



**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE
E AGROECOSSISTEMAS AMAZÔNICOS**

ISABELLE BONINI

**CONSEQUÊNCIAS BIOGEOQUÍMICAS DA
CONVERSÃO DE FLORESTA EM PLANTIO DE
SOJA E SERINGUEIRA NA TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA-CERRADO**

Dissertação de Mestrado

ALTA FLORESTA – MT

2014

	ISABELLE BONINI	Diss. MESTRADO	PPG BioAgro 2014



**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE
E AGROECOSSISTEMAS AMAZÔNICOS**

ISABELLE BONINI

**CONSEQUÊNCIAS BIOGEOQUÍMICAS DA
CONVERSÃO DE FLORESTA EM PLANTIO DE
SOJA E SERINGUEIRA NA TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA-CERRADO**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos.

Orientador (a): Prof. Ben Hur Marimon Junior

ALTA FLORESTA - MT

2014

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

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Roberta Maria Miranda Caetano - CRB 1 / 2914

B715c Bonini, Isabelle

Consequências biogeoquímicas da conversão de floresta em plantio de soja e seringueira na transição Amazônia-Cerrado / Isabelle Bonini. Alta Floresta-MT, 2014.

91 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos) – Faculdade de Ciências Biológicas e Agrárias da Universidade do Estado de Mato Grosso.

Orientador: Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior.

1. Agroecossistemas. 2. Biomassa aérea. 3. Ciclo do Carbono. 4. Liteira. 5. Macronutrientes. 6. Raízes finas. I. Título.

CDD 631.64

**CONSEQUÊNCIAS BIOGEOQUÍMICAS DA
CONVERSÃO DE FLORESTA EM PLANTIO DE
SOJA E SERINGUEIRA NA TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA-CERRADO**

ISABELLE BONINI

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos.

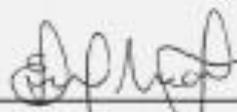
Aprovada em 30 de junho de 2014.



Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior
Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT/ PPGBioAgro)
Departamento de Ciências Biológicas
Orientador



Prof. Dr. Pedro Vasconcellos Eisenlohr
Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)
Departamento de Ciências Biológicas
Membro Titular



Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi
Universidade de Brasília (UnB)
Departamento de Engenharia Florestal
Membro Titular

DEDICATÓRIA

À minha eterna professora Maria Vitória.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo amor e força gratuitos.

À Universidade do Estado de Mato Grosso, pela grande oportunidade e apoio.

Aos meus colegas de trabalho Ilse, Hellem e Pablo, que não pouparam esforços para me ajudar a conciliar as atividades do mestrado com os plantões da Politec. Sem vocês esta jornada seria impossível!

Ao Grupo Amaggi, pela autorização das coletas na Fazenda Tanguro.

À equipe do Ipam, pelo apoio logístico e fornecimento de informações imprescindíveis para a realização desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior, pelos conselhos, orientação e paciência. Obrigada por atender meus pedidos de socorro e por ter me aceitado no seu rol de orientados!

À equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal de Nova Xavantina, pela ajuda nas coletas e triagem do material. Obrigada também pelos momentos de risada!

Aos meus pais, Celso e Izabel, pelo amor e torcida. Não sei se este era o caminho que vocês sonharam pra mim, mas só tenho a agradecer pelo apoio e amor incondicional. Os meus erros foram tentativas de acertos!

Ao meu noivo Daniel Schenfert, pelo amor, companheirismo e cumplicidade. Obrigada por entender minhas escolhas!

Ao casal mais querido de Nova Xavantina, Irene e Carlos, pelo acolhimento e amizade.

Às minhas amigas Liza, Flaviane, Renata e Rosi, que mesmo distantes se fizeram sempre presentes.

À minha turma de mestrado, pelos momentos inesquecíveis que passamos juntos. Um agradecimento especial aos amigos que fiz durante esta etapa: Marcos José, Cleverson, Juliana, Alan, Darline, André Lavezo e Inês. Vocês são pessoas maravilhosas e com um futuro brilhante a ser vivido. Cada momento será recordado com muita alegria e saudade!

À família Gomes Pessoa, que me acolheu com todo carinho em seu lar durante um bom tempo. Não tenho nem palavras para expressar a minha gratidão! Já me sinto parte da família.

Aos professores e colaboradores do PPG BioAgro, pelo ensino e confiança.

Aos funcionários da Politec de Alta Floresta pela estadia no início do curso.

