths: 0-10, 10-20 and 20-30 cm. Through the samples was performed the physicochemical characterization of the areas and were determined the soil C and N contents as well the isotopes $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in order to quantify the soil C and N stocks and understand the SOM dynamics and evaluate the SOM origin. For a subset of samples were performed the physical fractionation of SOM and the determination of microbial biomass C to understand how the land use change may interfere in these fractions. Added to these determinations were estimated the emission factors based on the methodology described by the IPCC. Through the physicochemical characterization study areas can be characterized as a clayey loamy soils. The highest values of pH, macronutrients, CEC, sum of bases and base saturation were observed in croplands (CP), suggesting that the use of practices such as fertilization and liming are able to change the soil fertility patterns in the Amazon, increasing their fertility. For C and N stocks can be said that the land use change in the study area is contributing to the loss of soil C and N, especially when the conversion is done for croplands (CP) and grasslands (GS) areas and the value observed for soil C stocks in the 0-30 cm layer in these areas were 49.21 Mg C ha⁻¹ (GS) and 48.60 Mg C ha⁻¹ (CP). The highest $\delta^{13}\text{C}$ value was found in GS, -25.08 ‰, suggesting that for these areas is occurring an isotope dilution and that part of the soil C is still remaining from forest. The SOM fractions showed changes in the amount of C and in the proportion of light and occluded fractions, especially in the uses CP and GS. The labile SOM fractions (microbial biomass) also showed a large difference between the UF and CP uses (526.21 and 296.78 mg g⁻¹ of dry soil), indicating that CP affects the soil C and N stocks and also the SOM fractions. The emission factors calculated confirm all results observed for the conversion of UF for CP, and for this use the emission factor was 0.93 ± 0.033 , and then this was the use that emitted more C. Based on the results we conclude that the introduction of croplands in Santarém region is the main cause of soil C and N loss and consequently contributes more to the greenhouse gases emission.

Keywords: Amazon; Emission factors; Isotopes; Land use change; Microbial biomass; soil C and N stocks; SOM physical fractionation.

1 INTRODUÇÃO

Globalmente, as florestas tropicais armazenam aproximadamente 60% do carbono total encontrado em todas as florestas e estima-se que essas áreas também armazenam cerca de 26% do carbono total na matéria orgânica do solo (BATJES, 1996).

A Amazônia brasileira abrange aproximadamente 40% das florestas tropicais remanescentes do mundo e desempenha um papel vital na conservação da diversidade biológica, regulação climática e ciclos biogeoquímicos (MALHI et al. 2008; PERES et al. 2010). A mesma área abriga aproximadamente 20 milhões de pessoas e tem sido sujeita a conversão anual de cerca de 1,7 milhões de hectares de florestas primárias entre 1988 e 2011 (INPE 2012), contribuindo para as maiores taxas de desmatamento de floresta tropical nos últimos anos.

Nas últimas décadas, as áreas tropicais têm sido sujeitas a alterações climáticas, da biodiversidade e da qualidade do solo, em função do aumento nas mudanças de uso da terra (ASNER et al., 2009). Na Amazônia, essas mudanças ocorrem em virtude da exploração madeireira (KELLER et al., 2004), da introdução de novas áreas agrícolas (FEARNSIDE & GUIMARÃES, 1996), e especialmente devido ao abandono de terras de pastagem que dão origem a extensas áreas de floresta secundária (DAVIDSON et al., 2012) e segundo Wright & Muller-Landau (2006), estes processos fazem parte de um aumento global na cobertura de florestas secundárias nos trópicos.

O desmatamento emite gás carbônico (CO_2) e outros gases de efeito estufa. Uma parte do CO_2 é reabsorvido através do crescimento de florestas secundárias nas áreas desmatadas, mas os outros gases, tais como metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), não são. A quantidade de carbono absorvida como CO_2 pelo crescimento de florestas secundárias é pequena quando comparada à emissão inicial, porque a biomassa por hectare da floresta secundária é muito mais baixa que a da floresta primária (FEARNSIDE, 2006).

Com isso, a derrubada e queima e as posteriores conversões de sistemas naturais para outros sistemas de uso da terra fizeram do Brasil um grande vilão do aquecimento global, sendo considerado um dos principais países emissores de gases do efeito estufa, ocupando o 5º lugar no ranking mundial. De acordo com o IPCC (2007) em termos globais, aproximadamente 17,4% das emissões totais de GEE (em CO_2 -equivalente) deve-se a atividades florestais, incluindo o desmatamento, e 13,5% estão relacionadas à

agricultura. No Brasil a agricultura e as mudanças de uso da terra são responsáveis por 80% das emissões de GEE e aproximadamente 51% das emissões de CO₂ no Brasil, é oriunda do bioma Amazônia (BRASIL, 2010).

Dados gerados pelo IMAZON sobre o desmatamento total ocorrido na Amazônia no ano de 2012, apontam o Estado do Pará como líder do desmatamento sendo que em números absolutos, o Pará mais uma vez foi o Estado que mais desmatou, com 1.699 km² de floresta destruída. Isso é mais do que o dobro do desmatamento no segundo colocado, o Mato Grosso, com 777 km² (IMAZON, 2013). Desde o ano 2000 a região de Santarém, no Estado do Pará tem sido alvo de muitos produtores de soja devido ao relevo e clima favoráveis, mas principalmente devido à expansão e melhoria da infraestrutura logística e portuária para o escoamento de grãos no porto de Santarém-PA.

Associado a esses benefícios existe também os baixos preços oferecidos pelo hectare de terra na região e a boa cotação do preço da soja principalmente na safra 2011/2012 o que estimula ainda mais os produtores rurais e expandirem suas áreas de cultivo agrícola. Dessa forma, estima-se que para o ano de 2015 haverá cerca de 60% de áreas novas desmatadas que serão utilizadas para o cultivo de soja enquanto que para pastagens essas serão estabelecidas nos 40% restantes das áreas recém abertas (CERRI et al., 2007).

Estima-se que mais da metade da Amazônia brasileira estará desmatada ou degradada em decorrência da exploração de madeira e do fogo, caso o padrão de ocupação siga a trajetória das últimas duas décadas. Através de simulações que visam prever o desmatamento futuro estimou-se que, sobre um cenário ‘‘o mesmo de sempre’’ (Business as Usual), o qual considera as tendências históricas de desmatamento na região, cerca de 16 bilhões t C poderão ser liberadas para a atmosfera até 2050, um montante equivalente ao esforço de oito Protocolos de Quioto. Se considerada a bacia como um todo, 32 bilhões t C serão emitidas até 2050 o equivalente a três anos de emissões globais (SOARES FILHO et al., 2009).

Sabendo da importância do solo e do seu manejo sobre os estoques de C e N do solo, passa a ser fundamental a utilização de práticas conservacionistas, capazes de conservar a estrutura e a capacidade do solo em armazenar C, N e outros nutrientes para que haja a implantação de sistemas de manejo adequados, capazes de aumentar o sequestro de C no solo, reduzindo as emissões de gases do efeito estufa enquanto promovem um crescimento apoiado em bases sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- ASNER, G.P.; TOWNSEND, A.R.; BUSTAMANTE, M.M.C.; NARDOTO, G.B.; OLANDER, L.P. Pasture degradation in the Central Amazon: linking changes in carbon and nutrient cycling with remote sensing. **Global Change Biology**, Oxford, v.10, p.844–862, 2004.
- BATJES, N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.47, p.151-163, 1996.
- BRASIL - Ministério da Ciência e Tecnologia. **Segunda comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Ministério da Ciência e Tecnologia (Ed.), Vol. 2. Brasília, 2010. 280p
- CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.S.; BATJES, N.H.; MILNE, E.; CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.122, p. 58–72, 2007.
- DAVIDSON, E.A.; ARAÚJO, A.C.de; ARTAXO, P.; BALCH, J.K.; BROWN, I.F.; BUSTAMANTE, M.M.C.; COE, M.T.; DeFRIES, R.S.; KELLER, M.; LONGO, M.; MUNGER, J.W.; SCHROEDER, W.; SOARES-FILHO, B.S.; SOUZA, C.M.; WOFSY, S.C. The Amazon basin in transition. **Nature**, London, v. 418, p.321-328, 2012.
- FEARNSIDE, P. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**, Manaus, v.36, n.3, p.395-400, 2006.
- FEARNSIDE, P.M.; GUIMARÃES, W.M. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.80, p.35 – 46, 1996.
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Monitoramento da floresta Amazônica por Satélite**. 2012. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2011.htm>. Acesso em: 22 maio 2012.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, IPCC. **Climate Change 2007: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, 2007. 104p.
- KELLER, M.; ALENCAR, A.; ASNER, G.P.; BRASWELL, B.; BUSTAMANTE, M.; DAVIDSON, E. Ecological research in the large-scale biosphere-atmosphere experiment in Amazonia: Early results. **Ecological Applications**, Tempe, v.14, p.3 – 16, 2004.
- MALHI, Y.; ROBERTS, J.T.; BETTS, R.A.; KILLEEN, T.J.; LI, W.; NOBRE, C.A. Climate change, deforestation and the Fate of the Amazon. **Science**, Washington, n. 319, p.169-172, 2008.

PERES, C.A.; GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; ZUANON, J.; MICHALSKI, F.; LEES, A.C.; VIEIRA, I.C.G.; MOREIRA, F.M.S.; FEELEY, K.J. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, Essex, n.143, p.2314-2327, 2010.

SOARES-FILHO, B.; DIETZSCH, L.; MOUTINHO, P.; FALIERI, A.; RODRIGUES, H.; PINTO, E.; MERETTI, C.C.; SCARAMUZZA, C.A.M.; ANDERSON, A.; SUASSUNA, K.; LANNA, M.; ARAÚJO, F.V. de. **Reduções de Emissões de carbono do desmatamento no Brasil: o papel do Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA)**. Brasília,DF: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, 2009. 21p.

WRIGHT, S.J.;MULLER-LANDAU, H.C. The uncertain future of tropical forest species. **Biotropica**, Washington, v.38, p.443 – 445, 2006.

2 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DAS ÁREAS DE ESTUDO EM SANTARÉM, PARÁ

Resumo

A conversão de vegetação natural para outros tipos de uso da terra é considerada a principal causa da diminuição da fertilidade natural do solo. Na Amazônia brasileira, esses efeitos são muito intensos, devido ao desmatamento e à forte expansão da agricultura e pecuária. Assim, neste estudo, foi realizada a caracterização física e química em solos com diferentes sistemas de uso da terra na região de Santarém, Pará. Para isso foram coletadas amostras de terra nos principais usos da terra na região, em três diferentes profundidades: 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Foram determinados o pH (H_2O), $H+Al$, os macro e micronutrientes e foram calculados a CTC, SB, V% e m% para a caracterização química. Já para a caracterização física foi feita análise granulométrica e a DS. Com base nos resultados as áreas de estudo são caracterizadas por solos argilosos a muito argilosos. Os maiores valores de pH, macronutrientes, CTC, SB e V% foram observados nas áreas de agricultura (AGR) sugerindo que a utilização de práticas como adubação e calagem, são capazes de alterar os padrões de fertilidade do solo na Amazônia, aumentando seus índices de fertilidade.

Palavras-chave: Amazônia; Atributos Físicos; Fertilidade; Mudança No Uso Da Terra.

Abstract

The conversion of natural vegetation to other land uses is considered as the main cause that decreases the natural soil fertility. In Brazilian Amazon, those effects are very intense due to deforestation and agricultural expansion. Thus, this study was performed to characterize the soil physical and chemical with different land use systems in the region of Santarém, Pará. For that soil samples were collected in the main land uses in the region in three depths: 0 - 10, 10-20 and 20-30 cm. Were analyzed the pH (H_2O), $H + Al$, macro and micronutrients and were calculated the CEC, sum of bases, base saturation and Al saturation for the chemical characterization. For the physical were performed the texture analysis and the soil bulk density. Based on the results, the study areas are characterized by a clayey loamy soils. The highest values for pH, macronutrients, CEC, sum of bases and base saturation were observed in agriculture areas (AGR) suggesting that the use of practices such as fertilization and liming are able to change the soil fertility patterns in the Amazon, increasing their fertility.

Keywords: Amazon; Physical attributes; Fertility, Change in land use

2.1 Introdução

A Amazônia brasileira ocupa uma vasta área caracterizada pela heterogeneidade de suas classes de solo, geologia, relevo e biodiversidade. Uma das características mais marcantes desse bioma é o clima caracterizado como equatorial úmido, com temperatura e precipitação elevadas. Essa condição climática resulta em uma região de solos altamente intemperizados e poucos férteis (DEMATTE & DEMATTE, 1993),

com um teor de matéria orgânica de baixo a médio, nos primeiros centímetros do perfil do solo, principalmente devido à deposição e acelerada decomposição da serapilheira que fica sob a superfície do solo (MORAN et al., 2000; CERRI et al., 2004; LUIZÃO et al., 2009).

De acordo com Cerri et al. (2000) a os Latossolos são os solos predominantes na Amazônia brasileira e a principal característica desses solos é que são solos “velhos”, profundos, permeáveis e possuem boa drenagem sendo que o principal componente mineral é a caulinita, um mineral de argila do tipo 1:1, de baixa atividade, além de outros óxidos de ferro e alumínio. É comum que esse tipo de solo apresente baixa capacidade de troca catiônica e altos teores de alumínio trocável (LAL, 1987).

A deposição de material orgânico no solo, somada a presença de raízes e organismos vivos no solo (macro, meso e microfauna), é sem dúvida a principal porta de entrada dos nutrientes no sistema solo-planta-atmosfera que ocorre principalmente devido a ciclagem dos nutrientes no solo. Dessa forma, é dessa maneira que os solos da Amazônia são capazes de dar suporte físico e nutricional às árvores densas, sustentando assim a floresta exuberante (NEPSTAD et al., 2001; FEARNSIDE, 2006).

Para as condições naturais desse bioma, ou seja, em áreas de florestas não perturbadas, esse sistema de reposição dos nutrientes se aplica perfeitamente, uma vez que as entradas e saídas dos nutrientes se compensam, estando assim em equilíbrio constante. Por outro lado, sabemos que desde a colonização do Brasil, essa região sofre com as explorações do homem em busca de madeiras nobres, minerais e em um passado não muito remoto a região vem sendo intensamente desmata para dar espaço às áreas de pastagem e plantações de grãos.

Uma vez que todas essas mudanças no uso do solo ocorrem, passa a ocorrer o desequilíbrio entre a entrada e a saída dos nutrientes resultando no declínio da fertilidade do solo, na maior intensidade de lixiviação das bases e na desestruturação das condições físico-químicas do solo, tornando-o insustentável e inapropriado para o cultivo devido sua degradação sendo que essas condições colaboram para que muitos pesquisadores levantem a hipótese da possível “savanização” da Amazônia brasileira, caso não sejam tomadas as devidas providências de reabilitação dos solos dessa região (CERRI et al., 2007; VERA-DIAZ et al., 2008; BALCH et al., 2011)

As propriedades do solo sob floresta são principalmente influenciadas pela vegetação associadas a sua serapilheira, atividade da raiz e microclima (TSUI et al., 2004). De acordo com Quesada et al. (2009) cerca de 30 a 50% das florestas da

Amazônia ocorrem em solos inférteis. Alterações na fertilidade do solo na Amazônia estão ligadas aos diferentes níveis de intervenção humana no ecossistema florestal sendo que essas intervenções podem ser desde o corte seletivo de árvores até ao abandono de pastagens, dando origem a áreas degradadas. Sendo assim essas intervenções podem ser altamente destrutivas causando o empobrecimento do solo, erosão e toxicidade (LUIZÃO et al., 2009).

Nesse sentido esse capítulo tem como objetivo caracterizar os solos sob as áreas de estudo no que diz respeito aos atributos químicos e físicos, a fim de conhecer melhor as condições dos solos em cada um dos usos estudados nesse trabalho.

2.2 Materiais e métodos

2.2.1 Descrição das áreas de estudo

Foram avaliados os principais sistemas de uso da terra que caracterizam o leste da Amazônia (floresta, floresta explorada, floresta queimada, floresta explorada e queimada, floresta secundária (capoeira), pastagem e agricultura). As amostragens de solo foram realizadas em microbacias selecionadas na região de Santarém – Belterra, Estado do Pará (Figura 2.1) a qual é considerada uma região bastante influenciada pelo homem principalmente devido à localização de uma das principais rodovias do país, a BR-163 que liga Santarém-PA à Cuiabá-MT.

2.2.2 Características geográficas

O município de Santarém está localizado no oeste do estado do Pará e de acordo com o projeto RADAMBRASIL (1973), a geomorfologia da região é classificada por duas principais unidades morfo-estruturais, conhecidas como Platô do Baixo Amazonas da Amazônia central, com altitude aproximada de 100 m, e Platô Tapajós-Xingu, com altitude entre 120 e 170 m. A principal unidade pedológica é o Latossolo Amarelo distroférico, que apresenta diferentes texturas, sendo normalmente coberto por floresta densa (HERNANDEZ FILHO et al., 1993). No caso das áreas de estudo selecionadas para esta pesquisa, a classificação do solo foi feita com base no mapa de solos de Santarém (escala 1:250000), fornecido pela Embrapa (Figura 2.3) e com base no mapa cerca de 87 % das áreas são Latossolos enquanto que 7,5 % são classificadas como Argilossolos.

Segundo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) o clima é quente e úmido com temperaturas médias entre 25 e 28°C e umidade relativa média de 86%. A média anual de precipitação é de 1920 mm e em virtude das condições climáticas e topográficas favoráveis, nos últimos anos Santarém teve uma expansão relativamente elevada da agricultura mecanizada para o cultivo de grãos, vinculada principalmente a instalação do porto para escoamento da produção de soja.

Figura 2.1 - Localização da região de estudo no estado do Pará

2.2.3 Seleção e caracterização das microbacias

A seleção das microbacias foi realizada considerando os principais eixos de heterogeneidade, tanto na parte ambiental quanto econômica. Essas microbacias (5000-6000 hectares) foram delineadas usando um modelo de elevação digital e o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para ARCGIS 9.3. O principal critério para seleção das microbacias individuais foi o total de cobertura florestal remanescente (ou conversamente, o desmatamento histórico acumulado). Uma seleção final de 18 microbacias na região de Santarém - Belterra foi feita para garantir uma boa representação das práticas atuais de uso da terra, a distribuição espacial da população rural e os principais tipos de solo (Figuras 2.2 e 2.3).

Figura 2.2 - Distribuição e localização das bacias selecionadas na região de Santarém-Belterra

Figura 2.3 - Mapa de solos da região de Santarém-Belterra (Fonte: Embrapa)

Em cada microbacia, foram selecionados pontos amostrais de maneira aleatória com a finalidade de aumentar a probabilidade de capturar aspectos importantes da heterogeneidade tanto nas áreas de floresta como nas áreas de produção. Para o conjunto de dados, cada ponto amostral representa um transecto padronizado de 300 m de comprimento (Figuras 2.4 e 2.5). Foram estabelecidos 173 transectos de estudo na região de Santarém-Belterra ao longo de uma área de aproximadamente um milhão de hectares.

Para garantir uma amostra representativa das condições ambientais da região foram avaliadas 18 microbacias e, para cada uma delas, foi empregado um desenho amostral aleatório-estratificado (Figura 2.4). Em cada microbacia, uma densidade

padrão de pontos amostrais (1 por 400 ha) foi distribuída ao longo da paisagem. A distribuição dos pontos amostrais em cada paisagem respeita uma proporção de cobertura florestal e áreas de produção. Neste caso, áreas com metade da paisagem coberta por floresta receberam apenas metade dos pontos amostrais.

Dentro de cada uma das principais categorias de uso da terra, os pontos amostrais foram distribuídos aleatoriamente para aumentar a probabilidade de capturar aspectos importantes da heterogeneidade tanto nas áreas de floresta como nas áreas de produção. Para reduzir a dependência entre os pontos, foi estabelecida a regra de uma distância mínima de 1500 m entre os pontos amostrais. Para o conjunto de dados cada ponto amostral representa um transecto padronizado de 10 m de largura por 300 m de comprimento (Figura 2.5). Adicionalmente, as avaliações dos padrões de fertilidade do solo foram efetuadas ao longo de um gradiente de intensidade de uso do solo, ou seja, áreas sob diferentes formas de degradação florestal, tais como áreas que sofrem o processo de queimada ou exploração madeireira.

Figura 2.4 - Distribuição aleatório-estratificada dos transectos dentro de cada microbacia de estudo

2.2.4 Bacias avançadas

Devido ao tamanho da área de estudo e do grande número de amostras, foram selecionadas 4 bacias (Bacias 112, 129, 357 e 363), dentre as 18 selecionadas, que foram denominadas como “bacias avançadas”. A seleção desse grupo de bacias teve como finalidade abranger um maior número de informações capazes de fornecer mais detalhes sobre os diferentes sistemas de uso da terra.

2.2.5 Amostragem do solo

Ao longo de cada transecto foram amostrados 5 pontos, respeitando uma distância de 50 metros entre eles sendo que, para cada ponto, foram coletadas amostras em 3 profundidades distintas: 0-10, 10-20 and 20-30 cm (Figura 2.5). No centro de cada transecto, foi aberta uma trincheira da qual foram retiradas amostras de solo indeformadas com o auxílio de um anel volumétrico cujo a finalidade foi determinar a densidade do solo a partir dessas amostras. No total foram obtidas 2580 amostras de solo deformadas e 1032 amostras para o cálculo da densidade.

Figura 2.5. Distribuição da amostragem de solos dentro de cada transecto.

