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

**Mudança de uso da terra e impacto na matéria orgânica do solo em
dois locais no Leste da Amazônia**

Diana Signor Deon

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

**Piracicaba
2013**

Diana Signor Deon
Engenheira Agrônoma

**Mudança de uso da terra e impacto na matéria orgânica do solo em dois locais
no Leste da Amazônia**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

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

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

**Piracicaba
2013**

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

Deon, Diana Signor

Mudança de uso da terra e impacto na matéria orgânica do solo em dois locais no Leste da Amazônia / Diana Signor Deon. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - -Piracicaba, 2013.

153 p: il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Estoques de C e N 2. Fracionamento físico 3. Índice de manejo de C 4. Biomassa microbiana I. Título

CDD 631.417
D418m

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

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Cladir José e Inês Fátima...

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por todas as oportunidades que tem colocado em meu caminho.

À minha família que, apesar da distância, sempre se fez presente através do apoio, da compreensão e do amor incondicional.

A Magnus Dall'Igna Deon pelo incentivo constante e por acreditar em mim mesmo nos momentos em que eu não o fiz. Também pelas contribuições nas análises estatísticas dos dados.

Ao Professor Carlos Eduardo Pellegrino Cerri pelos valiosos ensinamentos, pela imensa paciência e pela amizade que levarei para a vida.

Ao Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

À CAPES pela concessão de bolsa de estudo durante parte do período de doutorado.

Aos pesquisadores Plínio Barbosa de Camargo, Toby Gardner e Joice Ferreira pela colaboração na realização deste trabalho.

Aos professores José Lavres Junior e Pablo Vidal Torrado pela compreensão e apoio.

À secretária do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas (ESALQ-USP), Marta Sueli de Campos, pelo auxílio durante o período do curso.

A Mariana Regina Durigan pela amizade, pela imensa compreensão e pela colaboração essencial no desenvolvimento desse trabalho.

Aos amigos de Piracicaba: Carolina Brandani, Eloana Bonfleur, Thalita Abbruzzini, Fernando Henrique, Carlos Antônio, Letícia Faria, Maísa Belizário, Márcio Megda, Michele Megda, Julius Blum, Susana Blum, Roberta Santin, Sérgio Ricardo, Suzana Araújo, Rita de Cássia, Rafael Butke, Tamara Gomes.

A Eleusa Cecília Bassi pelo auxílio nas análises laboratoriais e aos estagiários do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo: Gustavo, Mateus, Lívia, Valéria e Júlio.

A Fabrício Brito Silva pelo auxílio na elaboração de algumas figuras.

Aos amigos de São Luís que fizeram os meus dias mais felizes: Flávia, João Batista, José Henrique, Maria Júlia, Guilherme, Luly, Guilhermina, Westphalen, Iara, Ivana, Joaquim, Marcos, Lorena, Marcelo, Maria Lourdes.

À chefia da Embrapa Cacaos, em especial ao Dr. Valdemício Ferreira de Sousa e ao Dr. Luiz Carlos Nogueira, pelo apoio e compreensão fundamentais para a conclusão desse trabalho. Aos demais colegas da Embrapa Cacaos pelos momentos de convivência e pelo incentivo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão pelo apoio durante as atividades desenvolvidas naquele estado.

A todos os que contribuíram direta ou indiretamente para que eu pudesse completar essa etapa tão importante e desafiadora.

MUITO OBRIGADA!

EPÍGRAFE

"Azul, nosso céu é sempre azul -
Que Deus o mantenha sem rival,
Cristalino, muito puro
E o conserve sempre assim."

Joaquim Araújo Lima (Hino de Rondônia)

"Ao escrever um trabalho de Ciência, o autor descobre quão limitado é seu conhecimento: quantas indagações para responder e quantos vazios entre as poucas coisas que pensa saber. Ainda assim reúne os resultados de suas cogitações como lhe parece adequado, e os oferece à consideração de seus pares."

Zilmar Ziller Marcos

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	17
1 INTRODUÇÃO	21
2 DESENVOLVIMENTO	23
2.1 Revisão Bibliográfica	23
2.1.1 Amazônia Brasileira e Desmatamento	23
2.1.2 Dinâmica de C no Solo.....	27
2.1.3 Técnicas para o Estudo da Matéria Orgânica do Solo	31
2.2 Material e Métodos.....	42
2.2.1 Locais de Estudo e Amostragens.....	42
2.2.2 Caracterização dos Solos.....	49
2.2.3 Teores e Estoques de C e N no Solo	50
2.2.4 Avaliação Qualitativa da Matéria Orgânica do Solo	52
2.2.5.1 Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo	52
2.2.5.2 Índice de Manejo de Carbono (IMC)	54
2.2.5.3 Biomassa Microbiana do Solo	55
2.2.6 Análises Estatísticas dos Dados	57
2.3 Resultados e Discussão	59
2.3.1 Atributos do Solo e Estoques de C e N em Áreas de Vegetação Nativa no Leste da Amazônia.....	59
2.3.2 Atributos do Solo e Estoques de C e N sob Diferentes Usos da Terra no Leste da Amazônia	71
2.3.3 Efeitos da Mudança de Uso da Terra sob Diferentes Frações da Matéria Orgânica do Solo.....	106
2.3.3.1 Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo	106
2.3.3.2 Índice de Manejo de Carbono	116
2.3.3.3 Biomassa Microbiana	126
2.3.3.4 Correlações	131
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	135
REFERÊNCIAS.....	139

RESUMO

Mudança de uso da terra e impacto na matéria orgânica do solo em dois locais no Leste da Amazônia

Mudanças de uso da terra afetam a dinâmica da matéria orgânica e o acúmulo de C e N no solo e estão associadas a emissões de gases de efeito estufa (GEEs). A região Amazônica é relevante para as emissões brasileiras de GEEs oriundas das mudanças de uso da terra. O objetivo deste trabalho foi determinar alterações quantitativas e qualitativas nos estoques de C e N no solo em função de mudanças de uso da terra em Santarém-PA e São Luís-MA. Foram coletadas amostras de solo sob diferentes usos da terra: vegetação nativa, vegetação secundária, pastagem degradada, pastagem melhorada e agricultura anual. Adicionalmente, foram avaliadas áreas de mata queimada em Santarém-PA e de fruticultura e horticultura em São Luís-MA. Houve diferenças entre os solos de vegetação nativa nos dois locais, apesar dos estoques de C e N terem sido similares. Em Santarém, fósforo e granulometria relacionaram-se aos estoques de C e N. Em São Luís a acidez potencial ajudou a estimar o estoque de C; granulometria e capacidade total de troca de cátions estimaram o estoque de N. Os estoques de C e N na vegetação secundária foram similares aos da vegetação nativa nos dois locais e relacionaram-se com a acidez potencial do solo. Em Santarém o estoque de C (0-30 cm) na pastagem melhorada foi maior que na vegetação nativa. Em São Luís, o estoque de C foi semelhante ao da vegetação nativa. Os estoques de N tiveram comportamento similar aos estoques de C. Na pastagem melhorada de Santarém a soma de bases foi importante para estimar os estoques de C e N; em São Luís houve efeito negativo da densidade do solo. Estoques de C e N nas pastagens degradadas foram semelhantes à vegetação nativa, mas foram influenciados por parâmetros diferentes. Áreas de agricultura anual apresentaram estoques de C inferiores aos das pastagens melhoradas e da vegetação nativa e a sua manutenção relaciona-se com a redução da acidez potencial e com o aumento das bases trocáveis. A qualidade da matéria orgânica do solo foi avaliada nas amostras de São Luís. A mudança de uso da terra reduziu o C na fração orgânica (75-2000 μm), mas os usos mais conservacionistas aumentaram o C nas formas estáveis (< 53 μm). Vegetação secundária e pastagem recuperada apresentaram índice de manejo de C semelhantes aos da vegetação nativa. A conversão de vegetação nativa para agricultura ou pastagem reduziu o C na biomassa microbiana, mas os sistemas com grande aporte de material orgânico e com reduzida mobilização do solo apresentaram teor de C microbiano similar à vegetação nativa. Pastagem e agricultura também apresentaram os menores quocientes microbianos, indicando condição de estresse da biomassa microbiana.

Palavras-chave: Estoques de C e N; Fracionamento físico; Índice de manejo de C; Biomassa microbiana

ABSTRACT

Land use change and impacts on soil organic matter in two locations in the Eastern Amazon

Land use changes affect organic matter dynamics and the accumulation of C and N in the soil and are associated with greenhouse gas emissions (GHGs). Amazon region is relevant to Brazilian GHG emissions from land use changes. The aim of this study was to determine quantitative and qualitative changes in C and N stocks in the soil due to land use changes in Santarém (PA) and São Luís (MA). Soil samples were collected under different land uses: native vegetation, secondary vegetation, degraded pasture, improved pasture and annual agriculture. Additionally, we evaluated burnt forest areas in Santarém (PA) and fruit-growing and horticulture in São Luís MA. There were differences between the soils of native vegetation in both sites, despite the C and N stocks were similar. In Santarém, phosphorus and soil particle size were related to C and N stocks. In São Luís potential acidity was used to estimate C stock; soil particle size and total cation exchange capacity estimated N stock. C and N stocks in secondary vegetation were similar to those of native vegetation in both sites and related with the soil potential acidity. In Santarém C stock (0-30 cm) in improved pasture was greater than in native vegetation. In São Luís, C soil stock was similar to that of native vegetation. N stocks had similar behavior to C stocks. In improved pasture of Santarém sum of bases was important to estimate the C and N stocks; in São Luís there was negative effect of soil density. C and N stocks in degraded pastures were similar to native vegetation, but were influenced by different parameters. Annual agricultural areas had C stocks below those of improved pastures and native vegetation and its maintenance is related to the reduction of soil potential acidity and to the increase of soil exchangeable bases. Quality of soil organic matter was evaluated in samples of São Luís. Land use changes reduced the content of C in organic fraction (75-200 μm), while more conservationists uses have increased the C in stable shapes (< 53 μm). Secondary vegetation and improved pasture presented carbon management index similar to native vegetation. Conversion of native forest to agriculture or pasture reduced the C microbial biomass, but systems with large organic material input and with reduced tillage presented microbial C content similar to native vegetation. Pasture and agriculture also presented the smallest ratios of microbial biomass C to total organic C, indicating stress of microbial biomass.

Keywords: C and N stocks; Physical fractionation; C management index; Microbial biomass

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Desmatamento acumulado na Amazônia brasileira	24
Figura 2 - Taxa de desmatamento na região Amazônica entre 1988 e 2011	24
Figura 3 - Contribuição dos estados incluídos no “arco do desmatamento” para o desmatamento total da Amazônia Legal brasileira entre os anos de 1988 e 2010	26
Figura 4 - Contribuição de vários setores para as emissões brasileiras de gases do efeito estufa (CO ₂ -equivalente) em 2005	29
Figura 5 - Modelo do arranjo espacial de partículas minerais e orgânicas do solo ...	33
Figura 6 - Efeito da rotação de culturas na estabilidade de macroagregados.....	35
Figura 7 - Localização dos municípios de Santarém-PA e São Luís-MA	42
Figura 8 - Temperatura média, máxima e mínima e balanço hídrico mensal em São Luís-MA.....	43
Figura 9 - Áreas de amostragem em São Luís-MA	47
Figura 10 - Distribuição das amostras de solos a serem coletadas dentro de cada transecto.....	48
Figura 11 - Temperatura média, máxima e mínima e balanço hídrico mensal em Santarém-PA.....	49
Figura 12 - Esquema do fracionamento físico da matéria orgânica do solo.....	53
Figura 13 - Etapas do fracionamento físico da matéria orgânica do solo.....	54
Figura 14 - Sequência de procedimentos para determinação de frações de c do solo com diferentes labilidades	56
Figura 15 - Cargas dos fatores para os atributos do solo das áreas de vegetação nativa no espaço fatorial F1-F2	66
Figura 16 - Escores das amostras de vegetação nativa de Santarém-PA e São Luís-MA no espaço fatorial F1-F2.	67
Figura 17 - Estoques de carbono (a) e nitrogênio (b) na camada 0-30 cm de profundidade em diferentes usos da terra em Santarém-PA e São Luís-MA.....	93
Figura 18 – Cargas dos fatores para os atributos do solo no espaço fatorial F1-F2 para as amostras de Santarém-PA	94
Figura 19 - Escores de todas as amostras de Santarém-PA no espaço fatorial F1-F2	95

Figura 20 - Cargas fatoriais dos atributos do solo no espaço fatorial F1-F2 para as amostras de São Luís-MA.	96
Figura 21 - Escores de todas as amostras de São Luís-MA no espaço fatorial F1-F2	97
Figura 22 -. Conteúdo de c (g kg^{-1} de solo) nas diferentes frações físicas da matéria orgânica em áreas sob diferentes usos em São Luís-MA.....	113
Figura 23 - Conteúdo de N (g kg^{-1} de solo) nas diferentes frações físicas da matéria orgânica em áreas sob diferentes usos em São Luís-MA.....	114
Figura 24 - Proporção dos teores de c em diferentes frações físicas da matéria orgânica do solo em relação ao teor de C na área de vegetação nativa em São Luís-MA.	116
Figura 25 - Proporção de C lábil e C não lábil no C total do solo em áreas sob diferentes usos em São Luís-MA.....	118
Figura 26 - Comparação entre os índices de manejo de carbono calculados a partir dos valores de C obtidos por oxidação com ácido sulfúrico e pelo fracionamento físico da matéria orgânica em solos sob diferentes usos em São Luís-MA	126
Figura 27 - Correlações entre os parâmetros de biomassa microbiana do solo, o índice de manejo de C calculado por oxidação com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e pelo fracionamento físico da matéria orgânica do solo. Nos gráficos, “p” representa o nível de significância da correlação linear de pearson ...	134

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Área desmatada acumulada (km^2), considerando o período entre os anos de 1988 e 2011, e taxa anual de desmatamento no período nos municípios que compõem a Amazônia Legal brasileira (Fonte: INPE, 2012)	25
Tabela 2 - Metodologias usadas para caracterização e quantificação das frações da matéria orgânica e avaliação do estoque de C em solos agrícolas (adaptado de Carter e Gregorich (1996)	32
Tabela 3 - Frações da matéria orgânica do solo separadas por procedimentos densimétrico e granulométrico de fracionamento físico. (Fonte: Christensen, 2001)	36
Tabela 4 - Características dos complexos organominerais primários de solos temperados arenosos sob uso agrícola por longo período de tempo (Fonte: Christensen, 2001).....	37
Tabela 5 - Conteúdo de C orgânico (g kg^{-1} de solo), relação C/N e porcentagem do C total do solo presente nas frações granulométricas em diferentes solos (Fonte: Roscoe e Machado, 2002).	38
Tabela 6 - Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) e densidade (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em solos sob vegetação nativa em Santarém-PA e em São Luís-MA.....	62
Tabela 7 - Características químicas de solos sob vegetação nativa (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA	63
Tabela 8 - Teores de C e N no solo (%), relação C/N do solo e estoques de C e N (Mg ha^{-1}) em solos sob vegetação nativa (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA	64
Tabela 9 - Equações de regressão linear para estimativa dos estoques de C e N no solo em áreas de vegetação nativa em Santarém-PA e São Luís-MA...	70
Tabela 10 - Equações de regressão linear para estimativa dos estoques de C e N no solo em áreas de vegetação nativa em Santarém-PA, considerando as diferentes microbacias de estudo.	70
Tabela 11 - Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) e densidade (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em solos sob diferentes usos em Santarém-PA e em São Luís-MA.....	75

Tabela 12 - Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) e densidade (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em solos sob mata queimada em Santarém-PA.....	76
Tabela 13 - Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) e densidade (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em solos sob diferentes usos em São Luís-MA.....	76
Tabela 14 - Características químicas de solos sob vegetação secundária (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA	80
Tabela 15 - Características químicas de solos sob pastagem degradada (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA	81
Tabela 16 - Características químicas de solos sob pastagem melhorada (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA	82
Tabela 17 - Características químicas de solos sob agricultura anual (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA.....	83
Tabela 18 - Características químicas de solos sob mata queimada (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA	84
Tabela 19 - Características químicas de solos sob fruticultura e horticultura (média $\pm$ erro padrão da média) em São Luís-MA.....	85
Tabela 20 - Teores de C e N no solo (%), relação C/N do solo e estoques de C e N (Mg ha^{-1}) em solos sob diferentes usos (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA.....	89
Tabela 21 - Teores de C e N no solo (%), relação C/N do solo e estoques de C e N (Mg ha^{-1}) em solos sob mata nativa (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA	90
Tabela 22 - Teores de C e N no solo (%), relação C/N do solo e estoques de C e N (Mg ha^{-1}) em solos sob fruticultura e horticultura (média $\pm$ erro padrão da média) em São Luís-MA.	90
Tabela 23 - Equações lineares múltiplas ajustadas para estimativa dos estoques de C e N no solo em diferentes usos da terra em Santarém-PA	100
Tabela 24 - Equações lineares múltiplas ajustadas por microbacia para estimativa dos estoques de C e N no solo em diferentes usos da terra em Santarém-PA	102
Tabela 25 - Equações lineares múltiplas ajustadas para estimativa dos estoques de C e N no solo em diferentes usos da terra em São Luís-MA.....	104

Tabela 26 - Concentração de cada fração granulométrica no solo, considerando a camada 0-10 cm de profundidade em áreas sob diferentes usos da terra em São Luís-MA.....	107
Tabela 27 - Teores de C e N e relação C/N nas diferentes frações físicas da matéria orgânica do solo em áreas sob diferentes uso em São Luís-MA	109
Tabela 28 - Teor total de carbono (g kg^{-1}), índice de compartimento de carbono (ICC), teores de carbono lábil e não lábil (g kg^{-1}), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) na camada 0-10 cm (média $\pm$ erro padrão da média) de solos sob diferentes usos em São Luís-MA.....	119
Tabela 29 - Teor total de carbono (g kg^{-1}), índice de compartimento de carbono (ICC), teores de carbono lábil e não lábil (g kg^{-1}), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) na camada 10-20 cm (média $\pm$ erro padrão da média) de solos sob diferentes usos em São Luís-MA.....	120
Tabela 30 - Teor total de carbono (g kg^{-1}), índice de compartimento de carbono (ICC), teores de carbono lábil e não lábil (g kg^{-1}), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) na camada 20-30 cm (média $\pm$ erro padrão da média) de solos sob diferentes usos em São Luís-MA.....	122
Tabela 31 - Teor carbono (g kg^{-1}), índice de compartimento de carbono (ICC), teores de carbono lábil e não lábil (g kg^{-1}), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) calculados a partir do fracionamento físico de amostras de solo coletadas na camada 0-10 cm de profundidade, sob diferentes usos em São Luís-MA.....	123
Tabela 32 - Teores de C na biomassa microbiana (g C kg^{-1} de solo), C orgânico (g kg^{-1}) e quociente microbiano (%) do solo (média $\pm$ erro padrão da média) na camada 0-10 cm em solos sob diferentes usos da terra em São Luís-MA.....	128

1 INTRODUÇÃO

A floresta Amazônica ocupa uma área de 5,5 milhões de km². A Amazônia brasileira representa aproximadamente 40% das florestas tropicais remanescentes do mundo. O desmatamento que ocorre na região é sucedido pela implantação de pastagens ou de áreas agrícolas e concentra-se ao longo dos principais rios da região e no chamado “arco do desmatamento”, que inclui os estados do Acre, Rondônia, Mato Grosso, Pará, Tocantins e Maranhão. Enquanto na maioria dos estados as taxas de desmatamento têm diminuído, nos estados do Maranhão e do Pará as taxas de desmatamento aumentaram nos últimos anos.

O desempenho econômico da Região Amazônica nas últimas décadas está associado, principalmente, a três fatores: o complexo de Carajás (nos estados do Pará e do Maranhão); as zonas francas no Amazonas e no Amapá; e o agronegócio ligado à produção de grãos e à pecuária bovina, em especial nos estados de Mato Grosso, Rondônia, Tocantins, Pará e Maranhão. Como se vê, a economia da região está bastante relacionada à mudança de uso da terra, seja pela conversão de florestas em pastagens ou áreas agrícolas ou pela substituição das pastagens por áreas de agricultura.

A mudança do uso da terra tem impacto direto sobre a qualidade do solo e sobre a dinâmica da matéria orgânica, o principal reservatório de C e N no solo. Além disso, a dinâmica da matéria orgânica no solo em sistemas agrícolas está relacionada às emissões de gases do efeito estufa (GEEs). Assim, identificar práticas de uso e manejo do solo que garantam bons níveis produtivos na agricultura e na pecuária e que favoreçam o acúmulo de matéria orgânica no solo é de extrema importância para reduzir a pressão de desmatamento sobre as áreas de vegetação nativa na região Amazônica e podem contribuir para a redução da emissão de GEEs associadas ao setor agropecuário brasileiro, auxiliando para que as metas nacionais de mitigação dessas emissões sejam alcançadas.

Entretanto é preciso considerar que as quantidades e a qualidade da matéria orgânica do solo são condicionadas por diversos fatores edafoclimáticos e que a região Amazônica é muito ampla, o que implica em estoques de C e N heterogêneos dentro do bioma. Essa variação deve ser levada em conta no estudo da dinâmica da matéria orgânica do solo e seu entendimento é uma ferramenta importante na identificação de práticas de manejo que se destinam a aumentar e/ou manter os

níveis de C no solo. Além disso, a compreensão da dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) pode auxiliar na geração de fatores de emissão de CO₂ específicos para as mudanças de uso da terra nos vários ambientes amazônicos, sendo também uma ferramenta importante para a elaboração de inventários de emissões de gases do efeito estufa.

Diante da importância econômica e ambiental das práticas conservacionistas de manejo do solo e considerando as diferenças edafoclimáticas dentro da região Amazônica, este trabalho baseia-se na hipótese de que atributos do solo afetam os estoques de C e N de maneira diferenciada em vários locais da região Amazônica, implicando em diferenças na manutenção desses estoques. O objetivo geral desta pesquisa foi determinar as alterações quantitativas e qualitativas nos estoques de C e N no solo e identificar as relações entre os estoques desses elementos e os atributos do solo em função de mudanças de uso da terra no Pará e no Maranhão.

Os objetivos específicos do presente estudo foram: (i) comparar os atributos do solo e os estoques de C e N em solos de vegetação nativa localizadas em Santarém (PA) e em São Luís (MA) e compreender a importância dos atributos do solo na determinação dos estoques de C e N no solo; (ii) comparar os estoques de C e N no solo sob diferentes usos da terra nos dois locais e hierarquizar os atributos químicos e físicos do solo que afetam os estoques nestas condições; (iii) avaliar o efeito de diferentes usos da terra sobre a qualidade física da MOS, sobre o índice de manejo de C no solo e sobre o conteúdo de C imobilizado na biomassa microbiana.

Os resultados obtidos são apresentados em três itens: (i) comparações entre as áreas de vegetação nativa, visando identificar as semelhanças e diferenças entre os dois locais de estudo; (ii) comparações entre usos da terra, no qual foram considerados os efeitos da mudança de uso da terra em cada local e as semelhanças e diferenças entre os mesmos usos nos dois locais de estudo; (iii) efeito das mudanças de uso da terra sobre a qualidade da MOS nas áreas de estudo de São Luís.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão Bibliográfica

2.1.1 Amazônia Brasileira e Desmatamento

A Amazônia brasileira abrange cerca de 40% das florestas tropicais remanescentes do mundo e desempenha um papel vital na conservação da diversidade biológica, na regulação climática e nos ciclos biogeoquímicos (MALHI et al., 2008; PERES et al., 2010). As taxas de desmatamento na região, embora tenham diminuído nos últimos anos, representam uma ameaça à floresta remanescente. Em nível local, o desmatamento favorece a erosão do solo, afeta a precipitação, intensifica as enchentes, o assoreamento de barragens e a temperatura ambiente. Em termos globais, causa perda irreparável de espécies, alteração do potencial produtivo das terras, no ciclo da água, no balanço de energia e no clima do planeta e provoca emissões de gases química ou radiativamente ativos (ANDERSON; DOMSCH, 1989; HOUGHTON, 1990).

Cerca de 80% do desmatamento na região Amazônica concentra-se ao longo do “arco do desmatamento” ou “arco das queimadas” (Figura 1), que compreende municípios do sudeste do Acre, de Rondônia, do norte de Mato Grosso e de Tocantins, do sul e leste do Pará e do Maranhão (BRASIL, 2008; FASIABEN et al., 2009; FERREIRA; VENTICINQUE; ALMEIDA, 2005). O desmatamento na região foi pouco expressivo até meados do século passado. Contudo, tem avançado de forma contínua nos últimos anos. Até 1980, totalizava cerca de 300 mil km² (1 km² = 100 ha), o equivalente a 6% do território regional, e, nas décadas de 1980 e 1990, cerca de 280 mil km² foram incorporados à área desmatada. Em julho de 2007, a área desmatada atingiu 732 mil km², o equivalente a quase 15% de toda a Amazônia (BRASIL, 2008).

As maiores taxas anuais de desmatamento foram observadas nos anos de 1995 e 2004 (Figura 2). O pico de 1995 (29.059 km² ano⁻¹) provavelmente é reflexo da recuperação econômica proporcionada pelo Plano Real (FERNSIDE, 2005). Nos anos seguintes, houve uma redução na taxa anual de desmatamento, que voltou a crescer apenas em 2002, atingindo em 2004 o valor de 27.772 km² ano⁻¹. Esse aumento pode ser atribuído parcialmente a um aumento da globalização das forças

de desmatamento, com um marcante crescimento do mercado internacional da soja e da carne bovina (FERNESIDE, 2005). Em 2011, a taxa de desmatamento estimada foi de $6.418 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$, a menor taxa anual desde 1988 (Figura 2) (INPE, 2012).

Figura 1 - Desmatamento acumulado na Amazônia brasileira (Fonte: BRASIL, 2008).

Figura 2 - Taxa de desmatamento na região Amazônica entre 1988 e 2011 (INPE, 2012)

Entre 1988 e 2011, foram desmatados mais 392 mil km² na Amazônia Legal, o que equivale a uma taxa média de aproximadamente 16.800 km² por ano, sendo que os estados de Mato Grosso, Pará e Rondônia foram os que mais contribuíram para que esses números fossem alcançados (Tabela 1). Considerando os estados que integram o “arco do desmatamento”, a contribuição de Mato Grosso e Rondônia para o desmatamento na Amazônia Legal brasileira têm diminuído nos últimos anos, enquanto as participações relativas do Pará e do Maranhão ganharam importância a partir de 2007. No ano 2000, o Pará era responsável por 37% do desmatamento na Amazônia Legal, enquanto o Mato Grosso contribuía com 35%, Rondônia com 14% e o Maranhão com 6%. Em 2010, Pará e Maranhão representaram respectivamente 54% e 10% do desmatamento total na Amazônia Legal, enquanto Rondônia e Mato Grosso contribuíram, respectivamente, com 6% e 12% (Figura 3).

Tabela 1 - Área desmatada acumulada (km²), considerando o período entre os anos de 1988 e 2011, e taxa anual de desmatamento no período nos municípios que compõem a Amazônia Legal brasileira (Fonte: INPE, 2012)

Estado	Desmatamento acumulado (1988-2011) (km ²)	Média anual (km ² ano ⁻¹)
Mato Grosso	135.345	5.639
Pará	132.007	5.500
Rondônia	53.066	2.211
Maranhão	23.266	969
Amapá	20.045	835
Acre	12.219	509
Tocantins	8.331	347
Roraima	6.509	271
Amazonas	1.412	74
Amazônia Legal	392.200	16.773

Figura 3 - Contribuição dos estados incluídos no “arco do desmatamento” para o desmatamento total da Amazônia Legal brasileira entre os anos de 1988 e 2010 (Fonte: INPE, 2012)

O processo de desmatamento geralmente começa com a abertura oficial ou clandestina de estradas e a ocupação irregular de terras e, posteriormente, a floresta explorada dá lugar à agricultura familiar e a pastagens (FERREIRA et al., 2005). Em 2009, o rebanho bovino amazônico, na sua maior parte destinado à produção de carne, ultrapassou 74 milhões de cabeças, representando mais de 36% do rebanho nacional (IBGE, 2011a). Assim, a atividade pecuária é a causa imediata mais importante do desmatamento na Amazônia, mas também é a atividade econômica de maior destaque (RIVIERO et al., 2009), tornando a região estratégica em relação à emissão nacional de GEEs (CERRI; FEIGL; CERRI, 2008).

Recentemente, as áreas de pastagem têm sido substituídas pela agricultura mecanizada voltada principalmente para a produção de grãos (FERREIRA et al., 2005). Entre os anos de 2000 e 2009, as áreas cultivadas com milho e soja aumentaram, respectivamente, 12% e 59% no Brasil, enquanto na Amazônia Legal, no mesmo período, os aumentos foram de 59% e 106% (IBGE, 2011b). Tomando como base o ano de 2009, de acordo com o IBGE os estados que compõem o “arco do desmatamento” da Amazônia brasileira foram responsáveis por 17,8% da área cultivada com milho e por 31% da área de soja no Brasil.

O desmatamento na região também pode acontecer para a implantação imediata da agricultura, sem necessariamente ter a pastagem como uso intermediário. Carvalho et al. (2009) descrevem uma sequência de práticas comuns na região Amazônica para a conversão de vegetação nativa em áreas agrícolas (agricultura mecanizada). A retirada da vegetação original é feita no final da estação chuvosa. Antes do período seco a biomassa aérea é queimada e, em seguida, se faz o enleiramento mecânico e a queima dos tocos e raízes que permaneceram na área. O solo é preparado com uma grade de discos, incorporando-se calcário em quantidade suficiente para elevar a saturação de bases a 50% na camada de 0-20 cm e em seguida é usada uma grade leve. As áreas recém desmatadas geralmente são cultivadas com arroz em sistema convencional e, após dois anos, inicia-se o cultivo de soja sob o sistema de plantio direto.

2.1.2 Dinâmica de C no Solo

Estima-se que em termos globais a quantidade de carbono orgânico armazenada nos primeiros 100 cm de profundidade do solo seja aproximadamente 1500 Pg (1 Pg = 10^{15} g), enquanto outros 560 Pg de C estão armazenados na vegetação (LAL, 2008). Assim, esses dois compartimentos guardam uma quantidade de C aproximadamente três vezes superior àquela contida na atmosfera (LAL, 2008), de maneira que mudanças nos estoques de C na vegetação e/ou no solo podem causar impactos significativos nas concentrações atmosféricas de CO₂ e de outros GEEs. A concentração atmosférica de CO₂ aumentou de 280 partes por milhão (ppm), em 1750 (antes da Revolução Industrial), para aproximadamente 394 ppm, em 2012 (AMERICAN INSTITUTE OF PHYSICS, 2013). De maneira geral, as emissões antropogênicas de GEEs podem ser divididas em dois grupos: (i) emissões devido ao uso de combustíveis fósseis e à produção de cimento e (ii) emissões associadas ao desmatamento e às atividades agrícolas (DENMAN et al., 2007).

Em termos globais, aproximadamente 17,4% das emissões de GEEs (em CO₂-equivalente) devem-se a atividades florestais, incluindo o desmatamento, e 13,5% estão relacionadas à agricultura (IPCC, 2007). Já no Brasil, de acordo com a Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (BRASIL, 2010), se consideradas juntas, a agricultura e a

mudança de uso da terra e florestas contribuem com cerca de 80% das emissões de GEEs (Figura 4). As mudanças de uso da terra e florestas são responsáveis por 76,4% das emissões brasileiras de CO₂, 16,8% das emissões de CH₄ e 3,8% das emissões de N₂O, o que equivale a mais de 60% das emissões nacionais de GEEs, em CO₂-equivalente (Figura 4) (BRASIL, 2010). As emissões brasileiras de CO₂ oriundas do setor “mudança de uso da terra e florestas” ocorrem principalmente devido à conversão de áreas de floresta para outros usos, em particular para o uso agrícola, enquanto as emissões de CH₄ e de N₂O devem-se à queima de biomassa nas áreas de desflorestamento. Vale destacar que cerca de 51,5% das emissões brasileiras de CO₂ ocorrem no bioma Amazônia (BRASIL, 2010).

A MOS é a principal forma de armazenamento de C no solo e engloba todos os componentes orgânicos, dentre os quais: biomassa viva (tecidos animais ou vegetais intactos e microrganismos), raízes mortas e outros tecidos vegetais que ainda podem ser reconhecidos como tais, bem como uma grande mistura de substâncias orgânicas complexas que não podem mais ser identificadas como tecidos e denominada de húmus do solo (BRADY; WEIL, 2013).

Em solos de ambientes tropicais e subtropicais, a matéria orgânica tem grande importância como fonte de nutrientes para as culturas, influenciando atributos químicos, físicos e biológicos dos solos, além de afetar a liberação de CO₂ e de outros GEEs para a atmosfera, a retenção de compostos orgânicos não iônicos e de pesticidas e de servir como fonte de C e energia aos microrganismos heterotróficos (BATJES; SOMBROEK, 1997; BAYER; MIELNICZUK, 2008).

Entre os atributos químicos do solo afetados pela MOS, destacam-se a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a capacidade de troca de cátions e a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes, fundamentais em solos tropicais, altamente intemperizados e ácidos. O principal atributo físico do solo afetado pela MOS é a agregação, que afeta indiretamente outras características como densidade, porosidade, aeração, capacidade de retenção e infiltração de água. Os efeitos sobre os atributos biológicos do solo consistem no fornecimento de carbono, energia e nutrientes para os microrganismos quimioheterotróficos e de energia aos microrganismos quimioautotróficos (BAYER; MIELNICZUK, 2008).

Bernoux et al. (2002) estimaram os estoques totais de C no solo, nas condições de vegetação nativa, em todo o território brasileiro e mostraram que os maiores estoques de C no solo nas regiões Norte e no centro do Brasil estão

relacionados à presença de solos úmidos (como ocorre na Bacia Amazônica, no Pantanal e na Ilha do Bananal), enquanto no sul do país as condições climáticas mais amenas são as responsáveis pelos maiores estoques de C (a temperatura tem influência direta sobre a vegetação e a decomposição da MOS). Já na região Nordeste, o baixo estoque de C se deve à influência climática, uma vez que a quantidade reduzida de água diminui a produção de biomassa e o aporte de resíduos ao solo, enquanto, nas condições do Cerrado, o tipo de solo tem grande influência sobre o estoque de C (BERNOUX et al., 2002). Esses autores afirmam ainda que há variações nos estoques de C no solo dentro da região Amazônica, de maneira que a floresta densa apresenta estoque maior que a área de floresta aberta. Essa variação também foi relatada por Desjardins et al. (2004), que afirmaram que o conteúdo de C na camada superficial do solo (0-5 cm) na região central da Amazônia (Manaus) é cerca de três vezes maior que a quantidade observada na região Leste (Marabá).

Figura 4 - Contribuição de vários setores para as emissões brasileiras de gases do efeito estufa (CO₂-equivalente) em 2005 (Fonte: BRASIL, 2010)

Os estoques de C no solo são controlados por fatores climáticos e biogeoquímicos e são influenciados diretamente por mudanças no uso e ocupação da terra, em particular pela conversão de ecossistemas nativos para áreas cultivadas (agricultura e pecuária) (CERRI et al., 2008).

Segundo Bernoux et al. (2002), no Brasil, os estoques de C no solo até 30 cm de profundidade, nas condições sob vegetação nativa, variavam de 1,5 a

41,8 kg m⁻², sendo que mais de três quartos dos solos no Brasil possuíam estoques variando entre 3 e 6 kg de C m⁻². Estima-se que na Amazônia Legal os estoques originais de C no solo equivaliam a 22,7 ± 2,3 Pg de C, ou seja, aproximadamente 62,4% de todo o C armazenado até 30 cm de profundidade nas condições nativas em solos brasileiros (BERNOUX et al., 2002). A região Amazônica desempenha papel importante no ciclo global do C devido à sua extensão, à quantidade de C que armazena e às elevadas taxas de desmatamento (CERRI et al., 2007). Assim, conhecer a influência dos ciclos biogeoquímicos sobre a dinâmica da MOS é fundamental para prever as consequências das mudanças de uso da terra e também para identificar manejos que aumentem a sustentabilidade das atividades agropecuárias na região e, conseqüentemente, diminuam as taxas de desmatamento (CERRI et al., 2007).