E a todos que direta ou indiretamente colaboraram para que esta pesquisa se concretizasse.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE FIGURAS	xiv
RESUMO.....	xvi
ABSTRACT	xviii
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	01
1.1. Introdução.	01
1.2. Objetivos	05
1.2.1. Objetivo geral	05
1.2.1. Objetivos específicos.....	05
1.3. Hipóteses	05
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	06
3. CAPÍTULOS.....	10
3.1. ESTOQUES DE CARBONO NO SOLO E NA BIOMASSA VEGETAL EM DIFERENTES SISTEMAS DE USO DA TERRA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO.....	10
Resumo.....	11
Abstract	11
Introdução	12
Material e Métodos.....	14
Área de estudos	14
Amostragem do solo.....	17
Amostragem da biomassa de serapilheira/palhada (liteira).....	18
Amostragem da biomassa radicular fina	18
Amostragem da biomassa aérea.....	19
Cálculos dos estoques de carbono	19
Análise de dados	20
Resultados e Discussão	21
Solo	21

Liteira.....	25
Raízes finas.....	28
Biomassa aérea	32
Biomassa vegetal e estoque total de carbono.....	34
Revisitação de hipóteses	37
Conclusões.....	38
Referências	38
3.2. CONSEQUÊNCIAS DA CONVERSÃO DE FLORESTA NATIVA SOBRE O ESTOQUE DE NUTRIENTES EM DIFERENTES SISTEMAS DE USO DA TERRA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO	52
Resumo.....	53
Abstract	53
Introdução	54
Material e Métodos.....	56
Área de estudos	56
Amostragem do solo.....	58
Amostragem da camada de serapilheira/palhada (liteira)	59
Amostragem de raízes finas.....	59
Cálculos dos estoques de nutrientes.....	60
Análise de dados	61
Resultados e Discussão.....	62
Solo	62
Liteira.....	66
Raízes finas.....	70
Análises complementares	73
Revisitação de hipóteses	80
Conclusões.....	80
Referências	81
4. CONCLUSÕES GERAIS	90

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Atributos físico-químicos do solo (média \pm DP) nas diferentes camadas amostradas de quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT 22

Tabela 2. Teores de carbono orgânico, densidade aparente (DAS) e estoques de carbono (calculado e corrigido) (\pm DP) dos solos de quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT 23

Tabela 3. Espessura, volume, densidade, biomassa total e estoque de carbono da liteira (média \pm DP) nas quatro áreas estudadas e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT. As diferenças entre áreas foram apontadas pelo teste de Kruskal-Wallis e entre estações pelo teste de Wilcoxon..... 26

Tabela 4. Biomassa de raízes finas (média \pm DP) distribuída em duas profundidades nas quatro áreas estudadas e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT. As diferenças entre áreas foram apontadas pelo teste de Kruskal-Wallis e entre estações pelo teste de Wilcoxon..... 28

Tabela 5. Estoques de carbono orgânico (média \pm DP) das raízes finas até a profundidade de 20 cm das quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT, nos períodos de seca e chuva. A diferenças entre áreas apontadas pelo teste de Kruskal-Wallis e entre estações pelo teste de Wilcoxon..... 32

Tabela 6. Biomassa aérea e respectivos estoques de carbono (média \pm DP) nas quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT..... 33

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Sistemas de uso da terra selecionados para a realização do presente estudo na Fazenda Tanguro, Querência – MT..... 58

Tabela 2. Teores de macronutrientes e atributos físico-químicos do solo (média ± DP) nas diferentes camadas amostradas de diferentes sistemas de uso na Fazenda Tanguro, Querência – MT.....	63
Tabela 3. Estoques de macronutrientes do solo (média ± DP) nas diferentes camadas amostradas de diferentes sistemas de uso na Fazenda Tanguro, Querência – MT.....	65
Tabela 4. Teores de macronutrientes da camada de liteira (média ± DP) nos diferentes sistemas de uso e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT.....	68
Tabela 5. Estoques de macronutrientes na camada de liteira (média ± DP) dos diferentes sistemas de uso e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT.....	70
Tabela 6. Teores de macronutrientes das raízes finas até os 20 cm de profundidade (média ± DP) nos diferentes sistemas de uso em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT.....	72
Tabela 7. Estoques de macronutrientes nas raízes finas (média ± DP) dos diferentes sistemas de uso e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT.....	73
Tabela 8. Matriz de correlação (coeficiente de Spearman) entre as variáveis: Biomassa aérea (BA), Biomassa de liteira (BL), Biomassa radicular fina (BRF), Matéria Orgânica do solo (MOS), pH do solo (pH), Capacidade de troca catiônica (CTC), Soma de Bases (SB), Saturação por alumínio (m%), Teores de Alumínio no solo (Al_{SOLO}) e teores de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S) no solo, liteira e raiz.....	76