2.2.6 Avaliações

2.2.6.1 Fertilidade do solo

Para fins de caracterização química dos solos das áreas de estudo foram determinados o pH em água e os teores de P, K⁺, Na⁺ (mg dm⁻³), Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ (mmolc dm⁻³) e foram calculados os valores da CTC efetiva (mmolc dm⁻³), soma de bases (mmolc dm⁻³) e saturação por bases (V%) para todas as amostras de solo. Entretanto, para as bacias denominadas “avançadas” (Bacias 112, 129, 357 e 363) além desses elementos, foram determinados os valores de H+Al (mmolc dm⁻³), os micronutrientes Cu, Mn, Fe e Zn (mg kg⁻¹) e foram calculados os valores de CTC a pH 7,0 (mmolc dm⁻³) e saturação por alumínio (m%). Todas as determinações químicas foram realizadas no Laboratório de solos da Embrapa Amazônia Oriental, em Belém, adotando as técnicas usuais descritas em EMBRAPA (1997).

2.2.6.2 Análise granulométrica

A determinação da granulometria foi realizada para todas as amostras de solo (camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm) e os teores de areia, silte e argila (g kg⁻¹) foram determinados pelo método do densímetro. O princípio do método consiste em dispersar 40 g de solo com solução de hexametáfosfato de sódio (10 g L⁻¹), mantendo as amostras sob agitação a 120 rpm por 16 horas. Em seguida, a amostra é passada em peneira de malha de 2 mm para separar a fração areia das demais frações (silte e argila). A suspensão de hexametáfosfato de sódio, silte e argila é transferida para proveta graduada de 1000 mL, agitada por 40 segundos e faz-se a leitura com densímetro. Após duas horas, é realizada uma segunda leitura. A primeira leitura corresponde à presença de silte e argila e a segunda equivale apenas à argila, pois, no intervalo de duas horas, todo o silte já foi depositado no fundo da proveta (CAMARGO et al., 1986).

2.2.6.3 Densidade do solo

A densidade do solo foi estimada para realizar os cálculos dos estoques de carbono e nitrogênio no solo em toneladas de C e N por hectare, e foi calculada pelo método do cilindro volumétrico, descrito por EMBRAPA (1997), conforme a Equação 2.1:

$$Densidade (g\ cm^{-3}) = \frac{massa\ de\ solo\ (g)}{volume\ do\ cilindro\ (cm^{-3})} \quad (2.1)$$

2.2.7 Análises estatísticas

Para a caracterização geral das áreas foram calculados os valores médios de cada elemento analisado bem como o desvio padrão da média para cada um deles. Somente para os dados de densidade do solo os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e teste de comparação de médias através do teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Para todos os cálculos foi utilizado o software R (2008).

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Atributos químicos

A Tabela 2.1 ilustra os resultados obtidos para o pH do solo medido em água (H_2O), para os elementos fósforo (P), potássio (K^+), sódio (Na^+), cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), e alumínio (Al^{+3}) bem como para a acidez potencial do solo ($H+Al$) para os diferentes sistemas de uso da terra. Observa-se que os maiores valores de pH foram encontrados em áreas de agricultura (5,33) enquanto que valores menores foram observados para as áreas de floresta (3,71), ambos na camada de 0-10 cm. É de se esperar que maiores valores de pH sejam encontrados em solos sob agricultura uma vez que para que seja implantada uma cultura torna-se necessário realizar o preparo do solo a fim de deixá-lo apto para o fornecimento dos nutrientes essenciais às culturas, bem como proporcionar boas condições de cultivo durante todo o ciclo da cultura.

Sendo assim, uma das principais práticas adotadas é a calagem, principal responsável pela correção da acidez dos solos tropicais capaz de elevar o pH do solo deixando em uma faixa de pH ótima para que assim ocorra a disponibilidade dos elementos essenciais e também a indisponibilidade dos elementos considerados tóxicos (quando em excesso) como por exemplo o Al^{+3} . Por esse motivo, nota-se que para todos os outros elementos estudados, os maiores teores foram encontrados para as áreas de agricultura, com exceção do P, cujos maiores valores foram encontrados em áreas de pastagem, e do Al^{+3} como já esperado, uma vez que a calagem colabora para a complexação desse elemento no solo tornando-o não disponível para as plantas. Uma das explicações para os altos níveis de P encontrados está relacionada à sensibilidade que a produção da pastagem apresenta em relação aos teores de P no solo. Sendo assim é muito comum, nessa região de estudo, a utilização da fosfatagem como prática de

reposição desse elemento no solo bem como resulta em maior teor de P lábil às plantas (FEARNSIDE, 1978).

De maneira geral as áreas sob os diferentes tipos de floresta (explorada, queimada, queimada e explorada) apresentaram teores semelhantes para todos os elementos avaliados e quando comparadas com os valores encontrados para a condição de floresta nativa, nota-se que não houve alteração significativa, indicando que dentro dos padrões de florestas estudados, as condições de fertilidade do solo são muito semelhantes.

Apesar disso, existe nítida diferença entre os teores dos nutrientes quando comparados os sistemas pastagem e agricultura versus floresta nativa. Nota-se que a maior interferência do homem nesses dois sistemas de uso do solo é capaz de transformar as condições físico-químicas do solo, pois alteram não apenas a fertilidade como também aspectos físicos relacionados à porosidade, densidade do solo, infiltração e capacidade de retenção de água do solo. Alguns trabalhos relatam que as perdas na fertilidade do solo estão muitas vezes relacionadas às perdas de solo, principalmente pela erosão e remoção da camada superficial tornando o solo exposto aos fatores intempéricos (LUIZÃO et al., 2009).

Tabela 2.1 - Valores médios de pH (H₂O), P, K⁺, Na⁺ (mg dm⁻³), Ca⁺², Mg⁺², Al⁺³ e H+Al (mmolc dm⁻³) para os diferentes sistemas de uso da terra

Prof. (cm)	USO DA TERRA						
	FLO	FE	FQ	FEQ	FS	PA	AGR
	pH (H ₂ O)						
0 - 10	3,7 ± 0,1	3,7 ± 0,2	4,2 ± 0,5	3,9 ± 0,2	4,3 ± 0,6	4,7 ± 0,5	5,3 ± 0,6
10 - 20	3,8 ± 0,1	3,8 ± 0,2	4,2 ± 0,4	4,0 ± 0,2	4,4 ± 0,5	4,7 ± 0,5	5,0 ± 0,6
20 - 30	3,9 ± 0,1	3,9 ± 0,1	4,3 ± 0,3	4,1 ± 0,2	4,4 ± 0,4	4,6 ± 0,4	4,9 ± 0,5
	P (mg dm ⁻³)						
0 - 10	5,3 ± 1,7	5,5 ± 2,2	4,5 ± 2,1	5,7 ± 3,6	5,1 ± 3,5	40,4 ± 18,3	10,8 ± 5,9
10 - 20	3,2 ± 1,6	3,9 ± 1,6	3,2 ± 1,4	3,7 ± 1,9	3,4 ± 2,3	35,9 ± 12,1	5,2 ± 3,0
20 - 30	2,7 ± 2,0	2,7 ± 1,4	2,4 ± 1,1	2,6 ± 1,5	2,3 ± 1,1	30,4 ± 12,3	4,0 ± 2,4
	K (mg dm ⁻³)						
0 - 10	33,3 ± 10,6	34,4 ± 12,2	30,7 ± 11,3	36,1 ± 14,0	38,8 ± 21,8	50,4 ± 19,3	77,8 ± 39,0
10 - 20	25,0 ± 7,1	26,2 ± 7,6	24,5 ± 8,9	26,6 ± 9,2	30,0 ± 16,0	33,1 ± 12,7	44,1 ± 20,1
20 - 30	22,5 ± 9,3	21,3 ± 6,8	20,2 ± 6,1	21,2 ± 8,0	22,4 ± 12,3	26,1 ± 8,5	35,6 ± 14,2
	Na (mg dm ⁻³)						
0 - 10	20,3 ± 6,9	19,9 ± 7,6	18,1 ± 6,7	18,3 ± 7,4	18,4 ± 8,1	19,1 ± 8,3	24,2 ± 11,9
10 - 20	15,1 ± 4,6	15,8 ± 6,7	15,3 ± 5,7	14,9 ± 5,5	15,3 ± 7,5	14,7 ± 7,9	16,4 ± 6,3
20 - 30	14,1 ± 5,9	13,2 ± 5,5	13,2 ± 4,8	12,8 ± 5,3	12,2 ± 4,9	12,3 ± 5,3	13,8 ± 4,7

Ca (mmolc dm⁻³)							
0 - 10	4,8 ± 1,7	6,1 ± 4,8	11,1 ± 6,7	9,1 ± 5,9	17,6 ± 15,9	21,2 ± 8,4	35,7 ± 14,1
10 - 20	4,0 ± 0,9	4,6 ± 2,6	8,1 ± 3,3	6,8 ± 3,5	11,3 ± 10,5	16,1 ± 8,8	21,1 ± 12,7
20 - 30	4,2 ± 1,7	4,1 ± 1,5	6,9 ± 3,3	5,1 ± 4,0	8,5 ± 8,1	13,6 ± 5,4	16,4 ± 9,3
Mg (mmolc dm⁻³)							
0 - 10	3,7 ± 1,0	4,3 ± 3,0	5,5 ± 2,9	4,3 ± 2,4	6,3 ± 3,5	6,3 ± 1,8	9,1 ± 2,3
10 - 20	3,1 ± 0,6	3,3 ± 2,1	4,4 ± 2,1	3,3 ± 1,6	4,8 ± 3,1	5,3 ± 1,6	6,4 ± 2,6
20 - 30	3,0 ± 0,8	2,6 ± 0,8	3,3 ± 0,5	2,9 ± 1,2	3,9 ± 1,8	4,7 ± 1,3	5,4 ± 1,6
Al (mmolc dm⁻³)							
0 - 10	24,9 ± 7,2	24,6 ± 6,5	15,2 ± 6,8	21,6 ± 9,2	13,8 ± 8,8	7,7 ± 7,2	2,9 ± 2,6
10 - 20	22,6 ± 5,8	22,0 ± 5,4	15,9 ± 5,1	20,2 ± 7,7	14,1 ± 7,3	8,8 ± 7,0	7,6 ± 4,0
20 - 30	20,3 ± 5,6	20,4 ± 4,6	15,4 ± 5,1	18,5 ± 5,7	14,2 ± 6,1	9,3 ± 6,2	9,0 ± 4,1
H+Al (mmolc dm⁻³)*							
0 - 10	99,3 ± 46,2	129,1 ± 26,6	88,3 ± 22,6	107,0 ± 27,3	71,0 ± 32,6	47,3 ± 25,4	55,8 ± 18,6
10 - 20	80,8 ± 32,8	99,5 ± 21,7	73,8 ± 18,5	86,1 ± 21,1	61,3 ± 31,5	43,3 ± 21,3	62,7 ± 20,5
20 - 30	68,8 ± 27,1	78,7 ± 10,9	66,3 ± 17,4	74,2 ± 15,6	53,3 ± 19,8	41,7 ± 19,4	58,8 ± 19,6

* Valor médio para as áreas das bacias avançadas. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura.

Resultados semelhantes para análise de fertilidade do solo também foram encontrados em áreas de pastagens e em áreas sob sistema de agrofloresta (FEARNSIDE, 1980; ALFAIA et al., 2004; CARVALHO et al., 2009). E de acordo com os autores maiores níveis de fertilidade do solo nessas áreas estão associados às práticas de correção do solo.

Outros índices de fertilidade que também foram calculados e que estão associados aos resultados obtidos na Tabela 2.1, e que podem ser observados na Tabela 2.2 são a CTC a pH 7,0, CTC efetiva, soma de bases (SB), saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%).

A CTC (capacidade de troca catiônica) está diretamente relacionada ao teor de matéria orgânica do solo (MOS) uma vez que a MOS possui uma grande superfície de contato com vários sítios de carga negativa (LOPES, 1983) e sendo assim quanto mais moléculas orgânicas um solo tiver, maior será a quantidade de sítios disponíveis para realizar as trocas catiônicas. Neste trabalho foram calculadas a CTC a pH 7,0 e a CTC efetiva. A CTC a pH 7,0 está relacionada a quantidade de cátions adsorvidos quando o pH da solução do solo é igual a 7,0. É o valor da CTC de um solo que é atingida quando a calagem é utilizada para elevar o pH a 7,0. Em outras palavras, é o máximo de cargas negativas que seriam liberadas em um solo com pH 7,0 e que seriam ocupadas por cátions.

Já a CTC efetiva é calculada com base no pH natural do solo e é obtida somando-se as quantidades de bases trocáveis do solo com a quantidade de alumínio trocável (MEURER, et al., 2010). Dessa forma é de esperar que nas áreas em que há maior deposição de matéria orgânica, como por exemplo, as áreas ocupadas por florestas, haverá consequentemente um valor mais elevado da CTC. Sendo assim, observa-se que as áreas com maiores valores de CTC a pH 7,0 foram áreas sob os usos de floresta (FLO, FE, FQ e FEQ) e devido às práticas de calagem e adubação utilizadas, nas áreas de uso agrícola (AGR).

Outros índices de grande importância para a análise de fertilidade do solo são a soma de bases (SB) e a saturação por bases (V%). O primeiro é representado pela soma das bases trocáveis: Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} e Na^{+} ; e o segundo índice está relacionado à razão entre a SB e a CTC efetiva. Dentre os usos do solo estudados, esses índices foram mais abundantes nas áreas de agricultura, pastagem e floresta secundária (em ordem decrescente). Como vem sendo discutido neste capítulo, áreas de agricultura e pastagem passam constantemente por reformas e recebem práticas de calagem e adubação que são as principais fontes de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} e Na^{+} , resultando nos valores mais elevados para a SB e V% dessas áreas.

Já as áreas de floresta secundária, podem possuir bons valores de SB e V%, pois muitas vezes essas áreas passam por processos de derrubada, queima e algumas vezes chegam a receber algum tipo de adubação ou correção do solo, porém, com o passar do tempo existe uma tendência de perda da fertilidade do solo e se não for realizada a reposição dos nutrientes, esses solos tornam-se impróprios e acabam sendo abandonados, dando assim espaço para a ocupação de espécies nativas que dão origem à floresta secundária (MORAN et al., 2000).

Também na Tabela 2.2, podem ser observados os valores de saturação por (m%). Com base nos valores encontrados pode-se dizer que a faixa de saturação pode ser considerada de baixa a média sendo que a menor saturação por alumínio foi observada nas áreas de agricultura (AGR) e pastagem (PA) sendo que o contrário foi observado em áreas de floresta nativa (FLO), explorada (FE), queimada (FQ), queimada e explorada (FQE). Os valores de m% também estão relacionados às práticas de correção do solo utilizadas nessas áreas a fim de melhorar a fertilidade do solo e diminuir a fitoxidez do alumínio às plantas.

Tabela 2.2 - Valores médios da CTC a pH 7,0, CTC efetiva, Soma de Bases (mmolc dm⁻³), Saturação por bases e saturação por alumínio (%), para os diferentes sistemas de uso da terra

Prof. (cm)	USO DA TERRA						
	FLO	FE	FQ	FEQ	FS	PA	AGR
CTC a pH 7,0 (mmolc dm⁻³)*							
0 - 10	132,9 ± 51,5	173,8 ± 30,5	130,1 ± 26,1	158,2 ± 30,6	111,5 ± 44,3	111,9 ± 45,3	136,4 ± 25,5
10 - 20	110,9 ± 36,5	136,8 ± 24,4	110,8 ± 23,8	127,4 ± 19,2	96,1 ± 38,5	98,1 ± 37,9	116,4 ± 36,5
20 - 30	96,8 ± 29,6	109,3 ± 12,0	99,3 ± 21,8	108,7 ± 15,0	84,5 ± 26,3	90,9 ± 33,2	103,9 ± 29,9
CTC efetiva (mmolc dm⁻³)							
0 - 10	34,3 ± 7,2	35,9 ± 8,8	32,5 ± 11,6	35,9 ± 10,3	38,7 ± 15,7	36,5 ± 19,0	49,7 ± 15,5
10 - 20	30,3 ± 5,6	31,6 ± 6,1	29,0 ± 7,2	30,9 ± 7,0	31,0 ± 10,8	31,1 ± 15,7	36,3 ± 12,6
20 - 30	28,1 ± 5,8	27,8 ± 4,8	26,2 ± 4,9	27,1 ± 5,3	27,1 ± 7,7	28,3 ± 14,0	31,8 ± 8,5
SB (mmolc dm⁻³)							
0 - 10	9,4 ± 2,8	11,3 ± 7,9	17,3 ± 14,8	14,3 ± 13,3	24,9 ± 19,7	28,8 ± 22,3	46,8 ± 16,9
10 - 20	7,7 ± 1,6	8,6 ± 4,7	13,2 ± 9,8	10,7 ± 8,6	16,9 ± 13,8	22,3 ± 18,9	28,6 ± 15,1
20 - 30	7,7 ± 2,6	7,3 ± 2,4	10,8 ± 6,6	8,6 ± 5,3	12,9 ± 10,1	18,9 ± 17,2	22,8 ± 11,0
V (%)							
0 - 10	28,7 ± 9,9	30,3 ± 13,2	47,7 ± 23,6	36,9 ± 21,4	59,2 ± 24,7	73,9 ± 22,3	92,9 ± 8,1
10 - 20	26,5 ± 8,3	27,1 ± 10,6	42,2 ± 20,8	33,7 ± 19,5	51,3 ± 22,7	66,6 ± 23,1	75,9 ± 14,2
20 - 30	28,3 ± 9,9	26,7 ± 7,9	39,8 ± 17,8	31,4 ± 15,1	45,6 ± 20,7	61,4 ± 22,8	69,0 ± 15,6
m (%)*							
0 - 10	14,9 ± 2,6	13,0 ± 1,9	12,3 ± 4,5	12,3 ± 5,0	10,0 ± 4,3	6,1 ± 5,3	2,0 ± 1,2
10 - 20	16,4 ± 2,6	14,4 ± 1,9	14,5 ± 4,6	13,7 ± 4,3	11,3 ± 4,3	7,7 ± 5,6	7,1 ± 3,6
20 - 30	16,0 ± 3,1	14,7 ± 1,5	15,0 ± 4,3	14,7 ± 3,8	12,2 ± 3,8	8,7 ± 5,5	9,3 ± 4,2

* Valor médio para as áreas das bacias avançadas. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura.

Outra avaliação importante, que complementa a análise de fertilidade do solo é a análise dos micronutrientes. Neste caso foram analisadas amostras de solo provenientes do grupo de bacias avançadas e com base nessas amostras foram determinados os teores dos micronutrientes Cu, Mn, Fe e Zn (Tabela 2.3). Em relação aos teores de Cu, Mn e Zn, os maiores valores foram encontrados em áreas de pastagem (PA) sendo que para o Fe, os maiores valores foram observados nas áreas de agricultura (AGR).

De maneira geral os teores de Fe são elevados em todas as áreas e esse fato pode estar associado aos tipos de solo da região estudada, que são na maioria Latossolos, ricos em óxidos de ferro. Para os demais micronutrientes, os maiores teores nas áreas de AGR e PA, podem estar atribuídos a algumas práticas agrícolas, não apenas as práticas de adubação e calagem, mas também, pelo fato desses elementos fazerem

parte de muitos produtos fitossanitários (defensivos agrícolas) que são bastante utilizados para o controle de pragas e doenças principalmente nas culturas como soja, arroz e milho, cultivadas na região de estudo.

Já os teores baixos desses elementos encontrados nas áreas de florestas (FLO, FE, FQ, FEQ, FS) podem estar associados à maior quantidade de MO presente nesses solos e que é capaz de complexar em seus sítios esses elementos, deixando-os indisponíveis para as plantas (QUENEA et al., 2009).

Tabela 2.3 - Valores médios dos micronutrientes Cu, Mn, Fe e Zn (mg kg^{-1}) para os diferentes sistemas de uso da terra presentes nas bacias avançadas

Prof. (cm)	USO DA TERRA						
	FLO	FE	FQ	FEQ	FS	PA	AGR
Cu (mg kg^{-1})*							
0 - 10	1,1 $\pm$ 0,6	0,82 $\pm$ 0,52	0,26 $\pm$ 0,17	1,46 $\pm$ 1,21	1,59 $\pm$ 1,34	2,87 $\pm$ 0,78	2,51 $\pm$ 1,16
10 - 20	1,3 $\pm$ 0,5	0,83 $\pm$ 0,79	0,70 $\pm$ 0,55	0,98 $\pm$ 0,77	2,54 $\pm$ 1,94	2,89 $\pm$ 0,81	2,47 $\pm$ 1,20
20 - 30	1,4 $\pm$ 0,5	0,96 $\pm$ 0,80	0,52 $\pm$ 0,44	0,46 $\pm$ 0,42	1,23 $\pm$ 0,93	2,90 $\pm$ 1,07	2,72 $\pm$ 1,42
Mn (mg kg^{-1})*							
0 - 10	2,9 $\pm$ 0,8	2,82 $\pm$ 1,86	3,60 $\pm$ 1,83	3,22 $\pm$ 2,81	4,22 $\pm$ 2,91	21,67 $\pm$ 20,57	7,34 $\pm$ 3,83
10 - 20	2,0 $\pm$ 0,4	1,95 $\pm$ 1,60	6,16 $\pm$ 5,59	2,56 $\pm$ 1,03	1,84 $\pm$ 1,62	10,87 $\pm$ 8,54	3,47 $\pm$ 2,47
20 - 30	1,8 $\pm$ 0,4	2,30 $\pm$ 1,94	5,00 $\pm$ 2,84	3,78 $\pm$ 1,88	2,41 $\pm$ 1,89	9,31 $\pm$ 6,32	3,96 $\pm$ 2,31
Fe (mg kg^{-1})*							
0 - 10	117,3 $\pm$ 17,3	127,0 $\pm$ 20,5	88,3 $\pm$ 56,8	88,3 $\pm$ 17,9	92,71 $\pm$ 34,7	165,0 $\pm$ 133,1	188,5 $\pm$ 86,2
10 - 20	103,7 $\pm$ 11,9	113,2 $\pm$ 33,5	106,7 $\pm$ 15,0	39,5 $\pm$ 23,8	101,6 $\pm$ 43,3	171,7 $\pm$ 139,1	197,4 $\pm$ 95,6
20 - 30	83,4 $\pm$ 9,0	92,8 $\pm$ 12,2	83,4 $\pm$ 45,7	78,1 $\pm$ 6,8	96,3 $\pm$ 37,7	120,3 $\pm$ 87,6	136,9 $\pm$ 53,9
Zn (mg kg^{-1})*							
0 - 10	0,3 $\pm$ 0,2	1,5 $\pm$ 1,0	0,8 $\pm$ 0,5	2,1 $\pm$ 1,6	4,0 $\pm$ 1,7	4,4 $\pm$ 2,2	2,8 $\pm$ 0,7
10 - 20	0,2 $\pm$ 0,1	1,4 $\pm$ 0,7	1,6 $\pm$ 0,9	1,8 $\pm$ 1,6	4,3 $\pm$ 2,6	3,0 $\pm$ 1,1	2,0 $\pm$ 0,6
20 - 30	0,3 $\pm$ 0,1	2,3 $\pm$ 1,4	0,9 $\pm$ 0,8	0,9 $\pm$ 0,8	5,8 $\pm$ 3,3	3,2 $\pm$ 1,2	2,2 $\pm$ 0,8

* Valor médio para as áreas das bacias avançadas. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura.