Muitos trabalhos têm avaliado características físicas e químicas do solo e os estoques de C em várias condições de uso da terra na região Amazônica. De maneira geral, a conversão de vegetação nativa para pastagem ou agricultura contribui para o aumento da densidade do solo e para a redução nos teores de C no solo (FRAZÃO et al., 2008). Após o desmatamento, o C inicialmente presente no sistema pode ser oxidado a CO₂ de forma rápida, como ocorre durante as queimadas, ou mais lentamente, pela decomposição gradual dos resíduos vegetais (HOUGHTON, 1990) e do C armazenado no solo. Essa decomposição gradual dos resíduos pode ser intensificada pelas práticas de preparo do solo. De acordo com Houghton (1990), o efeito da mudança de uso da terra sobre a taxa de decomposição de C deve-se principalmente a alterações no microclima na superfície do solo. A mudança de uso da terra de pastagem para agricultura promove perdas de cerca de 10% do C do solo, mas esse efeito ocorre apenas nos primeiros 20 cm de profundidade; enquanto a conversão de agricultura para pastagem está associada a um aumento de cerca de 26% do conteúdo de C no solo (DON, 2011).

Contudo, o incremento ou a manutenção da MOS em níveis similares aos de áreas sob vegetação nativa pode ser atingido com a adoção de sistemas de manejo que garantam aporte elevado de resíduos ao solo (FRAZÃO et al., 2010). Em Neossolo Quartzarênico no estado do Mato Grosso, manejado por 5 anos sob plantio direto ou por 22 anos sob pastagem, os estoques de C foram próximos aos da vegetação nativa (FRAZÃO et al., 2010). Carvalho et al. (2009), em trabalho conduzido no sul do estado de Rondônia, observaram que áreas de plantio direto

possuem estoques de C maiores que as áreas de vegetação nativa ou de cultivo convencional, sendo que a conversão de plantio convencional para plantio direto, proporcionou acúmulo de C de 0,38 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹.

Áreas de pastagem também podem estar relacionadas ao acúmulo e manutenção de C no solo. Pastagens implantadas em áreas bem manejadas e localizadas em solos férteis promovem o acúmulo de C no solo (MAIA et al., 2009), enquanto em solos de baixa fertilidade há perdas de C em intensidades que dependem do nível de degradação da pastagem (CARVALHO et al., 2010). Além disso, em alguns casos a conversão de floresta para pastagem pode levar também à melhoria da qualidade da MOS, conforme demonstrado por Moraes et al. (2002) para solos do estado de Rondônia.

As variações nos estoques de carbono do solo estão associadas às entradas de resíduos orgânicos e à intensidade de mobilização do solo ocasionada pelas práticas de preparo do solo. Considerando a extensão territorial do bioma Amazônia, as particularidades de cada tipo de solo e as condições climáticas específicas de cada local, sistemas de uso da terra (com atividade agrícola ou pecuária, por exemplo) com manejos que garantam elevado aporte de material orgânico e com um número reduzido de operações de revolvimento do solo são opções para alterar minimamente ou até mesmo incrementar a quantidade de C armazenada no solo nesta região.

2.1.3 Técnicas para o Estudo da Matéria Orgânica do Solo

Devido à complexidade da MOS, várias técnicas podem ser usadas para quantificar e qualificar os vários compartimentos deste componente do solo (Tabela 2). A seguir serão descritas algumas técnicas empregadas no estudo da dinâmica MOS que estão diretamente relacionadas à presente pesquisa: o fracionamento físico, o índice de manejo de carbono (IMC) e a biomassa microbiana do solo.

Tabela 2 - Metodologias usadas para caracterização e quantificação das frações da matéria orgânica e avaliação do estoque de C em solos agrícolas (adaptado de Carter e Gregorich (1996))

Tipos de matéria orgânica	Metodologia empregada
Liteira	Coleta da liteira e apresentação dos resultados em base seca por unidade de área
Raízes de plantas	Amostras de solo lavadas e peneiradas (0,15 mm), expresso em base seca (80°C) por unidade de área
C orgânico solúvel em água	Extração com água e centrifugação
Biomassa microbiana	Fumigação-extração
Matéria macrorrgânica	Dispersão e peneiramento (53 µm) ou fracionamento densimétrico
Carboidratos	Extração ou hidrólise ácida e determinação colorimétrica dos monômeros de sacarídeos
Matéria orgânica entre os microagregados	Peneiramento úmido dos macroagregados e determinação de C por diferença entre macro e microagregados
Matéria orgânica dentro dos microagregados	Peneiramento seco ou úmido e determinação do C por combustão seca
Partículas organominerais	Dispersão e sedimentação; dispersão e separação densimétrica

a) Fracionamento Físico

Roscoe e Machado (2002) apresentam uma ampla revisão sobre o fracionamento físico da MOS na qual afirmam que há vários modelos para descrição do arranjo das partículas minerais e orgânicas no solo, os quais servem de embasamento teórico para os procedimentos de fracionamento físico. Segundo estes autores, um modelo relativamente simples foi proposto por Christensen (1996) e considera que a matéria orgânica pode encontrar-se no solo de duas maneiras: livre ou fracamente associada às partículas de solo (matéria orgânica não

complexada) ou fortemente ligada às partículas minerais (formando complexos organominerais: COM). A interação direta entre partículas minerais e compostos orgânicos forma os COM primários, que se agregam entre si formando os COM secundários. Neste processo, parte da matéria orgânica não complexada pode ser aprisionada no interior dos COM secundários. Assim, a matéria orgânica não complexada pode estar presente no solo sob duas formas: livre e oclusa (no interior dos COM secundários) (Figura 5).

Figura 5 - Modelo do arranjo espacial de partículas minerais e orgânicas do solo. O solo é formado por complexos organominerais (COM) secundários e matéria orgânica não complexada (MONC) livre. Os COM secundários são formados pela junção de COM primários de vários tamanhos, que se unem e aprisionam uma porção da MONC (MONC oclusa) Fonte: Roscoe e Machado (2002)

A matéria orgânica não complexada é formada por resíduos animais e vegetais parcialmente decompostos, hifas, esporos, pellets fecais, esqueletos da fauna do solo, fragmentos de raízes e sementes e constitui um reservatório transitório entre a liteira e a fração associada aos minerais, possuindo tempo de ciclagem mais lento que o do material adicionado recentemente ao solo e mais rápido que o das frações associadas aos minerais. O teor desta fração no solo é influenciado pelo uso da terra, tipo de vegetação e outros fatores que afetam o balanço entre a entrada e a decomposição dos resíduos orgânicos (CHRISTENSEN, 2001).

Roscoe e Machado (2002) afirmam ainda que, dentre as frações apresentadas na Figura 5, a matéria orgânica não complexada livre apresenta a maior taxa de decomposição e o menor grau de humificação, os COM primários apresentam-se mais humificados e com baixas taxas de decomposição. A matéria orgânica não complexada oclusa ocupa posição intermediária devido à proteção física conferida pelo seu aprisionamento no interior dos COM secundários que impede o acesso dos microrganismos decompositores. A matéria orgânica não complexada é uma fração de fácil acesso à microbiota, uma fonte de C prontamente disponível, e sua ciclagem pode estar bastante relacionada com a imobilização de nitrogênio no solo (CHRISTENSEN, 2001). Contudo, compostos mais recalcitrantes também podem estar presentes, aumentando seu tempo de residência no solo. Dessa forma, os mecanismos responsáveis pela retenção da matéria orgânica no solo incluem (i) a recalcitrância química dos componentes orgânicos, (ii) a estabilização por reações com a superfície dos minerais (complexação) e (iii) a proteção física decorrente do “aprisionamento” no interior de microagregados (CHRISTENSEN, 2001). Nesse sentido, Balesdent (1996) afirma que a proteção física dos compostos orgânicos é mais importante que sua composição química na determinação do tempo de permanência desses compostos no solo.

As diferentes frações da MOS possuem diferentes papéis na agregação do solo e respondem de maneira diferenciada a alterações nas práticas de manejo (TISDALL; OADES, 1982). Na Figura 6 é possível perceber que a porção da matéria orgânica na forma de polissacarídeos e aquela ligada a cátions são responsáveis pela estabilização de pequenos agregados (menores que 250 μm) e praticamente não são alteradas por práticas de manejo do solo. Por outro lado, a matéria orgânica na forma de raízes de plantas e hifas de fungos (equivalente à matéria orgânica não complexada apresentada na Figura 5) é a principal responsável pela estabilização de macroagregados, sendo a fração mais alterada pelas práticas de manejo e a principal responsável pela alteração no conteúdo total de C no solo.

A MOS é um complexo conjunto de materiais orgânicos que diferem em composição, grau de disponibilidade para a microbiota e função no ambiente (CARTER, 2001). Dessa forma, o fracionamento é uma ferramenta importante para reduzir essa heterogeneidade e auxilia em estudos de caracterização e quantificação dos compartimentos da MOS (ROSCOE; MACHADO, 2002). As técnicas de fracionamento físico são menos destrutivas que o método amplamente

difundido do fracionamento químico e permitem a separação dos reservatórios da MOS relacionados com suas características e dinâmica no estado natural do solo (ROSCOE; MACHADO, 2002).

Assim, o fracionamento físico consiste em separar os diversos reservatórios da MOS (Figura 5), de forma que possam ser quantificados e caracterizados, utilizando-se dois métodos principais, que podem ser combinados entre si: o método densimétrico e o método granulométrico. Roscoe e Machado (2002) indicam que a escolha do método de fracionamento depende do objetivo do estudo. Num estudo comparativo de degradação do solo, onde se busca verificar se determinado uso do solo está alterando a qualidade ambiental, qualquer um dos métodos atenderia às questões de pesquisa. Por outro lado, em estudos visando acessar a dinâmica e disponibilidade dos diferentes compartimentos da MOS, a associação do fracionamento granulométrico e do densimétrico traria um maior volume de informações.

Figura 6 - Efeito da rotação de culturas na estabilidade de macroagregados. T: trigo; Po: pousio; Pa: pastagem (adaptado de Tisdall e Oades, 1982)

No método densimétrico é necessário utilizar uma solução orgânica ou salina com densidade entre 1,4 e 2,2 g cm⁻³ que permite a separação das seguintes frações: fração leve livre (matéria orgânica não complexada livre), fração leve oclusa (matéria orgânica não complexada oclusa) e fração pesada (COM primários). Este método apresenta algumas limitações como a toxicidade dos líquidos orgânicos utilizados na flotação, que vêm sendo substituídos por soluções salinas de iodeto de

sódio (também possui um considerável nível de toxicidade) ou de politungstato de sódio (possui custo elevado). Além disso, as diferentes densidades das soluções utilizadas na flotação podem comprometer a recuperação das frações e dificultar a comparação de resultados. Por sua vez o método granulométrico permite a separação de COM secundários (agregados de diferentes classes de tamanho) e de COM primários (separação em função das classes texturais: areia, silte e argila) (ROSCOE; MACHADO, 2002) (Tabela 3). É este segundo tipo de fracionamento, que permite a separação de COM primários e da matéria orgânica não complexada (sem dividi-la em livre e oclusa), que será utilizado neste trabalho.

Tabela 3 - Frações da matéria orgânica do solo separadas por procedimentos densimétrico e granulométrico de fracionamento físico. (Fonte: Christensen, 2001)

Matéria orgânica não complexada (método densimétrico)

- Livre
- Oclusa (nos agregados)

Complexos organominerais primários (método granulométrico)

- < 2µm: tamanho argila
- 2-20 µm: tamanho silte
- 20-2000 µm: tamanho areia

Complexos organominerais secundários (método granulométrico)

- < 250 µm: microagregados
 - > 250 µm: macroagregados
-

O método granulométrico, quando associado à dispersão do solo por ultrassom, apresenta duas grandes vantagens: permite quantificar a energia aplicada na dispersão e é eficiente na dispersão até mesmo de solos ricos em argilas de baixa atividade. Sua desvantagem é a possibilidade de redistribuição da matéria orgânica não complexada, que geralmente está na classe de tamanho areia, para as frações de menor tamanho quando se aplicam altos níveis de energia para a dispersão (ROSCOE; MACHADO, 2002). Características das diferentes frações granulométricas da MOS são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Características dos complexos organominerais primários de solos temperados arenosos sob uso agrícola por longo período de tempo (Fonte: Christensen, 2001).

Matéria orgânica na fração areia (matéria orgânica não complexada):

- Rica em polímeros vegetais
- Alto teor de C e baixa taxa de mineralização de N
- Fracamente associada a minerais
- Alta relação C/N
- Contribui com pequena proporção da matéria orgânica total do solo (< 10%)
- Capacidade de troca catiônica: 10 a 150 mmol kg⁻¹
- Superfície específica: < 10 m² g⁻¹

Matéria orgânica na fração silte:

- Rica em compostos aromáticos de origem vegetal
- Decomposição lenta
- Relação C/N intermediária
- Compreende de 20 a 40% da matéria orgânica total do solo
- CTC: 60 a 350 mmol kg⁻¹
- Superfície específica: 10 a 50 m² g⁻¹
- 1 a 5 mg de C m⁻² de superfície específica

Matéria orgânica na fração argila:

- Enriquecida em produtos microbianos e pobre em resíduos vegetais
 - Alto potencial de mineralização de C e N
 - Estreita relação C/N
 - Representa de 50 a 75% da matéria orgânica total
 - CTC: 300 a 900 mmol kg⁻¹
 - Superfície específica: 25 a 100 m² g⁻¹
 - 0,5 a 1,5 mg de C m⁻² de superfície específica
-

A MOS na classe de tamanho areia é composta por resíduos orgânicos em início de decomposição, sendo possível ainda identificar as características do tecido original. Em solos tropicais, o conteúdo de C nesta fração varia de 10 a 25% (Tabela 5). Por outro lado a fração silte+argila concentra a maior parte do C orgânico do solo (30 a 70% do C em solos tropicais), que está em uma forma mais decomposta. A relação C/N é maior nas frações tamanho areia e diminui nas frações mais finas (silte+argila), indicando o maior grau de decomposição nas frações de menor granulometria (ROSCOE; MACHADO, 2002).

Tabela 5 - Conteúdo de C orgânico (g kg^{-1} de solo), relação C/N e porcentagem do C total do solo presente nas frações granulométricas em diferentes solos (Fonte: Roscoe e Machado, 2002).

Solo	Tamanho da fração (μm)	Teor de C orgânico (mg g^{-1})	Relação C/N	C total (%)	Referência
Solos de clima temperado, argila de alta atividade.	20-2000	-	-	< 10	Christensen (2000)
	2-20	-	-	20-40	
	0-2	-	-	50-70	
Solos de clima temperado, argila de alta atividade.	20-2000			10-30	Feller e Beare (1997)
	2-20	-	-	20-40	
	0-2	-	-	35-70	
Solos tropicais argilosos, ferralíticos muito lixiviados e ácidos.	20-2000	16-44	23-30	15-21	Kouakoua (1997), dados citados por Freitas et al. (2000)
	2-20	48-84	13-14	17-31	
	0-2	17-26	10-11	45-56	
Solos tropicais argilosos, ferralíticos, de origem vulcânica, pouco lixiviados, ácidos a neutros.	20-2000	13-56	19-32	8-17	Feller (1995), dados citados por Freitas et al. (2000)
	2-20	14-42	13-17	11-33	
	0-2	16-35	8-11	52-67	
Solos tropicais argilosos, ferralíticos, muito lixiviados.	20-2000	5-15	15-25	10-23	Feller (1995), dados citados por Freitas et al. (2000)
	2-20	30-63	10-15	22-28	
	0-2	15-36	8-12	54-70	
Solos tropicais argilosos, ferralíticos muito lixiviados.	20-2000	5-10	14-17	14-25	Freitas et al. (2000)
	2-20	33-61	15-28	22-47	
	0-2	24-29	12-15	45-56	
Solos tropicais argilosos de baixa fertilidade e ácidos.	20-2000	2-3	23-27	2-4	Guggenberger et al. (1995)
	2-20	26-37	20-23	39-45	
	0-2	39-43	13-15	51-59	
Solos tropicais com textura média, região semiárida.	250-2000	0,4-1,6	16-23	3-9	Solomon et al. (2000)
	20-250	1,1-2,5	13-17	8-17	
	2-20	2,4-7,3	10-12	30-39	
	0-2	2,5-8,2	7-9	40-57	

c) Índice de Manejo de C

Alterações na MOS podem ser medidas através de mudanças no conteúdo total de C no solo, em suas frações químicas, físicas ou em combinações destas (BLAIR et al., 1997). O uso do conteúdo total de C no solo como um índice da saúde do solo e da produtividade tem um valor limitado, pois pequenas mudanças são difíceis de serem detectadas por conta dos níveis geralmente elevados de C nas áreas nativas e também em decorrência da variabilidade natural (BLAIR; LEFROY; LISLE, 1995). Devido ao cultivo agrícola, as formas lábeis de C no solo podem diminuir ou aumentar em intensidades muito maiores que o conteúdo de C total ou que as formas não lábeis (Figura 6), sendo, portanto, o indicador mais sensível da dinâmica de C em determinado sistema (BLAIR et al., 1997).

Várias metodologias podem ser usadas para a determinação dos conteúdos de C lábil e não lábil em amostras de solo. Blair, Lefroy e Lisle (1995) propuseram a determinação do C lábil através da oxidação por KMnO_4 333 mmol L^{-1} e o cálculo do C não lábil pela diferença entre o C total e o C lábil da amostra. Chan, Bowman e Oates (2001) sugeriram uma modificação e propuseram que se faça a determinação de quatro frações de C com diferentes labilidades por oxidação com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ em diferentes níveis de acidez, de forma que o teor de C na fração 1 é equivalente ao C lábil proposto por Blair, Lefroy e Lisle (1995):

- i) **Fração 1:** C oxidado por $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ em meio ácido contendo 12 N de H_2SO_4 ;
- ii) **Fração 2:** diferença do C oxidado por $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ em meio ácido contendo 18 e 12 N de H_2SO_4 ;
- iii) **Fração 3:** diferença do C oxidado por $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ em meio ácido contendo 24 e 18 N de H_2SO_4 ;
- iv) **Fração 4:** diferença do C oxidado por $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ em meio ácido contendo 24 N de H_2SO_4 e o C total obtido por combustão seca em analisador elementar.

O conteúdo de C lábil em determinada área pode ser interpretado em combinação com dados de um solo tomado como referência (geralmente não cultivado), que possui um reservatório estável de C, desenvolvido sob a mesma condição climática e sob solo com a mesma mineralogia daquele da área de interesse, para calcular um índice de manejo de carbono (IMC). O IMC representa uma medida da sustentabilidade relativa de diferentes sistemas e pode ser usado

para comparar as mudanças que ocorrem nos conteúdos de C lábil e C total em decorrência de práticas agrícolas (BLAIR et al., 1997).

O IMC proposto por Blair, Lefroy e Lisle (1995) é calculado por:

$$IMC = ICC \times IL \times 100 \quad (1)$$

Sendo:

ICC = índice de compartimento de carbono

IL = índice de labilidade

O ICC é calculado de acordo com a eq. (2), na qual “Teor de C amostra” é o teor de C na amostra (g kg^{-1}) para a qual o IMC está sendo calculado e “Teor de C referência” refere-se ao teor de C no solo da área tomada como referência (g kg^{-1}).

$$ICC = \frac{\text{Teor de C amostra}}{\text{Teor de C referência}} \quad (2)$$

O índice de labilidade deve ser calculado pela eq. (3):

$$IL = \frac{L \text{ amostra}}{L \text{ referência}} \quad (3)$$

Nessa equação, “L amostra” representa a labilidade do C na amostra para a qual o IMC está sendo calculado e “L referência” é a labilidade do C na amostra tomada como referência.

A labilidade do carbono tanto na área de referência quanto na área que está sendo avaliada é determinada pela eq. (4).

$$L = \frac{C \text{ lábil}}{C \text{ não lábil}} \quad (4)$$

Na comparação entre diferentes usos ou manejos do solo, não há um valor de IMC considerado bom ou ruim. O índice permite mensurar a taxa de mudança do sistema em relação a uma área de referência que é, comparativamente, mais estável que a área para a qual o índice está sendo calculado. Assim, o objetivo dos sistemas agrícolas deve ser aumentar o IMC, gerando um sistema com grande resiliência e o mais próximo possível das áreas nativas (BLAIR et al., 1997).

d) Biomassa microbiana do solo

A porção viva da matéria orgânica varia de 1 a 5% da MOS e, desta fração, algo entre 60 e 80% são microrganismos. Dessa forma, a maioria da matéria orgânica viva presente no solo é protoplasma microbiano, que é responsável pela quase totalidade da atividade biológica (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006) e pelo fluxo e rápida ciclagem de nutrientes no solo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). A biomassa microbiana representa o destino inicial do carbono em transformação no solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006) e, por ser a fração ativa da MOS, é mais sensível que os resultados de C orgânico e N total para aferir alterações causadas por práticas de manejo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008).

Há várias metodologias para estimativa da biomassa microbiana do solo. Os métodos de fumigação-incubação e fumigação-extração têm sido preferidos por serem mais fáceis e possibilitarem o acesso às quantidades dos elementos contidos dentro na biomassa (CARDOSO, 2004). A medida da quantidade de C e nutrientes imobilizados pelos microrganismos é essencial para avaliar a função da biomassa microbiana na dinâmica da MOS e na ciclagem de nutrientes (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008).

A relação C microbiano/C orgânico total, denominada quociente microbiano (qMIC) expressa a qualidade nutricional da matéria orgânica. Em solos com MOS de baixa qualidade nutricional ou na presença de fatores estressantes aos microrganismos (pH, deficiências nutricionais, presença de metais pesados), a biomassa microbiana torna-se incapaz de utilizar totalmente o C orgânico e, nesse caso, as relações C microbiano/C orgânico diminuem (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008; MENDES et al., 2009). A relação C microbiano/C total aumenta por um tempo se a entrada de compostos orgânicos tiver aumentado no solo ou diminui caso as entradas tenham sido reduzidas. Quando o solo atinge uma nova condição de equilíbrio, as entradas e as saídas de C são equivalentes e, portanto, um quociente microbiano constante ao longo do tempo é um indicador de que o sistema atingiu um novo equilíbrio (ANDERSON; DOMSCH, 1989).

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Locais de Estudo e Amostragens

Foram avaliados os estoques de C e N e a qualidade da matéria orgânica em amostras de solo coletadas em áreas sob diferentes usos em São Luís, no estado do Maranhão, e Santarém, no estado do Pará (Figura 7). Os dois municípios encontram-se dentro dos limites da Amazônia Legal brasileira que, segundo o artigo 2º da lei nº 5.173, de 27 de Outubro de 1965, abrange a região compreendida pelos Estados do Acre, Amapá, Amazonas, Roraima, Rondônia e Pará, e ainda pelas áreas do Estado de Mato Grosso a norte do paralelo de 16º, do antigo Estado de Goiás a norte do paralelo de 13º, onde hoje é o Estado de Tocantins, e pela área do Estado do Maranhão a oeste do meridiano de 44º.

Figura 7 - Localização dos municípios de Santarém-PA e São Luís-MA

A) São Luís

O município de São Luís está localizado na região norte do estado do Maranhão, com altitude média de quatro metros acima do nível do mar. Possui clima tropical, quente e úmido, com temperatura média de 32°C ao longo do ano e precipitação anual de 2.326 mm, distribuída em duas estações bem distintas: o período chuvoso, que vai de janeiro a julho, e o período seco, entre agosto e dezembro (Figura 8). O município está localizado sobre duas formações geológicas: a formação de Aluviões Flúvio-marinhos e a formação Itapecuru. A primeira apresenta tendência à formação de Cambissolos e Neossolos, nas áreas de depósitos areno-siltosos, e Vertissolos ou Gleissolos, onde há deposição de argila. A formação Itapecuru, que abrange regiões do Centro-Norte e Centro-Oeste do Maranhão, constitui-se de arenitos finos. As principais classes de solo desta formação são Argissolos, Plintossolos e Latossolos, constituídos de areia fina e silte com baixa capacidade de retenção de cátions (MOURA, 2006).

Figura 8 - Temperatura média, máxima e mínima (Ramos et al., 2009) e balanço hídrico mensal (Sentelhas et al., 1999) em São Luís-MA

De acordo com o mapa de biomas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) o estado do Maranhão possui 34% de seu território no bioma Amazônia, 65% no Cerrado e 1% na Caatinga. Além disso, apresenta características peculiares como: (i) grande variabilidade espacial da pluviosidade média, resultado da posição geográfica entre o Nordeste e a Amazônia; (ii) grande parte dos solos derivados de rochas sedimentares, com estrutura frágil, baixa capacidade de retenção de cátions e baixos teores de nutrientes; (iii) alta insolação, que acelera a decomposição da MOS (MOURA, 2006).

Neste estudo foram avaliadas áreas sob diferentes usos pertencentes ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA, *campus* Maracanã). Dentro do *campus* do instituto, onde o solo predominante é o LATOSSOLO AMARELO, foram avaliados os seguintes usos: vegetação nativa (floresta), vegetação secundária (capoeira), pastagem degradada, pastagem melhorada (capineira), fruticultura (culturas perenes), horticultura e agricultura anual (Figura 9).

A vegetação nativa é uma área de proteção permanente e representa a vegetação original das demais áreas estudadas. Portanto, os estoques de C no solo nesta área são considerados como referência para as avaliações das demais áreas. As áreas sobre os demais usos foram desmatadas ainda na década de 1970, pois faziam parte da então Escola Agrotécnica Federal de São Luís, que posteriormente foi transformada em um dos *campi* do IFMA. A descrição e o histórico dos diferentes usos da terra avaliados em São Luís são apresentados no Quadro 1.

Uso da terra	Histórico
Vegetação nativa	Uso constante ao longo dos anos.
Vegetação secundária	Foi desmatada para implantação de culturas perenes (fruticultura). Permanece em pousio há 20 anos, desde a erradicação do pomar.
Pastagem degradada	Convertida de vegetação nativa para pastagem há mais de 35 anos. A forrageira é <i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu e apresenta elevada infestação por plantas daninhas.
Pastagem melhorada	Convertida de vegetação nativa para pastagem junto com a área de pastagem degradada. Há 10 anos vem sendo manejada como capineira. A forrageira, <i>Pennisetum purpureum</i> , é irrigada recebe três cortes anuais, após os quais é feita adubação com 140 kg ha ⁻¹ de N. No início de cada ano também é feita adubação com 160 kg ha ⁻¹ de P ₂ O ₅ e 160 kg ha ⁻¹ de K ₂ O.

Agricultura anual	Convertida diretamente de vegetação nativa para o uso atual. Nessa área são feitos cultivos alternados de milho, feijão caupi, arroz e mandioca, todos em preparo convencional. O plantio é feito na época chuvosa (janeiro a julho) e, após a colheita, a área é deixada em pousio durante a época seca (agosto a dezembro).
Fruticultura	Desmatada no início da década de 1980, para cultivo de café. A partir da metade da década de 1980, o café foi substituído por frutíferas. No momento da coleta das amostras havia cultivo de coco anão, banana, citrus. Recebe irrigação por microaspersão durante o período seco do ano.
Horticultura	A área de horticultura foi implantada no ano de 2010, após cerca de 10 anos de pousio, período no qual uma vegetação secundária, semelhante à descrita anteriormente, se estabeleceu. Antes de ser mantida em pousio (vegetação secundária), esta área era destinada ao cultivo de espécies perenes (fruticultura), constituindo, portanto, uma cronossequência de usos da terra: vegetação nativa, fruticultura, vegetação secundária, horticultura. A área de horticultura é irrigada na época seca do ano e recebe frequentes adições de compostos orgânicos.

Quadro 1 – Descrição e histórico dos diferentes usos da terra avaliados em São Luís-MA.

Em cada uso da terra foi alocado um transecto de 300 m de comprimento, no qual foram coletadas cinco amostras compostas (cada amostra composta formada por duas amostras simples), em três profundidades (0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm), conforme o esquema da Figura 10. Considerando os cinco pontos de amostragem em cada transecto (repetições) e as três profundidades de avaliação, em cada uma das sete áreas avaliadas foram coletadas 15 amostras para caracterização química e granulométrica do solo e para a determinação dos teores de C e N no solo, fracionamento físico da MOS, determinação dos conteúdos de C

lável e C microbiano. No ponto central de cada transecto, foi aberta uma trincheira com cerca de 50 cm de profundidade. Em duas paredes de cada trincheira foram coletadas amostras indeformadas para determinação da densidade do solo nas três profundidades avaliadas.

Figura 9 - Áreas de amostragem em São Luís-MA: (a) dossel na área de vegetação nativa; (b) limpeza do terreno para coleta de amostras na área de vegetação nativa; (c) ao fundo, área de vegetação secundária; (d) trincheira na área de vegetação secundária; (e) pastagem melhorada (capineira); (f) pastagem degradada; (g, h, i) fruticultura; (j) horticultura, área cultivada ao fundo e área em pousio após cultivo de melancia e abóbora; (k) área de culturas anuais no período de pousio durante a época seca

Figura 10 - Distribuição das amostras de solos a serem coletadas dentro de cada transecto

B) Santarém

O município de Santarém está localizado no oeste do estado do Pará (Figura 7). A geomorfologia da região é formada por duas principais unidades morfoestruturais: o Platô do Baixo Amazonas da Amazônia Central, com altitude aproximada de 100 m, e o Platô Tapajós-Xingu, com altitude entre 120 m e 170 m (PROJETO RADAMBRASIL, 1973). A principal classe de solo é LATOSSOLO AMARELO Distroférrico, com diferentes texturas (HERNANDEZ FILHO et al., 1993). A temperatura média é de 26°C e a precipitação anual é de 2.119 mm (Figura 11).

As áreas estudadas no município de Santarém fazem parte do projeto multidisciplinar e plurinstitucional intitulado "*Sustentabilidade dos Usos da Terra na Amazônia Oriental*". Neste projeto, estão sendo avaliadas 18 microbacias hidrográficas no município de Santarém para identificação das alterações provocadas em função da mudança de uso da terra. Em cada uma dessas microbacias, distribuiu-se ao longo da paisagem uma densidade padrão de pontos amostrais (1 ponto a cada 400 hectares), respeitando a proporção (em área) de cobertura florestal e de áreas de produção. Cada ponto amostral corresponde a um transecto de 300 m de comprimento, ao longo do qual foram coletadas cinco amostras de terra, em três profundidades (0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm), de acordo com o esquema ilustrado na Figura 10. Estas amostras foram empregadas na caracterização química e física do solo e na determinação dos teores totais de C e N no solo.

Figura 11 - Temperatura média, máxima e mínima (Ramos, Santos, Fortes, 2009) e balanço hídrico mensal (Sentelhas et al., 1999) em Santarém-PA.

Dentre os vários transectos pertencentes às 18 microbacias avaliadas em Santarém, foram selecionados aqueles que apresentaram teores de argila similares aos das áreas amostradas em São Luís-MA. A seleção dos transectos foi feita analisando a média no teor de argila dos cinco pontos amostrados, de forma que os transectos com teores de argila iguais ou inferiores a 250 g kg^{-1} foram selecionados para este estudo. A seleção resultou na escolha de 11 transectos, cada um com cinco pontos de amostragem de solo (Figura 10). As microbacias sob os diferentes usos da terra selecionadas para esse estudo, bem como uma breve descrição sobre o histórico de uso de cada uma são apresentadas no Quadro 2.

2.2.2 Caracterização dos Solos

Todas as amostras de solo coletadas em São Luís e em Santarém foram secas ao ar e caracterizadas química e granulometricamente de acordo com metodologias descritas em EMBRAPA (1997). A determinação do pH foi feita em suspensão solo:água na proporção 1:2,5. Cálcio, magnésio e alumínio trocáveis foram extraídos com solução de KCl 1 mol L^{-1} ; cálcio e magnésio foram determinados por complexometria de EDTA e a determinação do Al trocável foi feita por titulação com NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$. Fósforo disponível, potássio e sódio trocáveis foram extraídos com solução Mehlich 1 ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$ de HCl + $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ de H_2SO_4); o fósforo foi determinado espectroscopicamente por meio da leitura da intensidade da cor do complexo fosfomolibdico produzido pela redução de molibdato com ácido ascórbico; potássio e sódio foram determinados por fotometria de emissão em chama. A acidez potencial (H+Al) foi extraída com acetato de cálcio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e determinada por titulação com NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$. Os teores de areia,

silte e argila foram determinados pelo método do densímetro e a densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997).

Uso da terra	Microbacia	Histórico
Vegetação nativa	165	Uso constante ao longo dos anos.
Vegetação nativa	261	Uso constante ao longo dos anos.
Vegetação nativa	363	Uso constante ao longo dos anos.
Vegetação secundária	357	Foram avaliadas duas áreas de vegetação secundária (2 transectos) nessa microbacia. Ambas estão sob o uso atual há mais de 20 anos.
Vegetação secundária	399	Em regeneração há aproximadamente 10 anos.
Mata queimada	165	Mata eventualmente atingida por incêndios, mas sempre foi mata.
Pastagem degradada	260	Pastagem há aproximadamente 13 anos.
Pastagem degradada	357	Área desmatada há mais de 20 anos. Cultivada com pastagem por pelo menos 15 anos.
Pastagem melhorada	129	Área desmatada há mais de 20 anos. Foi cultivada com culturas anuais por 16 anos. Em seguida, foi convertida a pastagem. A amostragem foi feita quando a pastagem tinha cerca de três anos de implantação.
Agricultura anual	399	Desmatado há mais de 20 anos.

Quadro 2 - Descrição e histórico dos diferentes usos da terra avaliados em Santarém-PA

2.2.3 Teores e Estoques de C e N no solo

Os teores totais de C e N foram determinados em amostras de terra fina seca ao ar, maceradas em gral de porcelana e passadas em peneira com malha de abertura de 100 mesh (0,150 μm). As análises foram feitas no Laboratório de

Ecologia Isotópica do CENA-USP, utilizando um analisador elementar acoplado a um espectrômetro de massas.

A partir dos teores totais de C e N nas amostras de solo foram calculados os estoques de C e N (Mg ha^{-1}), de acordo com a eq. (5), onde o “teor” é o teor do elemento (C ou N) no solo, em %; “densidade” é a densidade do solo em g cm^{-3} e “espessura” é a espessura da camada para a qual o estoque está sendo calculado, medida, em cm:

$$\text{Estoque} = \text{teor} \times \text{densidade} \times \text{espessura} \quad (5)$$

Solos de áreas submetidas a manejos diferentes podem ter densidades diferentes, o que implica na comparação de massas diferentes de solo quando se consideram camadas com a mesma espessura. Portanto, para comparar adequadamente os estoques de C e N entre as áreas, é necessário que se façam comparações entre massas iguais de solo, gerando a necessidade de um ajuste nos valores das profundidades utilizadas nos cálculos (ELLERT; BETTANY, 1995). Esse ajuste, denominado de correção pela massa de solo equivalente, é feito tomando uma das áreas como referência e consiste em encontrar um novo valor de profundidade para cada área, que será usado no novo cálculo dos estoques de C e N, de modo que a nova profundidade represente a mesma massa de solo em todas as áreas. O ajuste é feito apenas na camada mais profunda para evitar a propagação de erros e a profundidade corrigida é calculada por:

$$\text{Profundidade corrigida (cm)} = \frac{\text{DMP}_{\text{ref}}}{\text{DMP}_{\text{cor}}} \times \text{Prof}_{\text{cor}} \quad (6)$$

Onde DMP_{ref} representa a densidade média ponderada da área de referência (g cm^{-3}), DMP_{cor} é a densidade média ponderada da área que está sendo corrigida (g cm^{-3}) e Prof_{cor} é a profundidade original da camada que está sendo corrigida (cm).