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1. Mapa de localização da Fazenda Tanguro, Querência – MT, e das quatro áreas investigadas no presente estudo: FLO: Floresta nativa; SOJ: cultivo de soja; SER30: seringal com mais de 30 anos; SER5: seringal de 5 anos. Fonte: IPAM, 2008..... 15
- Figura 2. Precipitação e temperatura média mensal do período de 2005-2012 e do ano de 2013 na região de abrangência das quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT..... 16
- Figura 3. Histórico de uso da terra das quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência - MT. FLO: Floresta Nativa; SOJ: Cultivo de soja; SER1: Seringal com mais de 30 anos; SER2: Seringal com 5 anos..... 17
- Figura 4. Estoques de carbono orgânico nas quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT ($H = 81,36$; $p < 0,001$). Totais seguidos de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p < 0,05$). BA= Biomassa Aérea..... 35
- Figura 5. Diagrama de perdas de biomassa aérea e seus respectivos estoques de C durante a remoção de floresta nativa para implantação de culturas anuais. EC_{Floresta} = Estoque de Carbono da Floresta Nativa; $EC_{\text{máximo}}$ = Estoque de Carbono Máximo da cultura implantada; $EC_{\text{médio}}$ = Estoque de Carbono Médio da cultura implantada; $EC_{\text{mínimo}}$ = Estoque de Carbono Mínimo da cultura implantada; F1= Fase de remoção/preparo; F2= Fase de estabelecimento da cultura; F3= Fase de pousio/renovação..... 36
- Figura 6. Diagrama de perdas de biomassa aérea e seus respectivos estoques de C durante a remoção de floresta nativa para implantação de cultivo de espécies arbóreas. EC_{Floresta} = Estoque de Carbono da Floresta Nativa; $EC_{\text{máximo}}$ = Estoque de Carbono Máximo da cultura implantada; $EC_{\text{médio}}$ = Estoque de Carbono Médio da cultura implantada; $EC_{\text{mínimo}}$ = Estoque de Carbono Mínimo da cultura implantada; F1= Fase de remoção/preparo; F2= Fase de estabelecimento da cultura; F3= Fase estacionária; F4= Fase de pousio/renovação..... 37

CAPÍTULO 2

Figura 1. Mapa de localização da Fazenda Tanguro, Querência – MT.....	57
Figura 2. Análise de Componentes principais (PCA) de atributos por parcelas registrados em quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT. FLO= floresta nativa; SOJA= lavoura de soja; SER5= seringal de 5 anos; SER30= seringal de 30 anos.....	78

RESUMO

BONINI, Isabelle. M.Sc. Universidade do Estado de Mato Grosso, Junho de 2014. **Consequências biogeoquímicas da conversão de floresta em plantio de soja e seringueira na transição Amazônia-Cerrado**. Orientador: Ben Hur Marimon Junior.

O avanço da fronteira agrícola na borda sul da Amazônia tem provocado alterações importantes sobre a dinâmica e estocagem de elementos, especialmente em áreas onde as atividades antrópicas se baseiam no cultivo extensivo, como é o caso da zona de transição entre a Floresta Amazônica e o Cerrado. Neste contexto, a presente pesquisa buscou conhecer as consequências da conversão de floresta nativa de transição amazônica em plantios de soja e seringueira (monoculturas em grande expansão na região), investigando alguns aspectos relacionados aos ciclos biogeoquímicos, como a capacidade de armazenamento de C e macronutrientes em diferentes compartimentos ecossistêmicos. Para tanto, quatro áreas (floresta nativa, cultivo de soja, seringal de 30 anos e seringal de 5 anos) e quatro compartimentos (solo, biomassa aérea, liteira e raízes finas) foram selecionados. Em cada área foram demarcadas 25 parcelas contíguas de 20 x 20 m, onde foram realizadas as coletas de dados para a estimativa da biomassa aérea, liteira, solo e malha de raízes até 20 cm de profundidade. As campanhas de coleta foram realizadas em quatro etapas, sendo duas na estação seca e duas na chuvosa. A partir dos dados obtidos em campo, foi possível estimar os estoques de C em todos os compartimentos analisados e os estoques de macronutrientes do solo, liteira e raízes. Verificou-se uma semelhança entre os estoques de C, P, K e S da floresta nativa e do seringal de 30 anos, condição mais relacionada ao porte aéreo da vegetação destas áreas do que aos teores destes elementos nos compartimentos analisados. No entanto, considerando a exportação de nutrientes via colheita, pode-se afirmar que a conversão de floresta nativa reduziu mais intensamente os estoques de C, N, P, K e S no cultivo de soja e seringueira de 5 anos. As sequências dos padrões de armazenamento no solo, liteira e raízes também foram alteradas pós-conversão, com destaque para a diminuição na estocagem de K no solo e aumento da estocagem de Mg nas raízes. Em relação às estações, os