2.3.2 Atributos físicos

2.3.2.1 Granulometria

Com base nos resultados da análise granulométrica, apresentados na Tabela 2.4, e no Sistema Brasileiro de Classificação do Solo, desenvolvido pela Embrapa (EMBRAPA, 2006), os solos podem ser considerados solos de textura argilosa (áreas de pastagem) e de textura muito argilosa para os demais usos. De acordo com a classificação da Embrapa, solos de textura argilosa compreendem solos com uma

composição granulométrica de 35% a 60% de argila e solos de textura muito argilosa, são aqueles solos que possuem mais de 60% de argila EMBRAPA, 2006).

Observa-se que para todas as áreas existe um aumento gradativo no teor de argila do solo quando se aumenta a profundidade, indicando que pode estar ocorrendo os processos de eluviação e iluviação da argila do horizonte superficial para o subsuperficial. Esses processos são bastante comuns em Latossolos e Argissolos, e principalmente em regiões de precipitação elevada como na Amazônia.

Tabela 2.4 - Teores médios de areia, silte e argila (g kg^{-1}) presentes nas áreas amostradas

Uso da terra	Prof. (cm)	AREIA	SILTE g kg^{-1}	ARGILA
Floresta	0-10	214	133	654
	10-20	193	135	672
	20-30	168	130	702
Floresta explorada	0-10	202	119	679
	10-20	186	129	688
	20-30	171	129	700
Floresta queimada	0-10	223	174	603
	10-20	182	162	656
	20-30	161	139	700
Floresta explorada e queimada	0-10	263	171	566
	10-20	242	139	620
	20-30	222	138	649
Floresta secundária	0-10	256	178	566
	10-20	224	154	623
	20-30	209	126	665
Pastagem	0-10	466	149	388
	10-20	429	133	438
	20-30	409	126	465
Agricultura	0-10	105	218	677
	10-20	105	178	732
	20-30	97	167	737

2.3.2.2 Densidade do solo

Na Tabela 2.5 é possível observar os valores médios encontrados para densidade do solo (Ds g cm^{-3}). Com base no resultado do teste de comparação de médias, realizado através do teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) é possível notar que para a profundidade de 0-10 cm existe diferença significativa entre os valores de densidade encontrados sob áreas de

pastagem ($1,11 \text{ g cm}^{-3}$) e todas as demais áreas estudadas, sob os diferentes sistemas de uso da terra. Os maiores valores de Ds foram encontrados para as áreas de pastagem em todas as profundidades estudadas. Apesar dos valores não se encontrarem no limite crítico de Ds (aproximadamente $1,7 \text{ g cm}^{-3}$), pode-se dizer que os solos sob pastagem encontram-se mais compactados do que os solos das demais áreas.

Valores altos de Ds também foram encontrados sob as áreas de floresta queimada e agricultura. No caso das pastagens infere-se que essa leve compactação possa estar associada ao pisoteio dos animais (CERRI et al., 2004) e também a força e pressão exercidas pelo sistema radicular mais denso das gramíneas. Já para as áreas de agricultura, percebe-se que há um aumento sutil nos valores de Ds conforme há o aumento da profundidade. Isso pode estar ligado a principal faixa de interferência das máquinas utilizadas para o preparo do solo e também durante os plantio e colheita das culturas, que atinge principalmente a faixa subsuperficial do solo entre 10 e 30 cm (POWLSON et al., 2011).

De certa forma existe uma tendência dos solos serem menos densos na camada de 0-10 cm devido a maior presença de raízes e principalmente, em função da presença de organismos da macro e mesofauna, capazes de revolver o solo deixando-o mais aerado e menos denso (BRONICK & LAL, 2004). Por isso, para todas as áreas estudadas existe diferença significativa quando comparadas as Ds entre as profundidades dentro do mesmo uso da terra.

Tabela 2.5 - Valores médios de densidade do solo (g cm^{-3}) calculados para os diferentes sistemas de uso da terra

USO DA TERRA	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
	Ds (g cm^{-3})		
FLO	0,89 $\pm$ 0,02 Cb	1,05 $\pm$ 0,02 DE a	1,07 $\pm$ 0,02 BC a
FE	0,86 $\pm$ 0,01 C a	1,02 $\pm$ 0,01 E ab	1,04 $\pm$ 0,01 C b
FQ	1,02 $\pm$ 0,02 B b	1,16 $\pm$ 0,02 AB a	1,18 $\pm$ 0,02 A a
FEQ	0,91 $\pm$ 0,01 C c	1,05 $\pm$ 0,01 DE b	1,09 $\pm$ 0,01 BC a
FS	0,91 $\pm$ 0,01 C b	1,08 $\pm$ 0,01 CD a	1,10 $\pm$ 0,01 BC a
PA	1,11 $\pm$ 0,01 A b	1,17 $\pm$ 0,01 A a	1,18 $\pm$ 0,01 A a
AGR	0,98 $\pm$ 0,02 B b	1,11 $\pm$ 0,02 BC a	1,12 $\pm$ 0,01 B a

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma profundidade (vertical) e letras minúsculas comparam as profundidades dentro do mesmo uso (horizontal). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

2.4 Conclusão

A mudança de uso da terra na região de estudo está colaborando para que ocorram mudanças nos padrões de fertilidade e nos padrões físicos do solo (densidade do solo). Com base nos resultados obtidos conclui-se que a introdução de áreas agrícolas e de pastagens é a principal causa de transformação desses padrões do solo, quando comparados com áreas de floresta nativa principalmente devido às práticas utilizadas pelo homem para a correção e adubação do solo.

Pode-se dizer também que essas práticas podem ser consideradas benéficas caso a finalidade da conversão do uso sejam áreas de agricultura e pastagem, uma vez que ajudam a melhorar a fertilidade do solo, diminuem a toxidez de alguns elementos tornando o solo capaz de fornecer os elementos necessários para o bom desenvolvimento das plantas. No contrário, caso ocorra o abandono das áreas desmatadas, haverá declínio nos padrões de fertilidade do solo deixando-o inapropriado para o desenvolvimento da floresta nativa.

Referências

- ALFAIA, S.S.; RIBEIRO, G.A.; NOBRE, A.D.; LUIZÃO, R.G.; LUIZÃO, F.J. Evaluation of soil fertility in smallholder agroforestry systems and pastures in western Amazonia. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.102, p.409-414, 2004.
- BALCH, J.K.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M.; BRANDO, P.M.; PORTELA, O.; GUILHERME, P.; REUNING-SCHERER, J.D.; CARVALHO JUNIOR, O. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.261, p.68-77, 2011.
- BRONICK, C.J. ;LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, Amsterdam, v.124, p.3-22, 2005.
- CAMARGO, A.O.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas:Instituto Agrônomo, 1986. 94p. (IAC, Boletim Técnico, 106).

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEILG, B.J.; PÍCCOLO, M. de C.; GODINHO, V. de P.; HERPIN, U.; CERRI, C.C. Conversion of Cerrado into agriculture land in the south – western Amazon: carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.66, n.2, p.233-241, 2009.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B.; PICCOLO, M.C. Carbon pools in soils of the Brazilian Amazon. In: LAL, R. (Ed.). **Global Climate Change and Tropical Ecosystems**. Advances in Soil Science. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 33–50.

CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M.; CHAPLOT, V.; VOLKOFF, B.; VICTORIA, R.L.; MELILLO, J.M.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C.C. Assessment of soil property spatial variation in an Amazon pasture: basis for selecting an agronomic experimental area. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p.51-68, 2004.

CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.S.; BATJES, N.H.; MILNE, E.; CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.122, p. 58–72, 2007.

DEMATTE, J.I.; DEMATTE, J.A.M. Comparações entre as propriedades químicas de solos das regiões da floresta amazônica e do cerrado do Brasil central. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.50, p.272-286, 1993.

EMBRAPA-CNPS. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro; Embrapa Solos, 1997. 58p.

EMBRAPA-CNPS. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informações. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 412p.

FEARNSIDE, P. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**, Manaus, v.36, n.3, p.395-400, 2006.

FEARNSIDE, P.M. **Estimation of carrying capacity for human populations in a part of the transamazon highway colonization area of Brazil**. 1978. 624 p. PhD Thesis. University Microfilms, Ann Arbor, 1978.

FEARNSIDE, P.M. The effect of cattle pasture on soil fertility in the Brazilian Amazon: consequences for beef production sustainability. **Tropical Ecology**, Varanasi, v.21, 125-137, 1980.

HERNADEZ FILHO, P.; SHIMABUKURO, Y.E.; LEE, D.C.L.; SANTOS FILHO, C.P.; ALMEIDA, R.R. The Forest inventory project at the Tapajós National forest: final report. **INPE/IBAMA/FUNATURA/ITTO**, São José dos Campos, 1993. 126p.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em : <http://www.inmet.gov.br/html/climatologia.php?lnk=../webcdp/climatologia/gmaps/> > Acesso em: 22 fev. 2011.

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

LUIZÃO, F.J.; FEARNSTIDE, P.M.; CERRI, C.E.P.; LEHMANN, J. **The maintenance of soil fertility in Amazonian managed systems, in Amazonia and Global Change**. KELLER, M. et al.(Ed.). Washington, D.C. AGU, 2009. p. 311-336. (**Geophysical Monograph Series**, 186).

MEURER, E.J.; RHENHEIMER, D.; BISSANI, C.A. **Fenômenos de sorção em solos**. 4. Ed. MEURER, E.J. (Ed.). In: **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre, :Evangraf, 2010. 266p.

MORAN, E.F.; BRONDIZIO, E.S.; TUCKER, J.M.; SILVA-FORSBERG, M.C.; McCracken, S.; FALESI, I. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. **Forest Ecology Management**, Amsterdam, v.139, p.93-108, 2000.

NEPSTAD, D.; MOUTINHO, P.R.S.; MARKEWITZ, D. The recovery of biomass, nutrient stocks, and deep-soil functions in secondary forests. In: MCCLAIN, M.E., VICTORIA, R.L. RICHEY, J.E. (Ed.). **The biogeochemistry of the Amazon basin**. New York: Oxford University Press, 2001. p.139-155.

POWLSON, D.S.; GREGORY, P.J.; WHALLEY, W.R.; QUINTON, J.N.; HOPKINS, D.W., WHITMORE, A.P.; HIRSCH, P.R.; GOULGING, K.W.T. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. **Food Policy**, Guildford, v.36, p. S72–S87, 2011.

PROJETO RADAMBRASIL. **Folha SA 23 - São Luis**. Rio de Janeiro: DNPM, 1973. (Levantamento de Recursos Minerais, 3).

QUENEA, K.; LAMY, I.; WINTERTON, P.; BERMOND, A.; DUMAT, C. Interactions between metals and soil organic matter in various particle size fractions of soil contaminated with waste water. **Geoderma**, Amsterdam, v.149, p.217-223, 2009.

QUESADA, C.A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L.O.; FYLLAS, N.M.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C.I. Soils of Amazonia with particular reference to the Rain for sites. **Biogeosciences Discussion**, München, v. 6, n.2, p. 3851–3921, 2009.

TSUI, C.C.; CHEN, Z.S.; HSIEH, C.F. Relationships between soil properties and slope position in a lowland rain forest of southern Taiwan. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, n. 1/2, p.131–142, 2004.

VERA-DIAZ, M.C.; KAUFMANN, R.K.; NEPSTAD, D.C.; SCHLESINGER, P. An interdisciplinary model of soybean yield in the Amazon Basin: The climatic, edaphic, and economic determinants. **Ecological Economics**, Amsterdam, v.65, p. 420-431, 2008.

3 MUDANÇA NOS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO E A ORIGEM DA MOS

Resumo

A atividade de mudança do uso da terra na Amazônia vem sendo apontada como principal fonte de CO₂ para a atmosfera em função das emissões de C e N provenientes do solo. A prática de manejo adotada pode influenciar significativamente nos estoques de C e N do solo funcionando como dreno ou fonte de C e N para a atmosfera. Assim, o objetivo desse trabalho foi quantificar os estoques de C e N do solo em diferentes sistemas de uso da terra na região de Santarém-PA e através do uso de técnicas isotópicas, estimou-se a origem da MOS. Com base nos resultados obtidos pode-se dizer que a mudança de uso da terra na região estudada está contribuindo para as perdas de C e N do solo, principalmente quando a conversão é realizada para áreas de agricultura e pastagem sendo que os estoques de C observados na camada de 0-30 cm nessas áreas foram 49,21 Mg C ha⁻¹ (PA) e 48,60 Mg C ha⁻¹ (AGR) e para a área de floresta o estoque de C para a mesma camada foi igual a 56,21 Mg C ha⁻¹ (FLO). O maior valor de $\delta^{13}\text{C}$, foi encontrado nas áreas de pastagens, -25,08‰, enquanto que o menor valor foi observado na área de floresta não perturbada, -27,62‰, sugerindo que para as áreas de pastagens existe diluição isotópica e que parte do C do solo ainda é remanescente da floresta.

Palavras-chave: Amazônia; Estoques de C e N; Isótopos estáveis; Mudança do uso da terra

Abstract

The activity of land use change the Brazilian Amazon has been identified as the main source of CO₂ to the atmosphere due to emissions of carbon and nitrogen from soil. The management practice adopted can strongly influence the soil C and N stocks working as a sink or source of C and N to the atmosphere. The objective of this study was to quantify the soil C and N stocks in different land use systems in the region of Santarém-PA and through the use of isotope techniques, was estimated the origin of MOS. Based on the results is possible conclude that the land use change in the study area has been contributing to the loss of soil C and N, especially when the conversion is done to give place for cropland and grassland areas. In spite of this the lowers C stocks observed in the 0-30 cm layer in these areas were 49.21 Mg C ha⁻¹ (GS) and 48.60 Mg C ha⁻¹ (CP) and the for the undisturbed forest area the soil C stock was 56.21 Mg C ha⁻¹ (UF). The higher value of $\delta^{13}\text{C}$, found in pastures, -25.08 ‰, while the lowest value was observed in the undisturbed forest, -27.62 ‰, suggesting that for pastures exist an isotopic dilution and that part of the soil C is still remaining from forest.

Keywords: Amazon; C and N stocks; land use change; stable isotopes

3.1 Introdução

O C orgânico do solo representa o maior reservatório terrestre de C contendo aproximadamente 1550 Pg (ESWARAN et al., 1993; LAL, 2004, LAL, 2008), o que

equivale a mais de duas vezes a quantidade estocada na vegetação ou na atmosfera (CERRI et al., 2006; ANDERSON TEIXEIRA et al., 2009). Recentemente muitos estudos têm demonstrado que a estabilidade do C orgânico no solo não é apenas controlada pela estrutura molecular da matéria orgânica do solo, mas principalmente por fatores ambientais e biológicos (SCHMIDT et al., 2011). Sendo assim, qualquer alteração no uso da terra ou na prática de manejo, pode alterar consideravelmente os estoques de C e N no solo.

Outro impacto ocasionado por essas alterações diz respeito a qualidade da matéria orgânica do solo (MOS). A MOS é a principal fonte de armazenamento de C e N no solo e engloba todos os componentes orgânicos, dentre os quais: biomassa viva (tecidos animais ou vegetais intactos e microorganismos), raízes mortas e outros tecidos vegetais que ainda podem ser reconhecidos, bem como uma grande mistura de substâncias orgânicas complexas que não podem mais ser identificadas como tecidos, o húmus do solo.

Cerca de 32% do N total armazenado nos solos encontram-se em regiões tropicais (BATJES & DIJKSHOORN, 1999). Além da sua importância na nutrição das plantas esse elemento merece destaque por fazer parte da constituição de um dos gases mais importantes do efeito estufa, o N_2O . A emissão desse gás ocorre através de alguns processos bioquímicos (desnitrificação, nitrificação) que ocorrem no solo, e também por meio da utilização de alguns fertilizantes nitrogenados, e qualquer aumento na sua taxa de emissão pode potencializar o aquecimento global.

O uso da terra e sua mudança podem atuar como fonte de emissões e, ao mesmo tempo, como sumidouros de C e N (BAKER et al., 2007; CERRI et al. 2009) por isso o conhecimento da dinâmica desses elementos no sistema solo-planta-atmosfera contribui para o entendimento de como as mudanças no uso da terra e a adoção de sistemas agrícolas podem afetar os estoques de C e N no solo e suas emissões na forma de gases do efeito estufa.

Estima-se que 90% das áreas desmatadas na Amazônia sejam ocupadas por pastagens e a introdução desse tipo de uso da terra pode tanto aumentar quanto diminuir os estoques de C no solo (CERRI et al., 2004; ASNER, et al., 2004). Porém, ressalta-se que as perdas são mais comuns quando, inicialmente o estoque de C no solo é grande e que o incremento nos estoques de C ocorre quando são adotadas práticas de manejo que colaboram para esse aumento, como por exemplo, o uso de fertilizantes, plantio direto e uso de pastos rotacionados (NEILL & DEVIDSON, 2000).

De acordo com Cerri et al. (2007) nos últimos anos a produção de soja se tornou um dos principais contribuintes para o desflorestamento da Amazônia brasileira. A expansão de áreas cultivadas com soja promove um direto impacto em áreas de floresta e em áreas que já foram derrubadas como, por exemplo, as áreas de capoeira e pastagens. De outro lado as fazendas de soja exercem um papel político e econômico de grande importância acelerando a execução de projetos para ampliar a infraestrutura ao mesmo tempo em que aceleram o desmatamento.

Sob um sistema nativo ou constante, os estoques de C e N do solo encontram-se em estado de equilíbrio (“steady state”), pois as perdas e os ganhos de CO₂ da respiração e absorção, se compensam. No entanto, as mudanças no cultivo do solo têm um grande impacto sobre esses estoques e podem elevar potencialmente as emissões de CO₂ do solo e consequentemente, diminuir o sequestro de C nesse compartimento.

De acordo com Hillier et al. (2012) o sequestro de C no solo pode ser alcançado através da implementação de práticas de manejo adequadas dentre as quais o cultivo mínimo, a nutrição de plantas equilibrada, e através do aumento na entrada de C no solo através da aplicação de resíduos ou de esterco, por exemplo. Os autores ainda ressaltam que o solo é um compartimento muito importante, pois é um grande repositório de carbono orgânico, o que representa em determinado local, a diferença acumulada entre as entradas de carbono para o solo (principalmente a partir de plantas) e as emissões de CO₂ a partir da decomposição microbiana.

É comum observar que solos sob vegetação nativa costumam ter menor densidade e maior teor de C, além de uma melhor estabilidade de agregados e condutividade hidráulica quando comparado com solos que recebem cultivo intensivo. O uso da terra é um fator importante que afeta o acúmulo e armazenamento de C em solos e também influencia na composição e na qualidade da matéria orgânica do solo (HELFRICH et al., 2006).

Vale ressaltar que para alguns sistemas de uso da terra implantados na Amazônia, é muito comum o uso do fogo para a queima de resíduos de culturas e pastagens, o que acelera ainda mais a degradação do solo através das perdas de matéria orgânica do solo (MOS) e nutrientes (FYNN et al., 2003), além de aumentar as emissões de C e causar a redução da atividade microbiana do solo .

Os isótopos naturais estáveis são amplamente utilizados em estudos ecológicos como “elementos traço” a fim de investigar as características estruturais e funcionais de

ecossistemas e isso serve como uma ferramenta para entender como esses ecossistemas respondem às mudanças ambientais e às ações antropogênicas (WEST et al., 2010).

Dessa forma, medidas de $\delta^{13}\text{C}$, associadas a medidas de $\delta^{15}\text{N}$, contribuem para a compreensão da dinâmica da vegetação e consequentemente, da MOS. Com base nos sinais isotópicos do ^{13}C e do ^{15}N é possível estabelecer um histórico de uso do solo, pois dependendo do tipo de material vegetal que entra no solo, o $\delta^{13}\text{C}$ pode ter seu valor alterado em função da diluição isotópica associada à decomposição microbiana desse material (BAI et al., 2012).