As correções pela massa de solo equivalente nas áreas de São Luís foram feitas tomando-se como referência a área de vegetação nativa. Para as áreas de estudo de Santarém, as correções foram feitas tomando como referência as áreas de vegetação nativa contidas em cada microbacia. Assim, se em uma determinada microbacia foram selecionadas, por exemplo, apenas áreas de pastagem, os

estoques de C e N nessas áreas foram corrigidos tomando-se como referência as áreas de vegetação nativa (floresta) amostradas nesta mesma microbacia. Para transectos coletados em outra microbacia, foram tomadas como referência as áreas de vegetação nativa amostradas nesta outra microbacia.

2.2.4 Avaliação Qualitativa da Matéria Orgânica do Solo

Neste estudo, a qualidade da MOS em condições de diferentes usos da terra foi avaliada por meio do fracionamento físico, da determinação do conteúdo de C lábil no solo (que possibilita o cálculo do índice de manejo de carbono) e da determinação do conteúdo de C microbiano no solo. Estas análises foram feitas apenas para as amostras coletadas no município de São Luís, que representam vários usos da terra dentro de uma mesma microbacia, facilitando as comparações entre as áreas e a avaliação mais detalhada do efeito da mudança de uso da terra sobre a qualidade da MOS.

2.2.5.1 Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo

O fracionamento físico da matéria orgânica do solo foi feito pelo método granulométrico (CHRISTENSEN, 1992). Uma porção de 20 g de solo (terra fina seca ao ar) foi colocada em frasco de vidro e foram adicionados 70 mL de água deionizada. Em seguida a amostra foi submetida a 15 minutos de dispersão em aparelho ultrassônico (Sonics Vibracell), trabalhando a 70% de sua potência (500 W) e fornecendo cerca de 13 J de energia às amostras.

Após a dispersão as amostras foram passadas em um conjunto de peneiras (75 e 53 μm), conforme as Figuras 12 e 13. A porção retida na peneira de 75 μm (200 mesh) foi separada, por flotação em água, em fração orgânica e fração mineral, ambas com tamanho entre 75 e 2000 μm . A fração com tamanho maior que 53 μm e menor que 75 μm , que ficou retida na peneira de 53 μm , é uma fração organomineral que se enquadra na classe de tamanho areia muito fina. Por sua vez, a fração que não ficou retida na peneira de 53 μm representa a fração organomineral com tamanho correspondente a silte+argila (Figura 12). Após separadas, as frações granulométricas foram levadas à estufa com circulação de ar e mantidas a uma temperatura de 45°C, até secagem. Depois de secas, foram quantificadas, moídas em gral de porcelana e os teores de C e N foram determinados por combustão seca, em analisador elementar acoplado a espectrômetro de massas.

Figura 12 - Esquema do fracionamento físico da matéria orgânica do solo

O fracionamento físico em classes granulométricas empregado neste trabalho permitiu a obtenção de frações enquadradas nas classes de tamanho areia, areia muito fina e silte+argila. A fração com tamanho entre 75 e 2000 μm compreende as partículas minerais do tamanho areia, que praticamente não interagem com as partículas orgânicas para formação de complexos organominerais, e a maior parte da matéria orgânica não complexada. A fração areia muito fina (53 a 75 μm) possui uma quantidade menor de matéria orgânica não complexada e partículas minerais. A matéria orgânica não complexada obtida nas frações areia e areia muito fina também pode ser chamada de matéria macrorgânica ou matéria orgânica particulada e se aproxima bastante da fração leve livre obtida no fracionamento densimétrico. Já a fração silte+argila (partículas menores que 53 μm) concentra os complexos organominerais primários e corresponde à grande reserva de C no solo.

Figura 13 - Etapas do fracionamento físico da matéria orgânica do solo. (a) amostra de solo (terra fina seca ao ar) com água deionizada em frasco de vidro; (b) frasco mergulhado em béquer com água gelada para evitar que a temperatura se eleve durante a dispersão da amostra; (c) aparelho de ultrassom utilizado na dispersão da amostra; (d) amostra no aparelho antes do início do processo de dispersão; (e) amostra no aparelho durante o processo de dispersão; (f) conjunto de peneiras: peneira superior com malha de 75 μm e inferior com malha de 53 μm ; (g) amostras após o fracionamento (da esquerda para direita: fração 53-75 μm , fração orgânica 75-2000 μm e fração mineral 75-2000 μm); (h) fração menor que 53 μm (silte+argila) antes de ser levada à estufa para secagem

2.2.5.2 Índice de Manejo de Carbono (IMC)

A quantificação das formas lábeis de C foi feita utilizando a metodologia descrita por Chan, Bowman e Oates (2001). Para cada amostra coletada, três

subamostras de 0,5 g, previamente passadas em peneira de 0,5 mm, foram colocadas em erlenmeyers com capacidade para 125 mL. Em seguida, adicionou-se 10 mL de solução de dicromato de potássio ($0,167 \text{ mol L}^{-1}$). Uma das subamostras recebeu adição de 5 mL (fração 1), outra 10 mL (fração 2) e a outra 20 mL (fração 3) de ácido sulfúrico concentrado. Após 30 minutos, todas as amostras receberam cerca de 15 mL de ácido fosfórico e 10 mL de água deionizada para facilitar a visualização do ponto de viragem durante a titulação. Provas em branco, sem adição de solo, foram feitas para todas as concentrações de ácido utilizadas. As amostras e as provas em branco foram tituladas com solução de sulfato ferroso amoniacal ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$) utilizando difenilamina sulfonato de bário como indicador (Figura 14).

Para o cálculo do IMC, o C não lábil foi obtido pela diferença entre a fração 1 e o C total determinado por combustão seca (o mesmo que foi utilizado para o cálculo dos estoques de C no solo). Os cálculos do IMC foram feitos considerando a área de vegetação nativa como referência.

2.2.5.3 Biomassa Microbiana do Solo

A biomassa microbiana foi avaliada pelo método de fumigação-extração, utilizando sulfato de potássio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ como extrator (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987). Para as avaliações, os teores de umidade das amostras foram corrigidos para aproximadamente 55% da capacidade máxima de retenção de água no solo, que foi determinada da seguinte maneira: 30 g de solo foram colocadas em funil de vidro e saturadas com água deionizada. Após um período de quatro horas de drenagem natural da água adicionada, uma porção de 5 g do solo saturado foi levada à estufa a 105°C por dois dias. A capacidade máxima de retenção de água (C) no solo foi determinada por:

$$C = \frac{\text{Peso amostra úmida} - \text{Peso amostra seca}}{\text{Peso amostra seca}} \times 100 \quad (7)$$

O método de determinação do C microbiano proposto por Vance, Brookes e Jenkinson (1987) consiste em comparar amostras fumigadas com clorofórmio e amostras controle (não fumigadas). O clorofórmio tem a função de matar e romper as células microbianas, sem afetar a matéria orgânica não viva presente na amostra. Dessa forma, os constituintes celulares são liberados, podem ser extraídos e quantificados e a diferença entre a quantidade de C em amostras não fumigadas e

fumigadas representa o C imobilizado na biomassa microbiana. Cada amostra é analisada em triplicata, ou seja, para cada amostra de solo coletada são feitas três repetições analíticas fumigadas e três não fumigadas.

Figura 14 - Sequência de procedimentos para determinação de frações de C do solo com diferentes labilidades. (a) na bandeja e no detalhe, amostras de solo de 0,5 g pesadas em erlenmeyers; (b) amostras após adição de 10 mL de dicromato de potássio $0,167 \text{ mol L}^{-1}$; (c) amostras e provas em branco após adição de 5, 10 e 20 mL de ácido sulfúrico concentrado; (d) amostras com as três diferentes concentrações de ácido sulfúrico após a adição de ácido fosfórico e de água para facilitar visualização do ponto de viragem na titulação; (e) titulação de amostra com sulfato ferroso amoniacal $0,5 \text{ mol L}^{-1}$; (f) amostras das três concentrações de ácido sulfúrico após titulação e detalhe da cor no ponto de viragem, utilizando difenilamina sulfonato de bário como indicador

Para as análises das amostras fumigadas, foram pesadas em frascos de vidro cerca de 25 g de solo (após ajuste da umidade). Os frascos foram levados ao dissecador, juntamente com um béquer contendo clorofórmio e pérolas de vidro. Uma bomba de vácuo foi ligada ao dissecador por 10 minutos e, após este período, o dissecador permaneceu fechado (em atmosfera de clorofórmio sob vácuo) por 48

horas. Após o período de incubação, amostras fumigadas e não fumigadas (para as quais também foram pesadas 25 g de solo antes da análise) foram transferidas para erlenmeyers de 250 mL e todas receberam a adição de 100 mL de solução de sulfato de potássio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. Todas as amostras foram então agitadas por 20 minutos em mesa agitadora orbital a 40 rpm. Em seguida cerca de 50 mL da suspensão de solo com solução de K_2SO_4 foram colocados em tubos de centrífuga e centrifugados por 10 minutos a 1200 rpm. Após a centrifugação os extratos foram retirados dos tubos de centrífuga com auxílio de uma seringa de 50 mL e passados por um filtro de poliéster com malha de 120 mesh (0,125 mm).

A determinação de C nas amostras foi feita por oxidação do C por dicromato de potássio em meio fortemente ácido. Uma alíquota de 8 mL do extrato (após centrifugação e filtração na malha de poliéster) foi colocada em erlenmeyer de 125 mL. Foram adicionados 2 mL de solução de 66,7 mM de dicromato de potássio, 10 mL de ácido sulfúrico concentrado e 5 mL de ácido fosfórico concentrado. As amostras foram então levadas ao banho-maria, a uma temperatura de 100°C por 20 minutos. Depois de atingirem a temperatura ambiente, o conteúdo de dicromato remanescente foi titulado com solução de sulfato ferroso amoniacal ($0,4 \text{ mol L}^{-1}$), utilizando-se difenilamina sulfonato de bário como indicador.

A quantidade de C microbiano em cada amostra de solo foi estimada pela diferença entre o conteúdo de C na amostra não fumigada e na amostra fumigada, utilizando como fator de correção o valor de 0,38 proposto por Vance, Brookes e Jenkinson (1987).

Com os dados dos conteúdos de C microbiano e do C orgânico do solo, que corresponde à fração 3 obtida pela metodologia de Chan, Bowman e Oates (2001), foi calculado o quociente microbiano do solo (qMIC) (eq. 8) (ANDERSON; DOMSCH, 1989).

$$qMIC = \frac{C_{\text{microbiano}}}{C_{\text{orgânico}}} \quad (8)$$

2.2.6 Análises Estatísticas dos Dados

Os atributos químicos e físicos do solo do solo, os teores e estoques de C e N e a relação C/N sob os diferentes usos da terra em São Luís e em Santarém foram

submetidos à análise de variância pelo método de Kruskal-Wallis (teste não paramétrico), seguida pela comparação de médias pelo teste de Bonferroni (Dunn) a 5% probabilidade. Também foram calculados os intervalos de confiança em torno das médias, a 95% de probabilidade.

Para melhor compreender as semelhanças e diferenças entre as áreas, os resultados foram submetidos à análise fatorial multivariada, que foi conduzida em duas etapas. Na primeira etapa foram comparadas as áreas de vegetação nativa em função dos locais de coleta (São Luís e Santarém). Na segunda etapa, uma análise fatorial multivariada foi realizada para cada local, considerando os atributos dos solos no diferentes usos da terra, a fim de observar as semelhanças e diferenças entre os usos estudados. Em ambos os casos, os fatores foram extraídos por análise de componentes principais, as comunalidades foram estimadas pelo quadrado da correlação múltipla e os fatores foram rotacionados pelo método varimax.

Para melhor compreender a relações entre os estoques de C e N e os atributos químicos e físicos do solo nas áreas estudadas, os dados foram submetidos à análise de regressão linear múltipla, tendo como variáveis dependentes os estoques de C e N no solo e como variáveis independentes os valores dos atributos químicos e físicos do solo. Inicialmente foram testadas as normalidades dos resíduos e a homocedasticidade das variâncias das regressões lineares simples entre os atributos do solo e os estoques de C e N. Para cada uso da terra em cada um dos dois locais de estudo, as variáveis que apresentaram os resíduos das regressões lineares normais e variância homocedástica foram incluídas na análise de regressão linear múltipla.

A seleção das variáveis independentes para compor as equações múltiplas foi feita pelo método *stepwise* (passo a passo), no qual a análise é feita em várias etapas, adicionando-se uma variável ao modelo e avaliando-se os efeitos de sua permanência. A escolha da variável que será adicionada é baseada no aumento do valor de R^2 que ocorre quando a mesma entra no modelo e no nível de significância desse aumento. Após cada passo, avalia-se se as variáveis que já estão no modelo devem ser mantidas e, dentre as que atendam ao critério da significância estatística para remoção, aquela com menor R^2 é retirada do modelo. Em seguida, a análise é processada novamente considerando todas as variáveis independentes remanescentes. Se alguma delas satisfizer aos critérios propostos, será adicionada ao modelo e, em seguida, uma nova análise para remoção de variáveis é realizada.

Esse processo é repetido até que não existam mais variáveis que satisfaçam aos critérios propostos.

Assim, para cada uso da terra em cada um dos dois locais de estudo foi gerada uma equação linear múltipla para a estimativa do estoque de C no solo e outra para a estimativa dos estoques de N. Em Santarém, como o mesmo uso da terra foi avaliado em diferentes microbacias, foi feita uma análise adicional, gerando equações múltiplas para cada uso em cada microbacia.

Para os resultados obtidos no fracionamento físico da MOS, para os teores de C lábil e C não lábil, IMCs, teores de C na biomassa microbiana e quocientes microbiano do solo, determinados nas amostras de São Luís, foram feitas análise de variância pelo método de Kruskal-Wallis (teste não paramétrico), seguida pela comparação de médias pelo teste de Bonferroni (Dunn) a 5% probabilidade e cálculo dos intervalos de confiança em torno das médias, a 95% de probabilidade. Também foram feitos testes de correlação linear de Pearson entre os resultados obtidos no fracionamento físico da MOS, os diversos parâmetros que compõem o IMC, a biomassa microbiana e o quociente microbiano do solo.

Todas as análises estatísticas foram feitas utilizando o software estatístico SAS 9.0.

2.3 Resultados e Discussão

2.3.1 Atributos do Solo e Estoques de C e N em Áreas de Vegetação Nativa no Leste da Amazônia

Neste item serão apresentados os estoques de C e N, bem como as características químicas e físicas do solo, das áreas de vegetação nativa estudadas em Santarém-PA e em São Luís-MA. Não houve alteração nos teores de areia, silte e argila em profundidade (Tabela 6). Os teores de argila foram iguais nos dois locais em todas as profundidades avaliadas e os teores de areia foram semelhantes apenas nas camadas 0-10 cm e 20-30 cm. Houve incremento na densidade do solo em profundidade tanto em São Luís quanto em Santarém. A densidade do solo nas áreas de Santarém variou de $1,1 \text{ g cm}^{-3}$ a $1,3 \text{ g cm}^{-3}$. Em São Luís, entre as camadas 0-10 cm e 20-30 cm, a densidade do solo passou de $1,2 \text{ g cm}^{-3}$ para $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ (Tabela 6). Novaes Filho et al. (2007), estudando microbacias em áreas da floresta Amazônica no Noroeste do estado do Mato Grosso, observaram que a densidade do solo variou de $1,0$ a $1,2 \text{ g cm}^{-3}$ nos primeiros de 10 cm de

profundidade e aumentou para $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ nas camadas mais profundas. Frazão (2007), também estudando solos arenosos na região Amazônica, observou que a densidade passou de $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ na camada 0-5 cm para $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ na camada 20-30 cm.

Não houve alteração do pH em função do aumento da profundidade de amostragem em Santarém, mas em São Luís, o pH do solo aumentou nas camadas mais profundas (Tabela 7). A vegetação nativa de Santarém apresentou pH inferior ao da área de São Luís em todas as profundidades. Os teores de P disponível no solo foram similares nos dois locais e diminuíram com o aumento da profundidade apenas em Santarém. Em São Luís, houve incremento nos teores de K e Na em profundidade. Os demais atributos químicos não foram alterados em função da profundidade em nenhum dos locais (Tabela 7). Os teores de Na, Ca e Al trocáveis e a saturação por Al foram similares nos dois locais. O teor de Mg trocável e a acidez potencial (H+Al) foram cerca de 2,8 e 2,5 vezes superiores em São Luís. Soma de bases e CTC a pH 7,0 também foram maiores em São Luís. Já a saturação por bases em Santarém foi, em média, o dobro da observada em São Luís.

Nas duas áreas, não houve diferença nos teores de C e N, na relação C/N e nos estoques de C e N com a profundidade (Tabela 8). Os teores e os estoques de C e N no solo foram similares nos dois locais de estudo (Tabela 8). Os grandes intervalos de confiança em torno das médias resultam dos coeficientes de variação (CVs) dos teores de C e N: 30% em São Luís e 36% em Santarém (valores médios para os dois elementos). Estes valores são intermediários entre os reportados por Chaplot, Bouahom e Valentin (2009) (59% para os teores de C no solo na camada 0-30 cm) e os observados por Novaes Filho et al. (2007) (em torno de 20% para o conteúdo de C até 20 cm de profundidade). Batjes e Dijkshoorn (1999) estudaram os estoques de C e N no solo em toda a região Amazônica e apresentaram CVs de 48% e 42% para os teores de C e N no solo, respectivamente.

Apesar da ausência de diferença nos teores de C e N entre os dois locais, em todas as profundidades a relação C/N foi maior em São Luís. Os Latossolos Amazônicos (0-30 cm) apresentam relação C/N em torno de 12 (BATJES; DIJKSHOORN, 1999). Contudo, Frazão et al. (2008) mostraram que, em solo com elevado teor de areia, as relações C/N foram 16,5 na camada 0-5 cm e 13,5 na camada 20-30 cm.

Em solos tropicais, é comum observar redução da CTC do solo à medida que o conteúdo de C também diminui e o teor de argila aumenta em profundidade e esse comportamento indica o importante papel do C orgânico para a formação de cargas nesses solos (CHITI et al., 2010). Contudo, os resultados apresentados pelas áreas de vegetação nativa estudadas não confirmam este comportamento, o que pode ser resultado da variabilidade espacial tanto do teor de C (USUGA et al., 2010), como dos demais atributos do solo.

Os estoques de C nas áreas de vegetação nativa de Santarém variaram de 11,26 a 12,20 Mg ha⁻¹ nas três profundidades amostradas (Tabela 8). Em São Luís, foram observados estoques de C entre 13,06 e 15,01 Mg ha⁻¹. Chiti et al. (2010) explicam que, em solos com teor de areia elevado, parte da fração areia pode ser formada por microagregados, que se mantêm unidos devido aos óxidos presentes no solo, formando micro e mesoporos nos quais a matéria orgânica fica protegida contra a decomposição.

Tabela 6 - Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) e densidade (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em solos sob vegetação nativa em Santarém-PA e em São Luís-MA

	Santarém			São Luís		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
Areia (g kg^{-1})	780,4 $\pm$ 43,1 Aa	776,7 $\pm$ 17,4 Ba	698,1 $\pm$ 47,0 Aa	884,6 $\pm$ 11,7 Aa	862,2 $\pm$ 19,9 Aa	861,0 $\pm$ 12,9 Aa
Silte (g kg^{-1})	53,4 $\pm$ 8,8 Aa	61,1 $\pm$ 7,6 Aa	71,7 $\pm$ 9,4 Aa	34,4 $\pm$ 5,2 Aa	32,0 $\pm$ 2,3 Ba	28,8 $\pm$ 4,8 Ba
Argila (g kg^{-1})	166,7 $\pm$ 40,3 Aa	162,7 $\pm$ 17,3 Aa	230,7 $\pm$ 42,3 Aa	81,0 $\pm$ 9,4 Aa	105,8 $\pm$ 21,6 Aa	110,6 $\pm$ 15,1 Aa
Densidade do solo (g cm^{-3})	1,12 $\pm$ 0,04 Bb	1,18 $\pm$ 0,02 Bb	1,31 $\pm$ 0,03 Ba	1,23 $\pm$ 0,09 Ac	1,40 $\pm$ 0,07 Ab	1,50 $\pm$ 0,02 Aa

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Letras maiúsculas comparam médias entre os locais de estudo dentro de uma mesma profundidade. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 7 - Características químicas de solos sob vegetação nativa (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA

	Santarém			São Luís		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
pH água	4,0 $\pm$ 0,04 Ba	3,8 $\pm$ 0,03 Ba	4,0 $\pm$ 0,06 Ba	4,5 $\pm$ 0,03 Ab	4,6 $\pm$ 0,04 Aab	4,7 $\pm$ 0,04 Aa
P (mg dm ⁻³)	3,8 $\pm$ 0,3 Aa	2,9 $\pm$ 0,3 Aab	2,5 $\pm$ 0,3 Ab	5,3 $\pm$ 1,7 Aa	5,5 $\pm$ 3,4 Aa	5,3 $\pm$ 3,1 Aa
K (cmol _c dm ⁻³)	0,05 $\pm$ 0,003 Aa	0,05 $\pm$ 0,002 Aa	0,05 $\pm$ 0,006 Aa	0,06 $\pm$ 0,017 Aa	0,03 $\pm$ 0,004 Bab	0,02 $\pm$ 0,004 Ab
Na (cmol _c dm ⁻³)	0,06 $\pm$ 0,007 Aa	0,05 $\pm$ 0,007 Aa	0,06 $\pm$ 0,007 Aa	0,06 $\pm$ 0,010 Aa	0,04 $\pm$ 0,004 Aab	0,04 $\pm$ 0,004 Ab
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,4 $\pm$ 0,02 Aa	0,4 $\pm$ 0,02 Aa	0,4 $\pm$ 0,1 Aa	0,5 $\pm$ 0,1 Aa	0,4 $\pm$ 0,1 Aa	0,3 $\pm$ 0,1 Aa
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,3 $\pm$ 0,03 Ba	0,3 $\pm$ 0,02 Ba	0,2 $\pm$ 0,03 Ba	0,8 $\pm$ 0,08 Aa	0,7 $\pm$ 0,07 Aa	0,8 $\pm$ 0,1 Aa
Al (cmol _c dm ⁻³)	1,3 $\pm$ 0,1 Aa	1,4 $\pm$ 0,1 Aa	1,3 $\pm$ 0,1 Aa	1,6 $\pm$ 0,04 Aa	1,6 $\pm$ 0,1 Aa	1,3 $\pm$ 0,1 Aa
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	4,3 $\pm$ 0,6 Ba	4,5 $\pm$ 0,5 Ba	5,2 $\pm$ 0,8 Ba	13,1 $\pm$ 1,2 Aa	11,3 $\pm$ 1,7 Aa	9,7 $\pm$ 0,8 Aa
Soma de Bases (cmol _c dm ⁻³)	0,8 $\pm$ 0,05 Ba	0,8 $\pm$ 0,04 Ba	0,8 $\pm$ 0,1 Aa	1,4 $\pm$ 0,1 Aa	1,2 $\pm$ 0,01 Aa	1,1 $\pm$ 0,2 Aa
CTC a pH 7,0 (T) (cmol _c dm ⁻³)	5,3 $\pm$ 0,6 Ba	5,4 $\pm$ 0,5 Ba	6,4 $\pm$ 0,8 Ba	14,5 $\pm$ 1,2 Aa	12,5 $\pm$ 1,7 Aa	10,8 $\pm$ 1,0 Aa
Saturação por bases (V) (%)	20,0 $\pm$ 2,2 Aa	18,1 $\pm$ 2,1 Aa	19,4 $\pm$ 3,4 Aa	10,1 $\pm$ 1,4 Ba	9,8 $\pm$ 1,0 Ba	10,2 $\pm$ 0,9 Ba
Saturação por Alumínio (m) (%)	59,6 $\pm$ 3,1 Aa	63,8 $\pm$ 2,6 Aa	62,8 $\pm$ 4,1 Aa	52,9 $\pm$ 1,8 Aa	57,3 $\pm$ 2,2 Aa	54,6 $\pm$ 3,7 Aa

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Letras maiúsculas comparam médias entre os locais de estudo dentro de uma mesma profundidade. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 8 - Teores de C e N no solo (%), relação C/N do solo e estoques de C e N (Mg ha^{-1}) em solos sob vegetação nativa (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA

	Santarém			São Luís		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
C(%)	1,11 $\pm$ 0,01 Aa	0,96 $\pm$ 0,07 Aa	1,02 $\pm$ 0,12 Aa	1,22 $\pm$ 0,13 Aa	1,04 $\pm$ 0,20 Aa	0,87 $\pm$ 0,09 Aa
N(%)	0,09 $\pm$ 0,007 Aa	0,08 $\pm$ 0,006 Aa	0,08 $\pm$ 0,009 Aa	0,07 $\pm$ 0,008 Aa	0,06 $\pm$ 0,009 Aa	0,05 $\pm$ 0,006 Aa
C/N	12,53 $\pm$ 0,30 Ba	12,68 $\pm$ 0,26 Ba	13,00 $\pm$ 0,27 Ba	18,43 $\pm$ 0,41 Aa	18,78 $\pm$ 0,94 Aa	18,24 $\pm$ 0,53 Aa
Estoque de C (Mg ha^{-1})	12,20 $\pm$ 0,98 Aa	11,26 $\pm$ 0,85 Aa	11,39 $\pm$ 1,07 Aa	15,01 $\pm$ 1,60 Aa	14,56 $\pm$ 2,78 Aa	13,06 $\pm$ 1,30 Aa
Estoque de N (Mg ha^{-1})	0,97 $\pm$ 0,07 Aa	0,89 $\pm$ 0,07 Aa	0,88 $\pm$ 0,09 Aa	0,82 $\pm$ 0,10 Aa	0,77 $\pm$ 0,13 Aa	0,72 $\pm$ 0,08 Aa

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Letras maiúsculas comparam médias entre os locais de estudo dentro de uma mesma profundidade. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Novaes Filho et al. (2007) observaram que a quantidade de C armazenada nos primeiros 30 cm de profundidade em solo sob floresta Amazônica no Noroeste do Mato Grosso é de cerca de $35,70 \text{ Mg ha}^{-1}$. Em Santarém, o estoque de C acumulado até 30 cm de profundidade foi de $34,8 \text{ Mg ha}^{-1}$, enquanto em São Luís nesta mesma profundidade foram observados $42,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C. Batjes e Dijkshoorn (1999) afirmam que, nos solos Amazônicos, a quantidade de C armazenada até 30 cm de profundidade corresponde a 52% do C armazenado até 1 metro. Considerando tais informações, no presente estudo haveria aproximadamente 67 Mg ha^{-1} ($6,7 \text{ kg C m}^{-2}$) de C armazenado até 1 metro de profundidade em Santarém e aproximadamente 82 Mg ha^{-1} ($8,2 \text{ kg m}^{-2}$) de C em São Luís. Batjes e Dijkshoorn (1999) apresentam um mapa dos estoques de C no solo até 1 metro de profundidade para toda a região Amazônica, segundo o qual o estoque de C na região de Santarém estaria na faixa de $5,5$ a $9,5 \text{ kg m}^{-2}$ e em São Luís estaria entre $9,5$ e $11,5 \text{ kg m}^{-2}$. Os resultados apresentados na Tabela 8 estão dentro do intervalo proposto por Batjes e Dijkshoorn (1999) para as áreas de Santarém. Contudo, em São Luís, os estoques de C foram inferiores ao proposto por esses autores. Entretanto, é preciso considerar que mesmo em condições de vegetação nativa a quantidade de C no solo apresenta grande variabilidade, como relatado por Usuga et al. (2010).

Na análise fatorial, dois fatores explicaram 61,88% da variação total dos dados. Na Figura 15 são apresentadas as cargas dos fatores para os atributos do solo distribuídos no espaço fatorial F1-F2. Teores e estoques de C e N apresentaram valores positivos no fator 1. Soma de bases, teor de Mg trocável, acidez ativa do solo (pH) e relação C/N do solo localizaram-se no quadrante superior esquerdo, com valores muito positivos para o fator 2 e próximo a zero para o fator 1.

Na Figura 16 são apresentados os escores das amostras de vegetação nativa de Santarém e de São Luís no espaço fatorial F1-F2. Houve boa separação das amostras em função do local de coleta. Tanto as amostras de Santarém quanto as de São Luís tiveram boa distribuição para o fator 1. O fator 2 foi o responsável pela separação entre os locais, com valores positivos para São Luís e negativos para Santarém. De acordo com as Figuras 15 e 16, as principais diferenças entre os locais podem ser explicadas pelos atributos químicos dos solos, sendo que as melhores condições de fertilidade natural foram observadas em São Luís. Vale ressaltar que as variáveis acidez potencial (H+Al), saturação por bases (V%) e CTC

a pH 7,0 (T) não aparecem na Figura 15, porque não foram inseridas na análise fatorial. Isso ocorreu porque não havia informações disponíveis sobre H+Al para as amostras de duas das três microbacias de vegetação nativa estudadas em Santarém, impedindo também que os valores de V% e de T fossem calculados para estas amostras.

Figura 15 - Cargas dos fatores para os atributos do solo das áreas de vegetação nativa no espaço fatorial F1-F2

Apesar de não ter ocorrido diferença estatística significativa nos estoques de C e N entre os solos sob vegetação nativa, houve diferença na relação C/N do solo das amostras de Santarém e de São Luís (Tabela 8) e essa relação também foi usada para separar as áreas na análise fatorial (Figura 15). Além disso, no espaço fatorial F1-F2 os teores e os estoques de C no solo apresentaram valores positivos de F2, enquanto os teores e estoques de N apresentaram valores negativos, indicando, portanto, que essas variáveis também podem ser usadas para separar as áreas. A ausência de diferenças estatísticas significativas entre os estoques de C e N pode ser resultado da menor quantidade de amostras coletadas em São Luís, da variabilidade natural dos solos e também do teste estatístico utilizado que, em alguns casos, é bastante conservador e apresenta intervalos de confiança superiores aos de outros testes.

Figura 16 - Escores das amostras de vegetação nativa de Santarém-PA e São Luís-MA no espaço fatorial F1-F2.

Os valores médios de pH, H+Al e T foram maiores em São Luís (Tabela 7) e ajudaram a explicar a separação entre as áreas na análise fatorial. Este comportamento sugere que, no solo sob vegetação nativa em São Luís, pode estar havendo um efeito químico de inibição da atividade dos organismos decompositores em função da acidez ativa do solo. Nesse sentido, Araújo et al. (2011) observaram que, para solos sob floresta Amazônica, os baixos valores de saturação por bases e a toxidez por Al favorecem o acúmulo da MOS. O baixo pH do solo pode estar atuando como um fator de estresse sobre a biomassa microbiana, induzindo sua ineficiência no processo de decomposição (WARDLE, 1994). Kummer et al. (2008) relacionaram o teor de Al trocável no solo com menores valores de respiração basal.

Dessa forma, a acidez do solo na área de vegetação nativa em São Luís reduziria a atividade microbiana, induzindo ao acúmulo de C no solo que, por sua vez, em função da grande quantidade de grupos funcionais presentes na matéria orgânica, explicaria os maiores valores de CTC total do solo. O alumínio tem papel importante na estabilidade da MOS, de maneira que a forma Al-MO é dominante em solos ácidos (CANELLAS et al., 2008). Esses autores afirmam ainda que a afinidade dos cátions pelos sítios negativos da matéria orgânica obedece a seguinte ordem: $\text{Fe}^{3+} > \text{Al}^{3+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$, o que explica a estabilidade do complexo Al-MO no solo.

A equação ajustada para estimativa do estoque de C na área de vegetação nativa em São Luís (Tabela 9) ajuda a embasar essa ideia. Em São Luís, apenas a acidez potencial entrou na equação para estimativa do estoque de C e o coeficiente de regressão obtido foi de 0,79. Para a estimativa do estoque de N no solo em São Luís, as variáveis selecionadas para compor a equação múltipla foram granulometria (areia, silte e argila), K trocável e CTC do solo a pH 7,0 e o coeficiente de regressão da equação foi 0,97 (Tabela 9). Os teores de C e N no solo estão muito relacionados, pois os dois elementos fazem parte da MOS. Como a CTC a pH 7,0 é calculada a partir da acidez potencial do solo, as duas equações se complementam e as variáveis selecionadas reforçam nossas considerações a respeito do efeito da acidez do solo sobre a estabilidade da MOS em São Luís.

A equação para estimativa dos estoques de C no solo sob vegetação nativa em Santarém utilizou, além da profundidade de amostragem, a variável P disponível, enquanto para a estimativa do estoque de N foram selecionadas a profundidade e a CTC do solo a pH 7,0 (Tabela 9). Contudo, apesar do nível de significância, as duas equações apresentaram coeficientes de regressão menores que os observados nas áreas de São Luís, o que pode ser resultado da análise conjunta de amostras de três microbacias, aumentando a variabilidade dos dados. Na Tabela 10, são apresentadas as equações de regressão múltipla para as áreas de vegetação nativa de Santarém, separadas por microbacia. Em duas delas, os coeficientes de regressão aumentaram em comparação com os obtidos pela análise em conjunto. Contudo, na microbacia 261, devido à variabilidade dos dados, os coeficientes de regressão foram, respectivamente, 0,39 e 0,34. Para esta microbacia, os CVs foram de 33% para os estoques de C e de 34% para os estoques de N. Para as microbacias 165 e 363 os CVs para os estoques de C foram de 20% e 23% e para os estoques de N foram de 21% e 17%, respectivamente.

Ao se considerar as microbacias separadamente, para a estimativa dos estoques de C foram selecionadas, além do P, as variáveis: teores de K e Na trocáveis, relação C/N do solo, saturação por Al (m) e granulometria. Para o N, além do P disponível, foram usados o teor de Al trocável, a relação C/N e a granulometria.

O conteúdo de P disponível foi selecionado para estimar os estoques de N em todas as microbacias e em apenas uma delas este atributo do solo não apareceu também na equação para estimativa dos estoques de C. Isso se deve à importância da matéria orgânica como fonte de P no solo nas áreas de vegetação nativa. Araújo

et al. (2011) estudaram a conversão de floresta para pastagem no estado do Acre e verificaram que o teor de P disponível e a soma de bases no solo são controlados pela MOS, ou seja, a disponibilidade desses nutrientes no solo está relacionada ao processo de ciclagem de nutrientes. Rheinheimer et al. (1998), estudando um Argissolo com 140 g kg^{-1} de argila, mostraram que o conteúdo de P orgânico na camada 0-20 cm de solo sob vegetação nativa representa 60% do P total do solo. Esses autores afirmam que o P orgânico pode variar de 5 a 80% do P total do solo na camada 0-20 cm de profundidade e que em solos jovens a principal forma de P é fluorapatita, enquanto em solos moderadamente intemperizados a maior parte do P está na forma orgânica, fracamente adsorvida aos minerais secundários, e em solos muito intemperizados, predominam formas inorgânicas fixadas à fração mineral e formas orgânicas física e quimicamente estáveis.

Apesar de este trabalho contemplar apenas dois locais de estudo na região Amazônica, nossas observações confirmam que diferentes atributos do solo possuem pesos diferentes no acúmulo de C e N nos diferentes locais, mesmo que os estoques totais desses elementos no solo sejam semelhantes. Os resultados mostram que, em função da localização, pode haver alteração nos atributos do solo relacionados à manutenção dos estoques de C e N no solo. Em Santarém, as equações ajustadas para as estimativas dos estoques de C e N mostraram a maior importância do conteúdo de P disponível e da granulometria do solo. Em São Luís a acidez potencial foi importante na estimativa do estoque de C, enquanto a granulometria e a CTC total foram selecionadas para estimar o estoque de N, demonstrando o efeito da acidez do solo sobre a estabilidade da MOS.