estoques de C na malha de raízes finas da lavoura de soja e do seringal de 30 anos foram maiores na chuva, ao contrário da floresta, enquanto na camada de serapilheira estes estoques não diferiram entre estações. Os teores de K, Mg e S da serapilheira e de P, K, Ca e Mg das raízes finas diferiram entre seca e chuva, mas não seguiram um mesmo padrão para todas as áreas. Além disso, os resultados apontaram para uma rápida e eficiente ciclagem de Ca e Mg e deficiência de K no solo do seringal de 30 anos, déficit que possivelmente está relacionado ao tempo de exploração e à quantidade deste elemento exportada pelo látex. Desta forma, fica evidente a mudança de relações biogeoquímicas resultantes da conversão da floresta nativa em plantios de seringueira e soja.

Palavras-chave: agroecossistemas, biomassa aérea, ciclo do carbono, liteira, macronutrientes, raízes finas.

ABSTRACT

BONINI, Isabelle. M.S. Universidade do Estado de Mato Grosso, June 2014.
Biogeochemical consequences of the conversion of forest to soya bean cropland and rubber plantation in the Amazon-Cerrado transition zone.
Adviser: Ben Hur Marimon Junior.

The advance of the agricultural frontier in southern Amazon is resulting in important changes in the dynamics and storage of elements in the biogeochemical cycles, especially in areas where the anthropogenic activities are based on monoculture farming, it is case of the transition zone between the Amazon Forest and the Cerrado vegetation. This study intended to assess the effects of conversion of transitional native forest to soybean and rubber plantations (large expansion monocultures in the region), including the biogeochemical cycles, such as the storage capacity of C and macronutrients in different ecosystem compartments. Four areas (native forest, soybean crop, rubber plantation of 30 years and rubber plantation of 5 years) and four compartments (soil, aboveground biomass, litter and fine roots) were sampled in the study sites. In each area were demarcated 25 contiguous plots of 20 x 20 m, where the collection of data for the estimation of biomass, litter, soil and root mat until 20 cm depth were performed. The samples were taken in four stages, two in the dry season and two in the rainy season. Based on the data obtained in the field, it was possible to estimate C stocks in all analyzed compartments and inventories of nutrients from the soil, litter and roots. There was a similarity between the stocks of C, P, K and S of the native forest and the rubber plantation of 30 years-old, more similarities related to aboveground biomass of the vegetation in these areas than the levels of these elements in the compartments analyzed. However, considering the nutrient removed by the harvest, it can be stated that the conversion of native forest reduced more intensively stocks of C, N, P, K and S in soybean and 5 years-old rubber plantation. The sequences of patterns storage post-conversion also been changed, highlighting the decrease in K storage in soil and increased Mg storage in the roots. Regarding to the seasons, C stocks in the fine root mat of the soybean crop and the rubber plantation 30 years-old were higher in the rainy season, unlike the forest, while in the litter layer these stocks did not differ

between the seasons. The contents of K, Mg and S litter and P, K, Ca and Mg of fine roots differed between dry and rainy seasons, but did not follow the same pattern for all areas. Moreover, the results indicated a rapid and efficient cycling of Ca and Mg and K deficiency in the soil of the rubber plantation 30 years-old. Based on it, I can speculate that K deficiency is likely related to latex content and to the long period of time that rubber trees have been harvested. Thus, there is an evident change of biogeochemical relationships resulting from the conversion of native forests into plantations of rubber and soybeans.

Keywords: agroecosystem, aboveground biomass, carbon cycle, litter layer, macronutrients, fine roots.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Introdução

Os ecossistemas tropicais são caracterizados por uma forte dinâmica funcional (FINN, 1976), onde o movimento e a estocagem de matéria e energia entre seus componentes afetam fortemente as interações entre os processos físicos, químicos e biológicos dos balanços energéticos e nutricionais (CHRISTENSEN et al. 1996). Em condições distróficas, os processos funcionais entre seres vivos e ambiente são especialmente importantes para se compreender as relações entre vegetação e solo (SCHUMACHER, 1992).