Segundo URQUIAGA (2008), as técnicas isotópicas que utilizam a abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ nos estudos da dinâmica de carbono no solo constituem uma ferramenta especialmente importante capaz de fornecer informações sobre a origem da MOS, e que permiti avaliar mudanças na MOS em virtude da adoção de diferentes sistemas de manejo e uso do solo da atividade agropecuária, e, eventualmente podem ser aplicadas em áreas que sofreram substituição da vegetação original por uma cultura de ciclo fotossintético diferente, no caso dessa pesquisa, a conversão de áreas de vegetação nativa (C3) para outras culturas (C4, C3 ou CAM), sendo possível identificar se o C remanescente no solo pertence à vegetação nativa que foi substituída ou se este passou a sofrer influência da nova cultura implantada, constatado pela alteração da assinatura isotópica.

Portanto, o objetivo desta etapa do trabalho foi determinar os estoques de C e N do solo em áreas com diferentes usos da terra e comparar com os de mata nativa e quantificar os $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica do solo a fim de avaliar o impacto das mudanças de uso da terra na região de Santarém-PA, nos estoques de C e N do solo e também na origem da matéria orgânica do solo. Com base nos resultados, será possível fornecer subsídios para que haja a implantação de sistemas de manejo adequados, capazes de aumentar o sequestro de C no solo, reduzindo as emissões de gases do efeito estufa enquanto promovem um crescimento apoiado em bases sustentáveis.

3.2 Materiais e métodos

3.2.1 Descrição das áreas de estudo

A descrição das áreas de estudo utilizadas para esta etapa da pesquisa encontra-se no item 2.2.1 deste trabalho.

3.2.2 Amostragem do solo

A descrição do procedimento de amostragem do solo adotada para esta etapa da pesquisa encontra-se no item 2.2.5 deste trabalho.

3.2.3 Avaliações

3.2.3.1 Teores de C e N do solo e sinal isotópico (^{13}C e ^{15}N)

O preparo das amostras foi realizado no Departamento de Ciência do Solo, da ESALQ/USP sendo que, em primeiro lugar as amostras de terra foram secas ao ar e passadas em peneiras de malha de 2 mm para remover pedras e fragmentos de folhas e raízes (Figuras 3.1 e 3.2). A partir da fração peneirada, foram obtidas subamostras as quais foram maceradas e passadas em peneiras de malha de 100 mesh (0,149 mm) e posteriormente, acondicionadas em cápsulas de estanho (Figuras 3.3 e 3.4). A partir destas subamostras os teores de C e N e a abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram determinados por via seca, em aparelho Finnigan Delta-E, que consiste de um analisador elementar acoplado a um espectrômetro de massas, no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP.

As relações $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$) e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$) da amostra é expressa na forma de δ por mil (‰), com relação ao padrão internacional Pee Dee Belemnita (PDB), conforme Bernoux et al. (1998).

A razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ do solo:

$$^{13}\text{C}/^{15}\text{N} = (R \text{ amostra} / R \text{ padrão} - 1) \times 1000 \quad (3.1)$$

$$\delta (\text{‰})^{13}\text{C} = \left[\frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C}) \text{ amostra} - (^{13}\text{C}/^{12}\text{C}) \text{ padrão}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C}) \text{ padrão}} \right] \times 10^3 \quad (3.2)$$

$$\delta (\text{‰})^{15}\text{N} = \left[\frac{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N}) \text{ amostra} - (^{15}\text{N}/^{14}\text{N}) \text{ padrão}}{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N}) \text{ padrão}} \right] \times 10^3 \quad (3.3)$$

sendo:

R amostra = relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ da amostra;

R padrão = relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ do padrão.

Figura 3.1 - Secagem das amostras ao ar livre na casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP

Figura 3.2 - Amostra passada em peneira de malha de 2 mm

Figura 3.3 - Passagem da amostra pela peneira com malha de 100 mesh

Figura 3.4 - Pesagem das amostras em cápsulas de estanho

3.2.3.2 Estoques de C e N do solo

Para cada camada de solo amostrada (0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade) foi realizado o cálculo dos estoques através da multiplicação do teor de C e N pela densidade do solo e sua respectiva camada (Equação 3.4) (NEILL et al., 1997).

$$E = d \times h \times C \quad (3.4)$$

Sendo:

E = estoque de carbono/nitrogênio total do solo (Mg ha^{-1});

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

h = espessura da camada amostrada (cm);

C = teor de carbono/nitrogênio total do solo (%).

A comparação dos estoques entre as áreas de estudo deve ser feita em massas iguais de solo, e, como diferentes usos da terra e práticas de manejo podem alterar a densidade do solo, eventualmente as camadas que representam a mesma massa de C ou N podem variar. Sendo assim, os estoques de C e N foram corrigidos com base na metodologia proposta por Ellert & Bettany (1996) e Moraes et al. (1996) para obter a massa da camada “verdadeira” (Equação 3.5), que representa a massa de C ou N de uma determinada área (por exemplo, área de pastagem) em relação à massa de C ou N de uma área de referência que, no caso deste estudo é o solo sob floresta não perturbada (FLO).

$$(3.5) \quad \text{Camada equivalente (cm)} = \frac{\text{DMP referência} \times \text{profundidade de referência}}{\text{DMP área}}$$

3.2.4 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e teste de comparação de médias através do teste de Tukey ($\alpha = 0,05$), e foi utilizado o software R (2008) para desenvolver tais análises.

3.3 Resultados e discussão

3.3.1 Teores de C e N do solo e relação C/N

Os resultados para os teores de C e N do solo e da relação C/N encontram-se nas Tabelas 3.1 e 3.2. Com base nos resultados e na análise estatística realizada, nota-se que existe diferença significativa para os teores de C e N (%) quando a comparação é feita entre as profundidades estudadas (0-10, 10-20 e 20-30 cm) e que essa diferença estatística ocorre para todos os usos, com uma única exceção para o uso floresta

queimada (FQ) quando foram comparadas as profundidades 10-20 cm entre 20-30 cm. O mesmo comportamento em profundidade também foi observado em outros trabalhos realizados em áreas de floresta e pastagem na Amazônia por Fearnside & Barbosa (1998), Desjardins et al. (2004) e Carvalho et al. (2009).

Essa diferença entre as profundidades está principalmente associada a maior quantidade de matéria orgânica do solo presente na camada superficial do solo, pois é a região que recebe diretamente o aporte de material orgânico, liteira, pluviolixiviados, além de ser uma região extremamente rica em macro, meso e microorganismos, bem como é bastante ocupada pelo sistema radicular das plantas (BRADY & WEIL, 2002; PLANTE et al., 2011). Como a matéria orgânica é rica em carbono e nitrogênio, é de se esperar que nessa região da superfície do solo, sejam encontrados maiores teores de C e N. A distribuição dos teores de C e N ao longo das profundidades estudadas, pode ser observada nas Figuras 3.5 e 3.6.

Sendo assim espera-se, consequentemente, que os maiores valores de C e N sejam encontrados em áreas com maior aporte de matéria orgânica que no caso desse trabalho, são as áreas de florestas. Com base nos resultados os maiores teores de C foram encontrados para as áreas de floresta secundária (FS) na camada de 0-10 cm (2,61 %) enquanto que os maiores teores de N foram encontrados nas áreas de floresta (FLO), floresta explorada (FE) e floresta secundária (FS) sendo que para essas três áreas o teor de N foi igual a 0,20%.

De acordo com Schroth et al. (2002) a floresta secundária que se desenvolve em áreas abandonadas, exerce um papel regional muito importante no balanço do carbono e Houghton et al. (2000) associa essa importância a capacidade que essas florestas possuem em reassimilar parte do carbono que foi lançado durante o corte e queima da floresta original.

Para os teores de C, na profundidade de 0-10 cm, existe diferença significativa principalmente entre as áreas de floresta secundária e agricultura. Não houve diferença significativa entre as classes de florestas avaliadas, na profundidade de 0-10 cm nem na profundidade de 20-30 cm. Porém na profundidade de 10-20 cm, a área de floresta queimada diferiu das áreas de floresta e floresta secundária.

Se por um lado os maiores teores de C e N foram encontrados nas áreas sob florestas, os menores teores foram observados nas áreas de pastagem e agricultura. De certo modo isso pode estar associado à maior exposição da matéria orgânica do solo aos fatores climáticos (temperatura e precipitação) que aceleram a decomposição da MOS e

como consequência os teores de C e N do solo diminuem (BRONICK & LAL, 2005; CERRI et al., 2008; POWLSON et al., 2011; GUIMARÃES et al., 2013).

Ao contrário dos resultados observados neste trabalho, Desjardins et al. (2004) encontraram menores teores em áreas de floresta e maiores teores em áreas de pastagens antigas e ressaltaram a importância em avaliar a influência do manejo da pastagem pois dependendo do manejo dado pode ocorrer perda ou acúmulo de C no solo (FEARNSIDE & BARBOSA, 1998).

Tabela 3.1 - Teores de carbono, nitrogênio e razão C/N para os diferentes usos da terra na profundidade de 0-30 cm

USO DA TERRA	0-10 cm				10-20 cm				20-30 cm			
	C (%)											
FLO	2,45	±	0,10	ABC a	1,89	±	0,07	Ab	1,57	±	0,05	A c
FE	2,47	±	0,07	AB a	1,82	±	0,05	AB b	1,49	±	0,04	AB c
FQ	2,41	±	0,12	ABC a	1,55	±	0,07	BC b	1,44	±	0,07	ABC b
FEQ	2,36	±	0,07	ABC a	1,80	±	0,06	ABC b	1,46	±	0,05	ABC c
FS	2,61	±	0,09	A a	1,87	±	0,06	A b	1,51	±	0,05	AB c
PA	2,19	±	0,07	BC a	1,51	±	0,05	C b	1,25	±	0,03	C c
AGR	2,05	±	0,07	C a	1,56	±	0,06	BC b	1,29	±	0,05	BC c
	N (%)											
FLO	0,20	±	0,01	Aa	0,16	±	0,01	Ab	0,13	±	0,00	A c
FE	0,20	±	0,01	A a	0,15	±	0,00	AB b	0,13	±	0,00	AB c
FQ	0,19	±	0,01	AB a	0,13	±	0,06	CD b	0,12	±	0,01	ABC b
FEQ	0,19	±	0,01	AB a	0,15	±	0,00	ABC b	0,12	±	0,00	AB c
FS	0,20	±	0,01	A a	0,15	±	0,00	A b	0,13	±	0,00	AB c
PA	0,16	±	0,05	B a	0,12	±	0,00	D b	0,10	±	0,00	C c
AGR	0,17	±	0,01	B a	0,13	±	0,01	BCD b	0,11	±	0,00	BC c
	C/N											
FLO	12,23	±	0,15	BCD a	12,16	±	0,14	AB a	12,0	±	0,21	AB a
FE	12,20	±	0,11	CD a	11,91	±	0,10	AB ab	11,7	±	0,10	B b
FQ	12,86	±	0,17	AB a	11,94	±	0,16	AB b	12,5	±	0,32	A ab
FEQ	12,33	±	0,14	BCD a	12,07	±	0,15	AB a	12,1	±	0,16	AB a
FS	12,79	±	0,13	ABC a	12,00	±	0,10	AB b	11,9	±	0,12	AB b
PA	13,34	±	0,15	A a	12,33	±	0,17	A b	12,0	±	0,13	AB b
AGR	12,12	±	0,17	D a	11,63	±	0,14	B ab	11,5	±	0,19	B b

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma profundidade (vertical) e letras minúsculas comparam as profundidades dentro do mesmo uso (horizontal). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Desjardins et al. (2004) avaliaram duas cronosequências de mudança de uso da terra entre floresta e pastagens com idades distintas sendo que uma cronosequência estava localizada na Amazônia central e a outra na Amazônia oriental e encontraram

valores diferentes para os teores de C dessas regiões sendo que para a região central o teor de C foi duas vezes maior do que o encontrado na Amazônia oriental ($5,5 - 6,1$ e $2,9 - 3,4 \text{ kg m}^{-2}$ respectivamente).

Os autores atribuíram essa diferença principalmente ao tipo de textura do solo presente em cada área em que os maiores teores foram encontrados em áreas de solo muito argiloso enquanto que os menores, em solo de textura média. Esse mesmo comportamento, também foi observado por Neill et al. (1998) em solos de textura arenosa, também na Amazônia brasileira.

Os resultados apresentados na Tabela 3.1 para cada uma das profundidades tiveram total concordância com os resultados da Tabela 3.2, que mostra os teores médios de C e N do solo para a camada total amostrada, ou seja, para a profundidade de 0-30 cm sendo que os maiores teores de C e N foram observados em áreas de floresta secundária (FS) enquanto que os menores valores foram atribuídos às áreas de pastagem (PA) e agricultura (AGR).

Outra informação importante é a relação C/N dessas áreas (Tabelas 3.1 e 3.2). A relação C/N representa a relação entre a quantidade de C e a quantidade de N que resulta no equilíbrio de nutrientes e energia disponível para os microorganismos decompositores e, com base no valor da relação C/N, é possível inferir se a matéria orgânica do solo é fácil ou dificilmente decomponível, ou seja, se é um material menos ou mais recalcitrante.

Um bom exemplo ocorre quando comparamos materiais ricos em nitrogênio, como os restos de animais e de alimentos e plantas com menor teor de lignina, com materiais mais ricos em C como as palhas da cana-de-açúcar e do milho. Se a relação entre os teores de C e N for muito grande a decomposição e liberação de C e N para o solo tende a ser mais lenta enquanto que uma relação baixa, levará menos tempo para se decompor e assim a liberação de C e N para o solo ocorrerá de maneira mais rápida.

Assim, nos resultados encontrados para a razão C/N fica clara a diferença entre as áreas de pastagem e agricultura, para todas as profundidades estudadas. A maior razão foi encontrada para as áreas de pastagem (13,34) na camada de 0-10 cm, e a razão mais baixa pode ser observada nas áreas de agricultura (11,50) na camada de 20-30 cm. Para as áreas de floresta (FLO, FE, FEQ e FS) os valores da relação C/N variaram em torno de 12,0 e sendo assim não apresentaram diferenças significativas.

Porém os valores encontrados nas áreas de floresta queimada (FQ) foram superiores aos valores observados para as demais classes de floresta sugerindo que neste

caso pode haver a presença de materiais mais recalcitrantes, mais ricos em C em função da queima que colabora com o acúmulo das cinzas no solo. A diferença entre esses usos também pode ser observada para a camada total de 0-30 cm (Tabela 3.2).

Valores semelhantes aos encontrados neste trabalho foram observados em áreas de floresta e pastagem também no estado do Pará por Desjardins et al. (1994). De acordo com os autores a relação C/N de áreas de floresta apresentou um valor médio igual a 12,00 enquanto que para as áreas de pastagens o valor médio foi igual a 13,00.

Da mesma maneira como os teores de C e N do solo ocorrem de maneira gradativa ao longo do perfil do solo, a razão C/N também ocorre, pois esse valor depende diretamente da quantidade desses elementos em suas respectivas camadas.

Os resultados estão de acordo, pois áreas de agricultura na região estudada são ocupadas principalmente pela cultura da soja que é considerada uma planta com alto teor de N principalmente por ser uma leguminosa e pela capacidade de fixar o N atmosférico através da associação com bactérias fixadoras como, por exemplo, as do gênero *Rhizobium*. Por isso é normal que a relação entre o C e o N nessas áreas seja mais baixa e uma das consequências dessa baixa razão é a decomposição mais acelerada da matéria orgânica do solo uma vez que o material orgânico ali presente é facilmente decomposto e metabolizado pelos microorganismos presentes no solo.

Por outro lado os maiores valores foram encontrados em áreas de pastagens principalmente na camada de 0-10 cm, devido a predominância de folhas das gramíneas que são altamente ricas em substâncias de difícil decomposição como, por exemplo, a lignina que faz parte da constituição da parede celular do vegetal. Dessa forma esse tipo de vegetação, quando entra em contato com o microclima e a biota do solo, é mais difícil de ser fragmentada e decomposta já que é mais rica em carbono, mais recalcitrante e exige maior gasto energético dos seus decompositores.

Tabela 3.2 - Teores de carbono, nitrogênio e razão CN para os diferentes usos da terra na profundidade de 0-30 cm

USO DA TERRA	C (%)	N (%)	C/N
FLO	1,97 ± 0,07 A	0,16 ± 0,01 A	12,13 ± 0,15 ABC
FE	1,93 ± 0,05 A	0,16 ± 0,00 A	11,91 ± 0,09 BC
FQ	1,80 ± 0,06 AB	0,15 ± 0,01 ABC	12,44 ± 0,18 AB
FEQ	1,87 ± 0,05 AB	0,15 ± 0,00 AB	12,15 ± 0,14 ABC
FS	1,99 ± 0,07 A	0,16 ± 0,00 A	12,22 ± 0,11 ABC
PA	1,65 ± 0,05 B	0,13 ± 0,00 C	12,52 ± 0,13 A
AGR	1,63 ± 0,05 B	0,14 ± 0,00 BC	11,77 ± 0,13 C

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma profundidade (vertical). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Figura 3.5 - Distribuição do C (%) nas três profundidades estudadas para cada sistema de uso da terra. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura

Figura 3.6 - Distribuição do N (%) nas três profundidades estudadas para cada sistema de uso da terra. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura

3.3.2 Estoques de C e N do solo

Uma vez que foram determinados os teores de C e N e a densidade do solo, foi possível realizar o cálculo dos estoques de C e N do solo para cada sistema de uso da terra avaliado neste trabalho. Para isso, em primeiro lugar foi utilizada a Equação 3.4 cujo produto da multiplicação entre o teor de C, a densidade do solo e a espessura da camada, resulta no estoque de C (Mg ha^{-1}) presente em uma determinada camada de solo. A mesma equação também foi aplicada para obter os estoques de N (Mg ha^{-1}).

Vale ressaltar que por se tratar de uma região vasta como a Amazônia, deve-se levar em consideração a grande heterogeneidade da região em relação à geologia, relevo e principalmente às diferentes classes de solo encontradas na Amazônia. É comum encontrar grande variabilidade nos tipos de solo em áreas pequenas, como por exemplo, em microbacias como as selecionadas nessa pesquisa. Além disso, algumas práticas de manejo do solo podem afetar consideravelmente a densidade do solo (CERRI et al., 2008).

Dessa forma para que a comparação seja feita entre a mesma proporção de massas de solo, torna-se necessário ajustar os estoques de C e N do solo tendo como

referência a massa de solo que representa a condição que menos sofreu alterações (MORAES et al., 1996) ou seja, o uso mais natural que no caso desse estudo se aplica somente para as áreas de floresta não perturbada (FLO). Sendo assim, os ajustes foram realizados com a finalidade de corrigir possíveis erros oriundos da variabilidade do solo e principalmente para permitir uma comparação entre massas de solo iguais.

Os resultados para os estoques de C e N (Mg ha^{-1}) do solo encontram-se nas Tabelas 3.3 e 3.4 sendo que a Tabela 3.4 refere-se aos estoques de C e N (Mg ha^{-1}), com e sem o ajuste, para a camada total amostrada, ou seja, para a profundidade de 0-30 cm. As Figuras 3.6, 3.7, 3.8 e 3.9 ilustram os estoques de carbono e nitrogênio para cada uso do solo ao longo das camadas amostradas.

Tabela 3.3 - Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) ajustados para a mesma massa de solo

USO DA TERRA	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
	Estoque de C (Mg ha^{-1})		
FLO	21,01 $\pm$ 0,68 BCDa	19,12 $\pm$ 0,55 A ab	18,18 $\pm$ 1,00 Ab
FE	20,42 $\pm$ 0,46 CD a	18,13 $\pm$ 0,43 A b	17,91 $\pm$ 0,72 A b
FQ	24,07 $\pm$ 1,14 A a	17,60 $\pm$ 0,73 A b	12,31 $\pm$ 0,86 BC c
FEQ	20,85 $\pm$ 0,53 CD a	18,47 $\pm$ 0,53 A b	16,33 $\pm$ 0,80 AB c
FS	22,57 $\pm$ 0,56 ABC a	19,35 $\pm$ 0,45 A b	17,09 $\pm$ 1,10 A b
PA	23,75 $\pm$ 0,72 AB a	17,27 $\pm$ 0,48 A b	9,90 $\pm$ 0,52 C c
AGR	19,61 $\pm$ 0,56 D a	17,00 $\pm$ 0,61 A b	12,69 $\pm$ 0,74 BC c
	Estoque de N (Mg ha^{-1})		
FLO	1,72 $\pm$ 0,05 AB a	1,58 $\pm$ 0,04 AB a	1,54 $\pm$ 0,08 Aa
FE	1,67 $\pm$ 0,03 B a	1,52 $\pm$ 0,03 AB b	1,54 $\pm$ 0,06 A ab
FQ	1,88 $\pm$ 0,09 A a	1,49 $\pm$ 0,06 AB b	1,00 $\pm$ 0,07 C c
FEQ	1,70 $\pm$ 0,04 AB a	1,53 $\pm$ 0,03 AB b	1,35 $\pm$ 0,05 AB c
FS	1,77 $\pm$ 0,04 AB a	1,61 $\pm$ 0,03 A a	1,41 $\pm$ 0,07 AB b
PA	1,80 $\pm$ 0,05 AB a	1,42 $\pm$ 0,04 B b	0,84 $\pm$ 0,04 C c
AGR	1,62 $\pm$ 0,05 B a	1,46 $\pm$ 0,04 AB a	1,12 $\pm$ 0,06 BC b

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma profundidade (vertical) e letras minúsculas comparam as profundidades dentro do mesmo uso (horizontal). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Com base nos resultados, os maiores estoques de C e N foram encontrados nas áreas de floresta queimada (FQ) na profundidade de 0-10 cm, sendo os valores iguais a 24,07 Mg ha^{-1} e 1,88 Mg ha^{-1} para o carbono e nitrogênio, respectivamente. Para a mesma profundidade (0-10 cm), os estoques encontrados nas áreas de pastagens (PA) também apresentaram valores significativos, sendo que para o C o estoque foi de 23,75 Mg ha^{-1} e para o N, 1,80 Mg ha^{-1} .