Tabela 9 - Equações de regressão linear para estimativa dos estoques de C e N no solo em áreas de vegetação nativa em Santarém-PA e São Luís-MA

Local	R ²	Pr > F	Equação ajustada
Santarém	0,53	< 0,0001	estC = 1,36+0,14*prof+2,47*P
	0,57	0,010	estN = 0,57-0,0089*prof+0,07*T
São Luís	0,79	< 0,0001	estC = -0,50+1,27*(H+Al)
	0,97	< 0,0001	estN = 57,36+2,92*K+0,022*T-0,058*areia-0,049*silte-0,053*argila

Tabela 10 - Equações de regressão linear para estimativa dos estoques de C e N no solo em áreas de vegetação nativa em Santarém-PA, considerando as diferentes microbacias de estudo

Microbacia	R ²	Pr > F	Equação ajustada
165	0,83	0,0007	estC = -19,20+188,85*K-78,77*Na+0,23*m+0,012*areia
	0,72	0,0004	estN = -0,025+0,094*P+0,398*Al
261	0,39	0,0120	estC = 5,03+2,19*P
	0,34	0,0238	estN = 0,44+0,17*P
363	0,91	< 0,0001	estC = -13,87+1,20*P+0,04*silte+1,57*C/N
	0,79	0,0010	estN = -0,16+0,09*P+0,003*silte+0,05*C/N

2.3.2 Atributos do Solo e Estoques de C e N sob Diferentes Usos da Terra no Leste da Amazônia

Neste item serão apresentados os resultados de análises químicas e físicas de solo, bem como os estoques de C e N em áreas sob diferentes usos da terra em Santarém e em São Luís. Nas áreas de vegetação secundária de Santarém não houve incremento nos teores de areia, silte e argila em profundidade (Tabela 11). Em São Luís, apenas o teor de silte aumentou na camada mais profunda. A granulometria do solo foi semelhante nos dois locais. Nos dois locais a densidade do solo apresentou comportamento semelhante ao observado na vegetação nativa, aumentando com a profundidade e apresentando maiores valores em São Luís. Silva Júnior et al. (2009), estudando áreas de vegetação nativa, vegetação secundária e pastagens com diferentes idades no estado do Pará, também verificaram que a densidade do solo aumentou com o aumento da profundidade de amostragem.

Nas pastagens degradadas, os teores de areia e argila foram similares nos dois locais de estudo (Tabela 11) e o maior teor de areia ocorreu na camada superficial. Em São Luís, apesar dos valores médios de argila terem aumentado em profundidade, não houve diferença estatística significativa, mas em Santarém esse gradiente textural foi significativo. O maior teor de areia em superfície e o aumento no teor de argila em profundidade são evidências da ocorrência de processo erosivo nessas áreas, uma vez que tais diferenças não foram observadas nos solos de vegetação nativa e nem nas áreas de vegetação secundária e de pastagem melhorada. Esse gradiente textural é característico do processo de erosão por salpicamento (MORGAN, 2005). As gotas de chuva, ao colidirem contra o solo descoberto, promovem o desprendimento e transporte inicial de partículas através dos respingos e essa remoção é seletiva, transportando principalmente partículas de tamanho silte e argila e enriquecendo o solo remanescente em areia (MORGAN, 2005).

A degradação de pastagens é definida como um processo de perda de vigor e produtividade da forrageira, que impede a recuperação natural das plantas, afeta negativamente a produção e o desempenho animal e promove a degradação do solo e dos recursos naturais (MACEDO; KICHEL; ZIMMER, 2000). Esses autores indicam como possíveis causas da degradação de pastagens a escolha de espécie

inadequada de forrageira para a região, a má formação inicial, a falta de adubação de manutenção e o manejo inadequado da pastagem. Muller et al. (2001) afirmam ainda que, além do declínio na produção da forrageira, a degradação das pastagens pode ser visualizada pelo menor volume de solo explorado pelo sistema radicular das plantas, pelo aumento da infestação da área com plantas espontâneas, pela redução da cobertura do solo e da porosidade total do solo. Assim, nas pastagens degradadas, o solo descoberto fica mais exposto ao impacto das gotas de chuva e à compactação provocada pelo trânsito dos animais, reduzindo a infiltração de água e incrementando o escoamento superficial e a erosão, o que compromete a sustentabilidade desse sistema de produção (MULLER et al., 2001).

Nos dois locais as pastagens degradadas apresentaram maior densidade do solo na camada 10-20 cm, uma evidência do adensamento do solo provocado pela presença dos animais. O efeito do pisoteio animal sobre a redução da macroporosidade do solo é evidente tanto em pastagens degradadas quanto em pastagens recuperadas (MOREIRA et al., 2005). Contudo, no solo sob pastagem degradada há maior resistência à penetração e maior compactação em subsuperfície, enquanto na pastagem recuperada, o grande volume de biomassa produzido pela forrageira ajuda a proteger o solo contra os efeitos do pisoteio (MOREIRA et al., 2005). Guedes et al. (2012), estudando um Latossolo na região de Paragominas-PA, e Valladares, Batistella e Pereira (2011), estudando áreas de pastagem em Rondônia, também relataram a compactação da camada superficial do solo em função do pisoteio do gado. Além disso, o superpastejo, comum nas pastagens degradadas, reduz a produtividade da forrageira e, conseqüentemente, a cobertura do solo, o que aumenta a erosão e diminui a infiltração de água no solo, que por sua vez, reduzem ainda mais o crescimento da forrageira (MORGAN, 2005).

Na pastagem melhorada, não houve diferenças nos conteúdos de areia e argila em profundidade. A ausência de gradiente textural sugere a importância das forrageiras para a proteção do solo contra o impacto das gotas de chuva e contra a perda seletiva de partículas típica da erosão por salpicamento. Segundo Morgan (2005), a função protetora da vegetação ocorre porque ela funciona como uma camada de amortecimento entre a atmosfera e o solo.

A densidade do solo nas pastagens melhoradas aumentou em profundidade nos dois locais. Araújo et al. (2011) também observaram aumento da densidade do solo com o aumento da profundidade em áreas de floresta e de pastagem com

diferentes idades no estado do Acre e mostraram ainda que a densidade do solo aumenta com o aumento do tempo de implantação das pastagens. As maiores densidades foram observadas nas amostras coletadas em São Luís. Em Santarém, a camada 10-20 cm apresentou maior densidade que as demais, enquanto em São Luís isso ocorreu na camada 20-30 cm. Essa diferença pode ser atribuída à presença dos animais nas áreas de pastagem de Santarém. Em São Luís, como a pastagem melhorada é uma capineira e não há animais pastejando na área, a maior densidade foi observada na camada mais profunda (20-30 cm) e não na camada intermediária.

Nas áreas de agricultura anual, em ambos os locais, houve maiores teores de areia em superfície e maiores teores de argila em profundidade, o que também pode ser reflexo da ocorrência de erosão por salpicamento. Os solos dessas áreas são preparados para o plantio de maneira convencional, sistema que está associado a maiores perdas de solo que o plantio direto (COGO; LEVIEN; SCHWARS, 2003). A área de agricultura anual de São Luís apresentou maior teor de argila e menor teor de areia que a área de Santarém em todas as profundidades. A densidade do solo também aumentou com a profundidade e, em concordância com o observado nas demais áreas, foi maior em São Luís.

Em Santarém, todos os usos da terra apresentados na Tabela 11 tiveram densidade do solo superior à da vegetação nativa nas camadas 0-10 cm e 10-20 cm. Contudo, a área de mata queimada apresentou densidade similar à da vegetação nativa (Tabela 12). Em São Luís, na camada 0-10 cm, com exceção da área de fruticultura, as demais áreas apresentaram densidade do solo superior à vegetação nativa. Na camada 10-20 cm, as áreas de pastagem (degradada e melhorada), fruticultura e horticultura apresentaram densidade do solo superior à da vegetação nativa. Don (2011) fez um estudo de meta-análise a respeito do efeito da mudança de uso da terra sobre os estoques de C na região tropical e afirma que a conversão de vegetação nativa para qualquer outro uso promove aumento na densidade do solo até 20 cm de profundidade.

Na área de mata queimada em Santarém, não houve alteração nos teores de areia e argila em função da profundidade de amostragem (Tabela 12). A densidade do solo aumentou de $1,06 \text{ g cm}^{-3}$ na camada 0-10 cm para $1,37 \text{ g cm}^{-3}$ na camada 20-30 cm, concordando com os aumentos observados nas áreas de vegetação nativa e de vegetação secundária.

Na área de fruticultura estudada em São Luís não houve alteração nos conteúdos de areia e silte no solo com o aumento da profundidade de amostragem, mas o teor de argila foi maior na camada 10-20 cm (Tabela 13). A densidade do solo aumentou em profundidade, passando de $1,25 \text{ g cm}^{-3}$ na camada 0-10 cm para $1,59 \text{ g cm}^{-3}$ na camada 20-30 cm. Na área de horticultura, apenas o teor de areia foi alterado em profundidade, passando de $833,8 \text{ g kg}^{-1}$ na camada 0-10 cm para $791,6 \text{ g kg}^{-1}$ na camada 20-30 cm (Tabela 13). A densidade do solo na área de horticultura em São Luís foi maior na camada 10-20 cm de profundidade, o que pode ser resultado das sucessivas operações de preparo do solo, gerando o chamado “pé de arado” ou “pé de grade” abaixo da camada de solo que é constantemente preparada para os cultivos (FONTES et al., 2007).

Com relação às características químicas do solo, nas áreas de vegetação secundária apenas o teor de K trocável em São Luís diminuiu com a profundidade, passando de $0,06 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na camada 0-10 cm para $0,03 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na camada 20-30 cm (Tabela 14). Os teores de P disponível no solo em São Luís foram superiores aos de Santarém em todas as profundidades, enquanto para os teores de Mg trocável isso ocorreu nas profundidades 0-10 cm e 20-30 cm. A acidez potencial do solo e a CTC a pH 7,0 também foram maiores em São Luís, concordando com os resultados observados na vegetação nativa (Tabela 7). A soma de bases diferiu entre os locais apenas na camada 0-10 cm. A exemplo do que ocorreu na vegetação nativa, a saturação por bases foi maior em Santarém em todas as profundidades. As características químicas da vegetação secundária foram similares às da vegetação nativa nos dois locais.

Tabela 11 - Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) e densidade (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em solos sob diferentes usos em Santarém-PA e em São Luís-MA

	Santarém			São Luís		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
Vegetação secundária						
Areia (g kg^{-1})	847,9 $\pm$ 22,9 Aa	801,7 $\pm$ 21,5 Aa	777,3 $\pm$ 16,1 Aa	834,8 $\pm$ 6,3 Aa	832,0 $\pm$ 10,1 Aa	815,8 $\pm$ 14,6 Aa
Silte (g kg^{-1})	54,2 $\pm$ 12,3 Aa	67,8 $\pm$ 11,1 Aa	83,4 $\pm$ 7,4 Aa	28,6 $\pm$ 1,0 Ab	32,0 $\pm$ 2,9 Aab	38,2 $\pm$ 1,0 Ba
Argila (g kg^{-1})	98,5 $\pm$ 12,3 Aa	130,8 $\pm$ 14,9 Aa	140,0 $\pm$ 14,1 Aa	136,2 $\pm$ 6,0 Aa	136,0 $\pm$ 10,0 Aa	146,2 $\pm$ 14,7 Aa
Densidade do solo (g cm^{-3})	1,07 $\pm$ 0,01 Bc	1,23 $\pm$ 0,02 Bb	1,29 $\pm$ 0,03 Ba	1,40 $\pm$ 0,01 Ab	1,37 $\pm$ 0,07 Ac	1,52 $\pm$ 0,05 Aa
Pastagem degradada						
Areia (g kg^{-1})	871,4 $\pm$ 15,3 Aa	819,5 $\pm$ 13,8 Aab	779,9 $\pm$ 18,3 Ab	866,2 $\pm$ 6,7 Aa	852,4 $\pm$ 8,7 Aab	826,6 $\pm$ 6,9 Ab
Silte (g kg^{-1})	60,1 $\pm$ 14,1 Aa	50,7 $\pm$ 5,5 Aa	62,2 $\pm$ 4,7 Aa	27,8 $\pm$ 4,5 Aa	32,0 $\pm$ 5,3 Aa	30,2 $\pm$ 4,4 Ba
Argila (g kg^{-1})	84,0 $\pm$ 18,6 Ab	130,0 $\pm$ 13,1 Aab	158,0 $\pm$ 19,4 Aa	105,8 $\pm$ 9,4 Aa	115,8 $\pm$ 12,5 Aa	143,4 $\pm$ 10,7 Aa
Densidade do solo (g cm^{-3})	1,20 $\pm$ 0,03 Bc	1,40 $\pm$ 0,01 Ba	1,38 $\pm$ 0,01 Bb	1,56 $\pm$ 0,03 Ab	1,57 $\pm$ 0,02 Aa	1,45 $\pm$ 0,002 Ac
Pastagem melhorada						
Areia (g kg^{-1})	733,4 $\pm$ 26,5 Aa	715,8 $\pm$ 27,6 Ba	687,6 $\pm$ 33,1 Ba	803,6 $\pm$ 25,4 Aa	817,4 $\pm$ 17,1 Aa	810,6 $\pm$ 13,1 Aa
Silte (g kg^{-1})	99,2 $\pm$ 9,5 Aa	96,4 $\pm$ 16,7 Aa	72,8 $\pm$ 4,4 Aa	35,2 $\pm$ 1,5 Ba	31,2 $\pm$ 2,8 Ba	28,4 $\pm$ 4,7 Ba
Argila (g kg^{-1})	168,0 $\pm$ 21,5 Aa	188,0 $\pm$ 15,0 Aa	240,0 $\pm$ 31,6 Aa	161,0 $\pm$ 25,7 Aa	152,0 $\pm$ 15,8 Aa	161,0 $\pm$ 16,9 Aa
Densidade do solo (g cm^{-3})	1,31 $\pm$ 0,01 Bc	1,40 $\pm$ 0,05 Ba	1,39 $\pm$ 0,002 Bb	1,45 $\pm$ 0,05 Ac	1,51 $\pm$ 0,01 Ab	1,61 $\pm$ 0,02 Aa
Agricultura anual						
Areia (g kg^{-1})	899,6 $\pm$ 14,3 Aa	857,4 $\pm$ 25,7 Aab	829,8 $\pm$ 61,5 Ab	827,0 $\pm$ 4,8 Ba	793,4 $\pm$ 5,9 Bb	775,2 $\pm$ 4,7 Bb
Silte (g kg^{-1})	28,8 $\pm$ 25,7 Aa	47,2 $\pm$ 26,0 Aa	42,8 $\pm$ 29,2 Aa	27,2 $\pm$ 5,1 Aa	26,0 $\pm$ 2,9 Aa	28,6 $\pm$ 2,0 Aa
Argila (g kg^{-1})	72,0 $\pm$ 22,2 Bb	96,0 $\pm$ 32,4 Bab	128,0 $\pm$ 45,1 Ba	145,8 $\pm$ 5,2 Ab	181,0 $\pm$ 4,8 Aa	195,8 $\pm$ 4,9 Aa
Densidade do solo (g cm^{-3})	1,23 $\pm$ 0,05 Bc	1,39 $\pm$ 0,05 Ba	1,33 $\pm$ 0,002 Bb	1,40 $\pm$ 0,04 Ac	1,44 $\pm$ 0,09 Ab	1,46 $\pm$ 0,04 Aa

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Letras maiúsculas comparam médias entre os locais de estudo dentro de uma mesma profundidade. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 12 - Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) e densidade (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em solos sob mata queimada em Santarém-PA

	Mata queimada		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
Areia (g kg^{-1})	885,6 $\pm$ 15,6 a	918,6 $\pm$ 12,3 a	912,2 $\pm$ 8,3 a
Silte (g kg^{-1})	58,8 $\pm$ 11,6 a	34,0 $\pm$ 5,7 ab	24,6 $\pm$ 2,7 b
Argila (g kg^{-1})	56,0 $\pm$ 7,5 a	48,0 $\pm$ 13,6 a	64,0 $\pm$ 9,8 a
Densidade do solo (g cm^{-3})	1,06 $\pm$ 0,06 c	1,20 $\pm$ 0,02 b	1,37 $\pm$ 0,10 a

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 13 - Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) e densidade (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em solos sob diferentes usos em São Luís-MA

	Fruticultura			Horticultura		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
Areia (g kg^{-1})	912,4 $\pm$ 5,2 a	906,4 $\pm$ 4,7 a	890,8 $\pm$ 7,1 a	833,8 $\pm$ 9,6 a	808,4 $\pm$ 8,9 ab	791,6 $\pm$ 13,0 b
Silte (g kg^{-1})	27,4 $\pm$ 2,7 a	28,2 $\pm$ 2,5 a	23,8 $\pm$ 1,6 a	32,4 $\pm$ 3,1 a	33,6 $\pm$ 3,1 a	36,6 $\pm$ 2,5 a
Argila (g kg^{-1})	60,0 $\pm$ 6,1 b	65,4 $\pm$ 6,1 ab	85,6 $\pm$ 6,3 b	133,4 $\pm$ 9,5 a	158,4 $\pm$ 9,2 a	171,8 $\pm$ 14,8 a
Densidade do solo (g cm^{-3})	1,25 $\pm$ 0,17 c	1,55 $\pm$ 0,004 b	1,59 $\pm$ 0,006 a	1,48 $\pm$ 0,02 b	1,53 $\pm$ 0,01 a	1,48 $\pm$ 0,08 b

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Na pastagem degradada de Santarém, houve redução nos teores de P disponível e Mg trocável e na soma de bases com o aumento da profundidade (Tabela 15). Em São Luís o aumento da profundidade reduziu o pH e os teores de Na e K trocáveis. Os teores de Na e K trocáveis nas camadas 10-20 cm e 20-30 cm foram maiores em Santarém, enquanto os teores de Mg trocável nas camadas 0-10 cm e 20-30 cm foram maiores em São Luís. Assim como nas áreas de vegetação nativa e vegetação secundária, na pastagem degradada a acidez potencial e a CTC do solo a pH 7,0 foram maiores em São Luís, enquanto a saturação por bases foi maior em Santarém.

A pastagem melhorada de Santarém apresentou redução no teor de K trocável e na CTC a pH 7,0 com o aumento da profundidade (Tabela 16). Em São Luís isso ocorreu com os teores de Na, K e Ca trocáveis e com a soma de bases. Esse comportamento pode ser reflexo da correção da acidez do solo e da adubação feitas na camada superficial. Segundo Kaminski et al. (2005) os teores de Ca e Mg trocáveis são reduzidos sensivelmente abaixo de 15 cm de profundidade, independentemente de aplicação de calcário em superfície ou incorporada, enquanto a saturação por Al aumenta sensivelmente abaixo desta profundidade.

A pastagem melhorada de São Luís apresentou, em comparação com a pastagem melhorada de Santarém, maior acidez ativa do solo, menores teores de K, Na e Ca trocáveis, menor soma de bases e menor saturação por bases. Na vegetação nativa, as amostras de São Luís apresentaram maior soma de bases que as de Santarém, enquanto nas pastagens degradadas não houve diferença entre os locais. Além disso, considerando que as pastagens melhoradas dos dois locais receberam calagem e adubação, seria esperado que a saturação por bases fosse semelhante. Contudo, na pastagem melhorada de Santarém os animais permanecem na área durante o pastejo e, portanto, parte da quantidade de nutrientes ingerida retorna ao solo na forma de esterco. Por outro lado, a pastagem melhorada de São Luís é uma capineira, ou seja, a forragem é cortada e consumida pelos animais em outro local, o que aumenta a exportação de nutrientes (FEIDEN, 2001) e ajuda a explicar o menor valor de soma de bases em São Luís. Haddad e Alves (2002) afirmam que uma capineira produzindo cerca de $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de matéria seca extrai em torno de 250 kg de K_2O . Conforme descrito na metodologia deste trabalho, a adubação anual de K na área de capineira em São Luís

corresponde a 160 kg ha^{-1} de K_2O . Portanto, a alta mobilidade do K no solo (RAIJ, 1991) e a aplicação em quantidade inferior ao extraído pela cultura ajudam a explicar os menores teores deste nutriente no solo sob capineira em São Luís.

A pastagem melhorada de Santarém apresentou menores valores que a área de São Luís para os seguintes parâmetros: acidez potencial (nas três camadas estudadas), teor de Al trocável na camada 20-30 cm e saturação por Al nas camadas 10-20 cm e 20-30 cm. Contudo, a menor acidez potencial em Santarém não pode ser interpretada como efeito do manejo, porque o mesmo comportamento foi observado nas áreas de vegetação nativa.

Em Santarém, a pastagem degradada apresentou valores menores de pH, Ca e Mg trocáveis, soma de bases e CTC a pH 7,0 em relação à área de pastagem melhorada em todas as profundidades. Os teores de Al trocável e a saturação por Al foram maiores na pastagem degradada em todas as profundidades. Em São Luís, a implantação da capineira em substituição à pastagem degradada promoveu aumento do pH do solo, dos teores de K, Ca e Mg trocáveis e da soma de bases em todas as profundidades. Nas profundidades 10-20 cm e 20-30 cm a saturação por bases também foi maior na pastagem melhorada e o teor de Al trocável foi menor que na pastagem degradada, enquanto a saturação por Al foi reduzida em todas as profundidades. Esses resultados refletem os efeitos positivos da reforma ou renovação das pastagens sobre a fertilidade do solo.

É preciso considerar que, se por um lado as pastagens mal manejadas, superpastejadas e que não recebem aplicação de nutrientes para suprir a demanda das forrageiras são consideradas degradadas, por outro lado uma das principais causas da degradação é justamente a redução da fertilidade do solo (EVANGELISTA; LIMA, 2006). Isso acontece porque a reposição de nutrientes por decomposição de folhas mortas da forrageira e pela deposição de fezes e urina dos animais não é suficiente para manter a produtividade das plantas, evidenciando, portanto, a extrema importância da adubação de manutenção para evitar a degradação das pastagens (EVANGELISTA; LIMA, 2006). O problema da degradação das pastagens pode ser resolvido através da recuperação, que consiste no restabelecimento da produção da forrageira mantendo-se a mesma espécie ou cultivar, ou através da renovação das pastagens, quando há implantação de uma nova espécie ou cultivar de forragem na área (MACEDO; KICHEL; ZIMMER, 2000).

Apenas uma área de agricultura anual foi avaliada em Santarém. As amostras desta área estão incluídas no grupo em que não foi determinada a acidez potencial, impossibilitando também os cálculos de CTC do solo a pH 7,0 e de saturação por bases (Tabela 17). A área de agricultura anual de Santarém apresentou redução no teor de Ca trocável e na saturação por bases e incremento na saturação por Al com o aumento da profundidade, reflexo dos efeitos superficiais da calagem (KAMINSKI et al., 2005; BLUM, 2012). A área de agricultura anual de São Luís apresentou maiores teores de P disponível e K trocável nas camadas 0-10 cm e 10-20 cm, possivelmente um reflexo das adubações feitas em superfície. O teor de Na trocável foi maior em Santarém em todas as profundidades estudadas. A área de agricultura anual de São Luís apresentou menores valores de saturação por alumínio nas camadas 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade. Essas diferenças podem ser explicadas por diferenças no tempo transcorrido desde a última calagem nas duas áreas. Contudo, pelos dados e informações disponíveis para as áreas de Santarém, não foi possível identificar a data da última calagem nem a dose de calcário aplicada.

Na área de mata queimada avaliada em Santarém, houve redução dos teores de K, Na e Al trocáveis e da saturação por Al em profundidade (Tabela 18). Na vegetação nativa de Santarém esse gradiente não foi observado (Tabela 7) e, portanto, as diferenças podem ser atribuídas ao efeito do fogo acidental que atingiu a área e promoveu a deposição de cinzas sobre o solo. Contudo, os teores de Na e K trocáveis e a saturação por Al na camada 0-10 cm do solo sob mata queimada foram maiores que no solo sob vegetação nativa.

Tabela 14 - Características químicas de solos sob vegetação secundária (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA

	Santarém			São Luís		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
	Vegetação secundária					
pH água	4,3 $\pm$ 0,1 Aa	4,2 $\pm$ 0,07 Aa	4,4 $\pm$ 0,09 Aa	4,4 $\pm$ 0,04 Aa	4,4 $\pm$ 0,02 Aa	4,5 $\pm$ 0,05 Aa
P (mg dm ⁻³)	2,7 $\pm$ 0,5 Ba	1,9 $\pm$ 0,2 Ba	1,8 $\pm$ 0,2 Ba	6,2 $\pm$ 1,0 Aa	5,2 $\pm$ 1,9 Aa	2,8 $\pm$ 0,5 Aa
K (cmol _c dm ⁻³)	0,05 $\pm$ 0,003 Aa	0,04 $\pm$ 0,002 Aa	0,04 $\pm$ 0,001 Aa	0,06 $\pm$ 0,007 Aa	0,03 $\pm$ 0,002 Bb	0,03 $\pm$ 0,002 Bb
Na (cmol _c dm ⁻³)	0,04 $\pm$ 0,004 Aa	0,05 $\pm$ 0,005 Aa	0,05 $\pm$ 0,004 Aa	0,03 $\pm$ 0,002 Aa	0,03 $\pm$ 0,002 Ba	0,02 $\pm$ 0,005 Ba
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,5 $\pm$ 0,03 Aa	0,5 $\pm$ 0,01 Aa	0,5 $\pm$ 0,01 Aa	0,5 $\pm$ 0,1 Aa	0,5 $\pm$ 0,1 Aa	0,4 $\pm$ 0,1 Aa
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,3 $\pm$ 0,03 Ba	0,4 $\pm$ 0,1 Aa	0,3 $\pm$ 0,02 Ba	0,8 $\pm$ 0,2 Aa	0,6 $\pm$ 0,2 Aa	0,6 $\pm$ 0,1 Aa
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,9 $\pm$ 0,1 Aa	1,0 $\pm$ 0,1 Aa	1,0 $\pm$ 0,1 Aa	1,3 $\pm$ 0,1 Aa	1,2 $\pm$ 0,02 Aa	1,3 $\pm$ 0,1 Aa
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	4,3 $\pm$ 0,4 Ba	4,1 $\pm$ 0,3 Ba	4,1 $\pm$ 0,2 Ba	10,6 $\pm$ 0,8 Aa	8,1 $\pm$ 0,9 Aa	8,5 $\pm$ 1,2 Aa
Soma de Bases (cmol _c dm ⁻³)	0,9 $\pm$ 0,1 Ba	0,9 $\pm$ 0,1 Aa	0,9 $\pm$ 0,02 Aa	1,4 $\pm$ 0,3 Aa	1,2 $\pm$ 0,2 Aa	1,1 $\pm$ 0,2 Aa
CTC a pH 7,0 (T) (cmol _c dm ⁻³)	5,1 $\pm$ 0,4 Ba	4,9 $\pm$ 0,1 Ba	4,9 $\pm$ 0,2 Ba	12,0 $\pm$ 0,9 Aa	9,2 $\pm$ 1,0 Aa	9,6 $\pm$ 1,3 Aa
Saturação por bases (V) (%)	17,9 $\pm$ 1,5 Aa	18,5 $\pm$ 1,5 Aa	17,9 $\pm$ 1,2 Aa	11,7 $\pm$ 1,8 Ba	12,7 $\pm$ 1,2 Ba	11,6 $\pm$ 1,3 Ba
Saturação por Alumínio (m) (%)	47,3 $\pm$ 2,6 Aa	48,9 $\pm$ 2,3 Aa	52,0 $\pm$ 2,3 Aa	49,7 $\pm$ 4,8 Aa	51,9 $\pm$ 3,7 Aa	54,9 $\pm$ 4,0 Aa

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Letras maiúsculas comparam médias entre os locais de estudo dentro de uma mesma profundidade. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 15 - Características químicas de solos sob pastagem degradada (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA

	Santarém			São Luís		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
	Pastagem degradada					
pH água	4,8 $\pm$ 0,2 Aa	4,7 $\pm$ 0,18 Aa	4,7 $\pm$ 0,13 Aa	4,9 $\pm$ 0,07 Aa	4,7 $\pm$ 0,05 Aab	4,6 $\pm$ 0,03 Ab
P (mg dm ⁻³)	4,5 $\pm$ 0,9 Aa	2,8 $\pm$ 0,6 Aab	1,8 $\pm$ 0,3 Ab	4,5 $\pm$ 1,1 Aa	1,8 $\pm$ 0,2 Aa	4,3 $\pm$ 1,7 Aa
K (cmol _c dm ⁻³)	0,16 $\pm$ 0,076 Aa	0,05 $\pm$ 0,006 Aa	0,04 $\pm$ 0,005 Aa	0,03 $\pm$ 0,003 Aa	0,02 $\pm$ 0,002 Bb	0,01 $\pm$ 0,002 Bb
Na (cmol _c dm ⁻³)	0,06 $\pm$ 0,019 Aa	0,04 $\pm$ 0,003 Aa	0,04 $\pm$ 0,002 Aa	0,02 Aa	0,01 $\pm$ 0,002 Bb	0,01 $\pm$ 0,002 Bb
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,9 $\pm$ 0,1 Aa	0,8 $\pm$ 0,1 Aa	0,6 $\pm$ 0,1 Aa	0,8 $\pm$ 0,2 Aa	0,6 $\pm$ 0,1 Aa	0,4 $\pm$ 0,1 Aa
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,5 $\pm$ 0,05 Ba	0,4 $\pm$ 0,02 Ab	0,3 $\pm$ 0,02 Bb	0,7 $\pm$ 0,3 Aa	0,4 $\pm$ 0,1 Aa	0,6 $\pm$ 0,1 Aa
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,7 $\pm$ 0,1 Aa	0,8 $\pm$ 0,1 Aa	0,9 $\pm$ 0,1 Aa	0,7 $\pm$ 0,1 Aa	0,9 $\pm$ 0,1 Aa	1,1 $\pm$ 0,1 Aa
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	1,9 $\pm$ 0,5 Ba	1,9 $\pm$ 0,1 Ba	2,3 $\pm$ 0,1 Ba	8,4 $\pm$ 0,8 Aa	8,7 $\pm$ 1,0 Aa	9,9 $\pm$ 0,8 Aa
Soma de Bases (cmol _c dm ⁻³)	1,6 $\pm$ 0,2 Aa	1,2 $\pm$ 0,1 Aab	1,1 $\pm$ 0,1 Ab	1,6 $\pm$ 0,2 Aa	1,1 $\pm$ 0,1 Aa	1,0 $\pm$ 0,1 Aa
CTC a pH 7,0 (T) (cmol _c dm ⁻³)	3,9 $\pm$ 0,5 Ba	3,3 $\pm$ 0,2 Ba	3,5 $\pm$ 0,2 Ba	9,9 $\pm$ 0,8 Aa	9,8 $\pm$ 1,0 Aa	11,0 $\pm$ 0,7 Aa
Saturação por bases (V) (%)	52,9 $\pm$ 8,5 Aa	40,5 $\pm$ 3,5 Aa	34,7 $\pm$ 3,6 Aa	16,3 $\pm$ 2,6 Ba	12,2 $\pm$ 2,1 Ba	9,7 $\pm$ 1,5 Ba
Saturação por Alumínio (m) (%)	30,7 $\pm$ 6,2 Aa	38,5 $\pm$ 5,5 Aa	44,4 $\pm$ 5,4 Aa	31,2 $\pm$ 8,6 Aa	43,3 $\pm$ 5,3 Aa	51,5 $\pm$ 4,6 Aa

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Letras maiúsculas comparam médias entre os locais de estudo dentro de uma mesma profundidade. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 16 - Características químicas de solos sob pastagem melhorada (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA

	Santarém			São Luís		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
	Pastagem melhorada					
pH água	5,9 $\pm$ 0,1 Aa	5,9 $\pm$ 0,1 Aa	5,8 $\pm$ 0,2 Aa	5,2 $\pm$ 0,1 Ba	5,3 $\pm$ 0,1 Ba	5,3 $\pm$ 0,1 Ba
P (mg dm ⁻³)	31,4 $\pm$ 9,4 Aa	13,6 $\pm$ 4,1 Aa	13,6 $\pm$ 6,0 Aa	12,6 $\pm$ 5,1 Aa	12,7 $\pm$ 4,4 Aa	6,2 $\pm$ 1,4 Aa
K (cmol _c dm ⁻³)	0,14 $\pm$ 0,008 Aa	0,1 $\pm$ 0,004 Ab	0,08 $\pm$ 0,01 Ab	0,07 $\pm$ 0,006 Ba	0,04 $\pm$ 0,004 Bb	0,03 $\pm$ 0,005 Bb
Na (cmol _c dm ⁻³)	0,09 $\pm$ 0,009 Aa	0,1 $\pm$ 0,006 Aa	0,07 $\pm$ 0,007 Aa	0,03 $\pm$ 0,002 Ba	0,02 $\pm$ 0,002 Bab	0,01 $\pm$ 0,002 Bb
Ca (cmol _c dm ⁻³)	5,8 $\pm$ 0,6 Aa	4,5 $\pm$ 0,6 Aa	4,1 $\pm$ 0,7 Aa	2,1 $\pm$ 0,2 Ba	2,0 $\pm$ 0,05 Ba	1,3 $\pm$ 0,1 Bb
Mg (cmol _c dm ⁻³)	1,3 $\pm$ 0,1 Aa	1,1 $\pm$ 0,1 Aa	1,0 $\pm$ 0,1 Aa	1,3 $\pm$ 0,05 Aa	1,2 $\pm$ 0,1 Aa	1,3 $\pm$ 0,1 Aa
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,2 $\pm$ 0,1 Aa	0,10 Aa	0,10 Ba	0,2 $\pm$ 0,02 Aa	0,2 $\pm$ 0,05 Aa	0,4 $\pm$ 0,1 Aa
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	3,8 $\pm$ 0,2 Ba	3,7 $\pm$ 0,4 Ba	3,7 $\pm$ 0,5 Ba	7,3 $\pm$ 1,2 Aa	7,5 $\pm$ 0,6 Aa	7,5 $\pm$ 0,7 Aa
Soma de Bases (cmol _c dm ⁻³)	7,3 $\pm$ 0,7 Aa	5,8 $\pm$ 0,7 Aa	5,3 $\pm$ 0,8 Aa	3,5 $\pm$ 0,3 Ba	3,3 $\pm$ 0,1 Bb	2,6 $\pm$ 0,1 Bb
CTC a pH 7,0 (T) (cmol _c dm ⁻³)	11,2 $\pm$ 0,6 Aa	9,5 $\pm$ 0,6 Aab	8,9 $\pm$ 0,4 Ab	10,8 $\pm$ 1,0 Aa	10,8 $\pm$ 0,6 Aa	10,1 $\pm$ 0,8 Aa
Saturação por bases (V) (%)	65,0 $\pm$ 3,4 Aa	60,2 $\pm$ 5,1 Aa	57,7 $\pm$ 6,6 Aa	33,9 $\pm$ 5,3 Ba	30,7 $\pm$ 2,3 Ba	25,8 $\pm$ 1,3 Ba
Saturação por Alumínio (m) (%)	2,9 $\pm$ 1,3 Aa	1,8 $\pm$ 0,2 Ba	2,0 $\pm$ 0,3 Ba	5,6 $\pm$ 0,8 Aa	6,3 $\pm$ 1,6 Aa	13,7 $\pm$ 3,6 Aa

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Letras maiúsculas comparam médias entre os locais de estudo dentro de uma mesma profundidade. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 17 - Características químicas de solos sob agricultura anual (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA

	Santarém			São Luís		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
	Agricultura anual					
pH água	4,9 $\pm$ 0,1 Aa	4,8 $\pm$ 0,2 Aa	4,8 $\pm$ 0,1 Ba	5,2 $\pm$ 0,1 Aa	5,2 $\pm$ 0,1 Aa	5,3 $\pm$ 0,1 Aa
P (mg dm ⁻³)	1,6 $\pm$ 0,2 Ba	1,4 $\pm$ 0,2 Ba	1,2 $\pm$ 0,2 Aa	10,7 $\pm$ 3,2 Aa	9,4 $\pm$ 2,7 Aa	11,4 $\pm$ 5,0 Aa
K (cmol _c dm ⁻³)	0,03 $\pm$ 0,002 Ba	0,02 $\pm$ 0,002 Ba	0,02 Aa	0,07 $\pm$ 0,008 Aa	0,06 $\pm$ 0,01 Aa	0,06 $\pm$ 0,02 Aa
Na (cmol _c dm ⁻³)	0,03 Aa	0,03 Aa	0,03 Aa	0,02 $\pm$ 0,002 Ba	0,02 $\pm$ 0,002 Ba	0,02 $\pm$ 0,004 Ba
Ca (cmol _c dm ⁻³)	1,5 $\pm$ 0,2 Aa	0,8 $\pm$ 0,1 Bab	0,6 $\pm$ 0,1 Ab	1,2 $\pm$ 0,1 Aa	1,2 $\pm$ 0,1 Aa	1,2 $\pm$ 0,2 Aa
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,6 $\pm$ 0,1 Aa	0,5 $\pm$ 0,1 Ba	0,4 $\pm$ 0,03 Ba	0,9 $\pm$ 0,2 Aa	0,9 $\pm$ 0,1 Aa	0,9 $\pm$ 0,2 Aa
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,4 $\pm$ 0,1 Aa	0,5 $\pm$ 0,1 Aa	0,8 $\pm$ 0,1 Aa	0,2 $\pm$ 0,02 Aa	0,1 $\pm$ 0,02 Ba	0,2 $\pm$ 0,03 Ba
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	-	-	-	9,5 $\pm$ 0,7 a	8,3 $\pm$ 0,9 a	7,4 $\pm$ 0,8 a
Soma de Bases (cmol _c dm ⁻³)	2,1 $\pm$ 0,3 Aa	1,3 $\pm$ 0,2 Bab	1,1 $\pm$ 0,1 Bb	2,2 $\pm$ 0,2 Aa	2,2 $\pm$ 0,2 Aa	2,2 $\pm$ 0,4 Aa
CTC a pH 7,0 (T) (cmol _c dm ⁻³)	-	-	-	11,7 $\pm$ 0,8 a	10,4 $\pm$ 0,9 a	9,5 $\pm$ 0,8 a
Saturação por bases (V) (%)	-	-	-	18,9 $\pm$ 0,9 a	21,4 $\pm$ 2,5 a	22,8 $\pm$ 4,0 a
Saturação por Alumínio (m) (%)	17,1 $\pm$ 5,0 Ab	27,7 $\pm$ 7,1 Aab	41,2 $\pm$ 5,4 Aa	7,4 $\pm$ 1,0 Aa	6,1 $\pm$ 0,7 Ba	8,4 $\pm$ 2,8 Ba

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Letras maiúsculas comparam médias entre os locais de estudo dentro de uma mesma profundidade. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 18 - Características químicas de solos sob mata queimada (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA

	Mata queimada		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
pH água	4,4 $\pm$ 0,1 a	4,0 $\pm$ 0,1 a	4,0 $\pm$ 0,1 a
P (mg dm ⁻³)	6,8 $\pm$ 1,4 a	4,8 $\pm$ 0,9 a	4,0 $\pm$ 0,5 a
K (cmol _c dm ⁻³)	0,07 $\pm$ 0,007 a	0,04 $\pm$ 0,002 b	0,04 $\pm$ 0,006 b
Na (cmol _c dm ⁻³)	0,08 $\pm$ 0,01 a	0,04 $\pm$ 0,002 b	0,04 $\pm$ 0,009 b
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,3 $\pm$ 0,02 a	0,5 $\pm$ 0,2 a	0,3 a
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,1 $\pm$ 0,02 a	0,3 $\pm$ 0,1 a	0,1 $\pm$ 0,02 a
Al (cmol _c dm ⁻³)	1,8 $\pm$ 0,2 a	1,3 $\pm$ 0,1 b	1,2 $\pm$ 0,04 b
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	-	-	-
Soma de Bases (cmol _c dm ⁻³)	0,6 $\pm$ 0,03 a	0,9 $\pm$ 0,2 a	0,5 $\pm$ 0,02 a
CTC a pH 7,0 (T) (cmol _c dm ⁻³)	-	-	-
Saturação por bases (V) (%)	-	-	-
Saturação por Alumínio (m) (%)	74,3 $\pm$ 1,8 a	61,9 $\pm$ 4,6 b	69,7 $\pm$ 1,5 ab

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 19 - Características químicas de solos sob fruticultura e horticultura (média $\pm$ erro padrão da média) em São Luís-MA

	Fruticultura			Horticultura		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
pH água	4,9 $\pm$ 0,1 a	4,9 $\pm$ 0,1 a	4,9 $\pm$ 0,1 a	5,5 $\pm$ 0,1 a	5,4 $\pm$ 0,1 a	5,3 $\pm$ 0,2 a
P (mg dm ⁻³)	11,0 $\pm$ 2,1 a	4,2 $\pm$ 0,7 b	2,6 $\pm$ 0,2 b	61,2 $\pm$ 21,9 a	43,2 $\pm$ 18,6 a	24,2 $\pm$ 8,5 a
K (cmol _c dm ⁻³)	0,09 $\pm$ 0,01 a	0,04 $\pm$ 0,005 b	0,03 $\pm$ 0,003 b	0,10 $\pm$ 0,04 a	0,04 $\pm$ 0,01 a	0,03 $\pm$ 0,005 a
Na (cmol _c dm ⁻³)	0,05 $\pm$ 0,01 a	0,03 $\pm$ 0,007 a	0,03 $\pm$ 0,004 a	0,05 $\pm$ 0,01 a	0,03 $\pm$ 0,01 a	0,03 $\pm$ 0,008 a
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,9 $\pm$ 0,1 a	0,9 $\pm$ 0,1 a	0,7 $\pm$ 0,1 a	0,8 $\pm$ 0,2 a	1,8 $\pm$ 0,5 a	1,0 $\pm$ 0,3 a
Mg (cmol _c dm ⁻³)	1,0 $\pm$ 0,2 a	0,8 $\pm$ 0,2 a	1,0 $\pm$ 0,2 a	0,6 $\pm$ 0,2 a	1,2 $\pm$ 0,2 a	0,9 $\pm$ 0,3 a
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,5 $\pm$ 0,02 a	0,7 $\pm$ 0,1 a	0,8 $\pm$ 0,1 a	0,5 $\pm$ 0,1 a	0,1 $\pm$ 0,02 a	0,5 $\pm$ 0,2 a
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	5,9 $\pm$ 0,7 a	6,7 $\pm$ 1,0 a	6,8 $\pm$ 0,4 a	6,1 $\pm$ 0,6 b	6,8 $\pm$ 1,0 ab	9,0 $\pm$ 0,4 a
Soma de Bases (cmol _c dm ⁻³)	2,1 $\pm$ 0,1 a	1,7 $\pm$ 0,2 a	1,7 $\pm$ 0,2 a	1,6 $\pm$ 0,3 a	3,1 $\pm$ 0,6 a	1,9 $\pm$ 0,5 a
CTC a pH 7,0 (T) (cmol _c dm ⁻³)	8,0 $\pm$ 0,8 a	8,4 $\pm$ 1,0 a	8,6 $\pm$ 0,4 a	7,7 $\pm$ 0,6 b	9,9 $\pm$ 0,8 ab	10,9 $\pm$ 0,2 a
Saturação por bases (V) (%)	27,2 $\pm$ 2,3 a	21,5 $\pm$ 3,6 a	20,3 $\pm$ 2,5 a	20,7 $\pm$ 3,1 a	32,0 $\pm$ 6,4 a	17,2 $\pm$ 4,1 a
Saturação por Alumínio (m) (%)	20,3 $\pm$ 1,1 a	30,0 $\pm$ 5,6 a	31,1 $\pm$ 5,6 a	25,3 $\pm$ 7,4 a	5,3 $\pm$ 2,1 a	26,5 $\pm$ 10,5 a

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Segundo Gómez-Rey, Madeira e Coutinho (2013), a adição de cinza ao solo promove aumento do pH e redução da acidez trocável, aumento nos teores de Ca, Mg e K trocáveis, de P disponível e da CTC trocável do solo na camada 0-5 cm. Entretanto, as cinzas são facilmente lixiviadas, deixando as áreas queimadas empobrecidas em nutrientes quando comparadas à vegetação nativa (GOMES; LUIZÃO, 2012). Por outro lado, em função do rápido acúmulo de biomassa e de nutrientes nas espécies responsáveis pela regeneração após o fogo (d'OLIVEIRA et al., 2011) e da ciclagem de nutrientes no sistema solo-planta, os teores de nutrientes no solo também aumentam. Esse pode ser um dos motivos que contribuíram para a semelhança nos teores de nutrientes nos solos das áreas de vegetação nativa e mata queimada estudadas em Santarém.

Na área de fruticultura estudada em São Luís, os teores de P disponível e K trocável no solo também foram reduzidos nas camadas mais profundas. O P é um nutriente pouco móvel no solo (RAIJ, 1991) e sua redução em profundidade sugere que houve aplicação deste nutriente na camada superficial. O K é muito móvel no solo (RAIJ, 1991) e o maior teor em superfície na área de fruticultura sugere uma aplicação recente deste nutriente. Na área de horticultura de São Luís, o aumento da profundidade proporcionou incremento da acidez potencial e da CTC do solo a pH 7,0, o que possivelmente é reflexo da calagem feita na camada arável, já que os efeitos da calagem se restringem à camada superficial do solo (KAMINSKI et al., 2005; BLUM, 2012).

Na vegetação secundária de Santarém não houve alteração nos teores de C e N, na relação C/N e nos estoques de C e N em profundidade (Tabela 20). Em São Luís, houve redução no teor de N em profundidade, o que aumentou a relação C/N de 14,7 na camada 0-10 cm para 16,4 na camada 20-30 cm. O teor de N na camada 10-20 cm em Santarém foi maior que em São Luís, fazendo com que o estoque de N no solo também o fosse.

Os estoques de C e N no solo na vegetação secundária em Santarém e em São Luís foram similares aos observados nas respectivas áreas de vegetação nativa. Contudo, isso não diminui a importância ambiental dessas áreas, que são responsáveis por neutralizar os impactos nocivos da conversão da floresta para outros usos, exercendo papel importante no balanço regional de C uma vez que assimilam parte do C liberado pelo corte e queima da vegetação nativa (CERRI et

al., 2007). O acúmulo de C durante a regeneração natural da vegetação pode se assemelhar ao acúmulo de C no solo em áreas reflorestadas, nas quais se observa uma redução no conteúdo de C nos primeiros anos seguido por um aumento gradual cerca de 30 anos após o plantio das árvores (PAUL et al., 2002).

Na pastagem degradada em Santarém, houve redução no teor de C e nos estoques de C e N no solo em profundidade (Tabela 20). Em São Luís, houve redução na relação C/N e no estoque de C nas camadas mais profundas. Os teores de N no solo na pastagem degradada em São Luís foram menores que os de Santarém, explicando as maiores relações C/N observadas em São Luís. Para a pastagem melhorada não houve efeito de local nem de profundidade sobre os teores e estoques de C e N e sobre a relação C/N do solo.

Os estoques de C na pastagem degradada foram inferiores aos da pastagem melhorada nas camadas 20-30 cm em Santarém e 0-10 cm em São Luís. Os estoques de N na pastagem degradada foram menores que na pastagem melhorada nas camadas 0-10 cm e 20-30 cm em Santarém e 0-10 cm e 10-20 cm em São Luís. Considerando que os estoques de C e N são diretamente proporcionais ao teor de argila no solo (FELLER; BEARE, 1997) e que não houve diferença nos teores de argila entre as áreas de pastagem melhorada e pastagem degradada (Tabela 11), as diferenças nos estoques de C e N podem ser atribuídas aos diferentes manejos da pastagem, sugerindo o potencial das pastagens melhoradas para acumular C e N no solo.

A área de agricultura anual de Santarém não apresentou incrementos na relação C/N, nos teores e nos estoques de C e N no solo em profundidade. Em São Luís houve redução nos teores e nos estoques de C e N em profundidade, embora a relação C/N do solo não tenha sido alterada. Os teores de C e N na camada 20-30 cm foram menores em São Luís. Contudo, como a densidade do solo nessa camada foi maior que em Santarém, os estoques de C e N nessa camada não diferiram entre os dois locais. Os estoques de C e N nas áreas de agricultura não diferiram dos estoques das áreas de vegetação nativa, pastagem degradada e pastagem melhorada em nenhuma das profundidades, com exceção do estoque de N na camada 0-10 cm em São Luís que foi maior que o estoque de N na mesma profundidade na pastagem degradada.

Na mata queimada de Santarém não houve efeito de profundidade sobre teores e estoques de C e N no solo, apesar da variação observada nos estoques de

C (valores entre 9,10 Mg ha⁻¹ e 23,30 Mg ha⁻¹) e N no solo (0,65 Mg ha⁻¹ a 1,56 Mg ha⁻¹) (Tabela 21). Também não houve diferenças entre os estoques de C e N entre as áreas de mata queimada e vegetação nativa. Segundo Gómez-Rey, Madeira e Coutinho (2013) as cinzas não alteram os conteúdos de C orgânico e N total no solo. Contudo, Ukwattage, Ranjith e Bouazza (*in press*) afirmam que as cinzas podem afetar indiretamente a quantidade de C no solo, porque favorecem a humificação e a formação de agregados, que conferem proteção física ao C. Em áreas queimadas, a produção de biomassa vegetal é rápida durante a recuperação que ocorre após o fogo, porque os nutrientes liberados na queima ficam totalmente disponíveis às plantas envolvidas na regeneração (d'OLIVEIRA et al., 2011). Além disso, estrutura, composição e produção de biomassa aérea durante a regeneração dependem da intensidade do fogo e das espécies originalmente presentes na área (d'OLIVEIRA et al., 2011). Dessa forma, embora a ocorrência de fogo reduza o conteúdo de N no solo, a regeneração natural nas áreas queimadas pode ocorrer rapidamente, contribuindo para o acúmulo de C e N no sistema radicular das plantas, que por sua vez tem relação com os estoques de C e N no solo, ajudando a explicar a semelhança nos estoques de C e N entre de vegetação nativa e mata queimada em Santarém.

Na área de fruticultura de São Luís, houve redução nos teores de C e N em profundidade, mas os estoques de C e N não foram alterados em função da camada de amostragem (Tabela 22). Na área de horticultura, não foram observados efeitos da profundidade sobre nenhuma das variáveis apresentadas na Tabela 22.

Os diferentes usos tiveram estoques de C e N similares em Santarém e em São Luís (Figura 17). Em Santarém o estoque de C acumulado até 30 cm de profundidade na pastagem melhorada (64,8±19,9 Mg ha⁻¹) foi maior que nas demais áreas, superando inclusive o estoque de C na vegetação nativa (34,8±3,6 Mg ha⁻¹). O estoque de C na pastagem melhorada de São Luís (50,4±11,2 Mg ha⁻¹) também foi maior que nas demais áreas, mas foi semelhante ao estoque de C da vegetação nativa (42,6±9,61 Mg ha⁻¹). Nas áreas de pastagem degradada os estoques de C foram de 31,4±3,75 mg ha⁻¹ em Santarém e 30,6±2,0 Mg ha⁻¹ em São Luís.

Tabela 20 - Teores de C e N no solo (%), relação C/N do solo e estoques de C e N (Mg ha⁻¹) em solos sob diferentes usos (média ± erro padrão da média) em Santarém-PA e em São Luís-MA

	Santarém			São Luís		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
Vegetação secundária						
C (%)	0,95±0,13 Aa	0,95±0,09 Aa	0,97±0,11 Aa	0,85±0,06 Aa	0,66±0,08 Aa	0,68±0,08 Aa
N (%)	0,07±0,008 Aa	0,07±0,006 Aa	0,06±0,007 Aa	0,06±0,004 Aa	0,04±0,004 Bab	0,04±0,004 Ab
C/N	13,96±0,46 Aa	13,90±0,43 Aa	14,55±0,55 Aa	14,72±0,19 Ab	15,20±0,38 Aab	16,37±0,32 Aa
Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	10,06±1,35 Aa	11,61±1,00 Aa	10,38±1,27 Aa	11,83±0,84 Aa	9,09±1,15 Aa	10,22±1,31 Aa
Estoque de N(Mg ha ⁻¹)	0,71±0,09 Aa	0,83±0,06 Aa	0,70±0,07 Aa	0,80±0,05 Aa	0,59±0,07 Ba	0,62±0,07 Aa
Pastagem degradada						
C (%)	0,96±0,08 Aa	0,93±0,09 Aa	0,64±0,04 Ab	0,72±0,02 Aa	0,64±0,03 Ba	0,63±0,02 Aa
N (%)	0,07±0,006 Aa	0,06±0,006 Aa	0,05±0,003 Aa	0,04 Ba	0,04±0,002 Ba	0,04±0,002 Ba
C/N	15,53±0,64 Ba	15,43±0,87 Aa	13,45±0,51 Ba	18,31±0,38 Aa	16,04±0,27 Ab	16,93±0,39 Ab
Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	11,58±1,04 Aa	13,11±1,23 Aa	6,70±0,39 Bb	11,27±0,40 Aa	9,99±0,45 Aab	9,34±0,40 Ab
Estoque de N(Mg ha ⁻¹)	0,75±0,07 Aa	0,86±0,08 Aa	0,50±0,03 Ab	0,61±0,01 Aa	0,62±0,02 Aa	0,55±0,02 Aa
Pastagem melhorada						
C (%)	2,22±0,40 Aa	1,63±0,32 Aa	1,24±0,15 Aa	1,35±0,17 Aa	1,14±0,16 Aa	0,91±0,14 Aa
N (%)	0,15±0,02 Aa	0,11±0,02 Aa	0,08±0,009 Aa	0,09±0,014 Aa	0,07±0,009 Aa	0,06±0,009 Aa
C/N	14,24±0,54 Aa	14,61±0,70 Aa	14,36±0,72 Aa	14,86±0,69 Aa	15,21±0,47 Aa	15,67±0,42 Aa
Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	29,13±5,31 Aa	22,82±4,43 Aa	12,84±1,58 Aa	19,61±2,42 Aa	17,16±2,45 Aa	13,60±2,09 Aa
Estoque de N(Mg ha ⁻¹)	2,03±0,33 Aa	1,59±0,33 Aa	0,90±0,11 Aa	1,35±0,20 Aa	1,12±0,14 Aa	0,86±0,11 Aa
Agricultura anual						
C (%)	1,29±0,39 Aa	0,62±0,08 Aa	0,73±0,07Aa	0,87±0,05 Aa	0,75±0,06 Aa	0,53±0,03 Bb
N (%)	0,08±0,02 Aa	0,05±0,003 Aa	0,05±0,005 Aa	0,06±0,004 Aa	0,05±0,005 Aab	0,03±0,004B b
C/N	15,04±0,94 Aa	12,58±1,17 Ba	14,09±0,50 Ba	14,89±0,24 Aa	15,59±0,34 Aa	15,87±0,32 Aa
Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	15,90±4,79 Aa	8,59±1,20 Aa	8,36±0,84 Aa	12,14±0,66 Aa	10,83±0,83 Aa	7,95±0,52 Ab
Estoque de N(Mg ha ⁻¹)	1,01±0,23 Aa	0,67±0,04 Aa	0,59±0,05 Aa	0,82±0,05 Aa	0,70±0,06 Aab	0,50±0,03 Ab

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Letras maiúsculas comparam médias entre os locais de estudo dentro de uma mesma profundidade. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 21 - Teores de C e N no solo (%), relação C/N do solo e estoques de C e N (Mg ha^{-1}) em solos sob mata nativa (média $\pm$ erro padrão da média) em Santarém-PA

	Mata queimada		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
C (%)	2,20 $\pm$ 0,69 a	0,76 $\pm$ 0,03 a	0,88 $\pm$ 0,11 a
N (%)	0,15 $\pm$ 0,04 a	0,05 $\pm$ 0,002 a	0,05 $\pm$ 0,007 a
C/N	14,72 $\pm$ 0,49 a	14,05 $\pm$ 0,39 a	16,31 $\pm$ 1,34 a
Estoque de C (Mg ha^{-1})	23,30 $\pm$ 7,39 a	9,10 $\pm$ 0,39 a	11,03 $\pm$ 1,44 a
Estoque de N(Mg ha^{-1})	1,56 $\pm$ 0,45 a	0,65 $\pm$ 0,03 a	0,68 $\pm$ 0,08 a

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Tabela 22 - Teores de C e N no solo (%), relação C/N do solo e estoques de C e N (Mg ha^{-1}) em solos sob fruticultura e horticultura (média $\pm$ erro padrão da média) em São Luís-MA.

	Fruticultura		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
C (%)	0,85 $\pm$ 0,06 a	0,78 $\pm$ 0,05 ab	0,62 $\pm$ 0,04 b
N (%)	0,05 $\pm$ 0,004 ab	0,05 $\pm$ 0,005 a	0,04 $\pm$ 0,002 b
C/N	15,89 $\pm$ 0,38 a	15,12 $\pm$ 0,39 a	15,79 $\pm$ 0,34 a
Estoque de C (Mg ha^{-1})	10,54 $\pm$ 0,71 a	12,04 $\pm$ 0,79 a	9,31 $\pm$ 0,66 a
Estoque de N(Mg ha^{-1})	0,66 $\pm$ 0,05 ab	0,80 $\pm$ 0,07 a	0,59 $\pm$ 0,03 b

	Horticultura		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
C (%)	0,82 $\pm$ 0,14 a	0,65 $\pm$ 0,05 a	0,67 $\pm$ 0,11 a
N (%)	0,06 $\pm$ 0,01 a	0,04 $\pm$ 0,005 a	0,04 $\pm$ 0,007 a
C/N	13,43 $\pm$ 0,42 a	14,80 $\pm$ 0,81 a	15,45 $\pm$ 0,19 a
Estoque de C (Mg ha^{-1})	12,15 $\pm$ 2,02 a	10,05 $\pm$ 0,77 a	9,98 $\pm$ 1,59 a
Estoque de N(Mg ha^{-1})	0,92 $\pm$ 0,17 a	0,69 $\pm$ 0,08 a	0,65 $\pm$ 0,10 a

Letras minúsculas comparam médias entre as profundidades para o mesmo local de estudo. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha = 0,05$).

Os estoques de N na pastagem melhorada nos dois locais de estudo apresentaram comportamento semelhante aos estoques de C. Em Santarém, na

vegetação nativa e na pastagem melhorada os estoques de N foram de $2,7 \pm 0,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ e de $4,5 \pm 1,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente. Em São Luís, a área de vegetação nativa apresentou estoque de N de $2,3 \pm 0,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, enquanto na pastagem melhorada este valor foi $3,3 \pm 0,74 \text{ Mg ha}^{-1}$. Já nas áreas de pastagem degradada os estoques de N foram de $2,1 \pm 0,25 \text{ mg ha}^{-1}$ em Santarém e $1,8 \pm 0,09 \text{ Mg ha}^{-1}$ em São Luís. Esses resultados demonstram que pastagens bem manejadas possuem capacidade de acumular C e N no solo, com potencial para superar os estoques das áreas de vegetação nativa.

Em regiões tropicais, a conversão de áreas de vegetação nativa para pastagem promove perda de 12% do C orgânico do solo, o que se deve principalmente ao superpastejo, à grande exportação de biomassa e à falta de reposição dos nutrientes via adubação (DON, 2011), características típicas de pastagens mal manejadas e que, conseqüentemente, se tornarão degradadas. Estima-se que 80% da área de pastagens no Brasil Central encontra-se em algum nível de degradação e nessas áreas a produção animal pode ser até seis vezes inferior à observada em pastagens em bom estado de conservação (MACEDO; KICHEL; ZIMMER, 2000). Na região Amazônica, pastagens degradadas e mal manejadas perdem cerca de $0,28 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C, enquanto pastagens bem manejadas, com adequado ajuste da carga animal, emitem para a atmosfera aproximadamente $0,03 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C, ou seja, praticamente mantêm no solo uma quantidade de C similar à observada nos solos sob vegetação nativa (MAIA et al., 2009).

Carvalho et al. (2010) relataram que o adequado manejo das pastagens visando à manutenção da fertilidade do solo tem potencial para promover o acúmulo de C no solo, enquanto pastagens localizadas em solos pouco férteis podem perder C para atmosfera. Segundo Maia et al. (2009), na região Amazônica, pastagens recuperadas e com lotação animal adequada são capazes de sequestrar $0,61 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C e esse acúmulo de C deve-se principalmente à influência do sistema radicular das forrageiras (MAIA et al., 2009; ARAÚJO et al., 2011; DON, 2011; SALTON et al., 2011).

Nas áreas de pastagem na região Amazônica, grande parte do C armazenado no solo é remanescente da floresta: na camada 0-10 cm entre 64% e 83% do C total do solo em pastagem com oito anos de implantação é C remanescente da floresta, enquanto em pastagens com 20 anos de idade entre 48%

e 50% do C total é originário da vegetação nativa (MORAES et al., 2002). Além disso, a contribuição do C remanescente da floresta é maior nas camadas mais profundas que na superfície, indicando que a ciclagem do C é mais lenta nas camadas mais profundas do solo (MORAES et al., 2002). Também nesse sentido, Silva Júnior et al. (2009) mostraram que os estoques de C em solos sob pastagem podem ser até 60% maiores que nas áreas de vegetação nativa na camada 0-2 cm de profundidade, 33% maiores na camada 2-5 cm e 12% maiores na camada 5-10 cm de profundidade.

Além de promoverem o acúmulo de C no solo (MORAES et al., 2002; DESJARDINS et al., 2004; SILVA JÚNIOR et al., 2009; MAIA et al., 2010; SALTON et al., 2011), pastagens bem manejadas podem ser produtivas por até 35 anos (CERRI et al., 2007). Além disso, a recuperação de áreas degradadas melhora a qualidade da água, a produção de biomassa vegetal e reduz as emissões de CO₂ para a atmosfera (LAL, 2008). Dessa forma, a reforma e o manejo adequado das áreas de pastagem visando à melhoria e manutenção da fertilidade do solo e à produtividade da forrageira apresenta benefícios ambientais e econômicos, pois a maior produtividade da forrageira também está associada à maior capacidade de lotação animal e à maior produção de carne em uma mesma área.

Os resultados das análises químicas e físicas e dos teores e estoques de C e N no solo em todas as áreas avaliadas em São Luís e em Santarém foram submetidos à análise fatorial multivariada. Em Santarém, dois fatores explicaram 68,9% da variação dos dados (Figura 18). O fator 1 está bastante relacionado ao pH do solo, à soma de bases e aos teores de Ca e Mg trocáveis e possui uma relação negativa forte com a saturação por Al e com o teor de Al trocável no solo. O fator 2 apresentou relação muito positiva com os teores e estoques de C e N no solo.

A Figura 19 mostra os escores de todas as amostras de Santarém no espaço fatorial F1-F2. As posições ocupadas pelas áreas de vegetação nativa, vegetação secundária e mata queimada revelam a baixa fertilidade desses solos, uma vez que a saturação por Al e o teor de Al trocável foram importantes para determinar o posicionamento das amostras no espaço fatorial.

Figura 17 - Estoques de carbono (a) e nitrogênio (b) na camada 0-30 cm de profundidade em diferentes usos da terra em Santarém-PA e São Luís-MA. veg nat: vegetação nativa; veg sec: vegetação secundária; past deg: pastagem degradada; past melh: pastagem melhorada; agric: agricultura anual; frutic: fruticultura (apenas em São Luís); hortic: horticultura (apenas em São Luís). Barras verticais indicam erro padrão da média

Figura 18 – Cargas dos fatores para os atributos do solo no espaço fatorial F1-F2 para as amostras de Santarém-PA

A pastagem degradada distribuiu-se entre valores -1 e 1 dos dois fatores, enquanto a área de pastagem melhorada apresentou valores positivos para os dois fatores, confirmando que, para as áreas de estudo de Santarém, a melhoria nas condições de fertilidade do solo e sua manutenção em níveis adequados favorece o incremento nos estoques de C e N no solo, podendo inclusive superar as áreas de vegetação nativa, como observado por Carvalho et al. (2010). Magalhães et al. (2013) mostraram que uma área de pastagem com cinco anos de implantação e apresentando evidências de degradação possui estoques de C e de N inferiores aos da vegetação nativa.

A área de agricultura anual apresentou valores levemente positivos no fator 1 e levemente negativos no fator 2. Por sua posição na Figura 19, a reação do solo está mais próxima do ideal para as plantas cultivadas que nas áreas de vegetação nativa e secundária. Contudo, os estoques de C e N apresentam tendência a serem inferiores aos da floresta. Comportamento similar foi observado na área de pastagem degradada, revelando as limitações desses sistemas com relação ao acúmulo de matéria orgânica nas áreas estudadas. Geralmente, solos cultivados possuem entre 50% a 75% do conteúdo de C presente nas áreas nativas (LAL, 2008) e as áreas de agricultura anual apresentam menores taxas de acúmulo e

menores estoques de C no solo quanto comparadas a áreas de pastagem bem manejadas (SALTON et al., 2011).

Figura 19 - Escores de todas as amostras de Santarém-PA no espaço fatorial F1-F2

Nas áreas de São Luís, dois fatores explicaram 61,1% da variação total dos dados (Figura 20). Os dois fatores relacionaram-se praticamente com os mesmos atributos do solo relacionados aos dois fatores de Santarém. O fator 1 para São Luís teve relação positiva com soma de bases, saturação por bases, teores trocáveis de Ca e Mg no solo e pH e relação negativa com teor de Al trocável e com a saturação por alumínio. Portanto, escores positivos no fator 1 indicam áreas com elevada saturação por bases, enquanto escores negativos indicam solos com maior saturação por Al. Já o fator 2 apresentou forte relação positiva com os teores e estoques de C e N no solo.

A Figura 21 mostra os escores para todas as amostras de São Luís no espaço fatorial F1-F2. Aparentemente, houve menor diferenciação entre os usos em comparação a Santarém, o que pode ser atribuído à menor quantidade de amostras coletadas sobre cada uso da terra em São Luís. As áreas de vegetação nativa e de vegetação secundária concentraram-se na porção negativa do fator 1, bem como a área de pastagem degradada, indicando a baixa fertilidade desses solos. As

amostras de vegetação nativa e vegetação secundária apresentaram valores mais altos no fator 2 que as amostras de pastagem degradada, indicando maiores estoques de C e N.

Figura 20 - Cargas fatoriais dos atributos do solo no espaço fatorial F1-F2 para as amostras de São Luís-MA.

A maioria das amostras de agricultura anual concentrou-se no quadrante direito inferior, indicando melhor condição de fertilidade em comparação às áreas de pastagem degradada, vegetação secundária e vegetação nativa. Contudo, a posição negativa para o fator 2 indica menor estoque de C e N que nas áreas de vegetação nativa e secundária, comportamento similar ao observado em Santarém.

A maior parte das amostras de pastagem melhorada (capineira) esteve na porção positiva dos fatores 1 e 2. Esse resultado sugere que a melhor condição de fertilidade nesses solos está relacionada a maiores estoques de C e N. Em São Luís é possível observar que as áreas de pastagem melhorada apresentam tendência para superar os estoques de C e N das áreas de vegetação nativa, como já indicado na Figura 17 e confirmando resultados de trabalhos anteriores (MORAES et al., 2002; DESJARDINS et al., 2004; SILVA JÚNIOR et al., 2009; CARVALHO et al., 2010; MAIA et al., 2010; SALTON et al., 2011).

Figura 21 - Escores de todas as amostras de São Luís-MA no espaço fatorial F1-F2

Os solos da região Amazônica têm potencial para atuar no sequestro de C, mas isso depende da adoção de práticas de manejo conservacionistas (MAIA et al., 2010). Pastagens recuperadas localizadas em Latossolos na região Amazônica apresentam estoques de C aproximadamente 19% maiores que as áreas de vegetação nativa (MAIA et al., 2009). Entretanto, se a avaliação dos estoques de C no solo for feita até cinco anos após a recuperação da pastagem, os valores não serão superiores aos da vegetação nativa, porque não houve tempo suficiente para que uma alteração significativa pudesse ser observada (MAIA et al., 2009).

As amostras de fruticultura e horticultura tiveram distribuição homogênea no fator 1, indicando que esses usos apresentam características químicas melhores, do ponto de vista agrônomo, que as áreas de vegetação nativa e secundária. Vale ressaltar que nessas duas áreas os estoques de C e N na camada 0-30 cm de profundidade foram semelhantes aos da vegetação nativa (Figura 17), o que pode ser atribuído ao elevado aporte de material orgânico. Resultados similares para solos ocupados com culturas perenes na região Amazônica foram apresentados por Maia et al. (2010).

Esses resultados indicam que, tanto em Santarém quanto em São Luís, pastagens bem manejadas são importantes na manutenção do C no sistema,

enquanto pastagens degradadas localizam-se em solos pouco férteis e tendem a apresentar estoques de C e N inferiores aos da vegetação nativa. Assim, a recuperação ou renovação de pastagens na região Amazônica, tanto para o pastejo direto dos animais quanto para a formação de capineiras, é uma estratégia sustentável para elevar os estoques de C e N no solo. A recuperação de áreas de pastagem faz parte das estratégias do Brasil para redução das emissões de GEEs estabelecidas na COP-15 (redução esperada de 36,1% a 38,9% em relação às emissões projetadas para 2020) e, portanto, deve ser incentivada e difundida, contribuindo também para melhorar a produtividade animal e reduzir as pressões de desmatamento sobre novas áreas. Áreas de agricultura anual, onde se faz uso de práticas convencionais para o preparo do solo, também apresentam estoques de C inferiores aos observados nas pastagens melhoradas e na vegetação nativa, mas é preciso ressaltar que o efeito de práticas agrícolas conservacionistas não foi investigado nesse trabalho.

Os resultados das análises químicas e físicas de solo em todas as áreas também foram submetidos à análise de regressão linear múltipla. As equações ajustadas para cada uso da terra em Santarém e em São Luís são apresentadas nas Tabelas 23, 24 e 25. Para os diferentes usos avaliados em Santarém, as análises de regressão foram feitas considerando em conjunto todas as microbacias para cada uso (Tabela 23) e separando os usos por microbacia (Tabela 24), de forma similar ao que foi feito para a área de vegetação nativa. Para mata queimada, pastagem melhorada e agricultura anual os resultados não foram alterados, porque esses usos foram amostrados em apenas uma microbacia.

Para vegetação secundária de Santarém, o teor de Al trocável e relação C/N contribuíram positivamente para a estimativa dos estoques de C e N no solo (Tabela 23). As áreas de vegetação secundária de Santarém, quando consideradas separadamente para o ajuste das equações, também mostraram a importância dos parâmetros de acidez (trocável e potencial), além dos teores de Na trocável e da densidade do solo, para a manutenção dos estoques de C e N (Tabela 24). Esses resultados concordam com a posição das amostras de vegetação secundária no espaço fatorial F1-F2 (Figura 19).