Como o funcionamento de um ecossistema baseia-se na circulação de elementos entre os seus diversos compartimentos, a sua sustentabilidade depende do tempo em que os mesmos permanecem no sistema sem a necessidade de reposição externa (REVAZYAN, 1998). No entanto, a substituição de ecossistemas nativos por agroecossistemas (e.g. pastagens e lavouras) pode acarretar em severos impactos sobre os diferentes compartimentos, afetando os ciclos biogeoquímicos (CHOMITZ, 2007; ARAÚJO et al. 2011), uma vez que altera tanto a transferência de massa e energia quanto a distribuição dos elementos nos diferentes reservatórios (KOMINOSKI & ROSEMOND, 2012).

A remoção de florestas nativas para implantação de áreas agricultáveis também resulta em modificações no balanço de carbono, balanço hídrico e na disponibilidade de nutrientes, em aumentos da temperatura atmosférica e do solo e na aceleração de processos erosivos (ARAGÃO et al. 2012; NEILL et al. 2013; BONINI et al. 2013). O carbono total acima do solo estocado nas florestas tropicais é estimado em cerca de 340 Pg para uma área total de 17 milhões de km² (20 Pg km⁻²), enquanto as áreas utilizadas para fins agropecuários armazenam apenas em torno de 7 Pg em 14 milhões de km² (0,5 Pg km⁻²) (IPCC, 2007), uma quantidade 40 vezes menor. Estes dados sugerem que a conservação das florestas tropicais seja uma das principais formas de mitigação dos impactos relacionados às mudanças climáticas (BRUN, 2007).

Além da importância para o ciclo do carbono, as florestas também atuam na ciclagem de nutrientes (FERREIRA, 2006). Em ecossistemas florestais, o principal estoque de nutrientes encontra-se na biomassa aérea das árvores, o que possibilita a reciclagem por diversas rotas entre os demais componentes do ecossistema (POGGIANI & SCHUMACHER, 2000). Em função dos processos de decomposição e lixiviação da serapilheira estes nutrientes são carregados para o solo, sendo reabsorvidos pelas plantas através da malha superficial de raízes, mantendo assim o equilíbrio dinâmico da floresta (CAMPOS et al. 2008). Este é o mecanismo que garante a manutenção de ecossistemas florestais sobre solos tão pobres em nutrientes, como a maioria dos solos amazônicos, garantindo praticamente 100% de reciclagem (JORDAN & HERRERA, 1981).

A capacidade tampão da camada de serapilheira e dos horizontes minerais e orgânicos de solos florestais condiciona, geralmente, a ciclagem dos nutrientes (BARBOSA, 2007). A umidade, temperatura, atividade microbiana e a ampla distribuição de raízes nos horizontes superiores do solo fazem com que o compartimento solo-serapilheira se torne o sítio de quase todas as etapas da decomposição da matéria orgânica e da ciclagem de elementos (VITOUSEK & SANFORD, 1986). Além disso, este compartimento é uma importante fonte de carbono e energia para a manutenção da biota e microbiota do solo, sendo, portanto, a porção mais dinâmica deste conjunto e, provavelmente, a mais variável inter e intraecossistemas (FACELLI & FACELLI, 1993).

De acordo com LEITÃO-FILHO et al. (1993), a produção de serapilheira depende do tipo de vegetação e de suas respostas às variações sazonais. Fatores como temperatura, umidade, fotoperíodo e insolação interferem diretamente na produção de liteira e, conseqüentemente, no retorno de nutrientes e matéria orgânica ao solo (BRAY & GORHAM, 1964). Por isso, conhecer a dinâmica da deposição de serapilheira é importante tanto para se obter indicadores de produtividade primária líquida de florestas quanto para o manejo de plantios florestais (SILVA, 2009).

Outro compartimento ecossistêmico de extrema relevância para a compreensão dos balanços de carbono e nutrientes é a malha superficial de

raízes. SILVER et al. (2000) estimaram que 60% do carbono presente nos primeiros 10 cm do solo da floresta amazônica se encontra nas raízes finas, enquanto 30% do total de carbono abaixo do solo está armazenado nas raízes maiores até os 6 metros de profundidade (TRUMBORE et al. 2006). Entretanto, a influência deste compartimento sobre os processos ecossistêmicos ainda é pouco estudada (SILVA, 2009). Os altos índices de crescimento de raízes finas nas camadas mais superficiais de solos distróficos sugerem uma importante estratégia de captura de nutrientes (LACLAU et al., 2004) e de água em situações de baixa disponibilidade hídrica (BLAIR & PERFECTO, 2001), mas estes mecanismos ainda precisam ser melhor investigados e compreendidos.