Apesar das áreas de PA apresentarem um elevado valor para os estoques de C e N na camada de 0-10 cm, observa-se que na profundidade de 20-30 cm esse tipo de uso da terra apresentou os menores estoques ($9,90 \text{ Mg ha}^{-1}$ para o C e $0,80 \text{ Mg ha}^{-1}$ para o N). Isso pode estar associado há maior quantidade de matéria orgânica do solo, raízes e organismos presentes na camada superficial das áreas de pastagens.

Na profundidade de 10-20 cm não foram encontradas diferenças significativas para os estoques de C entre os diferentes sistemas de uso da terra, porém para a camada de 20-30 cm é possível observar que os estoques de C diferiram significativamente principalmente entre os usos floresta não perturbada (FLO) e pastagem (PA), sendo que o estoque de C para o uso FLO foi duas vezes maior do que o uso PA ($18,18 \text{ Mg ha}^{-1}$ para FLO e $9,90 \text{ Mg ha}^{-1}$ para PA).

Segundo Paustian et al. (2000) o uso de gramíneas perenes possui alta capacidade de acumular e redistribuir o C na subsuperfície do solo e, associado a alta entrada de biomassa e a ausência de revolvimento do solo tornam-se as principais razões para que áreas de pastagens bem manejadas sejam capazes de sequestrar maiores quantidades de C (Cerri et al., 2008).

Entretanto, no caso da Amazônia, existe outro problema, o qual antecede a degradação das pastagens, que é a conversão de florestas para as áreas atuais de pastagens, com estimativas de que possam emitir cerca de $10 \text{ a } 15 \text{ kg m}^{-2}$ de C, na forma de CO_2 para atmosfera (Cerri et al., 2008). Sendo assim, uma das explicações para maiores estoques na camada superficial e menores estoques na camada subsuperficial, pode estar associada à degradação realizada antes do estabelecimento da pastagem como, por exemplo, a ação do fogo.

Por outro lado, os resultados dessa pesquisa chamam a atenção para as áreas que sofreram algum tipo de queima em um período não muito remoto, pois na camada de 0-10 cm os estoques de C e N mostraram-se superiores no uso FQ em comparação aos demais usos, dentre os quais a área de floresta não perturbada (FLO). Alguns trabalhos ressaltam a importância do fogo na transformação da matéria orgânica do solo em um material mais recalcitrante, extremamente rico em carbono e que é degradado de maneira mais lenta (KNICKER et al., 2005; TINOCO et al., 2006; KNICKER et al., 2013).

De maneira geral, as transformações que ocorrem na matéria orgânica do solo devido à ação do fogo resultam em um tipo de húmus denominado “húmus piromórfico” que é composto por macromoléculas e substâncias com propriedades

coloidais fracas, porém altamente resistentes à degradação biológica. No entanto, aumentos no teor de MO do solo também são relatados devido ao aumento na deposição de folhas secas e vegetais carbonizados (GONZÁLES-PEREZ et al., 2004).

Para os estoques de N os maiores valores foram encontrados na camada superficial de 0 a 10 cm nas áreas de FQ ($1,88 \text{ Mg ha}^{-1}$). Em seguida, na camada de 10 a 20 cm os maior estoque de N foi observado em áreas de FS ($1,61 \text{ Mg ha}^{-1}$) e por fim, na camada de 20 a 30 cm, destacaram-se os estoques na áreas de FLO e FE ($1,54 \text{ Mg ha}^{-1}$). Já os menores estoques de N foram observados em áreas de AGR ($1,62 \text{ Mg ha}^{-1}$) para a camada de 0 a 10 cm e PA nas camadas de 10 a 20 cm ($1,42 \text{ Mg ha}^{-1}$) e 20 a 30 cm ($0,84 \text{ Mg ha}^{-1}$). Para quase todos os usos houve diferença significativa tanto nos estoques de C como de N entre as profundidades comparadas.

Figura 3. - . Estoques de C (Mg ha^{-1}) nas três profundidades estudadas para cada sistema de uso da terra. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura

Figura 3.7 - Estoques de N (Mg ha^{-1}) nas três profundidades estudadas para cada sistema de uso da terra. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura

Para a profundidade total amostrada (0-30 cm) houve diferença significativa nos estoques de C e N do solo entre os usos FLO e FS quando comparados com PA e AGR (Tabela 3.4). Os maiores estoques de C para a camada total foram observados nas áreas de FS ($58,66 \text{ Mg ha}^{-1}$) e de FLO ($56,21 \text{ Mg ha}^{-1}$) enquanto que os menores estoques de C foram encontrados para as áreas de AGR ($48,60 \text{ Mg ha}^{-1}$) e de PA ($49,21 \text{ Mg ha}^{-1}$). No caso dos estoques de N os maiores valores encontram-se em áreas de FS ($4,76 \text{ Mg ha}^{-1}$) e de FLO ($4,66 \text{ Mg ha}^{-1}$) e os menores valores estão nas áreas de PA ($3,92 \text{ Mg ha}^{-1}$) e de AGR ($4,15 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Tabela 3.4 - Estoques de carbono e nitrogênio do solo (Mg ha^{-1}) com e sem o ajuste, para os diferentes usos da terra na profundidade de 0-30 cm

USO DA TERRA	Estoque de C	Estoque de C Ajustado	Estoque de N	Estoque de N Ajustado
	Mg ha^{-1}			
FLO	56,21 $\pm$ 1,44 AB	56,21 $\pm$ 1,44 AB	4,66 $\pm$ 0,11 A	4,66 $\pm$ 0,11 AB
FE	53,19 $\pm$ 1,08 AB	55,81 $\pm$ 1,37 AB	4,45 $\pm$ 0,08 A	4,68 $\pm$ 0,10 AB
FQ	58,07 $\pm$ 1,77 A	53,63 $\pm$ 1,95 AB	4,69 $\pm$ 0,15 A	4,34 $\pm$ 0,17 ABC
FEQ	54,36 $\pm$ 1,24 AB	55,16 $\pm$ 1,57 AB	4,47 $\pm$ 0,08 A	4,53 $\pm$ 0,10 AB
FS	57,54 $\pm$ 1,25 A	58,66 $\pm$ 1,88 A	4,69 $\pm$ 0,09 A	4,76 $\pm$ 0,12 A
PA	53,54 $\pm$ 1,43 AB	49,21 $\pm$ 1,49 B	4,28 $\pm$ 0,11 A	3,92 $\pm$ 0,12 C
AGR	50,18 $\pm$ 1,38 B	48,60 $\pm$ 1,56 B	4,27 $\pm$ 0,11 A	4,15 $\pm$ 0,13 BC

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma profundidade (vertical). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Figura 3.8 - Estoques de C (Mg ha^{-1}) com e sem ajuste na camada de 0-30 cm para cada sistema de uso da terra. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura

Figura 3.9 - Estoques de N (Mg ha⁻¹) com e sem ajuste na camada de 0-30 cm para cada sistema de uso da terra. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura

Solos da Amazônia que se encontram em áreas cobertas por florestas exercem um papel muito importante e podem ser considerados compartimentos chave no ciclo do C e N do solo. Cerri et al. (2007) utilizaram o modelo Century para estimar a quantidade de C presente na camada superficial do solo na região amazônica e encontraram valores que variam de 20 até 150 Mg C ha⁻¹, na camada de 0-20 cm do solo sendo que os maiores estoques foram observados em áreas de florestas próximas do Rio Amazonas.

Batjes & Dijkshoorn (1999) estimaram a quantidade média para os estoques de C e N do solo na região da Amazônia e para os solos minerais, e encontraram para a profundidade de 100 m um total de 66,9 Pg de C e 6,9 Pg de N e segundo os autores cerca de 52% desse reservatório de carbono concentra-se nos primeiros 30 cm do solo, a camada que é mais propensa a mudanças quando ocorre a conversão do uso da terra e o desmatamento.

Outros trabalhos também estimaram os estoques de C do solo na camada de 0-30 cm na floresta amazônica e encontraram valores semelhantes para a mesma camada

avaliada sendo que os valores encontrados para os estoques de C foram: 21,0 Pg ha⁻¹ (MORAES et al., 1995), 22, 7 Pg ha⁻¹ (BERNOUX et al., 2002) e 23,9 Pg ha⁻¹ (BATJES, 2005).

Em relação às florestas secundárias, Schroth et al. (2002) relatam em seu trabalho uma estimativa de que em florestas secundárias da Amazônia a taxa de acúmulo de C através da biomassa e da liteira seja aproximadamente 4 t ha⁻¹ ano⁻¹ esse assumirmos uma taxa de acúmulo constante, o estoque de C do solo poderia aumentar consideravelmente a cada ano, caso a floresta secundária seja estabelecida.

Como pode ser visto através dos resultados encontrados nesse trabalho, os principais usos que contribuem para o declínio dos estoques de C e N do solo são a pastagem e a agricultura e, de acordo com Cerri et al. (2006) a Amazônia brasileira abriga uma área de aproximadamente 13 milhões de ha de pastagens degradadas. Os mesmos autores estimam que se essas áreas recebessem o manejo adequado e fossem recuperadas, haveria a possibilidade de obter uma taxa de acúmulo de 0,27 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na camada de 0 a 30 cm, o que aumentaria os estoques de C dos solos dessa região além de deixar de emitir cerca de 3,5 Tg C ano⁻¹.

Ogle et al. (2004) estimam que o estoque de C no solo de pastagens degradadas, em regiões de clima tropical, pode diminuir em até 97% quando comparados com os estoques no solo de mata nativa. Para Fearnside & Barbosa (1998) o novo equilíbrio do estoque de C do solo poderá ser alcançado somente após 10 anos da implantação da pastagem e para Desjardins et al. (2004), existe a possibilidade de aumento dos estoques de C no solo em áreas de pastagens caso essas áreas sejam bem manejadas por vários anos.

Além do C o N também passa por transformações diferentes e Neill et al. (1995) estudaram a influencia da conversão de floresta para pastagem nas transformações do N do solo e concluíram que solos de pastagens possuem menores taxas de mineralização e nitrificação de N do que as áreas de floresta.

Para os estados de Rondônia e Mato Grosso, Maia et al. (2009) relatam que os estoques de carbono do solo em áreas de pastagens degradadas apresentaram um fator de emissão de $0,91 \pm 0,14$ (C – CO₂ equivalente) quando comparados com os estoques das áreas de vegetação nativa. Com base nos resultados obtidos, os mesmos autores estimaram que áreas de pastagens degradadas podem perder entre 0,27 e 0,28 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

Outros estudos como os realizados por García-Oliva et al. (2006), Hughes et al. (2002) e Brown e Lugo (1990), estimam que as perdas de C do solo para a atmosfera nessas pastagens podem variar entre 18%, 9% e 44%, respectivamente. Nesse sentido a recuperação dessas pastagens degradadas passa a ser fundamental e é um dos principais pilares capaz de sustentar e tornar eficaz os planos de mitigação de GEE gerados pela agricultura e mudar a imagem desse setor como um dos vilões do aquecimento global no Brasil.

Porém, para que esse cenário possa mudar e para que as áreas de pastagens possam se transformar em drenos de C, devem ser realizadas melhorias através de práticas simples de manejo, como por exemplo, adubação, irrigação e introdução de leguminosas (CONANT et al., 2011; OGLE et al., 2004; SMITH et al., 2008). Como consequência da adoção de práticas como essas, é possível aumentar em 17% os estoques de C do solo dessas áreas degradadas (OGLE et al., 2004), o que pode resultar em uma taxa de sequestro de C que varie entre 0,11 e 3,04 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (CONANT et al., 2011).

Apesar da pastagem (PA) ter apresentado uma redução nos estoques de C e N em relação a floresta nativa, o uso que mais contribui para essa redução na região de Santarém – PA, foi a agricultura (AGR). Estima-se que os estoques de C em solos de uso agrícola tendem a ser menores quando comparados com a floresta nativa na camada superficial do solo, porém caso esse estoque seja comparado para o perfil total do solo (2 m) essa situação pode ser revertida (SCHROTH et al., 2002).

Carvalho et al. (2009) compararam a influência da conversão de áreas cultivadas com arroz em cultivo tradicional para áreas de soja que receberam plantio direto, nos estoques de C do solo em uma determinada região da Amazônia e concluíram que a taxa de acúmulo anual de C nesse tipo de conversão é de 0,38 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, sendo que o estoque final de C do solo foi encontrado em áreas de plantio direto.

Ao contrário dos resultados obtidos neste trabalho, Siqueira Neto et al. (2011) não encontraram diferença significativa entre áreas agrícolas e floresta nativa na região do Cerrado brasileiro. Os autores estudaram a influencia do sistema de plantio direto em áreas de rotação entre soja e milho, sendo a palha do milho mantida no solo, nos estoques de C e para isso, fizeram uma comparação entre áreas com o mesmo manejo, porém de idades diferentes (cronosequencia) e encontraram valores entre 4,2 e 6,7 kg C m⁻² na camada de 0-30 cm.

Zin et al. (2005) calcularam os estoques de C do solo em mais de 37 áreas de agricultura no Brasil que recebem os sistemas de manejo intensivo (plantio convencional) e não intensivo (pastagens, plantio direto e culturas perenes) e com base nos resultados que autores encontraram, os usos de sistema intensivo causam uma perda significativa de $6,74 \text{ Mg C ha}^{-1}$ na profundidade de 0-20 cm.

Outro trabalho importante foi o realizado por Jiao et al. (2012), na Mongólia. Os autores realizaram um levantamento sobre as mudanças de uso da terra ocorridas em um período de 50 anos e puderam avaliar as mudanças nos estoques de C e N em diferentes cronosequências. Com base nos resultados os autores destacam que os menores estoques de C foram encontrados também em áreas de agricultura ($3,28 \text{ kg C m}^{-2}$) sendo que nas pastagens o estoque foi de $6,32 \text{ kg C m}^{-2}$.

No Brasil muitos agricultores e pecuaristas tem adotado uma prática de manejo bastante interessante do ponto de vista econômico, conservacionista e sustentável, que é a chamada integração lavoura-pecuária (ILP). Carvalho et al. (2010) avaliaram as alterações nos estoques de C do solo resultantes dos principais processos envolvidos nas mudanças de uso da terra na Amazônia e no Cerrado e compararam áreas sob vegetação nativa, pastagens, sucessão de culturas e ILP. Os resultados mostraram que pastagens não degradadas podem acumular em média $0,46 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ porém, o sistema de ILP apresentou uma taxa de acúmulo de $0,82\text{-}2,58 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

3.3.3 Sinal isotópico no solo ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$)

O valor isotópico é amplamente utilizado em pesquisas que estudam a dinâmica da MOS sendo que um dos principais objetivos é detectar a origem do C e do N presentes no solo. Conhecer a origem do C e N é de grande importância, principalmente quando se trata de mudança de uso da terra na Amazônia, pois permite inferir sobre a proporção de plantas do ciclo C3 ou C4 que contribuem para a formação e estabilidade da MOS em um determinado sistema de uso da terra.

Com base nos resultados encontrados neste trabalho os menores valores para o $\delta^{13}\text{C}$ foram observados na camada de 0-10 cm nas áreas de florestas sendo que o menor valor foi de $-28,11 \text{ ‰}$, observado na área de floresta queimada (FQ). O maior valor de $\delta^{13}\text{C}$ foi encontrado também na camada de 0-10 cm, porém no uso pastagem (PA), sendo o valor igual a $-24,65 \text{ ‰}$ (Tabela 3.5 e Figura 3.10). Em todas as profundidades os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram maiores em áreas de pastagens (PA) seguidos pelas áreas de

agricultura (AGR). As áreas de florestas apresentaram valores semelhantes nas profundidades de 0-10 e de 10-20 cm, porém na profundidade de 20-30 cm pode-se dizer que as áreas de FQ e FS podem ter recebido a influência de plantas do ciclo C4 (gramíneas) no passado.

Na Amazônia é muito comum que áreas de pastagens sejam abandonadas e consequentemente passa a ocorrer a invasão de espécies nativas, sendo que esse processo da origem inicialmente a um tipo de vegetação denominada “juquira” que posteriormente se transforma em floresta de ordem secundária. Isso também pode ocorrer em áreas de florestas que receberam fogo, pois uma vez aberta a clareira, há espaço para a invasão de outras plantas inclusive de gramíneas (VEIGA, 1995). Assim, esses valores maiores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados nesses usos podem estar associados e essa dinâmica de mudanças na vegetação que é bastante comum na região de estudo.

Para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ foi encontrada grande diferença entre os usos da terra, principalmente na camada superficial, de 0-10 cm. O maior valor de $\delta^{15}\text{N}$ foi igual a 10,45 ‰ nas áreas de floresta não perturbada (FLO) e o menor valor foi observado nas áreas de floresta secundária (FS) sendo igual a 9,38 ‰ (Tabela 3.5 e Figura 3.11). Além das áreas de FS, as áreas de floresta queimada (FQ) e pastagens (PA) também apresentaram baixos resultados para o $\delta^{15}\text{N}$.

O nitrogênio (N) é considerado um elemento de fácil volatilização sendo um elemento dinâmico e instável na natureza e no ambiente em que se encontra. E em virtude da discriminação isotópica que ocorre durante as transformações que o N sofre no sistema solo-planta, como mineralização/imobilização e desnitrificação/nitrificação, é possível se observarem pequenas variações na composição isotópica (^{14}N e ^{15}N) no solo e nas plantas (MARIOTTI et al., 1982).

De acordo com Zeller et al. (2001 e 2011) existe uma alta variabilidade, tanto para liberação e incorporação de N no solo entre os diferentes tipos de florestas, sendo que isso está fortemente associado ao tipo de solo e de húmus presente no solo. Porém, nos casos de áreas sob agricultura o enriquecimento das fontes de N se faz com a adição de fertilizantes enriquecidos com ^{15}N , como sulfato de amônio, por exemplo. Por meio de técnicas que empregam resinas de troca iônica, é possível obter substâncias nitrogenadas com uma proporção de ^{15}N maior do que a encontrada na natureza (ALVES et al., 2006).

Tabela 3.5 - Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, expressos em δ (‰) determinados para os diferentes sistemas de uso da terra em cada uma das profundidades estudadas

USO DA TERRA	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
	$\delta^{13}\text{C}$		
FLO	-28,06 $\pm$ 0,05 Cc	-27,60 $\pm$ 0,05 Cb	-27,19 $\pm$ 0,05 AB a
FE	-28,07 $\pm$ 0,04 C c	-27,58 $\pm$ 0,04 C b	-27,15 $\pm$ 0,04 AB a
FQ	-28,11 $\pm$ 0,08 C c	-27,46 $\pm$ 0,09 C b	-27,16 $\pm$ 0,09 AB a
FEQ	-27,66 $\pm$ 0,11 C b	-27,16 $\pm$ 0,11 C a	-26,91 $\pm$ 0,07 AB a
FS	-27,70 $\pm$ 0,08 C c	-27,24 $\pm$ 0,07 C b	-26,89 $\pm$ 0,05 AB a
PA	-24,65 $\pm$ 0,20 A a	-25,31 $\pm$ 0,14 A b	-25,34 $\pm$ 0,12 A b
AGR	-26,74 $\pm$ 0,15 B a	-26,54 $\pm$ 0,14 B a	-26,37 $\pm$ 0,12 B a
	$\delta^{15}\text{N}$		
FLO	10,45 $\pm$ 0,13 Ab	10,79 $\pm$ 0,13 Aab	11,11 $\pm$ 0,13 Aa
FE	10,28 $\pm$ 0,09 AB c	10,64 $\pm$ 0,08 AB b	10,95 $\pm$ 0,09 A a
FQ	9,81 $\pm$ 0,18 BCD b	10,40 $\pm$ 0,22 AB ab	10,68 $\pm$ 0,22 A a
FEQ	10,10 $\pm$ 0,10 ABC b	10,71 $\pm$ 0,10 AB a	10,95 $\pm$ 0,10 A a
FS	9,38 $\pm$ 0,09 D c	10,24 $\pm$ 0,13 B b	10,62 $\pm$ 0,10 A a
PA	9,68 $\pm$ 0,11 CD b	10,67 $\pm$ 0,11 AB a	10,97 $\pm$ 0,10 A a
AGR	10,05 $\pm$ 0,18 ABC b	10,78 $\pm$ 0,10 A a	11,09 $\pm$ 0,11 A a

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma profundidade (vertical) e letras minúsculas comparam as profundidades dentro do mesmo uso (horizontal). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Figura 3.10 - Distribuição do $\delta^{13}\text{C}$ (‰) ao longo das três profundidades estudadas, para cada sistema de uso da terra. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura

Figura 3.11 - Distribuição do $\delta^{15}\text{N}$ (‰) ao longo das três profundidades estudadas, para cada sistema de uso da terra. FLO = Floresta; FE = Floresta explorada; FQ = Floresta queimada; FEQ = Floresta explorada e queimada; FS = Floresta secundária; PA = Pastagem e AGR = Agricultura

Estudos realizados por Gebauer & Schulze (1991) e Bustamante et al. (2004) mostraram que horizontes minerais têm maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ do que horizontes orgânicos; logo, solos de uma mesma área que apresentam variações em $\delta^{15}\text{N}$ podem indicar modificações na vegetação. Mendonça et al. (2010) analisaram $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ no solo para avaliar mudanças florestais no Ceará e concluíram que esses isótopos ambientais são bons marcadores do tipo de vegetação atual e do passado, além de servirem como indicadores de declínio de florestas.