Na mata queimada, o teor de K trocável apresentou a maior relação com o estoque de C no solo, seguido pelos teores de Al trocável e P disponível. A relação positiva entre K e P no solo e os estoques de C pode ser explicada pela adição das

cinzas em decorrência da queimada, conforme demonstrado por Gómez-Rey, Madeira e Coutinho (2013), já que as cinzas são responsáveis pelo fornecimento de nutrientes para o rápido acúmulo de biomassa (d'OLIVEIRA et al., 2011). Na área de vegetação nativa de Santarém o teor de P disponível no solo também foi importante para a estimativa dos estoques de C no solo (Tabelas 9 e 10), sugerindo que a eventual ocorrência de fogo não alterou significativamente a relação entre o P e a MOS, o que também pode ser confirmado pelas posições de vegetação nativa e mata queimada no espaço fatorial F1-F2 (Figura 19). Nas áreas onde o solo foi mais afetado pela mudança de uso da terra, sendo submetido a operações de revolvimento e adição de nutrientes via adubação e calagem, as relações entre P e matéria orgânica tornaram-se menos importantes que as relações desta com os parâmetros de acidez e disponibilidade de cátions básicos no solo, como pode-se observar nas equações ajustadas para as demais áreas.

Na pastagem degradada houve efeito negativo da profundidade de amostragem e do conteúdo de areia no solo e efeito positivo da densidade do solo sobre os estoques de C e N. Além disso, para a estimativa do estoque de C também foi selecionada a relação C/N do solo. Esses resultados sugerem que, devido à baixa fertilidade observada nessas áreas, os atributos físicos do solo apresentam maior importância na manutenção dos estoques de C e N que os atributos químicos. Além disso, tanto para a equação do estoque de C quanto na equação do estoque de N, o maior coeficiente linear foi observado para a densidade do solo, indicando a importância da compactação do solo em função da presença dos animais.

Quando as pastagens degradadas de Santarém foram separadas por microbacia (Tabela 24), as equações ajustadas para as amostras da microbacia 260 tiveram melhores valores de R^2 que as equações da Tabela 23. Densidade, acidez ativa (pH) e Al trocável foram os principais responsáveis pela estimativa dos estoques de C nessa área e a densidade foi o parâmetro com maior peso na estimativa dos estoques de N. Na pastagem degradada amostrada na microbacia 357 a CTC do solo a pH 7,0 foi importante para a estimativa do estoque de C e não foi possível ajustar equação para a estimativa dos estoques N. A CTC a pH 7,0 está relacionada com a acidez potencial do solo, mais uma vez evidenciando a baixa fertilidade do solo nessas áreas.

Tabela 23 - Equações lineares múltiplas ajustadas para estimativa dos estoques de C e N no solo em diferentes usos da terra em Santarém-PA

Uso	R ²	Pr > F	Equação ajustada
Vegetação secundária	0,53	< 0,0001	estC = -8,35+6,96*Al+0,88*C/N
	0,42	< 0,0001	estN = 0,28+0,49*Al
Mata queimada	0,86	0,0003	estC = -35,84+0,49*prof+1,49*P+269,33*K+13,62*Al
	0,81	< 0,0001	estN = -1,17+0,12*P+1,04*Al
Pastagem degradada	0,64	< 0,0001	estC = 4,58-0,58*prof-0,035*areia+27,77*dens+0,64*C/N
	0,63	< 0,0001	estN = 0,89-0,04prof-0,002areia+1,95dens
Pastagem melhorada	0,37	0,0215	estC = 37,79-0,81*prof
	0,38	0,0184	estN = 2,63-0,06*prof
Agricultura anual	0,77	0,0001	estC = -26,49+17,42*Mg+2,06*C/N
	0,71	0,0006	estN = -0,68+0,28*soma de bases +0,07*C/N

Na pastagem melhorada de Santarém, apenas a profundidade de amostragem foi utilizada nas estimativas dos estoques de C e N. Isso é resultado dos menores estoques de C e N na camada 20-30 cm (Tabela 20), que tiveram um peso maior nas estimativas do que os atributos físicos e químicos do solo. Quando a profundidade de amostragem não é inserida na análise de regressão múltipla, a soma de bases é o único atributo do solo selecionado para a estimativa do estoque de C e o teor de Mg trocável é usado na estimativa do estoque de N [estoque de C = 2,05 + 3,36*soma de bases (R² = 0,30; p = 0,04); estoque de N = -0,07 +1,44*Mg (R² = 0,24; p = 0,07)]. Contudo, nas duas situações os coeficientes de

regressão foram baixos e, possivelmente, os atributos do solo e os estoques de C e N devem ter entre si uma relação de outra natureza, que não linear.

Na agricultura anual de Santarém, os atributos usados na estimativa dos estoques de C e N foram as bases (teor de Mg trocável ou a soma de bases) e a relação C/N do solo, ambos com contribuições positivas para os estoques. Contudo, a contribuição das bases foi mais expressiva que a contribuição da relação C/N. Nos sistemas cultivados, a correção da acidez potencial e a adição de nutrientes para suprir a demanda das plantas estão relacionadas ao incremento na produção e, consequentemente, à maior deposição e incorporação de restos culturais no solo. A ausência da profundidade de amostragem nas equações ajustadas para as estimativas dos estoques de C e N no solo possivelmente é resultado das sucessivas operações de preparo do solo, que promovem homogeneização da camada arável.

Em São Luís, na área de vegetação secundária a CTC do solo a pH 7,0 teve relação linear positiva com os estoques de C e N (Tabela 25). Contudo, o teor de K trocável teve maior peso na estimativa dos estoques de N no solo. Na vegetação nativa os estoques de C e N relacionaram-se linearmente com a acidez potencial (H+Al) do solo (Tabela 9). A CTC a pH 7,0 é calculada em função da acidez potencial e, portanto, os mecanismos responsáveis pela manutenção dos estoques de C e N na vegetação secundária em São Luís parecem ser similares aos que atuam na área de vegetação nativa.

Na área de fruticultura de São Luís, o estoque de C teve relação linear com o teor de Ca trocável e com a concentração de silte. Já o estoque de N teve relação linear positiva com o K e negativa com Mg e relação C/N do solo. A relação negativa entre relação C/N e estoque de N no solo faz todo o sentido, porque quanto maior a relação C/N, menor é o conteúdo de N no solo e, portanto, menor será o estoque de N. As equações obtidas para a área de fruticultura apresentaram coeficiente de regressão de 0,38 e 0,64 para os estoques de C e N, respectivamente. Isso é resultado da variabilidade dos dados, que por sua vez pode ser atribuída ao fato da área amostrada ser cultivada com simultaneamente com várias espécies, por se tratar de área demonstrativa de uma instituição de ensino. Portanto, um número maior de amostras de áreas de fruticultura deve ser levado em conta, bem como uma análise específica por cultura deve ser realizada para que se obtenha

resultados mais robustos na estimativa dos estoques de C e N para esse uso da terra.

Tabela 24 - Equações lineares múltiplas ajustadas por microbacia para estimativa dos estoques de C e N no solo em diferentes usos da terra em Santarém-PA

Uso	Bacia	R ²	Pr > F	Modelo
Vegetação secundária	357	0,69	< 0,0001	estC = -35,59-0,21*prof-73,41*Na+3,80*(H+Al)+32,28*dens
		0,57	< 0,0001	estN = -0,82-4,81*Na+0,21*(H+Al)+0,76*dens
Vegetação secundária	399	0,95	0,0005	estC = -6,32+100,99*Na+10,59*Al
		0,94	0,0010	estN = -0,33+0,20*P+0,52*Al
Mata queimada	165	0,86	0,0003	estC = -35,84+0,49*prof+1,49*P+269,33*K+13,62*Al
		0,81	< 0,0001	estN = -1,17+0,12*P+1,04*Al
Pastagem degradada	260	0,91	0,0002	estC = -65,86-0,73*prof+10,66*pH+7,68*Al-0,032*silte+29,64*dens
		0,85	0,0004	estN = 1,21-0,04*prof-0,002*areia-0,002*silte+1,57*dens
Pastagem degradada	357	0,2020	0,0928	estC = -0,29+2,81*T
		-	-	Não foi possível ajustar modelo
Pastagem recuperada	129	0,37	0,0215	estC = 37,78-0,81*prof
		0,38	0,0184	estN = 2,63-0,056*prof
Agricultura anual	399	0,77	0,0001	estC = -26,49+17,42*Mg+2,06*C/N
		0,71	0,0006	estN = -0,68+0,28*soma de bases +0,07*C/N

Na área de horticultura, P e K tiveram relação linear positiva com o estoque de C, enquanto o pH teve relação negativa. O estoque de N teve relação positiva com o K trocável do solo. A área de horticultura recebe aplicação frequente de fertilizantes orgânicos e, de acordo com os resultados apresentados anteriormente, apresenta maior soma de bases e saturação por bases que a área de vegetação nativa. A presença do P na estimativa do estoque de C no solo pode ser explicada pelo papel dos fertilizantes orgânicos no fornecimento desse nutriente. A relação negativa entre pH e estoque de C pode ser resultado da acidificação provocada pela decomposição do material orgânico utilizado na adubação das plantas.

Por outro lado, na área de pastagem degradada de São Luís, o estoque de C teve relação positiva com o pH do solo, enquanto o estoque de N teve relação positiva com o pH e com a densidade do solo e negativa com o teor de areia. Quanto maior o teor de argila, maiores os estoques de C e N no solo (FELLER; BEARE, 1997). Como areia e argila são inversamente proporcionais, quanto mais areia no solo, menores serão os conteúdos de C e N. A relação positiva com a densidade do solo era esperada porque ela é utilizada no cálculo dos estoques. Na área de pastagem degradada de Santarém também foi observada a importância dos atributos físicos do solo na manutenção do estoque de N. A relação positiva dos estoques de C e N com o pH do solo é oposta às relações positivas entre estoques de C e N e acidez potencial do solo observadas na área de vegetação nativa de São Luís (Tabela 9), indicando que a conversão de vegetação nativa para pastagem e a posterior degradação dessa pastagem altera os mecanismos envolvidos na manutenção dos estoques de C e N no solo.

Na pastagem melhorada, a equação para estimar o estoque de C apresentou relação negativa com a densidade do solo. Os resíduos da forrageira possuem baixa densidade e, quando depositados sobre a superfície, contribuem para a redução da densidade aparente do solo. Na pastagem melhorada de Santarém, a soma de bases e o teor de Mg trocável foram selecionados para compor as equações estimativas dos estoques de C e N, respectivamente. A diferença entre os atributos selecionados em São Luís e em Santarém possivelmente deve-se à ausência de animais pastejando na pastagem recuperada de São Luís, o que reduziu o efeito da compactação sobre a camada subsuperficial

do solo e aumentou a importância da densidade do solo na manutenção da matéria orgânica no solo.

Tabela 25 - Equações lineares múltiplas ajustadas para estimativa dos estoques de C e N no solo em diferentes usos da terra em São Luís-MA

Uso	R ²	Pr > F	Equação ajustada
Vegetação secundária	0,77	< 0,0001	estC = 1,22+0,87*T
	0,89	0,0001	estN = -0,14+4,37*K+0,036*T+0,002*argila
Fruticultura	0,38	0,0546	estC = 3,23+3,46*Ca+0,16*silte
	0,64	0,0082	estN = 2,93+2,24*K-0,23*Mg-0,14C/N
Horticultura	0,76	0,0009	estC = 42,24-6,66*pH+0,045*P+41,84*K
	0,74	< 0,0001	estN = 0,49+4,43*K
Pastagem degradada	0,77	< 0,0001	estC = -21,52+6,62*pH
	0,90	< 0,0001	estN = -0,21+0,21*pH-0,002*areia+1,09*dens
Pastagem recuperada	0,87	< 0,0001	estC = 158,87-0,11*areia-46,65*dens+1,40C/N
	0,91	< 0,0001	estN = 13,22-14,95*Na-0,006*areia-4,27*dens
Agricultura anual	0,74	0,0003	estC = 19,66-0,28*prof-0,46(H+Al)
	0,77	0,0002	estN = 1,40-0,02*prof-0,04(H+Al)

Na pastagem melhorada de São Luís, os estoques de C também apresentaram relação positiva com a relação C/N do solo e o teor de areia influenciou negativamente os estoques de C e N. Na estimativa dos estoques de N, houve grande influência negativa do teor de Na trocável, o que pode estar relacionado às irrigações frequentes, à precipitação elevada e à adubação da área. O Na é um cátion monovalente facilmente lixiviado e a adubação mineral e calagem podem promover o deslocamento do Na dos sítios trocáveis para a solução do solo,

devido ao efeito de maior concentração e também de maior valência dos nutrientes adicionados. Dessa forma, a melhoria da fertilidade do solo garante maior produção de biomassa e maior deposição matéria orgânica no solo (C e N), mas ao mesmo tempo faz com que maior quantidade de Na seja perdida por lixiviação, explicando a relação linear negativa entre Na trocável e estoques de C e N no solo.

Na área de agricultura anual de São Luís, o principal atributo relacionado aos estoques de C e N foi a acidez potencial do solo, que teve efeito negativo sobre os estoques. Além disso, foram observados efeitos negativos, embora em menor proporção, da profundidade de amostragem sobre os estoques de C e N. Na área de agricultura anual de Santarém, houve efeito positivo da soma de bases e do teor de Mg sobre os estoques de C e N. A diferença entre os atributos selecionados para compor as equações nos dois locais possivelmente é resultado da ausência de informação sobre a acidez potencial na área de Santarém. Contudo, a prática de calagem está associada à redução da acidez potencial e ao aumento das bases trocáveis no solo, que melhoram a produtividade das culturas e, conseqüentemente, aumentam a deposição de C e o estoque desse elemento no solo. Assim, os mecanismos de manutenção dos estoques de C e N nas áreas de agricultura anual parecem ter sido semelhantes nos dois locais de estudo.

Portanto, as equações múltiplas ajustadas para as estimativas dos estoques de C e N no solo sugerem que: (i) nas áreas de vegetação secundária de Santarém e de São Luís a manutenção dos estoques de C e N no solo está relacionada aos parâmetros da acidez do solo; (ii) nas áreas de mata queimada de Santarém, a ocorrência eventual de fogo não alterou os mecanismos de manutenção da MOS, que foram similares aos observados na área de vegetação nativa; (iii) nas pastagens degradadas há uma alteração nos mecanismos de manutenção dos estoques de C e N no solo e, devido à baixa fertilidade dessas áreas e à própria condição de degradação, os atributos físicos do solo são mais relevantes que os atributos químicos na determinação dos estoques de C e N; (iv) nas pastagens recuperadas não houve semelhança entre os dois locais devido à destinação dada a essas áreas, tendo sido observados o efeito da ausência do pastejo dos animais sobre os estoques em São Luís e os efeitos das melhores condições de fertilidade do solo sobre os estoques em Santarém; (v) nas áreas de agricultura anual os estoques de C e N relacionaram-se aos efeitos das práticas de calagem, tais como a redução da acidez potencial e o aumento das bases trocáveis no solo.

2.3.3 Efeitos da Mudança de Uso da Terra sob Diferentes Frações da Matéria Orgânica do Solo

Neste item serão apresentados e discutidos os resultados de diferentes análises feitas nas amostras coletadas em São Luís-MA com a finalidade de compreender como as mudanças de uso da terra afetam diferentes compartimentos da MOS.

2.3.3.1 Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo

Durante o fracionamento físico da MOS foram obtidas quatro frações granulométricas: fração com tamanho entre 75 e 2000 μm , que foi dividida em (i) fração mineral e (ii) fração orgânica; (iii) fração organomineral com tamanho entre 53 e 75 μm e (iv) fração organomineral menor que 53 μm . Em todas as áreas, a fração mineral com tamanho entre 75 e 2000 μm foi a mais pesada, seguida pelas frações organominerais com tamanho menor que 53 μm e entre 53 e 75 μm (Tabela 26). A fração mineral de maior tamanho apresentou a maior contribuição em massa porque é formada basicamente por areia (grossa, média e fina). Resultado semelhante foi observado por Feigl, Melillo e Cerri (1995) em áreas de floresta e pastagem no estado de Rondônia.

A fração orgânica com tamanho entre 75 e 2000 μm , que segundo Roscoe e Machado (2002) corresponde à matéria macrororgânica ou fração leve livre obtida no fracionamento densimétrico, apresentou a menor massa em todos os tratamentos avaliados (Tabela 26). Sendo formada por restos de raízes, folhas e hifas em início de decomposição (CHRISTENSEN, 2001), que ainda permitem a identificação do material original, esta fração possui uma densidade muito pequena, o que explica sua pequena proporção em massa em comparação às demais frações (FEIGL; MELILLO; CERRI, 1995). A área de vegetação nativa apresentou a maior massa de fração orgânica (75 a 2000 μm) ($15,80 \pm 1,80 \text{ g kg}^{-1}$), em decorrência da elevada quantidade de serapilheira. Resultados semelhantes foram obtidos por Frazão et al. (2010), que mostraram que a fração leve livre na camada superficial de solo de vegetação nativa foi significativamente superior à observada em área de pastagem com 22 anos de implantação.

Tabela 26 - Concentração de cada fração granulométrica no solo, considerando a camada 0-10 cm de profundidade em áreas sob diferentes usos da terra em São Luís-MA

Tratamento	Fração mineral (75-2000 μm)	Fração orgânica (75-2000 μm)	Fração organomineral (53-75 μm)	Fração organomineral (< 53 μm)
.....g de fração kg^{-1} de solo.....				
Vegetação Nativa	859,06 $\pm$ 18,48 ab	15,80 $\pm$ 1,80 a	23,01 $\pm$ 4,38 d	98,33 $\pm$ 12,93 dc
Vegetação Secundária	820,25 $\pm$ 11,35 abc	4,93 $\pm$ 0,99 b	18,22 $\pm$ 4,59 d	153,43 $\pm$ 6,58 abc
Fruticultura	872,16 $\pm$ 5,76 a	5,48 $\pm$ 1,03 b	29,03 $\pm$ 1,64 cd	90,04 $\pm$ 4,32 d
Horticultura	791,91 $\pm$ 10,45 bc	3,98 $\pm$ 0,21 b	34,81 $\pm$ 2,16 bcd	166,25 $\pm$ 9,75 ab
Pastagem Degradada	806,97 $\pm$ 11,73 abc	4,72 $\pm$ 0,36 b	48,26 $\pm$ 4,43 ab	137,74 $\pm$ 7,31 bcd
Pastagem Melhorada	752,55 $\pm$ 25,25 c	7,61 $\pm$ 0,69 b	40,49 $\pm$ 2,57 bc	195,66 $\pm$ 23,38 a
Agricultura Anual	752,44 $\pm$ 13,08 c	6,29 $\pm$ 1,03 b	62,80 $\pm$ 4,24 a	176,82 $\pm$ 10,16 ab

Médias $\pm$ erro padrão da média. Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni (Dunn) ($\alpha=5\%$)

A fração com tamanho inferior a 53 μm apresentou a segunda maior massa dentre as frações avaliadas, variando de 9 a 19,6% da massa total da amostra. No trabalho de Feigl, Melillo e Cerri (1995), a fração menor que 50 μm representou entre 23,7% e 41,9% da massa total da amostra. Essa diferença pode ser explicada pelos conteúdos de argila dos solos estudados por Feigl, Melillo e Cerri (1995) (que variaram de 14 a 29%), e os observados neste trabalho (variação de 6 a 20%). As menores massas das frações granulométricas de tamanho silte+argila (< 53 μm) foram observadas nas áreas de fruticultura e vegetação nativa, seguidas pela área de pastagem degradada (Tabela 26), concordando com os menores teores de argila presentes nessas áreas (Tabela 13). A área de agricultura apresentou a maior massa na fração de tamanho 53 a 75 μm (62,8 $\pm$ 4,24 g kg^{-1}), enquanto as áreas de vegetação secundária, vegetação nativa e fruticultura apresentaram as menores massas desta fração.

Na Tabela 27 são apresentadas as concentrações de C e N (g kg^{-1}) e as relações C/N para cada fração da MOS. Em todas as áreas, os maiores teores de C foram observados na fração orgânica com tamanho entre 75 e 2000 μm (90 a 172 g

de C por kg da fração), seguida pela fração granulométrica menor que 53 μm (39 a 88 g de C por kg da fração). Resultados semelhantes foram observados por Elliott et al. (1991). Os teores de C na fração orgânica com tamanho entre 75 e 2000 μm confirmam resultados observados em outras regiões da Amazônia. Frazão et al. (2010) observaram que os teores de C na fração leve livre da MOS variaram de 16,3 a 110 g kg^{-1} e Feigl et al. (1995) mostraram que os teores de C nas frações orgânicas com tamanho de 200 a 2000 μm e de 50 a 200 μm variam, respectivamente, de 12 a 39 g kg^{-1} e de 78 a 283 g kg^{-1} . O conteúdo de C na fração leve da MOS é de 2 a 12 vezes superior ao conteúdo de C do solo (CHRISTENSEN, 1992) devido à predominância de material vegetal em início de decomposição, já que cerca de 45% da matéria seca do tecido vegetal é formada por C. Assim, apesar da diferença quantitativa na fração orgânica (75 a 2000 μm) entre os diferentes usos (Tabela 26), como a composição é basicamente a mesma (45% de C no tecido vegetal), não há diferenças no teor de C nesta fração nos diferentes usos da terra (Tabela 27). Além disso, a quantidade de C na fração leve é inversamente proporcional ao conteúdo de argila no solo, o que a torna quantitativamente mais importante em solos arenosos que em solos argilosos (CHRISTENSEN, 1992), como os do presente estudo.

Os teores de C na fração mineral com tamanho entre 75 e 2000 μm foram menores de 1 g kg^{-1} . Resultados semelhantes foram apresentados por Feigl, Melillo e Cerri (1995) e por Balesdent (1996). Os baixos teores de C nesta fração eram esperados uma vez que o principal objetivo da flotação realizada durante o processo de fracionamento físico é separar completamente as frações orgânica e mineral desta classe de tamanho. Contudo, uma pequena porção de fração orgânica que ainda permaneça junto à fração mineral é responsável pelo seu enriquecimento em C e, por isso, os teores de C na fração mineral de 75 a 2000 μm (Tabela 27) não chegam a ser nulos. A fração mineral com tamanho entre 75 e 2000 μm também apresentou as menores concentrações de N. Os comentários feitos com relação ao teor de C nesta fração também são válidos para o N.

Tabela 27 - Teores de C e N e relação C/N nas diferentes frações físicas da matéria orgânica do solo em áreas sob diferentes usos em São Luís-MA

Tratamento	Fração mineral (75-2000 μm)	Fração orgânica (75-2000 μm)	Fração organomineral (53-75 μm)	Fração organomineral ($< 53 \mu\text{m}$)
Teor de C (g kg^{-1} da fração)				
Vegetação Nativa	0,96 $\pm$ 0,15 a	126,32 $\pm$ 28,69 a	9,82 $\pm$ 1,13 a	87,85 $\pm$ 4,10 a
Vegetação Secundária	0,76 $\pm$ 0,07 ab	162,65 $\pm$ 27,19 a	6,63 $\pm$ 1,37 abc	47,20 $\pm$ 2,89 bc
Fruticultura	0,77 $\pm$ 0,05 ab	146,25 $\pm$ 22,47 a	7,02 $\pm$ 1,50 abc	75,10 $\pm$ 3,63 a
Horticultura	0,75 $\pm$ 0,09 ab	172,90 $\pm$ 31,97 a	5,44 $\pm$ 1,13 abc	39,14 $\pm$ 4,25 c
Pastagem Degradada	0,38 $\pm$ 0,11 b	145,56 $\pm$ 20,75 a	3,10 $\pm$ 0,47 bc	42,79 $\pm$ 3,41 bc
Pastagem Melhorada	0,88 $\pm$ 0,04 a	163,93 $\pm$ 12,11 a	7,82 $\pm$ 0,83 ab	57,04 $\pm$ 1,18 b
Agricultura Anual	0,63 $\pm$ 0,05 ab	90,04 $\pm$ 16,04 a	2,74 $\pm$ 0,46 c	39,80 $\pm$ 3,63 c
Teor de N (g kg^{-1} da fração)				
Vegetação Nativa	0,03 $\pm$ 0,007 a	5,55 $\pm$ 1,65 a	0,46 $\pm$ 0,05 a	5,88 $\pm$ 0,20 a
Vegetação Secundária	0,03 $\pm$ 0,004 a	7,94 $\pm$ 1,41 a	0,37 $\pm$ 0,08 a	3,49 $\pm$ 0,18 bc
Fruticultura	0,03 $\pm$ 0,007 a	5,80 $\pm$ 0,78 a	0,41 $\pm$ 0,09 a	5,89 $\pm$ 0,02 a
Horticultura	0,03 $\pm$ 0,005 a	8,72 $\pm$ 1,67 a	0,31 $\pm$ 0,08 a	3,31 $\pm$ 0,40 bc
Pastagem Degradada	0,02*	3,85 $\pm$ 0,71 a	0,14 $\pm$ 0,008 b	3,09 $\pm$ 0,20 c
Pastagem Melhorada	0,03 $\pm$ 0,002 a	5,48 $\pm$ 0,37 a	0,34 $\pm$ 0,04 a	4,44 $\pm$ 0,11 b
Agricultura Anual	0,02 $\pm$ 0,004 a	3,76 $\pm$ 0,71 a	0,18 $\pm$ 0,04 a	3,10 $\pm$ 0,32 c
Relação C/N				
Vegetação Nativa	30,99 $\pm$ 3,58 a	31,31 $\pm$ 2,18 ab	21,10 $\pm$ 1,75 ab	15,08 $\pm$ 0,23 a
Vegetação Secundária	27,99 $\pm$ 1,44 a	21,10 $\pm$ 1,15 c	18,03 $\pm$ 0,51 ab	13,50 $\pm$ 0,16 bc
Fruticultura	24,87 $\pm$ 3,04 a	25,20 $\pm$ 1,25 bc	17,25 $\pm$ 0,64 ab	12,72 $\pm$ 0,23 c
Horticultura	31,05 $\pm$ 3,10 a	20,04 $\pm$ 0,50 c	18,48 $\pm$ 1,08 ab	11,89 $\pm$ 0,39 d
Pastagem Degradada	37,46*	39,29 $\pm$ 3,11 a	21,31 $\pm$ 2,45 ab	13,81 $\pm$ 0,34 b
Pastagem Melhorada	31,74 $\pm$ 2,17 a	30,07 $\pm$ 1,74 b	23,66 $\pm$ 0,89 a	12,85 $\pm$ 0,21 c
Agricultura Anual	30,03 $\pm$ 4,58 a	24,34 $\pm$ 1,38 bc	16,61 $\pm$ 1,68 b	12,95 $\pm$ 0,30 c

Médias $\pm$ erro padrão da média. Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni (Dunn) ($\alpha = 5\%$). *: não foi possível calcular média porque apenas uma amostra apresentou N acima do nível de detecção do aparelho.

Os teores de N na fração orgânica com tamanho entre 75 e 2000 μm foram estatisticamente semelhantes em todas as áreas, variando de 3,8 a 8,7 g kg^{-1} . Frazão et al. (2010) mostraram que os teores de N na fração leve da MOS em áreas de vegetação nativa e de pastagem variaram de 1,9 a 4,8 g kg^{-1} . De acordo com Christensen (1992), o conteúdo de N na fração leve da MOS é de 1,5 a 8 vezes maior que o conteúdo de N no solo, em função da presença de tecido vegetal em início de decomposição. No presente trabalho, o teor de N fração orgânica da MOS (75 a 2000 μm) (Tabela 27) foi 8 vezes maior que o teor de N no solo (Tabela 8). Na fração organomineral menor que 53 μm o teor de N variou de 3,1 a 5,9 g kg^{-1} e foi maior nas áreas de fruticultura e vegetação nativa.

Em todas as áreas, a relação C/N diminuiu com a redução do tamanho das partículas. Essa redução é condizente com os dados obtidos por Feigl, Melillo e Cerri (1995) e Diekow et al. (2005) e sugere um avanço no grau de decomposição em direção às partículas mais finas, com a presença de compostos mais humificados na fração de tamanho inferior a 53 μm (ROSCOE; MACHADO, 2002). Na fração orgânica (75 a 2000 μm), a relação C/N variou de 37,8 a 19,8, sendo os valores mais elevados observados nas áreas de pastagem degradada e vegetação nativa. Christensen (1992) indica que a relação C/N da fração leve varia de 12 a 30 e é maior que a relação C/N da fração pesada e que a do solo, refletindo a influência da liteira.

Os dados da Tabela 27 mostram que a conversão da vegetação nativa para quaisquer um dos outros usos avaliados reduziu os teores de C e N e também a relação C/N na fração de tamanho inferior a 53 μm , que compreende a MOS presente nos complexos organominerais estáveis do solo. Resultados semelhantes foram apresentados por Feigl, Melillo e Cerri (1995). Esse comportamento sugere que a mudança de uso da terra em São Luís promoveu mineralização da matéria orgânica e, conseqüentemente, a perda de C e N armazenados nos complexos organominerais de tamanho silte+argila (< 53 μm), deixando a MOS remanescente ainda mais susceptível à decomposição devido à redução na relação C/N.

A partir das massas de cada fração (g fração kg^{-1} de solo) e dos teores de C e N ($\text{g do elemento kg}^{-1}$ de fração), foram calculadas as quantidades de C e N das frações em g kg^{-1} de solo (Figuras 22 e 23). Em todas as áreas, a fração organomineral menor que 53 μm concentrou a maior parte do C do solo:

aproximadamente 74% na área de vegetação nativa e, em média, 83% nas demais áreas. Resultados semelhantes foram obtidos por Potes et al (2012) e Lisboa et al. (2009). Em geral, a fração argila contém mais de 50% do conteúdo total de C no solo (CHRISTENSEN, 1992), é composta por C em avançado grau de decomposição (ROSCOE; MACHADO, 2002) e apresenta tempo de residência no solo mais elevado que o C da fração leve (BALESDENT, 1996; LISBOA et al., 2009).

A fração orgânica com tamanho entre 75 e 2000 μm na área de vegetação nativa representa cerca de 17% do C do solo, enquanto nas demais áreas cerca de 9% do C do solo encontra-se nesta fração. Esses valores estão um pouco abaixo dos apresentados por Feigl, Melillo e Cerri (1995), que mostraram que a fração orgânica com tamanho 200-2000 μm representa de 16 a 30% do C total do solo. Nossos resultados ficaram mais próximos dos apresentados por Roscoe e Machado (2002), que afirmam que a matéria macrorgânica representa entre 2 e 25% do C total do solo. Frazão et al. (2010) mostraram que em área de vegetação nativa nesta fração da MOS compreende cerca de 26% do C total e 16% do N total do solo. No presente estudo, a fração orgânica da MOS (75 a 2000 μm) representou 12% do N total na área de vegetação nativa e cerca de 5% do N total nas demais áreas.

Na Figura 22 é possível observar que há mais C armazenado na fração mineral (75 a 2000 μm) que na fração organomineral de tamanho entre 53 e 75 μm . Isso pode ser facilmente compreendido se considerarmos que a fração mineral (75 a 2000 μm) é muito representativa em termos de massa do solo e, mesmo possuindo baixo teor de C, como a massa é elevada, a quantidade de C armazenada pode superar aquela presente na fração organomineral (53 a 75 μm), que possui massa pequena e conteúdo de C não muito elevado. É preciso considerar ainda que neste trabalho a separação entre as frações orgânica e mineral da maior classe de tamanho (75 a 2000 μm) foi feita visualmente por flotação em água, não consistindo no método densimétrico clássico de fracionamento físico da MOS, que preconiza o uso de líquidos com densidade maior que a da água. Por este motivo, a fração mineral apresenta certa “contaminação” pela fração orgânica, que pode ser comprovada pelo seu teor de C, que não é nulo, embora seja reduzido (Tabela 27). Assim, considerando-se que a quantidade de C armazenada na fração mineral (75 a 2000 μm) é na verdade parte da fração orgânica de mesmo tamanho, então a fração orgânica (75 a 2000 μm) representaria sozinha cerca de 24% do C total armazenado no solo na área de vegetação nativa e aproximadamente 15% nas demais áreas.

Seguindo o mesmo raciocínio, o conteúdo de N na fração leve da MOS seria equivalente a 16,5% do N total na área de vegetação nativa e 8% nas demais áreas.

Em concordância com as observações feitas para o C, em todas as áreas, a maior proporção de N também foi observada na fração com tamanho menor que 53 μm (Figura 23). Na área de vegetação nativa cerca de 82% do N está na fração com tamanho inferior a 53 μm , enquanto nas demais áreas esta fração concentra aproximadamente 90% do N do solo. Roscoe e Machado (2002) reuniram dados de vários trabalhos e mostraram que há acúmulo de substâncias de origem microbiana na fração argila do solo. Balesdent (1996) também mostrou que a biomassa microbiana do solo encontra-se na fração com tamanho entre 0 e 50 μm . Grande parte do N do solo está na forma orgânica (BRADY; WEIL, 2013) e a maioria das transformações de N no solo são mediadas por microrganismos (CARDOSO; TSAI; NEVES, 1992), explicando a maior concentração de N na fração de menor tamanho.

A quantidade de C em cada fração foi também calculada em relação à quantidade de C na vegetação nativa (Figura 24). Assim, o C armazenado na fração orgânica (75 a 2000 μm) variou entre 28 e 63% do conteúdo observado nesta fração na vegetação nativa. A área de pastagem melhorada (capineira) apresentou a menor redução da quantidade de C em relação à vegetação nativa, cerca de 63% do valor original. Conforme descrito no item Material e Métodos, o histórico de uso da área de capineira é: vegetação nativa, pastagem degradada, capineira (pastagem melhorada). Assim, é possível observar que a conversão de vegetação nativa para pastagem mal manejada (pastagem degradada) fez com que o conteúdo de C armazenado nesta fração fosse reduzido para 34% do conteúdo de C original. Em seguida, a adoção de melhores práticas de manejo, com uso de irrigação e adubação adequadas, fez com que o conteúdo de C nesta fração fosse recuperado, atingindo 63% do conteúdo de C observado na vegetação nativa.

Figura 22 -. Conteúdo de C (g kg^{-1} de solo) nas diferentes frações físicas da matéria orgânica em áreas sob diferentes usos em São Luís-MA

O histórico de uso da área de horticultura, conforme apresentado na metodologia deste trabalho, é: vegetação nativa, fruticultura, vegetação secundária (capoeira) e horticultura. A mudança de uso da terra de vegetação nativa para fruticultura promoveu perda do conteúdo de C na fração orgânica (75 a 2000 μm), que foi reduzido para aproximadamente 40% do conteúdo original. Quando a fruticultura foi abandonada e a área passou a ser ocupada por vegetação secundária (capoeira), o conteúdo de C nesta fração da MOS permaneceu em quantidade equivalente a 40% da observada na área nativa. Contudo, a implantação de horticultura promoveu uma pequena redução no conteúdo de C na fração leve da MOS, que passou de 40% para 34% do conteúdo C da área de vegetação nativa. As operações de preparo do solo são responsáveis por grandes perdas do C que estava acumulado no solo (SILVA-OLAYA et al., 2013). Contudo, essas perdas

podem ter sido minimizadas pelo aporte de adubos e compostos orgânicos frequentemente adicionados nas áreas de horticultura, os quais contêm C na forma particulada, minimizando a redução do conteúdo de C nesta fração. O conteúdo de C na fração orgânica com tamanho de 75 a 2000 μm é rapidamente alterado em função de práticas de manejo (TISDALL; OADES, 1982) e a fração leve reflete melhor mudanças de manejo no solo do que o conteúdo total de MOS (CHRISTENSEN, 1992), o que pode ser confirmado pelos resultados apresentados na Figura 24. Frazão et al. (2010) também mostraram que todos os usos alternativos do solo (para atividades agrícolas ou pecuárias) apresentaram redução do C na fração leve livre em comparação à vegetação nativa.