Vários estudos têm mostrado a variação sazonal da malha de raízes finas em florestas tropicais (CAVELIER et al. 1999; YAVITT & WRIGHT, 2001; GREEN et al. 2005; SILVER et al. 2005). Durante a estação seca, a mortalidade de raízes finas é maior (HUANG & GAO, 2000), enquanto a produção tende a ser limitada pela escassez de água (SILVER et al. 2005). Entretanto, algumas espécies podem estimular a produção a fim de aumentar a relação raiz/caule (JOSLIN et al. 2000), condição mais relacionada ao aumento da superfície radicular específica do que da biomassa propriamente dita (JOSLIN et al. 2000).

Um *feedback* biogeoquímico importante é o aumento da produção de raízes superficiais em função do aumento da matéria orgânica do solo, promovendo aumento da camada de serapilheira e criando condições mais favoráveis para a decomposição, a qual, por sua vez incorpora mais matéria orgânica e nutrientes ao solo e assim sucessivamente (*feedback* positivo) (COTRUFO, 2006). Por outro lado, os baixos teores de matéria orgânica no solo de alguns agroecossistemas podem interferir negativamente nos mecanismos de *turnover* de raízes (SELLE et al. 2010).

De acordo com ALTIERI (1989), a agricultura tradicional simplifica os processos ecossistêmicos, uma vez que as taxas de decomposição são alteradas e a fertilidade é mantida pela adubação, e não pela reciclagem natural. A transferência de elementos para fora do sistema, que ocorre durante a colheita, interfere diretamente nos ciclos biogeoquímicos, comprometendo a integridade de sua estrutura e funcionalidade (BARBOSA, 2007). Por isso,

práticas agrícolas que restaurem os mecanismos homeostáticos e que otimizem as taxas de retorno e reciclagem de elementos podem reduzir os impactos da agricultura, especialmente em relação à perda de nutrientes e carbono do sistema, reduzindo concomitantemente os custos de implantação e manutenção de culturas e tornando o sistema ecológica e economicamente sustentável.

Em áreas de monoculturas de ciclo curto (e.g. soja), a mecanização do solo proporciona quedas nos estoques de matéria orgânica, reduzindo o C orgânico (CO) e o N total (NT), uma vez que, mesmo diante de elevadas adições de C e N via resíduos, as perdas são normalmente superiores às adições (LOVATO, 2001). Tal fato tem acelerado o processo de degradação dos solos, comprometendo o funcionamento dos agroecossistemas. No entanto, monoculturas de espécies perenes (e.g. seringueira) podem atuar positivamente neste contexto, uma vez que não há revolvimento anual do solo (RIBON et al. 2002). Além disso, a cobertura vegetal do seringal incorpora grande quantidade de material orgânico ao solo e fornece proteção contra erosão e lixiviação (BYRNE & MILNE, 2006).

Extensas áreas de floresta nativa têm sido convertidas em lavouras de soja e seringais em Mato Grosso, particularmente na borda sul da Amazônia, no chamado 'Arco do Desmatamento'(NOGUEIRA et al. 2008). As áreas de florestas mais suscetíveis ao desmatamento são as de transição Amazônia-Cerrado, principalmente no sul de Rondônia e leste de Mato Grosso (AMARAL & SMERALDI, 2004). Estas regiões apresentam um mosaico com diferentes regimes pluviométricos e tipos de vegetação e solo, que associados a diferentes práticas culturais, modificam as propriedades químicas e biológicas do solo, resultando em diferentes consequências edáficas (SILVA NETO et al. 2011).

No presente estudo foram investigados alguns aspectos relacionados aos ciclos biogeoquímicos, com o intuito de ampliar o conhecimento sobre os impactos ecossistêmicos decorrentes da conversão de florestas nativas da transição Amazônia/Cerrado em monoculturas. As áreas estudadas foram: (1) seringal com aproximadamente 5 anos (seringal novo), (2) seringal com cerca de 30 anos (seringal velho), (3) área de cultivo de soja de

quarto plantio e (4) floresta nativa de transição amazônica. No Capítulo 1 são abordados os aspectos relacionados aos estoques de carbono no solo, raízes finas, serapilheira e biomassa aérea das respectivas áreas. No Capítulo 2 foi abordada, nestes mesmos compartimentos, a influência do tipo de vegetação sobre os estoques de nutrientes. As informações obtidas nesta pesquisa poderão subsidiar a definição de técnicas de manejo mais adequadas, colaborando para o desenvolvimento de projetos conservacionistas.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo geral

Avaliar as consequências biogeoquímicas da conversão de floresta de transição amazônica em cultivo de soja e seringueira.