BAI et al. (2012), avaliaram a distribuição espacial do $\delta^{13}\text{C}$ no solo de uma área natural de gramíneas (C4) que foi transformada para uma área de bosque (C3) e, com base nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados concluíram que a origem da MOS e sua contribuição para os estoques de C do solo da área em questão, é resultado da entrada de material da vegetação do passado e da atual.

Dümig et al. (2013) investigaram se as alterações na composição química da lignina podem explicar as mudanças observadas nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo e concluíram que os compostos que apresentam menores teores de lignina possuem elevados valores de $\delta^{13}\text{C}$.

Um estudo realizado na Argentina comparou a influencia do abandono de áreas de cultivo de arroz na dinâmica da MOS e foi possível encontrar diferentes valores de $\delta^{13}\text{C}$ a maneira em que ocorreram mudanças no tipo de cobertura do solo (plantas C3 e C4) sendo que o abandono das culturas de arroz induziu a diminuição do teor de MOS (DESJARDINS et al., 2006).

Tarré et al. (2001), estudaram a variação do $\delta^{13}\text{C}$ em uma pastagem de braquiária (plantas C4) estabelecida em uma área anteriormente ocupada por uma floresta (ciclo C3). De acordo com os s autores a MOS sob floresta que tinha um valor de $\delta^{13}\text{C}$ inicial de -25‰, recebeu por um longo tempo carbono enriquecido C da pastagem (-12 ‰) e teve sua composição isotópica modificada até 30 cm de profundidade.

Áreas de pastagens também foram comparadas com áreas de florestas por Bernoux et al. 1999 na região de Paragominas-PA, e encontraram valores semelhantes aos encontrados neste trabalho sendo que para a floresta observaram um $\delta^{13}\text{C}$ igual a -27,7‰, na camada de 0-10 cm e igual a -26,4‰ na camada 20-30 cm. Já nas áreas de pastagens os valores observados na camada de 0-10 cm foram de -25,8‰, -23,9‰ e -22,4‰ em pastagens com 4, 10 e 15 anos respectivamente.

Na Tabela 3.6 encontram-se os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ encontrados para a camada total de 0 a 30 cm de profundidade. Como pode ser observado, para o $\delta^{13}\text{C}$ houve diferença significativa entre os usos pastagem (PA), agricultura (AGR) e entre as classes de florestas (FLO, FE, FQ, FEQ e FS) sendo o menor valor observado para o uso FLO (-27,62 ‰) e o maior valor no uso PA (-25,08 ‰). Para os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ observa-se que houve maiores diferenças entre os usos sendo que os usos mais contrastantes foram FLO (10,78 ‰) e FS (10,08 ‰).

Tabela 3.6 - Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, expressos em δ (‰) determinados para os diferentes sistemas de uso da terra na profundidade de 0-30 cm

USO DA TERRA	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
FLO	10,78 $\pm$ 0,13 A	-27,62 $\pm$ 0,04 C
FE	10,63 $\pm$ 0,08 AB	-27,60 $\pm$ 0,04 C
FQ	10,29 $\pm$ 0,20 BC	-27,58 $\pm$ 0,08 C
FEQ	10,59 $\pm$ 0,09 AB	-27,24 $\pm$ 0,08 C
FS	10,08 $\pm$ 0,09 C	-27,27 $\pm$ 0,06 C

PA	10,44 ± 0,10 ABC	-25,08 ± 0,14 A
AGR	10,65 ± 0,09 AB	-26,54 ± 0,13 B

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma profundidade (vertical). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

3.4 Conclusão

A mudança de uso da terra na região de Santarém-PA tem contribuído para o declínio dos estoques de C e N do solo principalmente quando a conversão ocorre para dar lugar às áreas de agricultura e pastagem. Porém ressalta-se que conforme visto na literatura, existem evidências de que o principal motivo pela qual essas perdas ocorrem está associado ao tipo de manejo utilizado tanto para a pastagem como para a agricultura.

Através dos sinais isotópicos é possível concluir que a diluição isotópica ocorre de maneira mais pronunciada nas áreas de pastagens, porém os valores não muito altos de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ nos leva a inferir que a maior contribuição para a composição da MOS ainda é de plantas do ciclo C3 (florestas) sugerindo que as pastagens tem pouca contribuição na formação da MOS ou que estão instaladas a pouco tempo.

Sendo assim, espera-se que o crescimento econômico da região estudada ocorra atrelado a uma agricultura consciente, capaz de preservar as propriedades do solo, seus estoques de C e N para que assim possam contribuir como mitigadores das emissões de gases do efeito estufa na Amazônia.

Referências

- ANDERSON-TEIXEIRA, C.J.; DAVIS, C.D.; MASTERS, M.D.; DELUCIA, E.H. Changes in soil carbon under biofuels crops. **Global Changed Biology**, Oxford, v.1, 75-96, 2009.
- ASNER, G.P., TOWNSEND, A.R., BUSTAMANTE, M.M.C., NARDOTO, G.B.; OLANDER, L.P. Pasture degradation in the Central Amazon: linking changes in carbon and nutrient cycling with remote sensing. **Global Change Biology**, Oxford, v.10, p.844–862, 2004.
- BAI, E.; BOUTTON, T.W.; LIU, F.; BEN WU, X.; HALLMART, C.T.; ARCHER, S.R. Spatial variation of soil $\delta^{13}\text{C}$ and its relation to carbon input and soil texture in a subtropical lowland woodland. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 44, p. 102-112, 2012.

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. Organic carbon stocks in the soils of Brazil. **Soil Use and Management**, Oxford, v 21, p.22–24, 2005.

BATJES, N.H.;DIJKSHOORN, J.A. Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon region. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, p. 273-286, 1999.

BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; GERALDES, A.P.A.; FERNANDES, S.A.P. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronosequência de floresta tropical - pastagem de Paragominas. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.56, p.777-783, 1999.

BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p.888–896, 2002.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 13th.ed. New Jersey: Prentice Hall, 2002.p 960.

BRONICK, C.J. ;LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, Amsterdam, v.124, p.3-22, 2005.

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**, The Hague, v.124, p. 53–64, 1990.

BUSTAMANTE, M.M.C.; MARTINELLI, L.A.; SILVA, D.A.; CAMARGO, P.B.; KLINK, C.A.; DOMINGUES, T.F.; SANTOS, R.V. ¹⁵ N natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian savannas (cerrado). **Ecological Applications**, Tempe, v.14, n.4, p.S200-S213, 2004.

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

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; WRUCK, F.J.; CERRI, C.C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil & Tillage Research** , Amsterdam, v.110, p.175–186, 2010.

CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Dinâmica da matéria orgânica do solo na Amazônia. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS,L.P. & CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. . 2. Porto Alegre: Metrópole, 2008. cap.20, p. 325-358, 654 p.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; LAL, R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX,

M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C.E.P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. Haworth Press, 2006. p.41-47.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B.; PICCOLO, M.C. Carbon pools in soils of the Brazilian Amazon. In: LAL, R. (Ed.). **Global Climate Change and Tropical Ecosystems**. Advances in Soil Science. Boca Raton;CRC Press, 2000. p. 33–50.

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

CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 815-832, 2004.

CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.S.; BATJES, N.H.; MILNE, E.; CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.122, p. 58–72, 2007.

CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOT, E.T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Application**, Tempe, 11: 343–355, 2001.

DESJARDINS, T.; ANDREUX, F.; VOLKOF, B.; CERRI, C.C. Organic carbon and ^{13}C contents in soils and soils size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. **Geoderma**, Amsterdam, v. 61, p.103–118, 1994.

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

DESJARDINS, T.; FOLGARAITB, P.J.; PANDO-BAHUONC, A.; GIRARDIND, C.; LAVELLEC, P. Soil organic matter dynamics along a rice chronosequence in north-eastern Argentina: Evidence from natural ^{13}C abundance and particle size fractionation. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v.38, p 2753–2761, 2006.

DÜMIG, A.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M.F.; KÖGEL-KNABNER, I. The role of lignin for the $\delta^{13}\text{C}$ signature in C4 grassland and C3 forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v.57, p. 1-13, 2013.

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

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

FEARNSIDE, P.M.; BARBOSA, I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.108, p. 147–166, 1998.

FYNN, R.W.S.; HAYNES, R.J.; O'CONNOR, T.G. Burning causes long-term changes in soil organic matter content of a South African grassland. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 35, 677–687, 2003.

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**, Dordrecht, v.66, p.93–100, 2006.

GEBAUER, G.; SCHULZE, E.D. Carbon and nitrogen isotope ratios in different compartments of a healthy and a declining *Picea abies* forest in the Fichtelgebirge, NE Bavaria. **Oecologia**, Berlin, v.87, n.2, p. 198-297, 1991.

GONZÁLEZ-PÉREZ, J.A.; GONZÁLEZ-VILA, F.J.; ALMENDROS, G.; KNICKER, H. The effect of fire on soil organic matter—a review. **Environment International**, New York, v. 30, p. 855– 870, 2004.

GUIMARÃES, D.V.; GONZAGA, M.I.S.; SILVA, T.O.; SILVA, T.L.; DIAS, N.S.; MATIAS, M.I.S. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.126, p.177–182, 2013.

HELFRICH, M.; LUDWIG, B.; BUURMAN, P.; FLESSA, H. Effect of land use on the composition of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 136, p. 331–341 (2006).

HILLIER, J.; BRENTRUP, F.; WATTENBACH, M.; WALTER, C.; GARCIA-SUAREZ, T.; MILA-I-CANALS, L.; SMITH, P. Which cropland greenhouse gas mitigation options give the greatest benefits in different world regions? Climate and soil specific predictions from integrated empirical models. **Global Change Biology**, Oxford, 18, p.1880-1894, 2012.

HOUGHTON, R.A; SKOLE, D.L.; NOBRE, C.A.; HACKLER, J.L.; LAWRENCE, K.T.; CHOMENTOWISKI, W.H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, London, v.403, p. 301–304, 2000.

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, p. 244–259, 2005.

JIAO, Y.; XU, Z.; ZHAO, J.H.; YANG, W.Z. Changes in soil carbon stocks and related soil properties along a 50 year grassland to cropland conversion chronosequence in an agro-pastoral ecotone of Inner Mongolia, China. **Journal of Arid Land**, Xinjiang, v.4, p.420-430, 2012.

KNICKER, H.; GONZÁLEZ-VILA, F.J.; GONZÁLEZ-VÁZQUEZ, R. Biodegradability of organic matter in fire-affected mineral soils of Southern Spain. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.56, p.31-39, 2013.

KNICKER, H.; GONZÁLEZ-VILA, F.J.; POLVILLO, O.; GONZÁLEZ, J.A.; ALMENDROS, G. Fire-induced transformation of C and N forms in different organic soil fractions from a Dystric Cambisol under a Mediterranean pine forest (*Pinus pinaster*). **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.37, p. 701–718, 2005.

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

LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, London, n.363, p. 815–830, 2008.

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**, Amsterdam, v.149, p. 84–91, 2009.

MARIOTTI, A.; MARIOTTI, F.; CHAMPIGNY, M. L.; AMARGER, N.; MOYSE, A. Nitrogen isotope fractionation associated with nitrate reductase activity and uptake of NO_3^- by pearl millet. **Plant Physiology**, Rockville, v. 69, p. 880-884, 1982.

MENDONÇA, L.A.R.; FRISCHKORN, H.; SANTIAGO, M.F.; CAMARGO, P.B.; LIMA, J.O.G.; MENDES FILHO, J. Identificação de mudanças florestais por ^{13}C e ^{15}N dos solos da Chapada do Araripe, Ceará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.3, p.314-319, 2010.

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

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

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

NEILL, C.; DAVIDSON, E.A. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; STEWART, B.A. (Ed.). **Global climate change and tropical ecosystems**. New York: CRC Press, 2000. p.197–211.

NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ^{15}N pool dilution. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.31, p. 567–572, 1999.

NEILL, C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M.C. **Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondônia**. Soil Processes and the Carbon Cycle. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A. (Ed.). Boca Raton; New York: CRC Press, 1998. p. 9–28.

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.

PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; HUNT, H.W. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.48, 147-163, 2000.

PLANTE, A.F.; FERNÁNDEZ, J.M.; HADDIX, M.L.; STEINWEG, J.M.; CONANT, R.T. Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v.43, p.1051-1058, 2011.

POWLSON, D.S.; GREGORY, P.J.; WHALLEY, W.R.; QUINTON, J.N.; HOPKINS, D.W.; WHITMORE, A.P.; HIRSCH, P.R.; GOULGING, K.W.T. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. **Food Policy**, Guildford, v.36, p. S72–S87, 2011.

SCHMIDT, M.W.I.; TORN, M.S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I.A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D.A.C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D.P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S.E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, London, v.478, p.49-56, 2011.

SCHROTH, G.; D'ANGELO, S.A.; TEIXEIRA, W.G.; HAAG, D.; LIEBEREI, R. Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.163, p.131-150, 2002.

SIQUEIRA NETO, M.; SCOPEL, E.; CORBEELS, M.; CARDOSO, A.N.; DOUZET, J.M.; FELLER, C.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil carbon stocks under no-tillage mulch-based cropping systems in the Brazilian Cerrado: An on-farm synchronic assessment. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.110, p.187–195, 2010.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.H.; KUMAR, P.; McCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLLES, R.J.; SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; McALLISTER, T.; PAN, G.; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U.; TOWPRAYOON, S.; WATTENBACH, M.; SMITH, J.U. Greenhouse gas mitigation in agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, London, v.363, p.789–813, 2007.

TARRÉ, R.M.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R.B.; RESENDE, C.P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria*

pastures in the Atlantic forest region of the south of Bahia, Brazil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 234, p. 15-26, 2001.

TINOCO, P.; ALMENDROS, G.; SANZ, J.; GONZÁLEZ-VÁZQUEZ, R.; GONZÁLEZ-VILA, F.J. Molecular descriptors of the effect of fire on soils under pine forest in two continental Mediterranean soils. **Organic Geochemistry**, Oxford, v.37, p. 1995–2018, 2006.

URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P. Aplicação de técnicas de ^{13}C em estudos da dinâmica da matéria orgânica de solos agrícolas. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. Gabriel de Araújo Santos (Ed.)...(et al.) – 2.ed. rev. e atual. – Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.654.

VEIGA, J.B. Reabilitação de áreas de pastagens degradadas. In: PARROTA, J.A.; KANASHIRO, M. (Ed.). In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E REABILITAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS E FLORESTAS SECUNDÁRIAS NA AMAZÔNIA, 1995. Santarém, **Anais...** Rio Piedras: IITF/USDA, 1995. p.191-200.

WEST, J.B.; BOWEN, G.J.; DAWSON, T.E.; TU, K.P. **Isoscapes: Understanding Movement, Pattern, and Process on Earth Through Isotope Mapping**. New York, NY, Springer, 2010. p 511.

ZELLER, B.; DAMBRINE, E. Coarse particulate organic matter is the primary source of mineral N in the topsoil of three beech forests. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.43, p. 542-550, 2011.

ZELLER, B.; COLIN-BELGRAND, M.; DAMBRINE, E.; MARTIN, F.I Fate of nitrogen released from ^{15}N -labeled litter in European beech forests. **Tree Physiology**, Oxford, v.21, p.153-162, 2001.

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, p. 28–40, 2005.

4 O IMPACTO DAS MUDANÇAS DE USO DA TERRA NAS DIFERENTES FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Resumo

A conversão do uso do solo e as práticas de manejo exercem um papel muito importante na distribuição e origem do C nas diferentes frações da MOS. De acordo com o manejo adotado podem ocorrer alterações principalmente na fração lábil da MOS, que é composta principalmente pela biomassa microbiana. O objetivo de realizar esta etapa do trabalho foi de avaliar o impacto da conversão de áreas de florestas (FLO) em pastagens (PA) e agricultura (AGR), na quantidade e origem do C presente nas frações da MOS. Para isso, foram utilizadas amostras de terra da profundidade de 0-10 cm coletadas na região de Santarém-PA. As amostras foram submetidas ao fracionamento físico da MOS e para cada fração foram determinados a quantidade de C e o sinal isotópico através do $\delta^{13}\text{C}$. Com base nos valores do $\delta^{13}\text{C}$ foi possível estimar a proporção de C introduzido na PA e o C remanescente da FLO. Por último, foi determinada a quantidade de C da biomassa microbiana do solo. Os resultados mostram que os usos AGR e PA alteraram a quantidade de C presente nas frações do solo, principalmente nas frações leve e oclusa. Nas áreas de PA, cerca de 33% do C total do solo foi introduzido pelas gramíneas (C4) enquanto que 66% ainda é remanescente da floresta (C3). A maior diferença entre o C da BM foi entre os usos FLO e AGR (526,21 e 296,78 $\mu\text{g g}^{-1}$ de solo seco).

Palavras - chave: Amazônia; C da biomassa microbiana; Fracionamento físico; Mudança de uso da terra

Abstract

The conversion of land use and management practices play a very important role in the distribution and origin of C in different SOM fractions. According to the management changes may occur mainly in the labile fraction of SOM, which is mainly composed by microbial biomass. The purpose of performing this step was to evaluate the impact of undisturbed forest areas (UF) conversion in grassland (GS) and cropland (CP), on the quantity and origin of C present in SOM fractions. For this, were used soil samples from the 0-10 cm layer collected in the region of Santarém-PA. The samples were submitted to physical fractionation of SOM and for each fraction were determined the amount of C and the isotopic signal using the $\delta^{13}\text{C}$. Based on the values of $\delta^{13}\text{C}$ was possible estimate the proportion of C introduced by the GS and the remaining from UF. Finally, it was determined the amount of C in the microbial biomass soil. The results show that CP and GS uses alter the amount of C present in the soil fractions, particularly in light and occluded fractions. In GS areas, about 33% of the total soil C has been introduced by the grasses (C4) while the remaining 66% is still remaining from forest (C3). The largest difference for the microbial biomass C was found between UF and CP (526.21 and 296.78 mg g^{-1} of dry soil).

Keywords: Amazon; Land use change; Microbial biomass carbon; SOM physical fractionation

4.1 Introdução

A estrutura do solo exerce um importante papel nas condições edáficas e ambientais e uma das maneiras para se avaliar a qualidade estrutural de um solo é através da avaliação da estabilidade dos agregados. A agregação de um solo é o resultado de uma série de arranjos de partículas flocculantes e agentes cimentantes. Os agentes cimentantes são originados a partir da argila e de carbonatos presentes no solo, mas o principal agente é a matéria orgânica do solo. Por tanto, a estrutura do solo pode ser alterada drasticamente em função das práticas de manejo do solo e como consequência, podem alterar também as frações físicas da MOS (MORAES et al., 1996; BRONICK & LAL, 2005; LISBOA et al., 2009; SIMANSKY et al., 2013).

Do ponto de vista de estabilidade do solo, a matéria orgânica pode ser simplificada em uma fração lábil (biodegradável, leve) e uma fração humificada (estável, pesada). A fração lábil representa aproximadamente 1/3 do carbono orgânico do solo, e apresenta uma alta taxa de decomposição e um curto período de permanência no solo e sua principal função é o fornecimento de nutrientes as plantas através de sua mineralização e de energia e carbono aos microorganismos do solo. A fração humificada representa cerca de 2/3 do carbono orgânico do solo e tem maior permanência no solo sendo sua principal função atuar sobre as condições físicas e químicas do solo (MARTIN NETO et al., 1996).

Os efeitos da conversão do uso do solo e as práticas de manejo exercem um papel muito importante na distribuição de C nos agregados do solo. Quando um solo é submetido a um intenso cultivo, os macroagregados são rompidos rapidamente, tornando a fração oclusa da matéria orgânica do solo (que está fisicamente protegida) mais vulnerável à decomposição e a mineralização (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1993; SIX et al., 1998; SIMANSKY et al., 2013).

Além disso, a fração oclusa exerce um importante papel na estabilidade dos agregados do solo, pois muitas vezes atua como agente cimentante, mantendo-os mais resistentes (SIX et al., 2002.). Assim, as mudanças no uso da terra, como o cultivo de solos que eram ocupados por sistemas naturais (floresta), muitas vezes influenciam na quantidade e na qualidade da matéria orgânica, que é o principal agente de ligação para a estabilização de agregados do solo.

Diversos trabalhos mostram que a mudança de uso da terra é uma das principais causas de perdas nos estoques de C do solo devido a diminuição no teor de matéria

orgânica do solo (FEARSLIDE & BARBOSA, 1998; CERRI et al., 2007; CARVALHO et al., 2009; MAIA et al., 2009). Dada a importância da MOS como fonte de C e principal agente cimentante entre os agregados do solo, qualquer alteração em sua estrutura pode funcionar como fonte de C para a atmosfera potencializando as emissões de CO₂ e assim o aquecimento global (JINDALUANG et al., 2013).