Figura 23 - Conteúdo de N (g kg^{-1} de solo) nas diferentes frações físicas da matéria orgânica em áreas sob diferentes usos em São Luís-MA

Na fração menor que 53 μm , praticamente todos os usos apresentaram conteúdo de C entre 70 e 85% da quantidade observada na área de vegetação nativa. A exceção foi a pastagem melhorada, que apresentou incremento de 29% no teor de C em relação às condições originais. É preciso lembrar que a área de pastagem melhorada é uma área de capineira, que recebe irrigação e adubação regulares e na qual o solo não sofre operações de preparo anualmente e ainda recebe regularmente aporte de material vegetal (a forragem não palatável aos animais é cortada e deixada na área, mantendo o solo sempre coberto). A presença de água e nutrientes em condições ideais, aliada à temperatura praticamente constante ao longo do ano em São Luís e ao aporte regular de material vegetal, favorece a atividade microbiana e a transformação da matéria orgânica de frações maiores até complexos organominerais de menor tamanho e ajuda a explicar o comportamento observado nesta área (Figura 24).

Os dados apresentados na Figura 24 sugerem ainda que o teor de C no solo é reduzido em função da mudança de uso da terra e que esta redução é mais expressiva na fração orgânica (75 a 2000 μm) que na fração menor que 53 μm . Vergutz et al. (2010) também observaram que a fração leve da MOS apresenta as maiores reduções de C em relação às condições originais do solo. A matéria orgânica com tamanho entre 75 e 2000 μm , formada principalmente por resíduos de plantas parcialmente decompostos (DIEKOW et al., 2005), é a principal responsável pela alteração no conteúdo total de C no solo (TISDALL; OADES, 1982). Entretanto, o C das frações mais finas provém da transformação dos compostos orgânicos da fração orgânica de maior tamanho (75 a 2000 μm) e, portanto, uma redução no aporte de C na fração de maior tamanho, terá, em longo prazo, reflexo também sobre a quantidade de C armazenada em formas mais estáveis, como os complexos organominerais de tamanho silte+argila. Na área de estudo de São Luís, a mudança de uso da terra diminuiu o aporte de C no solo e também reduziu, embora em menores proporções, a quantidade de C armazenada em formas mais estáveis. Contudo, práticas conservacionistas que incluam adequado manejo hídrico e nutricional das culturas, pouco revolvimento e aporte regular de resíduos orgânicos ao solo apresentam potencial para aumentar o conteúdo de C em formas estáveis, com alto tempo de residência no solo.

Figura 24 - Proporção dos teores de C em diferentes frações físicas da matéria orgânica do solo em relação ao teor de C na área de vegetação nativa em São Luís-MA.

2.3.3.2 Índice de Manejo de Carbono

O C lábil é mais sensível a alterações nas mudanças de uso e manejo que o teor total de C do solo (BLAIR et al., 1997). Por isso, os compartimentos de C com ciclagem rápida têm sido recomendados como indicadores da sustentabilidade dos sistemas (VERGUTZ et al., 2010). Neste item serão apresentados os índices de manejo de carbono para os diferentes usos da terra avaliados em São Luís. O IMC foi calculado de duas formas: (i) considerando o C lábil como a fração oxidada por $K_2Cr_2O_7$ (CHAN; BOWMAN; OATES, 2001); (ii) considerando o C lábil como a fração leve da MOS, com tamanho entre 53 e 2000 µm obtida no fracionamento físico (DIEKOW et al., 2005; VIEIRA et al., 2007).

Nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm, não houve diferença estatística significativa entre os tratamentos para os teores de C lábil e não lábil obtidos pela oxidação com $K_2Cr_2O_7$ (Tabelas 28 e 29). Na profundidade 20-30 cm, o maior teor

de C não lábil foi observado na área de pastagem melhorada (capineira) e o menor na área de fruticultura (Tabela 30).

Na Figura 25 são apresentadas a proporção do C total que se encontra nas formas lábil e não lábil nas áreas avaliadas. Na vegetação nativa e na vegetação secundária, cerca da metade do teor total de C está na forma lábil e metade na forma não lábil. Na área de horticultura, houve redução na proporção de C lábil em profundidade: de 56,5% na camada 0-10 cm para 47,7% na camada 20-30 cm. Na área de fruticultura foi observado comportamento inverso: 40,4% de C lábil na camada 0-10 cm e 79,9% na camada 20-30 cm. Na pastagem degradada, a proporção entre C lábil e não lábil praticamente não foi alterada em profundidade. Na pastagem melhorada, menos de 50% do C do solo estava na forma lábil nas camadas 10-20 cm e 20-30 cm. Na área de agricultura anual também houve incremento de C não lábil em profundidade.

Os índices de compartimento de C (ICC), a labilidade (L), o índice de labilidade (IL) e o índice de manejo de carbono (IMC) foram calculados individualmente para camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm, considerando em cada profundidade a área de vegetação nativa como referência (Tabelas 28, 29 e 30). Nas três profundidades, o ICC da pastagem melhorada superou o da vegetação nativa. Segundo Vieira et al. (2007), o ICC é bastante correlacionado com a adição anual de C no solo. Portanto, os resultados refletem o potencial das pastagens bem manejadas para acumular C, inclusive em quantidade superior ao encontrado nas áreas de vegetação nativa, conforme já demonstrado por outros autores (MORAES et al., 2002; DESJARDINS et al., 2004; SILVA JÚNIOR et al., 2009; MAIA et al., 2010; SALTON et al., 2011). A adubação nitrogenada, realizada com frequência na pastagem melhorada, à medida que estimula a produção de biomassa da forragem, tem potencial para aumentar o ICC e promover a recuperação de C no solo (SODHI; BERI; BENBI, 2009; VIEIRA et al., 2007).

Na camada 0-10 cm, o IL da vegetação nativa foi superado pelas áreas de vegetação secundária, horticultura, pastagem melhorada e agricultura anual. Na camada 10-20 cm isso aconteceu nas áreas de vegetação secundária, fruticultura e horticultura, enquanto na camada 20-30 cm foi observado apenas sob vegetação secundária e fruticultura.

Figura 25 - Proporção de C lábil e C não lábil no C total do solo em áreas sob diferentes usos em São Luís-MA

Tabela 28 - Teor total de carbono (g kg^{-1}), índice de compartimento de carbono (ICC), teores de carbono lábil e não lábil (g kg^{-1}), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) na camada 0-10 cm (média $\pm$ erro padrão da média) de solos sob diferentes usos em São Luís-MA

Tratamento	C total (g kg^{-1})	ICC ⁽²⁾	C lábil (g kg^{-1})	C não lábil (g kg^{-1})	L ⁽³⁾	IL ⁽⁴⁾	IMC ⁽⁵⁾
Vegetação Nativa ⁽¹⁾	12,21 $\pm$ 1,30 ab	1,00	5,74 $\pm$ 1,47 a	6,47 $\pm$ 1,30 a	0,89	1,00	100,00
Vegetação Secundária	8,47 $\pm$ 0,60 bc	0,69	4,46 $\pm$ 0,58 a	4,01 $\pm$ 0,28 a	1,11	1,25	86,25
Fruticultura	8,46 $\pm$ 0,57 bc	0,69	3,42 $\pm$ 0,52 a	5,04 $\pm$ 0,51 a	0,68	0,76	52,44
Horticultura	8,19 $\pm$ 1,36 bc	0,67	4,62 $\pm$ 0,37 a	3,57 $\pm$ 1,10 a	1,29	1,45	97,15
Pastagem Degradada	7,24 $\pm$ 0,26 c	0,59	3,25 $\pm$ 0,37 a	4,00 $\pm$ 0,22 a	0,81	0,91	53,69
Pastagem Melhorada	13,49 $\pm$ 1,67 a	1,10	6,77 $\pm$ 0,83 a	6,73 $\pm$ 1,07 a	1,01	1,13	124,30
Agricultura Anual	8,66 $\pm$ 0,47 bc	0,71	4,13 $\pm$ 0,91 a	4,53 $\pm$ 0,63 a	0,91	1,02	72,42

⁽¹⁾ Área de vegetação nativa foi tomada como referência, em cada profundidade, para os cálculos de ICC, IL e IMC;

⁽²⁾ ICC = teor de C no tratamento / teor de C na área de referência;

⁽³⁾ Labilidade = teor de C lábil no tratamento / teor de C não lábil no tratamento;

⁽⁴⁾ IL = labilidade no tratamento / labilidade na área de referência;

⁽⁵⁾ IMC = ICC x IL x 100

Medias seguidas por letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$)

A maior labilidade do C das áreas de vegetação secundária em relação à vegetação nativa em todas as profundidades pode ser explicada pela qualidade do material da serapilheira. Enquanto a área de vegetação nativa apresenta grande diversidade de espécies e, conseqüentemente, diversidade na qualidade da serapilheira, a área de vegetação secundária amostrada apresenta grande densidade de *Mimosa caesalpinifolia* Bentham, popularmente conhecida como sabiá ou unha de gato. Esta árvore perenifólia, que atinge cerca de 10 m de altura na idade adulta, pertence à família Mimosaceae (CARVALHO, 2007). Por se tratar de uma espécie de leguminosa, os resíduos da serapilheira são ricos em N, contribuindo para a maior labilidade da MOS. Na Figura 25 é possível notar que a

área de vegetação secundária apresentou maior proporção de C lábil em comparação à área de vegetação nativa, explicando o maior IL.

Tabela 29 - Teor total de carbono (g kg^{-1}), índice de compartimento de carbono (ICC), teores de carbono lábil e não lábil (g kg^{-1}), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) na camada 10-20 cm (média $\pm$ erro padrão da média) de solos sob diferentes usos em São Luís-MA

Tratamento	C total (g kg^{-1})	ICC ⁽²⁾	C lábil (g kg^{-1})	C não lábil (g kg^{-1})	L ⁽³⁾	IL ⁽⁴⁾	IMC ⁽⁵⁾
Vegetação Nativa ⁽¹⁾	10,41 $\pm$ 1,99 a	1,00	5,40 $\pm$ 0,54 a	5,02 $\pm$ 1,78 a	1,08	1,00	100,00
Vegetação Secundária	6,62 $\pm$ 0,84 a	0,62	3,73 $\pm$ 0,63 a	2,89 $\pm$ 0,52 a	1,29	1,19	73,78
Fruticultura	7,77 $\pm$ 0,51 a	0,75	4,60 $\pm$ 0,95 a	3,18 $\pm$ 0,74 a	1,45	1,34	100,50
Horticultura	6,55 $\pm$ 0,51 a	0,63	3,59 $\pm$ 0,52 a	2,97 $\pm$ 0,37 a	1,21	1,12	70,56
Pastagem Degradada	6,37 $\pm$ 0,29 a	0,61	3,07 $\pm$ 0,23 a	3,31 $\pm$ 0,30 a	0,93	0,86	52,46
Pastagem Melhorada	11,40 $\pm$ 1,63 a	1,09	4,80 $\pm$ 0,60 a	6,60 $\pm$ 1,69 a	0,73	0,68	74,12
Agricultura Anual	7,53 $\pm$ 0,58 a	0,72	2,69 $\pm$ 0,63 a	4,83 $\pm$ 0,82 a	0,56	0,52	37,44

⁽¹⁾ Área de vegetação nativa foi tomada como referência, em cada profundidade, para os cálculos de ICC, IL e IMC;

⁽²⁾ ICC = teor de C no tratamento / teor de C na área de referência;

⁽³⁾ Labilidade = teor de C lábil no tratamento / teor de C não lábil no tratamento;

⁽⁴⁾ IL = labilidade no tratamento / labilidade na área de referência;

⁽⁵⁾ IMC = ICC x IL x 100

Medias seguidas por letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$)

Na área de horticultura, o IL foi maior que o da vegetação nativa nas camadas 0-10 cm e 10-20 cm. Sodhi, Beri e Benbi (2009) comprovaram que a aplicação frequente de fertilizantes orgânicos aumenta a quantidade de C lábil no solo, explicando o maior IL observado na área de horticultura. O uso de esterco aumenta o conteúdo de C lábil porque contribui para o aumento da fração particulada da MOS, para a produção de exsudatos radiculares e para a atividade microbiana no solo (LOU et al., 2011).

Da mesma forma, o maior IL na camada superficial (0-10 cm) na área de pastagem melhorada também pode ser explicado pela deposição de biomassa na

superfície do solo e pelo uso de fertilizantes. Esta área recebe anualmente cerca de 420 kg ha^{-1} de N (adubação mineral), para repor as exportações que ocorrem com o corte da forragem. Lou et al. (2011) afirmam que o uso de fertilizantes estimula a produção de biomassa e a rizodeposição. Assim, na área de pastagem melhorada, o maior IL observado pode ser atribuído tanto à maior produção de biomassa quanto à maior quantidade de exsudatos radiculares resultantes da aplicação de fertilizantes nitrogenados.

Com exceção da área de fruticultura, nas demais áreas houve decréscimo da labilidade do C em profundidade, confirmando os resultados de Schiavo et al. (2011). Dentre as áreas cultivadas, a fruticultura é a única com uma cultura perene, com sistema radicular mais profundo que o das outras espécies. As plantas recebem adubação na forma de esterco, que é aplicado por coroamento através de um sulco circular feito na área de projeção da copa. Dessa forma, o aporte de C lábil na forma de esterco não ocorre na camada superficial, como na área de horticultura, mas em profundidade, uma vez que adubo orgânico é depositado no fundo do sulco. Assim, conforme indicado por Lou et al. (2011), o fertilizante orgânico, além de aumentar diretamente o conteúdo de C lábil no solo, também estimula a produção de exsudatos radiculares e, conseqüentemente, a atividade dos microrganismos presentes na rizosfera, que também fazem parte da fração lábil da MOS.

Na camada 0-10 cm, o IMC das áreas de vegetação secundária e pastagem melhorada ficaram próximos aos da área de referência (vegetação nativa). Na área de vegetação secundária esse comportamento é atribuído ao maior IL. Já na área de pastagem melhorada, o maior IMC deve-se tanto ao maior IL quanto ao maior ICC.

A área de capineira recebe aporte anual de fertilizantes para repor a exportação de nutrientes e irrigação para suprir a necessidade hídrica da cultura. Após o corte, uma parte da biomassa produzida é deixada na superfície do solo, mantendo-o coberto. Segundo Diekow et al. (2005), sistemas de manejo com alto aporte de resíduos melhoram a qualidade do solo, podendo em alguns casos até mesmo superar o sistema de referência. Além disso, o processo de corte da forragem, como acontece frequentemente na área de capineira, é responsável pela maior densidade de raízes em comparação ao sistema de pastejo (CUNHA et al., 2010), o que aumenta a deposição de C nas próprias raízes e como exsudatos radiculares, afetando também a atividade microbiana na rizosfera e explicando o elevado ICC observado nesta área. Os sistemas de manejo mais conservacionistas,

que apresentam IMC superior ou significativamente igual ao da área de referência, são responsáveis pela sustentabilidade do agroecossistema em regiões tropicais devido à manutenção do C no sistema agrícola (SILVA et al., 2011). Portanto, nossos resultados indicam que, na região do estudo, pastagens bem manejadas podem tanto aumentar a quantidade de C no solo, confirmando o que já havia sido demonstrado por outros autores (MORAES et al., 2002; DESJARDINS et al., 2004; SILVA JÚNIOR et al., 2009; MAIA et al., 2010; SALTON et al., 2011), quanto melhorar a qualidade do C no sistema, o que indica a sustentabilidade ambiental deste uso da terra.

Tabela 30 - Teor total de carbono (g kg^{-1}), índice de compartimento de carbono (ICC), teores de carbono lábil e não lábil (g kg^{-1}), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) na camada 20-30 cm (média $\pm$ erro padrão da média) de solos sob diferentes usos em São Luís-MA

Tratamento	C total (g kg^{-1})	ICC ⁽²⁾	C lábil (g kg^{-1})	C não lábil (g kg^{-1})	L ⁽³⁾	IL ⁽⁴⁾	IMC ⁽⁵⁾
Vegetação Nativa ⁽¹⁾	8,73 $\pm$ 0,87 a	1,00	4,55 $\pm$ 0,50 a	4,18 $\pm$ 0,86 ab	1,09	1,00	100,00
Vegetação Secundária	6,83 $\pm$ 0,87 a	0,78	3,61 $\pm$ 0,72 a	3,23 $\pm$ 0,62 ab	1,12	1,03	80,34
Fruticultura	6,22 $\pm$ 0,44 a	0,71	4,97 $\pm$ 0,55 a	1,25 $\pm$ 0,72 b	3,98	3,65	259,15
Horticultura	6,68 $\pm$ 1,06 a	0,76	3,18 $\pm$ 0,68 a	3,49 $\pm$ 0,46 ab	0,91	0,83	63,08
Pastagem Degradada	6,24 $\pm$ 0,26 a	0,71	2,79 $\pm$ 0,37 a	3,45 $\pm$ 0,30 ab	0,81	0,74	52,54
Pastagem Melhorada	9,09 $\pm$ 1,40 a	1,04	3,96 $\pm$ 0,68 a	5,13 $\pm$ 0,88 a	0,77	0,71	73,84
Agricultura Anual	5,31 $\pm$ 0,35 a	0,61	2,43 $\pm$ 1,03 a	3,58 $\pm$ 0,90 ab	0,68	0,62	37,82

⁽¹⁾ Área de vegetação nativa foi tomada como referência, em cada profundidade, para os cálculos de ICC, IL e IMC;

⁽²⁾ ICC = teor de C no tratamento / teor de C na área de referência;

⁽³⁾ Labilidade = teor de C lábil no tratamento / teor de C não lábil no tratamento;

⁽⁴⁾ IL = labilidade no tratamento / labilidade na área de referência;

⁽⁵⁾ IMC = ICC x IL x 100

Medias seguidas por letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$)

Nas camadas 10-20 cm e 20-30 cm, apenas a área de fruticultura superou o IMC da vegetação nativa. Nas duas profundidades, isso aconteceu devido à maior

labilidade do C, que é resultado da incorporação de adubos orgânicos em profundidade.

Tabela 31 - Teor carbono (g kg^{-1}), índice de compartimento de carbono (ICC), teores de carbono lábil e não lábil (g kg^{-1}), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) calculados a partir do fracionamento físico de amostras de solo coletadas na camada 0-10 cm de profundidade, sob diferentes usos em São Luís-MA

Tratamento	C (g kg^{-1})	ICC ⁽²⁾	C lábil (g kg^{-1})	C não lábil (g kg^{-1})	L ⁽³⁾	IL ⁽⁴⁾	IMC ⁽⁵⁾
Vegetação Nativa ⁽¹⁾	12,88±3,33 ab	1,00	3,42±2,41 a	9,45±2,21 ab	0,36	1,00	100,00
Vegetação Secundária	8,70±1,77 bc	0,67	1,45±0,24 b	7,25±1,65 bc	0,20	0,56	37,52
Fruticultura	8,46±1,59 c	0,66	1,73±0,86 ab	6,73±0,93 bc	0,26	0,72	47,52
Horticultura	7,99±2,95 c	0,62	1,48±0,67 b	6,51±2,31 bc	0,23	0,64	39,68
Pastagem Degradada	6,93±1,07 c	0,54	1,12±0,41 b	5,80±0,69 c	0,19	0,53	28,62
Pastagem Melhorada	13,44±3,92 a	1,04	2,21±0,38 ab	11,23±4,08 a	0,20	0,55	57,20
Agricultura Anual	8,11±1,31 c	0,63	1,21±0,42 b	6,90±0,96 bc	0,17	0,47	29,61

⁽¹⁾ Área de vegetação nativa foi tomada como referência, em cada profundidade, para os cálculos de ICC, IL e IMC;

⁽²⁾ ICC = teor de C no tratamento / teor de C na área de referência;

⁽³⁾ Labilidade = teor de C lábil no tratamento / teor de C não lábil no tratamento;

⁽⁴⁾ IL = labilidade no tratamento / labilidade na área de referência;

⁽⁵⁾ IMC = ICC x IL x 100

C lábil = C nas frações com tamanho entre 53 e 2000 μm

C não lábil = C na fração com tamanho inferior a 53 μm

Medias seguidas por letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$)

Adicionalmente, o IMC foi calculado considerando-se a fração lábil como sendo a MOS com tamanho entre 53 e 2000 μm e a fração não lábil como aquela com tamanho inferior a 53 μm obtidas no fracionamento físico (Tabela 31). A fração leve da MOS é adequada para representar o C lábil do solo e, portanto, pode ser usada no cálculo do IMC (DIEKOW et al., 2005). Além disso, esta fração possui reduzido tempo de ciclagem no solo (LISBOA et al., 2009) e reflete diretamente a quantidade de material depositado no solo (VERGUTZ et al., 2010). Esse cálculo

alternativo do IMC foi feito apenas para a camada 0-10 cm. Segundo Silva et al. (2011), esta camada concentra as principais diferenças de labilidade entre os diferentes sistemas de manejo.

O fracionamento físico discriminou melhor as diferenças entre os conteúdos de C lábil e não lábil entre as áreas avaliadas. A área de vegetação nativa apresentou o maior conteúdo de C lábil (Tabela 31). O maior conteúdo de C não lábil foi observado na área de pastagem melhorada, seguida pela área de vegetação nativa. A área de pastagem degradada apresentou o menor conteúdo de C não lábil dentre as áreas avaliadas. Contudo, isso não significa que haja pouco C não lábil nesta área. A área de pastagem degradada apresentou um dos menores valores de conteúdo de C total (Tabela 31) e, obviamente, também teve os menores valores absolutos de C lábil e de C não lábil. Entretanto, a maior parte do C total nesta área encontra-se na forma não lábil (Figura 25).

Todas as áreas apresentaram labilidade inferior à da área de vegetação nativa. Fruticultura e horticultura apresentaram os maiores valores de IL: 72 e 64% dos valores de referência. Vieira et al. (2007) trabalharam com diferentes rotações de cultura em sistema de plantio direto e relataram valores de IL para o fracionamento físico entre 44 e 75%, muito semelhantes aos valores observados na Tabela 31, que variaram de 47 a 72%.

A área de pastagem melhorada apresentou o ICC mais próximo ao da vegetação nativa (1,04), confirmando os resultados obtidos no cálculo anterior. Schiavo et al. (2011), estudando áreas cultivadas com pastagem e com culturas anuais, também observaram os maiores valores de ICC na área de pastagem.

Todas as áreas avaliadas apresentaram IMC inferior ao da área de referência. Contudo, a área de pastagem melhorada apresentou o maior valor de IMC (57,2), seguida pela área de fruticultura (47,5). Os sistemas com menor revolvimento do solo, rotação de culturas e manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo apresentam os maiores valores de IMC (SILVA et al., 2011). Schiavo et al. (2011) compararam áreas de agricultura anual e pastagem com áreas de vegetação nativa e também observaram que as áreas de pastagem apresentam IMC (calculado pela fração leve da MOS) mais próximos ao da vegetação nativa.

Na Figura 26 são apresentadas as comparações entre os valores de IMC calculados pelos dois métodos para a camada 0-10 cm nas sete áreas avaliadas em São Luís. O método químico (oxidação com $K_2Cr_2O_7$) resultou em valores de IMC

maiores em todas as áreas. Vieira et al. (2007) explicam que o fracionamento físico separa a matéria orgânica que não está ligada à fração mineral (fração leve), enquanto o fracionamento químico pode atacar também parte da fração orgânica ligada aos minerais (fração pesada, menor que 53 μm), superestimando a quantidade de C lábil no solo e, portanto, o IMC. Segundo Vergutz et al. (2010), na comparação da sustentabilidade da MOS em diferentes sistemas de manejo, o IMC calculado a partir da fração leve da MOS é melhor que o IMC calculado com o C lábil obtido por oxidação com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Todavia, em ambos os casos o IMC fornece um índice relativo da labilidade do C no solo e permite uma avaliação comparativa dos sistemas de manejo (VIEIRA et al., 2007). Dessa forma, o IMC deve ser considerado apenas como um indicador da qualidade do solo e não como um índice de qualidade do solo, porque vários outros fatores além da labilidade do C devem ser considerados na elaboração do índice de qualidade do solo (DE BONA et al., 2008). Ressalta-se ainda que não existe IMC bom ou ruim, porque o índice é uma medida da taxa de mudança do sistema em relação a uma área de referência, comparativamente mais estável, e o objetivo dos sistemas de manejo agrícola deve sempre incrementar o valor do IMC e, portanto, gerar um sistema com grande resiliência (BLAIR et al., 1997).

Figura 26 - Comparação entre os índices de manejo de carbono calculados a partir dos valores de C obtidos por oxidação com ácido sulfúrico e pelo fracionamento físico da matéria orgânica em solos sob diferentes usos em São Luís-MA

2.3.3.3 Biomassa Microbiana

Os teores de C na biomassa microbiana nas sete áreas avaliadas em São Luís-MA são apresentados na Tabela 32. As áreas de fruticultura, horticultura e vegetação nativa apresentaram os maiores conteúdos de C microbiano e os menores valores foram observados nas áreas de pastagem degradada, pastagem melhorada e agricultura anual. Matoso et al. (2012) e Pôrto (2009) observaram que áreas de vegetação nativa apresentaram conteúdos de C microbiano superiores às áreas agrícolas, como resultado do aporte contínuo e diversificado de matéria orgânica, o que garante melhores condições de desenvolvimento da microbiota. Considerando todos os biomas brasileiros, Kaschuk, Alberton e Hungria (2011) observaram que a introdução de práticas agrícolas em áreas de vegetação nativa reduz o C microbiano, em média, em 31%.

Luizão, Costa e Luizão (1999) mostraram que uma área de pastagem em pousio (abandonada) por cinco anos já apresenta população e atividade microbianas intermediárias entre as áreas de floresta nativa e de pastagem, o que pode ser

atribuído à variedade de plantas que se desenvolvem nas áreas de pastagem abandonadas e à maior entrada de nutrientes através da liteira produzida por estas espécies. Os resultados apresentados na Tabela 32 também mostram essa tendência da vegetação secundária em apresentar teor de C microbiano intermediário entre os da vegetação nativa e de pastagem.

Kaschuk, Alberton e Hungria (2010) mostraram que o conteúdo de C microbiano em solos de floresta na região Amazônica variam entre 254 e 797 mg de C kg⁻¹ de solo, enquanto nas áreas de culturas perenes variam de 166 a 567 mg de C kg⁻¹ de solo e nas áreas de pastagem estão entre 93 e 623 mg de C kg⁻¹ de solo. Os teores de C microbiano na área de vegetação nativa (floresta) apresentados na Tabela 32 são inferiores às faixas de variação apresentadas por esses autores. Entretanto, os valores se aproximam do observado por Frazão et al. (2010) (101,4 mg C kg⁻¹ solo) para área de vegetação nativa em um solo arenoso (60 g kg⁻¹ de argila) no estado do Mato Grosso. Esse comportamento pode ser explicado pela similaridade de textura entre os solos e também pela época de coleta das amostras. As amostras de solo foram coletadas em São Luís-MA no mês de dezembro de 2011 enquanto a informação de Frazão et al. (2010) refere-se à coleta feita no mês de julho, ou seja, ambas as coletas realizadas durante o período seco (que não ocorre na mesma época do ano nas duas regiões).

Luizão, Costa e Luizão (1999), comparando os teores de C microbiano em áreas de floresta, pastagem abandonada e pousio próximas a Manaus, verificaram que na área de floresta o teor de C microbiano foi cerca de 1,4 vezes superior aos das demais áreas. No presente trabalho, o conteúdo de C na área de vegetação nativa foi cerca de 3,5 vezes superior ao encontrado na pastagem degradada e em torno de 2,2 vezes maior que o da pastagem melhorada (capineira). Contudo, no trabalho de Luizão, Costa e Luizão (1999) a área de pastagem havia sido abandonada há cerca de 2 anos, enquanto a área de pastagem degradada do presente estudo apresentava-se infestada por plantas daninhas e com muitos pontos de solo descoberto, mas não estava completamente abandonada. Naquelas condições, os autores relatam que moitas de vegetação secundária cobriam cerca de 15% da área, implicando em maior aporte de resíduos por estas espécies, o que explicaria a menor diferença em relação à área de vegetação nativa.

Tabela 32 - Teores de C na biomassa microbiana (g C kg^{-1} de solo), C orgânico (g kg^{-1}) e quociente microbiano (%) do solo (média $\pm$ erro padrão da média) na camada 0-10 cm em solos sob diferentes usos da terra em São Luís-MA

Tratamento	C microbiano (g kg^{-1} solo)	C orgânico (g kg^{-1} solo)	Quociente microbiano (%) ($C_{\text{microbiano}}/C_{\text{org}}$)
Vegetação Nativa	0,147 $\pm$ 0,026 abc	10,90 $\pm$ 0,64 ab	1,35 $\pm$ 0,25
Vegetação Secundária	0,094 $\pm$ 0,017 bcd	8,25 $\pm$ 0,36 bc	1,14 $\pm$ 0,21
Fruticultura	0,181 $\pm$ 0,016 a	5,90 $\pm$ 0,32 c	3,07 $\pm$ 0,32
Horticultura	0,154 $\pm$ 0,010 ab	7,78 $\pm$ 0,52 bc	1,98 $\pm$ 0,18
Pastagem Degradada	0,042 $\pm$ 0,067 d	5,37 $\pm$ 0,25 c	0,78 $\pm$ 1,25
Pastagem Melhorada	0,066 $\pm$ 0,007 cd	12,40 $\pm$ 0,62 a	0,53 $\pm$ 0,06
Agricultura Anual	0,056 $\pm$ 0,005 d	7,92 $\pm$ 0,39 bc	0,71 $\pm$ 0,07

Médias seguidas por letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$)

É preciso também considerar que há variações nas condições climáticas na região Amazônica, principalmente com relação à precipitação (DAVIDSON et al., 2012) e as raízes das plantas e a umidade do solo são fatores fundamentais para definir o tamanho da população microbiana do solo (LUIZÃO; COSTA; LUIZÃO, 1999). É preciso considerar ainda as condições de umidade de cada área no momento da coleta das amostras. As áreas de horticultura, fruticultura e pastagem melhorada recebem irrigação frequentes, de acordo com a demanda das culturas, o que minimiza o efeito da época seca sobre a biomassa microbiana do solo. Dessa forma, o bom desempenho apresentado pelas áreas de fruticultura e horticultura pode ser explicado pela umidade do solo que é mantida em níveis adequados às plantas e, conseqüentemente, adequado também aos microrganismos, e pelo aporte de nutrientes na forma de adubos orgânicos, que estimulam o crescimento e atividade microbiana. Segundo Lou et al. (2011), a biomassa microbiana em áreas que recebem adição de esterco é cerca de 1,8 vezes superior à das áreas que recebem adubação mineral.

O desempenho da área de fruticultura com relação ao C microbiano concorda com os resultados apresentados por Sampaio, Araújo e Santos (2008). Estes autores compararam áreas de vegetação nativa, fruticultura orgânica e

fruticultura convencional e mostraram que o conteúdo de C microbiano nas entrelinhas das culturas é semelhante ao encontrado na área de vegetação nativa, o que provavelmente é resultado do aporte de material orgânico (estercos e compostos) utilizado na adubação das plantas.

Moreira e Malavolta (2004) afirmam que a conversão de floresta para agricultura (cupuaçu), tendo ou não a pastagem como uso intermediário, reduziu o conteúdo de C microbiano no solo. Carvalho (2006) estudou a mudança de uso da terra na transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, no sul do estado de Rondônia, e verificou que a conversão de vegetação nativa para áreas de agricultura, tanto em plantio direto quanto em plantio convencional, reduziu o conteúdo de C microbiano no solo. Os resultados do presente trabalho confirmam as observações feitas por Moreira e Malavolta (2004) e Carvalho (2006), uma vez que a conversão de vegetação nativa para agricultura ou pecuária também reduziu a quantidade de C imobilizada pelos microrganismos do solo. Contudo, os sistemas de cultivo com grande aporte de material orgânico e irrigação (horticultura e fruticultura) e com pouca ou nenhuma mobilização do solo (fruticultura) apresentaram C microbiano similar à área de vegetação nativa. Apenas esta informação, entretanto, não é suficiente para caracterizar tais usos como melhores que a floresta, pois os desempenhos diagnosticados neste levantamento devem-se às práticas de manejo adotadas, ao emprego de insumos externos e à sua execução em área relativamente pequena. Sua sustentabilidade deve ser avaliada no longo prazo e, obviamente, considerando outras variáveis além do conteúdo de C na biomassa microbiana do solo.

Na Tabela 32 são apresentados também o conteúdo de C orgânico e o quociente microbiano, que representa a relação entre o C microbiano e o C orgânico. Os dados de C orgânico no solo foram obtidos pela oxidação das amostras com $K_2Cr_2O_7$, em meio fortemente ácido (24 N de H_2SO_4) de acordo com a metodologia utilizada na determinação dos conteúdos de C lábil e C não lábil para o cálculo do IMC (CHAN; BOWMAN; OATES, 2001). Os maiores conteúdos de C orgânico no solo foram observados nas áreas de pastagem melhorada e vegetação nativa, concordando com os conteúdos de C total no solo apresentados na Tabela 28. O menor teor de C orgânico ocorreu na área de pastagem degradada, sendo cerca de 2,3 vezes inferior ao observado na área de pastagem melhorada. O conteúdo de C orgânico no solo nas áreas avaliadas apresentou comportamento similar ao IMC

para a camada 0-10 cm, com vegetação nativa e pastagem melhorada apresentando valores semelhantes e superiores às demais áreas e com fruticultura e pastagem degradada apresentando os menores desempenhos.

O quociente microbiano, que expressa a quantidade de C orgânico imobilizado na biomassa microbiana do solo, apresentou valores entre 0,55 e 3,07%. Os menores valores ocorreram nas áreas de pastagem (melhorada e degradada) e agricultura e indicam uma condição de estresse da biomassa microbiana nessas áreas, possivelmente em decorrência da qualidade e/ou quantidade dos resíduos adicionados. Kaschuk, Alberton e Hungria (2010) mostraram que a introdução de culturas perenes, pastagens e culturas anuais reduz o quociente microbiano do solo em 25%, 26% e 20%, respectivamente, em comparação à vegetação nativa. Kaschuk, Alberton e Hungria (2010) e Paula, Soares e Siqueira (2006) afirmam que a adição de resíduos ricos em carbono (baixa qualidade) é responsável por baixos valores de quociente microbiano no solo. A relação C/N das espécies forrageiras usadas nas áreas de pastagem melhorada e pastagem degradada são, respectivamente, 39 e 30 (FLORES et al., 2013; SOUZA et al., 1999) e podem estar limitando o crescimento microbiano e sendo responsáveis pelos valores reduzidos de C microbiano e quociente microbiano. Considerando a mesma profundidade de avaliação utilizada neste estudo, Frazão et al. (2010) encontraram valores de quociente microbiano entre 0,6 e 3,9%, sendo que os maiores valores também foram observados na área de pastagem. Já Matoso et al. (2012) observaram variação do quociente microbiano entre 1,41 e 3,03%, com os maiores valores ocorrendo nas áreas de vegetação nativa e de pastagem. No presente estudo, os maiores valores de quociente microbiano foram observados nas áreas de fruticultura e horticultura. Estas áreas apresentaram baixos valores de C orgânico e elevados quocientes microbianos, sugerindo uma intensa atividade microbiana na decomposição dos resíduos orgânicos.

Dessa forma, nossos resultados indicam que os usos da terra com elevado aporte de nutrientes (fertilizantes orgânicos) e que recebem irrigações frequentes apresentam conteúdo de C na biomassa microbiana semelhantes à área de vegetação nativa. Os resultados sugerem ainda que o conteúdo de C microbiano em áreas de pastagem, mesmo que bem manejadas e irrigadas e com alto aporte de biomassa vegetal ao solo, é diferente da área de vegetação nativa, possivelmente em função da pouca (ou nenhuma) diversidade e da baixa qualidade do material

orgânico aportado pelas gramíneas forrageiras. Além disso, vale ressaltar mais uma vez que os resultados obtidos neste trabalho não caracterizam as áreas de fruticultura e horticultura como superiores à vegetação nativa. A biomassa microbiana, assim como o IMC, não deve ser considerada sozinha como um índice de qualidade de solo, devendo ser vista como um dos indicadores que determinam a qualidade do solo.