1.2.2. Objetivos específicos

- Estimar os estoques de carbono orgânico e de macronutrientes na camada de 0-20 cm do solo de cada área.
- Estimar a biomassa e o estoque de carbono da camada de serapilheira, palhada de soja, malha de raízes finas e parte aérea da vegetação.
- Estimar a concentração e o estoque de macronutrientes na camada de serapilheira, palhada de soja e malha de raízes.
- Verificar a sazonalidade dos estoques totais de carbono e nutrientes nos diferentes ecossistemas analisados por meio da comparação de todos os parâmetros entre os períodos de seca e chuva.
- Fornecer subsídios para a elaboração de planos de manejo de solos e créditos de carbono.

1.3. Hipóteses

Esperamos que a conversão de floresta nativa em plantio de soja e de seringueira apresente as seguintes consequências:

(1) Redução dos estoques de carbono (EC) orgânico das camadas superficiais do solo na seguinte ordem: $EC_{\text{solo}} \text{ Floresta} > EC_{\text{solo}} \text{ Seringal velho} > EC_{\text{solo}} \text{ Soja} > EC_{\text{solo}} \text{ Seringal novo}$, haja visto que áreas com maior deposição

de serapilheira (no caso, a floresta e o seringal) propiciam maior *input* de material orgânico ao solo.

(2) Redução dos estoques de carbono na biomassa aérea e malha de raízes finas ($EC_{BA/RZ}$) na seguinte ordem: $EC_{BA/RZ}$ Floresta > $EC_{BA/RZ}$ Seringal velho > $EC_{BA/RZ}$ Seringal novo > $EC_{BA/RZ}$ Soja. Este resultado é esperado em função da menor estrutura vegetal aérea do seringal mais novo e da lavoura de soja.

(3) Redução da biomassa (BM) da camada de liteira (serapilheira/palhada) na seguinte ordem: BM_{liter} Floresta > BM_{liter} Seringal velho > BM_{liter} Soja > BM_{liter} Seringal novo.

(4) Redução nos estoques de nutrientes do solo, da liteira (serapilheira/palhada) e raízes finas das áreas cultivadas em relação à floresta nativa. Este resultado é esperado por causa da grande exportação de nutrientes pela colheita da soja e do látex, o que pode acarretar em déficits de elementos nos compartimentos dos sistemas analisados.

(5) Maior camada de serapilheira/palhada depositada no período de seca em todas as áreas, uma vez que os processos de decomposição diminuem com a escassez de água, possibilitando maior acúmulo de resíduos vegetais sobre o solo.

(6) Maior biomassa radicular fina no período chuvoso em todas as áreas, pois é esperado que as plantas invistam na produção de raízes neste período de maior disponibilização de nutrientes e matéria orgânica advindos da decomposição da serapilheira.

(7) Diferenças entre estações do ano nos estoques de nutrientes da serapilheira/palhada e malha de raízes finas em todas as áreas.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALTIERI, M. A. **Agroecologia: as bases científicas da agricultura alternativa**. Rio de Janeiro: PTA-FASE, 1989. 237p.

AMARAL, W.; SMERALDI, R. Sumário executivo. In: **Relação entre cultivo de soja e desmatamento: compreendendo a dinâmica**. São Paulo: Amigos da Terra, 2004. p. 3-12.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, Londres, v. 363, p.1779-1785, 2012.

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.

BARBOSA, V. **Ciclos biogeoquímicos como subsídio para a sustentabilidade do sistema agroindustrial da cana-de-açúcar**. 2007. 117 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

BLAIR, B. C.; PERFECTO I. Nutrient content and substrate effect on fine root density and size distribution in a Nicaraguan rain forest. **Biotropica**, Lawrence, v. 33, n. 4, p. 697–701. 2001.

BONINI, I.; DALTRO, R. F.; RIBEIRO, R. Q. A influência da supressão vegetal na dinâmica de processos erosivos: um estudo comparativo em Campo Verde, Mato Grosso. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 2122-2135, 2013.

BRUN, F.G.K. **Dinâmica do carbono orgânico em espécies arbóreas de uma Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul**. 2007. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

CAMPOS, E. H.; ALVES, R. R.; SERATO, D. S.; RODRIGUES, G. S. S. C.; RODRIGUES, S. C. Acúmulo de serapilheira em fragmentos de mata mesofítica e cerrado *strictu sensu* em Uberlândia – MG. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 20, n. 1, p. 189-203, 2008.

CAVELIER, J.; WRIGHT, S. J.; SANTAMARÍA, J. Effects of irrigation on litterfall, fine root biomass and production in a semideciduous lowland forest in Panama. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 211, p. 207-213, 1999.