Muitas pesquisas têm destacado a importância de se conhecer as diferentes frações que constituem a MOS, pois sugere-se que essa informação possa ser interpretada como um índice qualitativo da MOS (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992; CHRISTENSEN, 2001; LISBOA et al., 2009; VIRTO et al., 2010; JINDALUANG et al., 2013; POEPLAU & DON, 2013). Utiliza-se o termo qualitativo, pois dependendo da fração predominante pode-se concluir se a MOS está em uma forma mais lábil, ou seja, menos recalcitrante e sendo assim, mais fácil de ser degradada ou, se está em uma forma mais recalcitrante, mais estável e mais difícil de ser degradada no sistema. Uma das formas de se conhecer a qualidade da MOS, é através do fracionamento físico da MOS, que consiste na separação por classes de tamanho (CHRISTENSEN, 2001).

Outra fração de extrema importância é a chamada “fração ativa” da MOS. Essa fração é composta pela biomassa microbiana (BM) e é chamada de fração ativa, pois é uma fração viva e é a maior responsável pelos processos de transformação da MOS. Estima-se que de 1 a 3% do carbono orgânico total presente em solos tropicais está associado a BM. Essa porção da MOS é composta por diversos microrganismo, tais como fungos, bactérias, actinomicetos, leveduras e protozoários e atua como agente decompositor e como reserva lábil de C e nutrientes e no fluxo de energia no solo sendo responsável pela quase totalidade da atividade biológica (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

O carbono da biomassa microbiana (BM) é considerado um tipo de carbono lábil, de fácil degradação e serve com um índice qualitativo do solo principalmente por estar associado aos microorganismos do solo, sendo utilizado muitas vezes para medir a atividade biológica e inferir sobre as condições de vida do solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; NOGUEIRA et al., 2006; HUNGRIA et al., 2009).

Da mesma maneira que o tipo de manejo do solo altera as frações físicas da MOS, também altera a fração ativa da MOS. Quando o solo passa por revolvimento e fica exposto à temperaturas elevadas, luz, vento e outros fatores intempéricos, ocorre uma alteração no microclima do solo alterando primeiramente a população microbiana

que vive no solo. Sendo assim a conversão de uma área de floresta para áreas de uso agrícola, pode diminuir drasticamente a atividade microbiológica, e consequentemente, pode diminuir a fração ativa da MOS.

O objetivo desta etapa do trabalho foi avaliar a influencia da mudança de uso da terra nas frações física e ativa da MOS bem como na quantidade e origem do C presente em cada uma das frações.

4.2 Materiais e métodos

4.2.1 Descrição das áreas de estudo

A descrição das áreas de estudo utilizadas para esta etapa da pesquisa encontra-se no item 2.2.1 deste trabalho.

4.2.2 Amostragem do solo

A descrição do procedimento de amostragem do solo adotada para esta etapa da pesquisa encontra-se no item 2.2.5 deste trabalho, porém devido a grande quantidade de amostras foi selecionado um subconjunto das amostras para a realização do fracionamento físico bem como para a determinação do carbono na biomassa microbiana.

4.2.2.1 Seleção dos transectos para realizar o fracionamento físico

Para selecionar os transectos que seriam avaliados em relação à estrutura física da MOS foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) que possibilitou a separação de áreas contrastantes, com base nos dados de fertilidade, granulometria, teores e estoques de C e N. Com base no resultado dessa análise, foram selecionados 3 transectos por tipo de uso do solo, sendo que os usos escolhidos para este estudo foram: floresta (FLO), pastagem (PA) e agricultura (AGR) (no total, 9 transectos). O motivo pelo qual os usos foram escolhidos se deve a elaboração de uma cronosequência da mudança de uso da terra com a finalidade de classificar a MOS quanto a sua dinâmica e funcionalidade nas áreas mais afetadas pela ação do homem (PA e AGR). Uma vez que o subconjunto foi selecionado, o fracionamento físico foi realizado para a profundidade de 0 a 10 cm.

4.2.2.2 Seleção dos transectos para determinar o C da Biomassa Microbiana

Dentro do grupo das “bacias avançadas” foram selecionados os três usos da terra mais contrastantes: floresta, pastagem e agricultura, para melhor comparação da interferência do uso da terra no C da biomassa microbiana. A partir dos usos, foram selecionados, com base no tipo de solo e no tempo do uso atual, 3 transectos em cada microbacia, totalizando 9 transectos amostrais – foram selecionadas 3 bacias pois uma das bacias desse grupo é constituída por florestas primárias e secundárias. As amostras foram retiradas nos 5 pontos amostrais de cada transecto, na camada de 0-10 cm de profundidade, resultando no total de 45 amostras de terra.

4.2.3 Avaliações

4.2.3.1 Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo

Para este estudo foi utilizado o método granulométrico descrito por Christensen (1992) e que consiste na separação do solo, após dispersão, através de peneira com malha de 0,053 mm. Na primeira etapa da metodologia deve-se pesar 20 g de uma amostra de solo e adicionar 80 mL de água destilada sendo que essa solução deve ser levada a um processo dispersão com o auxílio de um ultrasonificador durante 15 minutos (Figura 4.1). Em seguida, as amostras são passadas por uma peneira de malha de 200 µm para a separação das frações orgânica e mineral com tamanho entre 2000-200 µm. A fração com tamanho entre 200 µm e 50 µm é denominada fração organo-mineral. Já a fração que não fica retida na peneira de 50 µm é denominada fração organo-mineral de tamanho silte e argila (Figura 4.2).

Para todas as frações foram determinados os teores de C (%) e do isótopo ^{13}C sendo que para realizar essa determinação foi adotado o mesmo procedimento descrito no item 3.2.3.1 deste trabalho.

Figura 4.1 - Etapas do fracionamento físico da MOS realizada no Laboratório de Matéria Orgânica do Solo da ESALQ/USP

Figura 4.2 - Esquema da etapa de separação das frações através do uso de peneiras durante o fracionamento físico da MOS

4.2.3.1.1 Proporção do C introduzido pelas áreas de pastagens (C4) e do C remanescente da floresta (C3)

Com base nos resultados de $\delta^{13}\text{C}$ foi possível determinar a origem do C através da porcentagem de C derivado das áreas de florestas (plantas C3) e a porcentagem introduzida nas áreas de pastagens (plantas C4) em cada uma das frações. Para realizar essa determinação foram utilizadas duas equações propostas por Moraes et al. (1996):

$$Cdp = \left[\frac{\delta^{13}\text{C}_P - \delta^{13}\text{C}_{FLO}}{\delta^{13}\text{C}_{PA} - \delta^{13}\text{C}_{FLO}} \right] \times 100 \quad (4.1)$$

Em que

Cdp = carbono derivado da pastagem em porcentagem;

$\delta^{13}\text{C}_P$ = valor do $\delta^{13}\text{C}$ para pastagem, obtido na literatura. Para este trabalho foi utilizado o valor -14,3‰ conforme proposto por Moraes et al. (1996);

$\delta^{13}\text{C}_{FLO}$ = valor do $\delta^{13}\text{C}$ para as áreas de floresta encontrados neste trabalho;

$\delta^{13}\text{C}_{PA}$ = valor do $\delta^{13}\text{C}$ para as áreas de pastagens encontrados neste trabalho.

A partir dos resultados obtidos pela equação 4.1 foi possível estimar a proporção de C remanescente da floresta (C3). Para isso utilizou-se a seguinte equação:

$$Crf = 100 - Cdp \quad (4.2)$$

Onde,

Crf = carbono remanescente da floresta em porcentagem;

Cdp = carbono derivado da pastagem em porcentagem.

4.2.3.2 Determinação do Carbono da Biomassa Microbiana

A determinação do C da biomassa microbiana foi realizada no Laboratório de Matéria Orgânica do Solo, da ESALQ/USP e foi utilizado o método da fumigação-extração – FE (VANCE et al. 1987). Para cada amostra, foram realizadas 3 subamostras (repetições) fumigadas e 3 não fumigadas sendo que as amostras fumigadas foram incubadas por 48 h a -0,03 MPa na presença de clorofórmio e respectivos controles e então extraídas com K_2SO_4 0,5 M e filtradas (Figura 4.3). Os extratos foram analisados quanto aos teores de C, sendo que a biomassa microbiana é dada pela diferença entre os

valores obtidos nas amostras fumigadas e as não fumigadas, com fator de correção para o C microbiano. O método da FE pode ser aplicado a uma grande variedade de solos, inclusive naqueles com baixo pH, alto teor de matéria orgânica fresca ou baixo teor de umidade.

Figura 4.3 - Etapas realizadas durante a determinação do C da Biomassa Microbiana no Laboratório de Matéria Orgânica do Solo da ESALQ/USP

4.2.4 Análises estatísticas

Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e teste de comparação de médias através do teste de Tukey ($\alpha = 0,05$), e foi utilizado o software R (2008) para desenvolver tais análises.

4.3 Resultados e discussão

4.3.1 Fracionamento físico da MOS

Com base na Tabela 4.1 observa-se que a para as áreas de florestas (FLO) e pastagens (PA) a fração que se encontra em maior proporção é a fração *Pesada* seguida pela fração *Silte+Argila*. Já nas áreas de agricultura a fração em maior quantidade é a fração *Silte+Argila*. Para todos os usos as frações *Leve* e *Oclusa* apresentaram-se em menores proporções. As proporções encontradas para essas frações está diretamente relacionada à textura do solo. Para as áreas de FLO e PA, a textura do solo é considerada argilosa enquanto que nas áreas de AGR, considera-se, muito argilosa (Tabela 2.4, capítulo 2).

Apesar da fração *Pesada* ter sido a fração em maior quantidade, observa-se na Tabela 4.2 que essa é fração que menos contribui em relação a quantidade de C (g C kg solo^{-1}). Dentre todas as frações a fração mais rica em carbono foi a fração *Leve* em todos os usos sendo que a maior quantidade de C foi observada para agricultura (AGR) o equivalente a $351,35 \text{ g C kg}^{-1}$ de solo. A fração *Leve* é basicamente constituída de material vegetal, principalmente restos de folhas em decomposição, sendo considerado um material extremamente rico em C e é considerado um C lábil, de fácil degradação e decomposição. Por isso é de se esperar que essa fração apresente altos teores de C. Entretanto, quando as frações são comparadas em massa (Tabela 4.1), a fração *Leve* representa aproximadamente 2% da massa total.

A fração *Oclusa* está relacionada à fração da MOS ligada aos microagregados e de acordo com os resultados (Tabela 4.1) pode-se dizer que essa fração teve maior proporção nas áreas de FLO seguida pelas áreas de PA. Conforme mencionado anteriormente, a formação e estabilidade dos microagregados estão diretamente relacionadas ao manejo do solo e no caso das áreas de FLO e PA espera-se que exista uma maior estabilidade dos agregados uma vez que esses usos sofrerem menos impactos com o revolvimento do solo, por exemplo. O contrário pode ser observado para as áreas de AGR, que apresentaram menor proporção em massa da fração *Oclusa*.

Apesar das áreas de AGR terem apresentado uma proporção menor da fração *Oclusa*, observa-se na Tabela 4.2 que essa fração exerce forte contribuição em relação a quantidade de C, perdendo apenas para a fração *Leve*. Pode-se dizer então que os microagregados nesse tipo de uso possuem uma maior quantidade de MOS, e que para as áreas de AGR são fortes responsáveis pela quantidade de C no solo.

Para as demais áreas, FLO e PA, a fração que mais contribuiu com a quantidade de C foi a fração *Silte+Argila* que é considerada uma fração ligada às formas de MOS mais recalcitrantes, ou seja, mais estáveis. Costuma-se associar essa fração à fração

mineral da MOS, pois considera-se que o C ali presente já passou por intensos processos de transformação e agora o C se encontra em uma forma química mais complexa, de difícil acesso e degradação aos microorganismos do solo.

Tabela 4.1 - Quantidade de cada fração em g kg⁻¹ de solo, determinados para os diferentes sistemas de uso da terra na camada de 0-10 cm

USO DA TERRA	MO Leve	MO Oclusa	MO Pesada	MO Silte+Argila
FLO	5,00 ± 1,09 A c	5,44 ± 0,83 A c	847,78 ± 21,88 A a	142,11 ± 20,34 B b
AGR	6,63 ± 1,13 A c	3,75 ± 0,53 A c	90,75 ± 22,84 B b	898,75 ± 24,05 A a
PA	5,60 ± 0,88 A c	5,40 ± 0,73 A c	728,80 ± 63,66 A a	260,20 ± 63,41 B b

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma fração (vertical) e letras minúsculas comparam as frações dentro do mesmo uso (horizontal). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tabela 4.2 - Quantidade de C em g kg⁻¹ de solo, determinados para os diferentes sistemas de uso da terra em cada uma das frações na camada de 0-10 cm

USO DA TERRA	MO Leve	MO Pesada	MO Oclusa	MO Silte+Argila
FLO	242,17 ± 34,68 A a	0,51 ± 0,09 B c	26,35 ± 4,23 B b	62,36 ± 5,52 A b
AGR	351,35 ± 23,24 A a	13,02 ± 2,42 A d	152,33 ± 19,42 A b	23,86 ± 1,30 B c
PA	241,57 ± 38,4 A a	0,23 ± 0,13 B c	48,30 ± 9,28 B b	64,77 ± 13,4 A b

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma fração (vertical) e letras minúsculas comparam as frações dentro do mesmo uso (horizontal). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Na Tabela 4.3 é possível observar os valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados em cada uma das frações para cada tipo de uso do solo. Dentre os três usos avaliados houve diferença significativa entre as áreas de PA e as demais áreas. Essa diferença está associada aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ oriundos de plantas de ciclo C4, que no caso das pastagens são provenientes das gramíneas.

De acordo com Moraes et al. (1996) e Neill et al. (1997) estima-se que o $\delta^{13}\text{C}$ da *Brachiaria brizantha*, gramínea predominante nas pastagens da Amazônia, é de aproximadamente -14,3 ‰. Sendo assim, é de se esperar que o sinal isotópico em áreas

de pastagens seja bem próximo ao valor citado quando a pastagem for nativa ou no caso de pastos bem antigos, espera-se que o valor seja bem próximo do mencionado pelos autores (MORAES et al.,1996; NEILL et al.,1997; CERRI et al., 2008; LISBOA et al., 2009).

Tabela 4.3 - Valores médios $\delta^{13}\text{C}$, expressos em δ (‰) determinados para os diferentes sistemas de uso da terra em cada uma das frações estudadas na camada de 0-10 cm

USO DA TERRA	MO Leve	MO Pesada	MO Oclusa	MO Silte+Argila
FLO	-29,04 $\pm$ 0,29 B a	-27,83 $\pm$ 0,38 B a	-28,58 $\pm$ 0,29 B a	-28,78 $\pm$ 0,15 B a
AGR	-28,64 $\pm$ 0,13 B a	-27,30 $\pm$ 0,18 B a	-28,32 $\pm$ 0,09 B a	-27,54 $\pm$ 0,12 B a
PA	-21,74 $\pm$ 1,28 A a	-25,02 $\pm$ 0,48 A b	-21,88 $\pm$ 1,16 A a	-23,51 $\pm$ 0,75 A a

Letras maiúsculas comparam as médias entre usos na mesma fração (vertical) e letras minúsculas comparam as frações dentro do mesmo uso (horizontal). Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

No caso de pastagens mais jovens espera-se encontrar um sinal isotópico intermediário, entre -14,3‰ e -28,0‰ (valor do $\delta^{13}\text{C}$ para vegetação das florestas, plantas de ciclo C3). Neste caso pode-se dizer que está ocorrendo uma diluição isotópica, ou seja, ainda existe uma quantidade de C remanescente da floresta, que foi introduzido através de plantas de ciclo C3 e, existe uma proporção de C que passou a ser introduzido pela pastagem (plantas de ciclo C4). Assim, para as áreas de PA, foi possível estimar a proporção de C remanesce da floresta e introduzido pela pastagem (Figura 4.4).

Com base nos resultados, nas áreas de PA cerca de 43% do C presente na fração *Leve* da MOS, é oriundo da vegetação atual (gramínea) enquanto que 57% do C dessa fração ainda é remanescente da vegetação antiga (floresta). A fração *Leve* foi a que apresentou maior proporção de C introduzido pela pastagem, seguida da fração *Oclusa*, com 40 %. Em seguida, a fração *Silte+Argila* apresentou aproximadamente 31% de C proveniente da PA e, por último, a fração *Pesada* apresentou 18% de C introduzido pela PA (Figura 4.4).

Lisboa et al. (2009) estudaram a dinâmica do C nas diferentes frações da MOS em uma cronosequencia com 3 áreas de pastagens de idades distintas na Amazônia. Os

resultados encontrados pelos autores para os valores do $\delta^{13}\text{C}$ foram maiores do que os encontrados neste trabalho, em áreas de pastagens. No caso do trabalho realizado por Lisboa et al. (2009), as pastagens tinham idades iguais a 17, 34 e 95 anos e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ valores observados no solo inteiro pelos autores foram de -18,0‰ para a área com 17 anos e -17,0‰ para as demais áreas.

Neste trabalho o valor do $\delta^{13}\text{C}$ encontrado para o solo todo no uso PA, foi de -23,0‰ e a proporção total de C introduzido pela pastagem, para o solo todo, foi igual a 33%. Isso significa que grande parte do C que contribui para a MOS nas áreas de PA avaliadas, ainda é remanescente da floresta e que a MOS nessas pastagens tem origem da floresta, mas 1/3 é proveniente da pastagem, indicando que a vegetação atual está contribuindo de maneira significativa para a composição da MOS bem como para a diluição isotópica no solo.

Figura 4.4 - Proporção de C introduzido pela pastagem (C-C4) e do C remanescente da floresta (C3), em cada uma das frações

Outros trabalhos realizados na Amazônia revelam que mesmo as pastagens mais antigas possuem baixa proporção de C introduzido pela pastagem e grande proporção de C proveniente da floresta (CERRI et al., 2004; DESJARDINS et al., 2004; CERRI et al., 2007; LISBOA et al., 2009) sugerindo que o tempo de permanênciaa do C proveniente da vegetação primária é maior do que o C proveniente da pastagem.

Virto et al. (2010) estudaram o “carbon turnover” em uma cronosequência de trigo e milho no norte da França e constataram que o C presente na fração *Silte + Argila* é considerado um C mais antigo, ou seja foi introduzido no solo há mais tempo. O contrário foi observado para a fração *Pesada* da MOS que, segundo os autores, está relacionada a um C introduzido recentemente ao solo.

Alguns trabalhos ressaltam a importância da textura do solo na proporção das frações da MOS. Segundo Jindaluang et al. (2013) ainda existe pouco conhecimento sobre a correlação entre a textura e mineralogia do solo e a composição de cada fração da MOS.

Na Alemanha, diferentes sistemas de manejo florestal também alteraram a proporção e a quantidade de C nas frações da MOS (WÄLDCHEN et al., 2013). De acordo com os autores a fração *Leve* também foi a fração que mais contribuiu com a quantidade de C na camada de 0-10 cm, contribuindo com 24% do C total do solo.

Poeplau & Don (2013) realizaram um estudo na Europa em que avaliaram o impacto das mudanças de uso da terra nas frações da MOS nas conversões de agricultura para pastagem, pastagem para agricultura, agricultura para floresta e pastagem para floresta. De acordo com os autores as partículas da MOS mostraram-se bastante sensíveis as mudanças de uso da terra sendo que na conversão de agricultura para floresta a fração *Oclusa* colaborou com cerca de 50% do total de C sequestrado na camada de 0-30 cm e, na conversão de pastagem para floresta houve um aumento de 5 Mg C ha⁻¹ na mesma fração.

4.3.2 Carbono da Biomassa Microbiana

Os resultados obtidos a partir da determinação do C da BM (Tabela 4.4) mostram claramente o forte impacto que a mudança de uso da terra exerce sob a fração viva, ativa, da MOS. Através da análise estatística houve diferença significativa entre a quantidade de C na BM do solo sob floresta e o solo das demais áreas (pastagem e

agricultura). O maior teor de C da BM foi de 526,21 $\mu\text{g C g}^{-1}$ de solo seco nas áreas de floresta e o menor teor foi de 296,78 $\mu\text{g C g}^{-1}$ de solo seco nas áreas de agricultura.

Tabela 4.4 - Teores médios de C ($\mu\text{g g}^{-1}$ de solo seco) da biomassa microbiana obtidos para a camada de 0-10 cm

Profundidade (cm)	Floresta	Pastagem	Agricultura
	C $\mu\text{g g}^{-1}$ de solo seco		
0 - 10	526,21 $\pm$ 21,97 A	327,65 $\pm$ 34,05 B	296,78 $\pm$ 37,74 B

Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Essa diferença já era esperada uma vez que o solo sob floresta representa uma condição de equilíbrio natural, onde o microclima e a qualidade da MOS são ideais para manter a biomassa microbiana do solo viva. Sendo assim quando ocorre a mudança de uso da terra, muitos processos como o fogo, a remoção da biomassa vegetal, o revolvimento do solo e a introdução de um novo tipo de vegetação, causa um forte desequilíbrio no ambiente e consequentemente a quantidade de microorganismos também sofre desequilíbrio (FEILG et al., 1995; CERRI et al., 2008; FEIGL et al., 2008; KASCHUK et al., 2010).

De acordo com Kaschuk et al. (2010) a conversão de florestas em áreas de pastagens na Amazônia é uma das principais práticas responsáveis pelo declínio do C da BM no solo principalmente devido ao uso do fogo que colabora para o declínio do estoque de C do solo e acelera a taxa de decomposição da MOS. O declínio na quantidade de C da BM na conversão de floresta para pastagem também foi observado por Melo et al. (2012), na região leste da Amazônia brasileira.

Entretanto alguns estudos relatam que na conversão de floresta para pastagem inicialmente ocorre uma diminuição significativa no C da BM, porém uma vez que essa pastagem se estabelece é formado um novo ambiente em equilíbrio que, com o passar do tempo, pode re-estabelecer o C da BM no solo (CERRI et al., 1985; CERRI et al., 2008; FEIGL et al., 2008).