2.3.3.4 Correlações

Neste item serão apresentadas as principais correlações entre os resultados do fracionamento físico da MOS, das determinações de IMC pelos dois métodos apresentados neste trabalho e da biomassa microbiana do solo (ANEXO 1).

O C total do solo obtido por combustão seca apresentou fortes correlações positivas com os teores de C lábil e não lábil obtidos por oxidação com $K_2Cr_2O_7$ e com os teores de C não lábil e total obtidos no fracionamento físico da MOS. Na Figura 27 é possível notar a forte correlação entre o teor de C total obtido por combustão seca (utilizado no cálculo do IMC por oxidação com $K_2Cr_2O_7$) e o C total obtido no fracionamento físico ($R^2 = 0,87$; $p < 0,0001$). O C total também se correlacionou positiva e significativamente, embora em menor intensidade, com o teor de C lábil obtido pelo fracionamento físico da MOS. Possivelmente, a correlação mais forte observada para C não lábil que para C lábil deve-se ao fato do C não lábil (fração menor que $53 \mu m$) compreende a maior parte do C do solo.

O C lábil obtido por oxidação com $K_2Cr_2O_7$ apresentou correlação positiva com o C lábil do fracionamento (coeficiente de correlação de Pearson = 0,40; $p = 0,0189$). Contudo, apesar da significância estatística, em função da grande dispersão dos dados a equação de regressão linear entre os dois conteúdos de C lábil apresentou R^2 de apenas 0,15 (Figura 27). Correlação mais forte (coeficiente de correlação de Pearson = 0,69; $p < 0,0001$) foi observada entre o C lábil da oxidação e o C não lábil do fracionamento. Vergutz et al. (2010) apontam que a oxidação de amostras de solo com $K_2Cr_2O_7$ pode superestimar o conteúdo de C lábil no solo devido à oxidação de parte do C ligado à fração mineral (não lábil), explicando assim a maior correlação do C lábil obtido por oxidação com o C não lábil do fracionamento físico. Isso também pode explicar o baixo valor de R^2 observado para a equação de regressão linear entre os conteúdos de C lábil obtidos pelos dois métodos. O C não lábil obtido pela oxidação com $K_2Cr_2O_7$ apresentou boa correlação com o C não lábil

do fracionamento (0,71; $p < 0,0001$; $R^2 = 0,51$), o que indica que os métodos são equivalentes nas determinações dessa forma de C.

O estoque de C no solo, obtido a partir da determinação do teor de C por combustão seca, correlacionou-se positivamente com o ICC obtido pela oxidação com $K_2Cr_2O_7$ (coeficiente de correlação de Pearson = 0,62; $p < 0,0001$) e com o C total obtido pelo fracionamento físico da MOS (coeficiente de correlação de Pearson = 0,60; $p = 0,0001$).

O ICC da oxidação apresentou correlação muito forte com o ICC do fracionamento (coeficiente de correlação de Pearson = 0,77; $p < 0,0001$; $R^2 = 0,60$), sugerindo a semelhança entre os métodos na determinação deste parâmetro. O ICC da oxidação também teve forte correlação com C não lábil e C total obtidos pelo fracionamento físico (coeficiente de correlação de Pearson = 0,94; $p < 0,0001$, em ambos os casos), o que pode ser atribuído tanto ao fato de que a maior parte do C do solo encontra-se na fração menor que 53 μm quanto ao fato de que a oxidação por $K_2Cr_2O_7$ pode oxidar também parte do C não lábil do solo que se encontra nos complexos organominerais (VERGUTZ et al., 2010).

O IMC calculado por oxidação do C com $K_2Cr_2O_7$ teve correlação moderada com o IMC do fracionamento físico (coeficiente de correlação de Pearson = 0,33; $p < 0,0507$). Em função da dispersão dos dados, o valor de R^2 para a equação de regressão entre os dois IMCs foi de apenas 0,11. O fato da correlação não ter sido maior também pode ser explicada pela oxidação de parte do C não lábil pelo método do $K_2Cr_2O_7$ (VERGUTZ et al., 2010).

Portanto, nossos resultados confirmam as observações de Diekow et al. (2005) e Vergutz et al. (2010) de que o IMC obtido pelo fracionamento pode substituir o IMC calculado pela oxidação do C com $K_2Cr_2O_7$. Comparando os dois métodos de obtenção do IMC aqui apresentados, consideramos mais interessante o uso do fracionamento físico devido à facilidade metodológica e à não necessidade de uso de $K_2Cr_2O_7$ durante a análise.

O quociente microbiano do solo apresentou correlação negativa moderada com o teor de C orgânico ($p = 0,0204$; $R^2 = 0,15$) e correlação negativa fraca, porém significativa, com os teores de C não lábil e C total do fracionamento físico da MOS. Segundo Paula, Soares e Siqueira (2006), resíduos de baixa qualidade, ricos em carbono, estão associados a baixos valores de quociente microbiano no solo, confirmando as correlações observadas no presente trabalho.

A biomassa microbiana apresentou correlação moderada com o IMC obtido pela oxidação do C com $K_2Cr_2O_7$ sendo a correlação significativa a 8,7% (Figura 27). Também foram observadas correlações moderadas entre a biomassa microbiana e os parâmetros do fracionamento físico da MOS. Com o C lábil do fracionamento físico o coeficiente de correlação de Pearson foi de 0,36 ($p = 0,0333$), com a labilidade do C e com o índice de labilidade os coeficientes de correlação foram de 0,37 ($p = 0,0266$ e $0,0278$, respectivamente). Em função da grande dispersão dos dados, o coeficiente de regressão da equação entre C lábil do fracionamento e C da biomassa microbiana foi de apenas 0,13 (Figura 27). As correlações da biomassa microbiana com o ICC e o IMC do fracionamento físico também foram moderadas, com coeficientes de correlação de 0,40 ($p = 0,0152$) e 0,47 ($p = 0,0037$), respectivamente. A equação de regressão entre o IMC calculado a partir dos dados do fracionamento físico e o conteúdo de C na biomassa microbiana apresentou R^2 de 0,23 (Figura 27). A baixa qualidade do ajuste pode ser explicada pelo fato da biomassa não corresponder exatamente à fração lábil obtida no fracionamento físico, uma vez que a biomassa microbiana, ou ao menos parte dela, acaba sendo quantificada na fração menor que $53\ \mu m$.

Figura 27 - Correlações entre os parâmetros de biomassa microbiana do solo, o índice de manejo de C calculado por oxidação com $K_2Cr_2O_7$ e pelo fracionamento físico da matéria orgânica do solo. Nos gráficos, “p” representa o nível de significância da correlação linear de Pearson

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos nas áreas de vegetação nativa de Santarém e de São Luís confirmam a hipótese de que há diferenças nas características dos solos e que diferentes atributos possuem pesos diferentes no acúmulo de C e N nas condições de vegetação nativa nos diferentes locais de estudo. Em Santarém, o conteúdo de P disponível e a granulometria do solo apresentaram relação com os estoques de C e N no solo. Em São Luís a acidez potencial foi importante na estimativa do estoque de C, enquanto granulometria e CTC total foram selecionadas para estimar o estoque de N.

Em Santarém, os solos das áreas de vegetação secundária e mata queimada apresentaram características semelhantes aos da vegetação nativa, com baixa fertilidade natural. Em São Luís, vegetação nativa e vegetação secundária também apresentaram solos similares e com baixa fertilidade natural. Nos dois locais, os estoques de C e N no solo de vegetação secundária foram semelhantes aos das respectivas áreas de vegetação nativa e apresentaram relação com os parâmetros de acidez e CTC total do solo. Na mata queimada de Santarém, a ocorrência eventual de fogo não alterou as características dos solos em relação à vegetação nativa. Além disso, os mecanismos de manutenção da matéria orgânica do solo na mata queimada foram similares aos que ocorreram na vegetação nativa.

As pastagens bem manejadas mostraram as melhores condições de fertilidade dentre os usos avaliados e apresentaram potencial para manter níveis de matéria orgânica no solo semelhantes aos solos da vegetação nativa. Em Santarém o estoque de C acumulado até 30 cm de profundidade na pastagem melhorada superou o estoque de C no solo sob vegetação nativa, enquanto em São Luís os estoques de C na pastagem melhorada e na vegetação nativa foram semelhantes. Os estoques de N nos solos sob pastagem melhorada comportaram-se de maneira semelhante aos estoques de C tanto em Santarém quanto em São Luís.

Nas áreas de pastagem degradada dos dois locais, os solos apresentaram características similares à vegetação nativa, com baixa fertilidade. Contudo, as pastagens degradadas apresentaram menores estoques de C e N que a área de referência.

As áreas de agricultura anual avaliadas nesse trabalho tiveram fertilidade do solo um pouco melhor que as áreas nativas. Entretanto, os estoques de C e N foram

baixos, refletindo o menor *input* de resíduos e o sistema de preparo convencional do solo. Nessas áreas, os estoques de C e N relacionaram-se à redução da acidez potencial e ao aumento das bases trocáveis no solo, provavelmente decorrente das práticas de correção da acidez adotadas para a implantação das culturas anuais.

Com relação aos aspectos qualitativos da matéria orgânica do solo avaliados nas áreas de São Luís, a fração orgânica com tamanho entre 75 e 2000 μm apresentou os maiores teores de C, mas em todos os usos a maior porção do C total do solo ocorreu na fração mais com tamanho inferior a 53 μm . Comportamento semelhante foi observado para os teores de N nas frações granulométricas da matéria orgânica.

A conversão de vegetação nativa para pastagem (pastagem degradada) reduziu o conteúdo de C na fração orgânica (75 a 2000 μm) para 34% do conteúdo de C original, mas a reforma da pastagem permitiu a recuperação do C nesta fração, que atingiu 63% do conteúdo de C observado na vegetação nativa. Em todas as áreas, o conteúdo de C na fração organomineral menor que 53 μm foi reduzido em menor proporção que o conteúdo de C na fração orgânica (75 a 2000 μm). Contudo, a pastagem degradada foi capaz de incrementar em 29% o teor de C na fração mais estável da matéria orgânica.

A pastagem melhorada também apresentou o valor de IMC mais próximo ao da vegetação nativa, independentemente de esse índice ter sido calculado com o C lábil obtido por oxidação com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ou pelo fracionamento físico da MOS.

A biomassa microbiana do solo mostrou-se como um bom indicativo das mudanças de uso e manejo do solo. Os maiores conteúdos de C microbiano foram observados nas áreas de fruticultura, horticultura e vegetação nativa, enquanto os menores valores ocorreram nas áreas de pastagem degradada, pastagem melhorada e agricultura anual. Os menores valores de quociente microbiano também ocorreram nas áreas de pastagem e agricultura anual, indicando a condição de estresse da biomassa microbiana.

Portanto, usos da terra associados ao revolvimento reduzido do solo e ao aporte regular de resíduos orgânicos, como as pastagens melhoradas avaliadas no presente estudo, apresentam potencial para aumentar o conteúdo total de C no solo, bem como o C em formas estáveis com alto tempo de residência no solo. Assim, os resultados obtidos podem ser úteis para embasar políticas públicas que estimulem a

recuperação ou renovação e as melhores práticas de manejo nas pastagens da região Amazônica. Ressalta-se ainda que essas pastagens bem manejadas têm capacidade de se manterem produtivas por um longo período de tempo, evitando assim a pressão de desmatamento sobre novas áreas de vegetação nativa.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN INSTITUTE OF PHYSICS. **The Discovery of Global Warming**. Disponível em: <<http://www.aip.org/history/climate/timeline.htm>> Acesso em: 07 abr. 2013.
- ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic-carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989.
- ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R.; OLIVEIRA, E.K. Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 41, n. 1, p. 103-114, 2011.
- BALESDENT, J. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 47, n. 4, p. 485-493, 1996.
- BATJES, N.H.; DIJKSHOORN, J.A. Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon Region. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, n. 3/4, p. 273-286, 1999.
- BATJES, N.H.; SOMBROEK, W.G. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. **Global Change Biology**, Oxford, v. 3, n. 2, p. 161-173, 1997.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; Camargo, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p. 7-18.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M.D.S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, n. 3, p. 888-896, 2002.
- BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; LISLE, L. Soil Carbon Fractions Based on their Degree of Oxidation, and the Development of a Carbon Management Index for Agricultural Systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, Victoria, v. 46, n. 7, p. 1459-1466, 1995.
- BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; SINGH, B.P.; TILL, A.R. Development and use of a carbon management index to monitor changes in soil C pool size and turnover rate. In: CADISCH, G.; GILLER, K. E. **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. London: CAB International, 1997. p. 273-281.
- BLUM, S.C. **Forms of sulfur in Brazilian Oxisols under no-tillage system**. 2012. 114p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2012.
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3 ed. Porto Alegre: Bookman: 2013. 658p.

BRASIL - Presidência da República. **Plano Amazônia Sustentável: diretrizes para o desenvolvimento sustentável da Amazônia Brasileira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. 112p.

BRASIL - MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA, Coordenação-Geral de Mudanças Globais do Clima. **Segunda comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília. 2 v.: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2010. 280p.

CANELLAS, L.P.; MENDONÇA, E.S.; DOBBS, L.B.; BALDOTTO, M.A.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G.A.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Reações da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; Camargo, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p. 45-64

CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. 360p.

CARDOSO, M.O. Métodos para quantificação da biomassa microbiana do solo. **Agropecuária Técnica**, Areia, v. 25, n. 1, p. 1-12, 2004.

CARTER, M.R. Organic matter and sustainability. In: REES, R.M.; BALL, B.C.; CAMPBELL, C.D.; WATSON, C.A. **Sustainable management of soil organic matter**. New York: CABI Publishing, 2001. p. 9-22.

CARTER, M.R.; GREGORICH, E.G. Methods to characterize and quantify organic matter storage in soil fractions and aggregates. In: CARTER, M.R.; STEWART, B.A. **Structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. p. 472

CARVALHO, J.L.N. **Conversão do Cerrado para fins agrícolas na Amazônia e seus impactos no solo e no meio ambiente**. 2006. 95p. Tese (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PÍCCOLO, M.C.; GODINHO, V.P.; CERRI, C.C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, n. 2, 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 and Tillage Research**, Amsterdam, v. 110, n. 1, 175-186, 2010.

CARVALHO, P.E.R. **Mimosa - *Mimosa caesalpinifolia***. Colombo: Embrapa Florestas, 2007. 10p. (Circular Técnica, 135)

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, n. 1, 58-72, 2007.

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. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p. 325-354.

CHAN, K.Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic Paleustalf under different pasture leys. **Soil Science**, Filadélfia, v. 166, n. 1, 61-67, 2001.

CHAPLOT, V.; BOUAHOM, B.; VALENTIN, C. Soil organic carbon stocks in Laos: spatial variations and controlling factors. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n. 4, 1380-1393, 2009.

CHITI, T.; CERTINI, G.; GRIECO, E.; VALENTINI, R. The role of soil in storing carbon in tropical rainforests: the case of Ankasa Park, Ghana. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 331, n. 1/2, 453-461, 2010.

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

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 52, n. 3, 345-353, 2001.

COGO, N.P.; LEVIEN, R.; SCHWARS, R.A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, 743-753, 2003.

CUNHA, F.F.; RAMOS, M.M.; ALENCAR, C.A.B.; MARTINS, C.E.; CÓSER, A.C.; OLIVEIRA, R.A. Sistema radicular de seis gramíneas irrigadas em diferentes adubações nitrogenadas e manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 32, n. 2, 351-357, 2010.

DAVIDSON, E.A.; ARAÚJO, A.C.; 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 Jr, C.M.; WOFSY, S.C. The Amazon basin in transition. **Nature**, London, v. 481, n. 1, 321-328, 2012.

DE BONA, F.D.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; BERGAMASCHI, H. Soil quality assessed by carbon management index in a subtropical Acrisol subjected to tillage systems and irrigation. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 46, n. 5, 469-475, 2008.

DENMAN, K.L.; BRASSEUR, G.; CHIDTHAISONG, A.; CIAIS, P.; COX, P.M.; DICKINSON, R.E.; HAUGLUSTAIN, D.; HEINZE, C.; HOLLAND, E.; JACOB, D.; LOHMANN, U.; RAMACHANDRAN, S.; SILVA DIAS, P.L.DA; WOFSY, S.C.; ZHANG, X. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L. (Ed.). **Climate Change 2007: the physical science basis. contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge; New York: Cambridge University Press, 2007. p. 499-588.

DESJARDINS, T.; BARROS, E.; SARRAZIN, M.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 365-373, 2004.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.; KÖGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilisation. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 268, n. 1, 319-328, 2005.

DON, A.S J.F.A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v. 17, n. 4, 1658-1670, 2011.

D'OLIVEIRA, M.V.N.; ALVARADO, E.C.; SANTOS, J.C.; CARVALHO JR, J.A. Forest natural regeneration and biomass production after slash and burn in a seasonally dry forest in the Southern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 9, 1490-1498, 2011.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, n. 4, p. 529-538, 1995.

ELLIOTT, E.T.; PALM, C.A.; REUSS, D.E.; MONZ, C.A. Organic matter contained in soil aggregates from a tropical chronosequence: correction for sand and light fraction. **Agriculture, Ecosystems; Environment**, Amsterdam, v. 34, n. 1/4, 443-451, 1991.

EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análises de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p. (Documentos, 1)

EVANGELISTA, A.R.; LIMA, J.A. **Recuperação de pastagens degradadas**. Disponível em: <<http://www.editora.ufla.br/upload/boletim/extensao-tmp/boletim-extensao-083.pdf>>. Acesso em: 03 abr. 2013,

FASIABEN, M.C.R.; ANDRADE, D.C.; REYDON, B.P.; GARCIA, J.R.; ROMEIRO, A.R. Estimativa de aporte de recursos para um sistema de Pagamento por Serviços Ambientais na floresta Amazônica Brasileira. **Ambiente e Sociedade**, Campinas, v. 12, n. 2, 223-239, 2009.

FEIDEN, A. **Conceitos e princípios para o manejo ecológico do solo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2001. 26p. (Documentos, 140).

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

FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, n. 1/4, 69-116, 1997.

FERNSE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v.1, n. 1, 115-123, 2005.

FERREIRA, L.V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 53, 1-10, 2005.

FLORES, R.A.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; COLLIER, L.S.; ZANETTI, J.B.; PRADO, R.M. Nitrogênio e idade de corte na qualidade da biomassa de capim-elefante para fins agroenergético cultivado em Latossolo. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 1, 127-136, 2013.

FONTES, P.C.R.; NUNES, J.C.S.; FERNANDES, H.C.; ARAÚJO, E.F. Características físicas do solo e produtividade da batata dependendo de sistemas de preparo do solo. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 25, n. 3, 355-359, 2007.

FRAZÃO, L.A. **Conversão do Cerrado em pastagens e sistemas agrícolas: efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo**. 2007. 119p. Tese (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

FRAZÃO, L.A.; PICCOLO, M.D.C.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Inorganic nitrogen, microbial biomass and microbial activity of a sandy Brazilian Cerrado soil under different land uses. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 135, n. 3, 161-167, 2010.

FRAZÃO, L.A.; PICCOLO, M.D.C.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado mato-grossense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 5, 641-648, 2008.

FRAZÃO, L.A.; SANTANA, I.K.D.S.; CAMPOS, D.V.B.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Estoques de carbono e nitrogênio e fração leve da matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob uso agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 10, 1198-1204, 2010.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p. 159-170.

GOMES, A.; LUIZÃO, F.J. Leaf and Soil Nutrients in a Chronosequence of Second-Growth Forest in Central Amazonia: Implications for Restoration of Abandoned Lands. **Restoration Ecology**, Malden, v. 20, n. 3, 339-345, 2012.

GUEDES, E.M.S.; FERNANDES, A.R.; LIMA, H.V.; SERRA, A.P.; COSTA, J.R.; GUEDES, R.S. Impacts of different management systems on the physical quality of an Amazonian Oxisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 4, 1269-1277, 2012.

GÓMEZ-REY, M.; MADEIRA, M.; COUTINHO, J. Soil C and N dynamics, nutrient leaching and fertility in a pine plantation amended with wood ash under Mediterranean climate. **European Journal of Forest Research**, Freising, v.132, n.2, p.281-295, 2013.

HERNANDEZ 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**. São José dos Campos: INPE/IBAMA/FUNATURA/ITTO, 1993. 126p.

HOUGHTON, R.A. The global effects of tropical deforestations. **Environmental and Science Technology**, Easton, v. 24, n. 4, p. 414-422, 1990.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa pecuária municipal**. 2011 a. Disponível em:
<<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/acervo/acervo2.asp?e=v&p=PP&z=t&o=2>>.
Acesso em: 22 ago. 2011.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção agrícola municipal - 2010**. 2011 b. Disponível em:
<<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/pam/default.asp>>. Acesso em: 27 ago. 2011.

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: 18 set. 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.

KAMINSKI, J.; SANTOS, D.R.; GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; SILVA, L.S. Eficiência da calagem superficial e incorporada precedendo o sistema de plantio direto em um argissolo sob pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 573-580, 2005.

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 and Biochemistry**, Oxford, v. 42, n. 1, 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**, Dordrecht, v. 338, n. 1/2, p. 467-481, 2011.

KUMMER, L.; SCHÄFER, R.F.; FERREIRA, A.T.S.; FREITAS, M.P.; PAULA, R.A.; DIONÍSIO, J.A. Respiração e biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de uso. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 9, n. 4, p.559-563, 2008.

LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Sciences**, London, v. 363, n. 2, p.815-830, 2008.

LISBOA, C.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, n. 7, p.1212-1221, 2009.

LOU, Y.; XU, M.; WANG, W.; SUN, X.; LIANG, C. Soil organic carbon fractions and management index after 20 yr of manure and fertilizer application for greenhouse vegetables. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 27, n. 2, p.163-169, 2011.

LUIZÃO, R.C.C.; COSTA, E.S.; LUIZÃO, F.J. Mudanças na biomassa microbiana e nas transformações de nitrogênio no solo em uma sequência de idades de pastagens após derruba e queima da floresta na Amazônia central. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 29, n. 1, p.43-56, 1999.

MACEDO, M.C.M.; KICHEL, A.N.; ZIMMER, A.H. **Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens**. Embrapa Gado de Corte, Campo Grande, 2000. 4p. (Comunicado Técnico, 62).

MAGALHÃES, S.S.A.; WEBER, O.L.S.; SANTOS, C.H.; VALADÃO, F.C.A. Nutrient stocks under different land use systems of a soil in Colorado do Oeste-RO. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 43, n. 1, p.63-72, 2013.

MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.106, n.2, p.177-184, 2010.

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, n.1/2, p.84-91, 2009.

MAIA, S.M.F.; 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, n. 10, p. 2775--2788, 2010.

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**, Washington, v. 106, n. 49, p.20610-20615, 2009.

MATOSO, S.C.G.; SILVA, A.N.; FIORELLI-PEREIRA, E.C.; COLLETA, Q.P.; MAIA, E. Frações de carbono e nitrogênio de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes usos na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 42, n. 2, p.231-240, 2012.

MENDES, I.C.; HUNGRIA, M.; REIS JUNIOR, F.B.; FERNANDES, M.F.; CHAER, G.M.; MERCANTE, F.M.; ZILLI, J.E. **Bioindicadores para avaliação da qualidade dos solos tropicais: utopia ou realidade?** Planaltina: Embrapa Cerrados, 2009. 31p. (Documentos, 246)

MORAES, J.F.L.; NEILL, C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; LIMA, V.C.; STEUDLER, P.A. Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to pasture in the Western Brazilian Amazon Basin. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p.1369-1376, 2002.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 11, p.1103-1110, 2004.

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

MOREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA, I.P.; GUIMARÃES, C.M.; STONE, L.F. Atributos químicos e físicos de um Latossolo Vermelho distrófico sob pastagens recuperada e degradada. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiania, v. 35, n. 3, p.155-161, 2005.

MORGAN, R.P.C. **Soil Erosion and Conservation**. 3rd ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. 304p.

MOURA, E.G. Agroambientes de transição avaliados numa perspectiva da agricultura familiar. In: MOURA, E.G. **Agroambientes de transição entre o trópico úmido e o semi-árido do Brasil**. 2 ed. v.. 1 São Luís: UEMA, 2006. p. 15-52.

MULLER, M.M.L.; GUIMARÃES, M.F.; DESJARDINS, T.; MARTINS, P.F.S. Degradação de pastagens na Região Amazônica: propriedades físicas do solo e crescimento de raízes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 11, p.1409-1419, 2001.

NOVAES FILHO, J.P.; SELVA, E.C.; COUTO, E.G.; LEHMANN, J.; JOHNSON, M.S.; RIHA, S.J. Distribuição espacial de carbono em solo sob floresta primária na Amazônia meridional. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p.83-92, 2007.

PAUL, K.I.; POLGLASE, P.J.; NYAKUENGAMA, J.G.; KHANNA, P.K. Change in soil carbon following afforestation. **Forest ecology and management**, Amsterdam, v. 168, n. 1, p. 241-257, 2002.

PAULA, A.M.; SOARES, C.R.F.S.; SIQUEIRA, J.O. Biomassa, atividade microbiana e fungos micorrízicos em solo de "landfarming" de resíduos petroquímicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 448-455, 2006.

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, v.143, n. 10, p.2314-2327, 2010.

POTES, M.L.; DICK, D.P.; SANTANA, G.S.; TOMAZI, M.; BAYER, C. Soil organic matter in fire-affected pastures and in an Araucaria forest in South-Brazilian Leptosols. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 5, p.707-715, 2012.

PÔRTO, M.L.; ALVES, J.C.; DINIZ, A.A.; SOUZA, A.P.; SANTOS, D. Indicadores biológicos de qualidade do solo em diferentes sistemas de uso no brejo paraibano. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 4, p.1011-1017, 2009.

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

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres, Potafós, 1991. 343 p.

RAMOS, A.M.; SANTOS, L.A.R.; FORTES, L.T.G.O. **Normais climatológicas do Brasil 1961-1990**. rev. e ampl. Brasília: INMET, 2009. 465p.

RHEINHEIMER, D.S.; KAMINSKI, J.; LUPATINI, G.C.; SANTOS, E.J.S. Modificações em atributos químicos de solo arenoso sob sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 4, p.713-721, 1998.

RHEINHEIMER, D.S.; CASSOL, P. C.; KAMINSKI, J.; ANGHINONI, I. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais; subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.101-112.

RIVIERO, S.; ALMEIDA, O.; ÁVILA, S.; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, Belo Horizonte, v. 19, n. 1, p.41-66, 2009.

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

SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A.C.; MACEDO, M.C.M.; BROCH, D.L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p.1349-1356, 2011.

SAMPAIO, D.B.; ARAÚJO, A.S.F.; SANTOS, V.B. Avaliação de indicadores biológicos de qualidade do solo sob sistemas de cultivo convencional e orgânico de frutas. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 2, p.353-359, 2008.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT Programa**: changes and enhancements through release 6.12. Cary, 1997. 1167p.

SCHIAVO, J. A.; ROSSET, J. S.; PEREIRA, M. G.; SALTON, J. C. Índice de manejo de carbono e atributos químicos de Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p.1332-1338, 2011.

SENTELHAS, P.C.; PEREIRA, A.R.; MARIN, F.R.; ANGELOCCI, L.R.; ALFONSI, R.R.; CARAMORI, P.H.; SWART, S. **BHBRASIL - Balanços hídricos climatológicos de 500 localidades brasileiras**. Piracicaba: ESALQ-USP, 1999. 1 CD-ROM.

SILVA, E.F.; LOURENTE, E.P.R.; MARCHETTI, M.E.; MERCANTE, F.M.; FERREIRA, A.K.T.; FUJII, G.C. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p.1321-1331, 2011.

SILVA JÚNIOR, M.L.; DESJARDINS, T.; SARRAZIN, M.; MELO, V.S.; MARTINS, P.F.S.; SANTOS, E.R.; CARVALHO, C.J.R. Carbon content in Amazonian Oxisols after forest conversion to pasture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p.1603-1611, 2009.

SILVA-OLAYA, A.M.; CERRI, C.E.P.; LA SCALA JR, N.; DIAS, C.T.S.; CERRI, C.C. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 8, n. 1, p.015-014, 2013.

SODHI, G.P.S.; BERI, V.; BENBI, D.K. Using Carbon Management Index to Assess the Impact of Compost Application on Changes in Soil Carbon after Ten Years of Rice–Wheat Cropping. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 40, n. 21-22, p.3491-3502, 2009.

SOUZA, L.S.; VELINI, E.D.; MAIMONI-RODELLA, R.C.S.; MARTINS, D. Teores de macro e micronutrientes e a relação C/N de várias espécies de plantas daninhas. **Planta Daninha**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 1, p.163-167, 1999.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **The Journal of Soil Science**, Oxford, v. 33, n. 2, p.141-163, 1982.

UKWATTAGE, N.L.; RANJITH, P.G.; BOUAZZA, M. The use of coal combustion fly ash as a soil amendment in agricultural lands (with comments on its potential to improve food security and sequester carbon). **Fuel**, London, 2013. In press. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2013.02.016>).

USUGA, J.C.L.; TORO, J.A.R.; ALZATE, M.V.R.; DE JESÚS LEMA TAPIAS, Á. Estimation of biomass and carbon stocks in plants, soil and forest floor in different tropical forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 260, n. 10, p.1906-1913, 2010.

VALLADARES, G.S.; BATISTELLA, M.; PEREIRA, M.G. Alterações ocorridas pelo manejo em Latossolo, Rondônia, Amazônia Brasileira. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 3, p.631-637, 2011.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987.

VERGUTZ, L.; NOVAIS, R.F.; SILVA, I.R.; BARROS, N.F.; NUNES, T.N.; PIAU, A.A.M. Mudanças na matéria orgânica do solo causadas pelo tempo de adoção de um sistema agrossilvipastoril com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 43-57, 2010.

VIEIRA, F.C.B.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; HE, Z.L. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 96, n. 1/2, p.195-204, 2007.

WARDLE, D.A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: Hungria, M.; Araújo, R. S. **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: Embrapa, Centro Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão, Centro Nacional de Pesquisa de Soja, 1994. p. 419-436.

ANEXO

ANEXO A

	C total ox	C lábil ox	C não lábil ox	L ox	IL ox	Estoque de C	ICC ox	IMC ox	Biomass a	C orgânico	qMic	C lábil fr	C não lábil fr	C total fr	L fr	IL fr	ICC fr	IMC fr
C total ox	1	0,73706	0,748	-0,16	-0,16	0,62066	1	0,40371	0,14214	0,86086	-0,27702	0,54051	0,945	0,93557	0,16417	0,15961	0,77451	0,37555
		(<,0001)	(<,0001)	(0,3586)	(0,3586)	(<,0001)	(<,0001)	(0,0162)	(0,4153)	(<,0001)	(0,1072)	(0,0008)	(<,0001)	(<,0001)	(0,346)	(0,3598)	(<,0001)	(0,0262)
C lábil ox	1	0,10277	0,4312	0,4312	0,58125	0,73706	0,87332	0,23317	0,83173	-0,21085	0,39494	0,68908	0,68255	0,14084	0,1356	0,65615	0,33289	
		(0,5569)	(0,0097)	(0,0097)	(0,0003)	(<,0001)	(<,0001)	(0,1776)	(<,0001)	(0,2241)	(0,0189)	(<,0001)	(<,0001)	(0,4197)	(0,4373)	(<,0001)	(0,0507)	
C não lábil ox	1	-0,65895	-0,65895	0,34268	0,748	-0,26345	-0,01978	0,45025	-0,20067	0,40768	0,71415	0,7067	0,10332	0,10175	0,49556	0,22583		
			(<,0001)	(<,0001)	(0,0439)	(<,0001)	(0,1262)	(0,9102)	(0,0066)	(0,2477)	(0,0151)	(<,0001)	(<,0001)	(0,5547)	(0,5608)	(0,0025)	(0,1921)	
L ox	1	0,03532	-0,16	0,79161	0,21398	0,09348	0,17159	0,01277	-0,13209	-0,1	0,1091	0,10933	0,02602	0,10619				
			(<,0001)	(0,8404)	(0,3586)	(<,0001)	(0,2171)	(0,5933)	(0,3243)	(0,942)	(0,4494)	(0,5676)	(0,5327)	(0,5318)	(0,8821)	(0,5438)		
IL ox	1	0,03532	-0,16	0,79161	0,21398	0,09348	0,17159	0,01277	-0,13209	-0,1	0,1091	0,10933	0,02602	0,10619				
					(0,8404)	(0,3586)	(<,0001)	(0,2171)	(0,5933)	(0,3243)	(0,942)	(0,4494)	(0,5676)	(0,5327)	(0,5318)	(0,8821)	(0,5438)	
Estoque de C	1	0,62066	0,38761	-0,06518	0,51563	-0,2344	0,30029	0,63072	0,60346	0,04353	0,03795	0,26615	0,08459					
						(<,0001)	(0,0214)	(0,7099)	(0,0015)	(0,1753)	(0,0796)	(<,0001)	(0,0001)	(0,8039)	(0,8286)	(0,1222)	(0,629)	
ICC ox	1	0,40371	0,14214	0,86087	-0,27703	0,54051	0,94499	0,93557	0,16417	0,15961	0,77451	0,37555						
							(0,0162)	(0,4153)	(<,0001)	(0,1072)	(0,0008)	(<,0001)	(<,0001)	(0,346)	(0,3597)	(<,0001)	(0,0262)	
IMC ox	1	0,29346	0,5914	-0,0338	0,31563	0,39269	0,42053	0,19637	0,19288	0,46734	0,33285							
						(0,0871)	(0,0002)	(0,8472)	(0,0647)	(0,0196)	(0,0119)	(0,2582)	(0,2669)	(0,0046)	(0,0507)			
Biomassa	1	0,11372	0,80505	0,36063	0,1183	0,21913	0,37462	0,37188	0,40714	0,47731								
			(<,0001)	(0,0333)	(0,4985)	(0,206)	(0,0266)	(0,0278)	(0,0152)	(0,0037)								
C orgânico	1	-0,39051	0,50109	0,82585	0,82762	0,18878	0,18581	0,71476	0,3809									
						(0,0204)	(0,0022)	(<,0001)	(<,0001)	(0,2774)	(0,2852)	(<,0001)	(0,024)					
qMic	1	0,0185	-0,25609	-0,19612	0,18285	0,1834	-0,03866	0,14092										
							(0,916)	(0,1376)	(0,2588)	(0,2931)	(0,2916)	(0,8255)	(0,4194)					
C lábil fr	1	0,45963	0,71152	0,9034	0,90168	0,53038	0,94127											
							(0,0055)	(<,0001)	(<,0001)	(<,0001)	(0,001)	(<,0001)						
C não lábil fr	1	0,95108	0,06046	0,05737	0,75542	0,27369												
							(<,0001)	(0,7301)	(0,7434)	(<,0001)	(0,1116)							
C total fr	1	0,36213	0,35909	0,78219	0,54399													
							(0,0325)	(0,0341)	(<,0001)	(0,0007)								
L fr	1	0,99965	0,24422	0,92332														
							(<,0001)	(0,1574)	(<,0001)									
IL fr	1	0,24661	0,92382															
ICC fr	1	0,55854																
IMC fr	1																	

Coefici

entes de correlação de Pearson maior que 0,70 indicam correlações fortes, entre 0,30 e 0,70 indicam correlações moderadas e menores que 0,30 indicam correlações fracas.