Assim como na presente pesquisa, Jia et al. (2010) também encontraram baixas quantidades de C da BM em áreas de agricultura na China. Segundo os autores a concentração de C da BM na vegetação nativa (19,50 g kg^{-1}) foi quase 3 vezes maior do que a concentração encontrada em áreas de agricultura (7,04 g kg^{-1}).

Silva et al. (2010) estudaram a influência dos tipos de manejo agrícola no C da BM e os autores afirmam que existe uma alteração muito rápida no C da BM quando o solo recebe algum tipo de distúrbio, através do manejo adotado. Os resultados obtidos pelos autores confirmaram a importância em utilizar sistemas conservacionistas, dentre os quais o plantio direto, que proporciona melhores condições para a preservação dos microorganismos do solo.

Kaschuk et al. (2011) estudaram a influência da mudança de uso da terra no C da BM em diversos biomas no Brasil dentre os quais o bioma Amazônia. Dentre todos os sistemas de uso da terra neste bioma os autores destacaram o uso com agricultura anual como o que mais contribui para o declínio do C da BM, sendo que esse uso foi responsável por uma redução de 53% do C da BM do solo quando comparado com a vegetação nativa. Os autores ainda enfatizam que a agricultura anual foi o uso que mais afetou a BM dos solos em todos os biomas brasileiros estudados.

4.4 Conclusão

A conversão de áreas de floresta para pastagem e agricultura pode ser considerada uma das principais causas na alteração das frações da MOS bem como no conteúdo do C de cada uma das frações físicas e lábil da MOS. O preparo do solo realizado para implantação de culturas anuais, nas áreas de agricultura, provoca o revolvimento e a exposição do solo aos fatores intempéricos que podem acelerar a mineralização e perda principalmente da MOS oclusa.

A vegetação do tipo C4 (gramínea) tem contribuído de maneira significativa para a introdução de C principalmente através das frações leve e oclusa, porém boa parte do C encontrado nas áreas de pastagens ainda é remanescente da vegetação C3 (floresta) sendo que o C remanescente da floresta possui um maior tempo de residência no solo por estar na forma mais recalcitrante.

Para este estudo o C da biomassa microbiana serviu como bom indicador de qualidade do solo, pois representou proporcionalmente os efeitos causados pela conversão do uso da terra de floresta para as áreas de produção agrícola e pecuária.

Referências

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic matter change across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, p. 777-783, 1992.

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

CERRI, C.C.; VOLKOFF, B.; EDUARDO, B.P. Efeito do desmatamento sobre a biomassa microbiana em latossolo amarelo da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 9, p. 1–4, 1995.

CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Dinâmica da matéria orgânica do solo na Amazônia. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P. & CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. . 2. Porto Alegre: Metrópole, 2008. cap.20, p. 325-358, 654 p.

CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 815-832, 2004.

CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.S.; BATJES, N.H.; MILNE, E.; CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.122, p. 58–72, 2007.

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

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

FEARNSIDE, P.M., BARBOSA, I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.108, p. 147–166, 1998.

FEIGL, B.J.; SPARLING, G.P.; ROSS, D.J.; CERRI, C.C. Soil microbial biomass in Amazonian soils: Evaluation of methods and estimates of pool sizes. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.27, p.1467-1472, 1995.

FEIGL, B.J.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; PICCOLO, M.C. Microbial biomass in native Amazonian Ecosystems and its adaptation to deforestation and pasture introduction and management. In: MYSTER, R.W. (Ed.) **Post-agricultural succession in the neotropics**. Springer, 2008. 305p,.

JIA, G.M.; ZHANG, P.D.; WANG, G.; CAO, J.; HAN, J.C.; HUANG, Y.P. Relationship Between Microbial Community and Soil Properties During Natural

Succession of Abandoned Agricultural Land. **Pedosphere**, Nanjing, v.20, p.352–360, 2010.

JINDALUANG, W.; KHEPRUENROMNE, I.; SUDDHIPRAKARN, A.; SINGH, B.P.; SINGH, B. Influence of soil texture and mineralogy on organic matter content and composition in physically separated fractions soils of Thailand. **Geoderma**, Amsterdam, v.195-196, p.207-219, 2013.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J.C.; BRANDÃO-JUNIOR, O.; KASCHUK, G.; SOUZA, R.A. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.42, p.288-296, 2009.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 42, p.1–13, 2010.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. **Plant and Soil**, The Hague, v. 338, p.467–481, 2011.

LISBOA, C.; CONANT, R.T.; HADDIX, M.L.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Soil Carbon Turnover Measurement by Physical Fractionation at a Forest-to-Pasture Chronosequence in the Brazilian Amazon. **Ecosystems**, New York, v.12, p.1212–1221, 2009.

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**, Amsterdam, v.149, p.84–91, 2009.

MELO, V.S.; DESJARDINS, T.; SILVA, M.L.; SANTOS, E.R.; SARRAZIN, M.; SANTOS, MMLS. Consequences of forest conversion to pasture and fallow on soil microbial biomass and activity in the eastern Amazon. **Soil Use and Management**, v.28, p.530-535, 2012.

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

MOREIRA, F.M. de S.;SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2 ed. atual. e ampl. - Lavras: Editora UFLA, 2006. 729p.

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

POEPLAU, C.; DON, A. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. **Geoderma**, Amsterdam, v.192, p.189–201, 2013.

SILVA, A.P.; BABUJIA, L.C.; FRANCHINI, J.C.; SOUZA, R.A.; HUNGRIA, M. Microbial biomass under various soil- and crop-management systems in short and long-term experiments in Brazil. **Field Crops Research**, Amsterdam, v.119, p.20–26, 2010.

ŠIMANSKÝ, V.; BAJCAN, D.; DUCSAY, L. The effect of organic matter on aggregation under different soil management practices in a vineyard in an extremely humid year. **Catena**, Amsterdam, v. 101, p.108–113 (2013).

SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K.; DORAN, J.W. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.62, p.1367–1377, 1998.

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, The Hague, v.24, p.155–176, 2002.

VANCE E.D.; BROOKES P.C.; JENKINSON D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v.19, p.703–707, 1987.

VIRTO, I.; MONI, C.; SWANSTON, C.; CHENU, C. Turnover of intra- and extra-aggregate organic matter at the silt-size scale. **Geoderma**, Amsterdam, v. 156, p.1–10, 2010.

WÄLDCHEN, J.; SCHULZE, E.D.; SCHÖNING, I.; SCHRUMPF, M.; SIERRA, C. The influence of changes in forest management over the past 200 years on present soil organic carbon stocks. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.289, p. 243–254, 2013.

5 ESTIMATES OF EMISSION FACTORS ACCORDING TO THE IPCC GUIDELINE

Abstract

The Brazilian Pará state is one of the most deforested states that is part of the Legal Amazon. Amazon deforestation is responsible for a large loss of soil organic matter and mainly of soil C to the atmosphere. However, there is a great variability in soil properties, climatic conditions and land use history of each region, so there is a number of uncertainties associated with estimates of soil C stocks. Therefore in this study were estimated the changes on soil C stocks due to the land use change in Santarém-PA region as well were estimated the emission factors for the main land use systems in this region: logged forest (LF), burnt forest (BF), secondary forest (SF), grassland (GS) and cropland (CP). Changes and factors were developed using as a reference (C_{REF}) the soil C stock from undisturbed forest (UF) areas. According to the results the greatest emission factor was observed for BF (1.12 ± 0.051) while for the CP was found the lowest one (0.93 ± 0.033). Based on these results is possible conclude that the introduction of agriculture in Santarém region is the main responsible of soil C stock decreasing and consequently for C output.

Keywords: Amazon; Emission factors; Land use change; Soil C stock

5.1 Introduction

Soil organic matter (SOM) contains three times more carbon (C) than the atmosphere or land vegetation. Thus, the soil organic carbon is the largest terrestrial pool which contains about 1550 Pg of C (LAL, 2008), equivalent to more than twice the amount stored in the vegetation or the atmosphere (CERRI et al., 2006; ANDERSON TEIXEIRA et al., 2009).

Slash and burn tropical forests and the subsequent conversion of these natural systems to other systems, is considered as the main cause of CO₂ emissions to the atmosphere. However, depending on the system used and agricultural management the area may act as a source of emissions and at the same time, as a carbon sink (OGLE, et al., 2005; CERRI et al. 2009; MAIA, et al. , 2010a). On the other hand stocks of carbon vary with soil texture, relief position, drainage, plant productivity and soil density, and all these parameters vary spatially and thus contribute to the spatial variation of C stocks in the soil making it difficult to quantify these changes in some local inventories (VANDENBYGAART, 2006; CONANT et al., 2011).

Given the wide variability in soil properties, climatic conditions and land use history of each region, there are a number of uncertainties associated with estimates of C stocks and especially their changes (CONANT & PAUSTIAN, 2002; MAIA et al. 2010b; OGLE et al., 2010; CONANT et al., 2011). Particularly in tropical regions they

are highly uncertain for most regional monitoring applications, and stocks under native vegetation are also uncertain (BATJES, 2011; SMITH et al., 2012). Thus, these uncertainties are hardly detected by basic statistics, and to have better accuracy in the results and avoid any over-or underestimation of data, it is necessary to perform the uncertainty analysis, as described by Ogle et al. (2007). In this sense, it becomes increasingly important to have knowledge of factors and uncertainties that are associated with changes in stocks of soil C and consequently the emission of greenhouse gases into the atmosphere.

According to Ogle & Paustian (2005) most of the analyzes to report emissions of greenhouse gases are based on models recommended by the IPCC to conduct national inventories (IPCC, 2006). However, the large uncertainty associated with changes in C stocks make the results unreliable (OGLE et al., 2010). Thus, it is necessary to perform analysis to reduce interference uncertainties of unknown parameters and developing an analysis based on empirical uncertainties in estimates to simulate the C stocks, as was done by Ogle et al. (2007) to simulate the C stocks in agricultural areas in the United States and by Maia et al. (2010b) to assess modifications on soil C stocks due to changes in land use in the states of Mato Grosso and Rondônia.

In Brazil, the great villain of global warming has been identified as the activity of change in land use, especially in the Amazon region. Among the states that constitute the Brazilian Amazon is the Pará, and for more than twenty years of monitoring the state led the ranking of deforestation. One justification is the great agricultural frontier expansion and the construction of roads for the transportation of soybeans in the region (PERZ et al., 2008).

In addition to this current scenario of changes in land use, is the threat of a regional climate change that can lead to dry on a large scale, with devastating effects on the forest conservation by increasing the prevalence and intensity of fire in the region (MALHI et al., 2009; ARAGÃO and SHIMABUKURU 2010). Thus, this extraordinary importance and complexity of the Amazon region demand scientific research comparable magnitude and potential impact (BARLOW et al. 2010).

The main objectives of this research was i) to estimate the changes on soil C stocks due to the land use and management changes in Santarém region, one of the most degraded area of Pará state, and ii) to develop the emission factors of soil C for the main systems of land use in the study region.

5.2 Material and Methods

5.2.1 Study Areas

The description of the areas used for this step of the research is in item 2.2.1 of this work.

5.2.2 Soil Sampling

The description of the soil sampling procedure adopted for this step of the research is in item 2.2.5 of this work.

5.2.3 Soil Analysis

To estimate the emission factors were used the soil C storages for the total soil layer (0-30 cm) obtained in the Chapter 3 of this document.

5.2.4 Statistical Analysis

5.2.4.1 Probability density functions (PDFs)

The PDFs were obtained with a linear mixed-effect model, which is a regression analysis that includes fixed and random effects (OGLE et al., 2003, 2007; MAIA et al., 2010a,b). The response variable for the different land use intensities (LUI) systems was a ratio of the mean C stock under the disturbed condition to mean C stock under the undisturbed condition. The response for each land use intensity was a ratio of the mean soil C stock under each system to mean soil C stock under the undisturbed forest system, for the 0-30 cm layer (Equation 5.1).

$$\text{Ratio} = \frac{\text{GS C stock}}{\text{UF C stock}} \quad (5.1)$$

Where,

Ratio = response variable for the different land use intensities;

GS C stock = Mean grassland (GS) soil C stock (Mg ha⁻¹) for the 0-30 cm layer;

UF C stock = Mean undisturbed forest (UF) soil C stock (Mg ha⁻¹) for the 0-30 cm layer.

Fixed effects were used to account for the impact of land use intensity. The C stock of undisturbed forest areas were used as indicator variable, which also referred as dummy variables. Random-effect variables were used to account for dependencies in multiple measurements within the same study. Specifically, the watersheds were included as random variables. All the statistical analyses were performed for the 0-30 cm layer using SPLUS 8.0 software (Insightful Corporation, Seattle, WA).

5.3 Results and discussion

5.3.1 Response ratios and emission factors

The response ratios were obtained for each kind of land use where the mean soil C storage present on the 0-30 cm layer for each land use intensity was divided for the CREF value, estimated for the undisturbed forest, the reference area in this study. According to the ratios results, the highest percentage of ratios higher than 1.0 was found for the burnt forest (77.14% - Figure 5.2) suggesting an increase on SOC stock, while the lowest percentage was found for cropland areas (30% - Figure 5.5), indicating that the conversion of UF for CP is decreasing the SOC stock. The value 1.0 is used as the reference ratio. In other words, it means that the mean soil C storage for the reference area (undisturbed forest) is divided by itself, resulting in a response ratio equal to 1.0. The same value is used for the emission factors (OGLE et al., 2003, 2010; MAIA et al., 2009, 2010a, 2010b).

Figure 5.1 - Ratios of soil C stock in Logged Forest relative to soil C stock in Undisturbed Forest observed in each sampled point

Figure 5.2 - Ratios of soil C stock in Burnt Forest relative to soil C stock in Undisturbed Forest observed in each sampled point

Figure 5.3 - Ratios of soil C stock in Secondary Forest relative to soil C stock in Undisturbed Forest observed in each sampled point

Figure 5.4 - Ratios of soil C stock in Grassland relative to soil C stock in Undisturbed Forest observed in each sampled point

Figure 5.5 - Ratio of soil C stock in Cropland relative to soil C stock in Undisturbed Forest observed in each sampled point

As a consequence of these ratios proportions, the emission factors observed for BF was the greatest of all the others LUI ($1,12 \pm 0,051$) and the CP was the lowest one ($0,93 \pm 0,033$). In Table 5.1 and Figure 5.6, is possible to observe that the land use change occurred in Santarém region has been contributing for the soil C stock decrease especially when it refers to the forest conversion to agriculture areas.

This result was expected for CP areas because of the intensification of soil tillage, mainly for soil cultivation. In this study the areas were separated only by their different intensities, they were not separated for management practices. Nevertheless

many researches show that the introduce of agriculture with full tillage practices is always the principal contributor of the SOC stock decreasing and that is because of the expose and destruction of soil aggregates and consequently the faster soil organic matter decomposition (SIX et al., 2002; OGLE et al., 2003, 2005; MAIA et al., 2010a; ANTLE & OGLE, 2012).

Table 5.1 - Emission factors estimated for the 30 cm of the soil profile in Santarém region.

LUI	Factors
Logged Forest	0,97 ± 0,035
Burnt Forest	1,12 ± 0,051
Secondary Forest	1,01 ± 0,033
Grassland	0,98 ± 0,034
Cropland	0,93 ± 0,033

Figure 5.6 - Emission factors estimated for the 30 cm of the soil profile in Santarém region

Similar result was found by Maia et al., (2010a) in their study comparing no-till and full-till management practices in Mato Grosso and Rondônia states where the emission factor for areas with no tillage practices was 0,94. That is why this results just confirm the importance of keep the soil organic matter protected to provide high aggregates stability, strong soil structure, improve the soil C stocks and decrease the soil C offset.

In spite of this many studies have been conducted to provide confidence information about the land management, for example Ogle et al. (2012) made a meta-analysis of 74 published studies to determine if crop production varies between no-till and full tillage management and according to the authors there is still many challenges remaining for understanding the full impact of no-till adoption on soil organic C stocks, which may further modify net C storage in soils.

Franzluebbers (2002) defended the idea that the adoption of no-till also has other impacts on carbon dynamics, particularly greater stratification of C in this system with higher C concentrations near the surface, while the full-tillage tends to mix the C throughout the top layer of the soil.

On the other hand, in this study the highest emission factor was found for BF areas (1.12 ± 0.051), suggesting that this kind of land use has been increasing the soil C stock in Santarém region. This may occur because of the fire effect on soil C that is responsible for the charcoal presence in the 0-30 cm soil layer.

The impact of fire on SOC stock depends on fire temperature and duration, SOC stock and its distribution in the soil profile, and change in the decomposition rate of SOC following the fire event (LAL, 2005). Johnson and Curtis (2001) reported that fire resulted in no significant overall effects on either C or N stocks, but there was a significant effect of time since fire on these stocks. Thus, the effects of fire on SOC concentration or stock is not always negative.

Kloss et al. (2012) investigated soil samples of burnt slopes in the Tyrolean Limestone Alps with varying age after fire as well as soils that were not affected by combustion. The authors determined the charcoal content present in O and A horizons, the soil organic matter content and C/N ratio. According to them the results showed a background value of charcoal in all soils with a dominance of charcoal in the O horizon of the youngest burnt slope and the soil organic matter contents significantly decreased on burnt slopes, and they justified this due to vegetation combustion, long-term

vegetation changes and intensified erosion. However, they remind that in a long-term, re-accumulation occurs due to the recovery of vegetation.

5.4 Conclusions

The introduction of agriculture in Santarém region is the main responsible for the decrease of soil C stocks and consequently for the C transference from the soil to the atmosphere. This suggests that the farmers and the governments in this region need to review their land use practices and look for conservative practices in order to keep the C into the soil and reduce the greenhouse gas emissions. Despite the fire in Amazon be a great villain of global warming and C emission, usually adopted during deforestation, soil C stocks have been increasing in the study region being the responsible of lower emission factors.

References

- ANDERSON-TEIXEIRA, C.J.; DAVIS, C.D.; MASTERS, M.D.; DELUCIA, E.H. Changes in soil carbon under biofuels crops. **Global Change Biology**, Oxford, v. 1, 75-96, 2009.
- ANTLE, J.M.; OGLE, S.M. Influence of soil C, N₂O and fuel use on GHG mitigation with no-till adoption. **Climatic Change**, Dordrecht, v.111, p.609-625, 2012.
- ARAGÃO, L.E.O.C.; SHIMABUKURO, Y.E.; The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. **Science**, Washington, n.328, p.1275-1278, 2010.
- BARLOW, J.; LOUZADA, J.; PARRY, L.; HERNANDEZ, M.I.M.; HAWES, J.; PERES, C.A.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; GARDNER, T.A. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, n.47, p.779-788, 2010.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; LAL, R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C.E.P. Carbon sequestration in soils of Latin America. **Haworth Press**, p.41-47, 2006.
- CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M.V.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.66, p. 831-843, 2009.
- CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K. Spatial variability of soil organic carbon: implications for detecting change at different scales. **Environmental Pollution**, London, v.116, p. 127-35, 2002.

CONANT, R.T.; OGLE, S.M.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, n.9, v.3, p.169-173, 2011.

FRANZLUEBBERS, A.J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.66, p.95-106, 2002.

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.

JOHNSON, D.W.; CURTIS, P.S. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. **Forest Ecology Management**, Amsterdam, v.140, p.227–238, 2001.

KLOSS, S.; SASS, O.; GEITNER, C.; PRIETZEL, J. Soil properties and charcoal dynamics of burnt soils in the Tyrolean Limestone Alps. **Catena**, Amsterdam, v.99, p.75-82, 2012.

LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.220, p.242-258, 2005.

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

MAIA, S.F.M.; 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. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.106, p.177-184, 2010a.

MAIA, S.F.M.; OGLE, S.M.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. **Global Change Biology**, Oxford, v.16, p.2775-2788, 2010b.

MALHI, Y.; ARAGAO, L.E.O.C.; GALBRAITH, D.; HUNTINGFORD, C.; FISHER, R.; ZELAZOWSKI, P.; SITCH, S.; MCSWEENEY, C.; MEIR, P. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change induced dieback of the Amazon rainforest. **Proceedings of the National Academy of Sciences** (United States of America), p. 20610-20615, 2009.

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.

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.

OGLE, S.M.; SWAN, A.; PAUSTIAN, K. No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.149, p.37-49, 2012.

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.; BREIDT, F.J.; EASTER, M.; WILLIAMS, S.; PAUSTIAN, K. Empirically-based uncertainty associated with modeling carbon sequestration rates in soils. **Ecological Modeling**, Washington, 205, 453–463, 2007.

OGLE, S.M.; BREIDT, F.J.; EASTER, M.; WILLIAMS, S.; KILLIAN, K.; PAUSTIAN, K. Scale and uncertainty in modeled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process based model. **Global Change Biology**, Oxford, v.16, p.810-822, 2010.

PERZ, S.; BRILHANTE, S.; BROWN, F.; CALDAS, M.; IKEDAS, S.; MENDONZA, E.; OVERDEVEST, C.; REIS, V.; REYES, J.F.; ROJAS, D.; SCHMINK, M.; SOUZA, C.; WALKER, R. Road building, land use and climate change: prospects for environmental governance in the Amazon. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, London, n.363, p.1889-1895, 2008.

SIX, J., CONANT, R.T., PAUL, E.A., PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, The Hague, v.24, p.155–176, 2002.

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

VANDENBYGAART, A.J. Monitoring soil organic carbon stock changes in agricultural landscapes: issues and a proposed approach. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 86, p. 451–63, 2006.