CHOMITZ, K. M. **At loggerheads?: agricultural expansion, poverty reduction and environment in the tropical forests**. Washington: The World Bank, Policy Research Report, 2007. DOI 10.1596/978-0-8123-6735-3.

CHRISTENSEN, N. L.; BARTUSKA, A. M.; BROWN, J. H.; CARPENTER, S.; D'ANTONIO, C.; FRANCIS, R.; FRANKLIN, J. F.; MacMAHON, J. A.; NOSS, R. F.; PARSONS, D. J.; PETERSON, C. H.; TURNER, M. G.; WOODMANSEE, R. G. The report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Bases for Ecosystem Management. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 6, n. 3, p. 665-691, 1996.

COTRUFO, M. F. Quantity of standing litter: A driving factor of root dynamics. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 281, p. 1–3. 2006.

FACELLI, J. M.; FACELLI, E. Interactions after death: plant litter controls priority effects in a successional plant community. **Oecologia**, Gainesville, v. 95, p. 277-278, 1993.

FERREIRA, S. J. F.; LUIZÃO, F. J.; MIRANDA, S. A. F.; SILVA, M. S. R.; VITAL, A. R. T. Nutrientes na solução do solo em floresta de terra firme na Amazônia Central submetida à extração seletiva de madeira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 36, n. 1, p. 59-68, 2006.

GREEN, J. J.; DAWSON, L. A.; PROCTOR, J.; DUFF, E. I.; ELSTON, D. A. Fine root dynamics in a tropical rain forest is influenced by rainfall. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 276, p. 23-32, 2005.

HUANG, B.; GAO, H. Root physiological characteristics associated with drought resistance in tall fescue cultivars. **Crop Science**, Madison, v. 40, p. 196-203, 2000.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Summary for Policymakers. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/SPM2feb07.pdf>.2007> Acesso em: 28 jun. 2012.

JOSLIN, J. D.; WOLFE, M. H.; HANSON, P. J. Effects of altered water regimes on forest root systems. **New Phytologist**, Lancaster, v. 147, p. 117-129, 2000.

KOMINOSK, J. S.; ROSEMOND, A. D. Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for rivers networks. **Freshwater Science**, Erie, v. 31, n. 1, p. 51-68, 2012.

LACLAU, J. P.; TOUTAIN, F.; M'BOU, A. T.; ARNAUD, M.; JOFFRE, R.; RANGER, J. The function of the superficial root mat in the biogeochemical cycles of nutrients in Congolese eucalyptus plantations. **Annals of Botany**, Oxford, v. 93, p. 249-261, Jan. 2004.

LOVATO, T. **Dinâmica do carbono e nitrogênio do solo afetada por preparos do solo, sistemas de cultura e adubo nitrogenado**. 2001. 133 f. Tese (Doutorado em Ciência do solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

NEILL, C.; COE, M. T.; RISKIN, S. H.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEER, H.; MACEDO, M. N.; McHORNEY, R.; LEFEBVRE, P.; DAVIDSON, E. A.; SCHEFFLER, R.; FIGUEIRA, A. M. S.; PORDER, S.; DEEGAN, L. A. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, Londres, v. 368: 20120425, 2013.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M. V. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Eds.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. 427 p.

REVAZYAN, R.H. Biogeochemical ciclicity of chemical elements and the problem of ecosystems sustainability. **Reports NAS RA**, v. 98, n. 4, p. 357-362, Yerevan, 1998.

SCHUMACHER, M. V. **Aspectos da ciclagem de nutrientes e do microclima em talhões de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus torrelliana* F. Mesell**. 1992. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Esalq, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SILVA, A. K. L. **Dinâmica de serapilheira e produção de raízes finas em plantios de paricá (*Scizolobium parahyba* var. *amazonicum*) e floresta sucessional em Aurora do Pará, Amazônia Oriental**. 2009. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará, Belém.

SILVA NETO, S. P.; SANTOS, A. C.; LEITE, R. L. L.; DIM, V. P.; CRUZ, R. S.; PEDRICO, A.; NEVES NETO, D. N. Análise espacial de parâmetros da fertilidade do solo em região de ecótono sob diferentes usos e manejos. **Revista Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, n. 2, p. 541-552, 2011.

SILVER, W. L.; MIYA, R. K. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. **Oecologia**, Gainesville, v. 129, p. 407–419. 2001.

SILVER, W. L.; THOMPSON, A. W.; MCGRODDY, M. E.; VARNER, R. K.; DIAS, J. D.; SILVA, H.; CRILL, P. M.; KELLER, M. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forests soils. **Global Change Biology** Malden, v. 11, p. 290-306, 2005.

TRUMBORE, S. et al. Dynamics of fine root carbon in Amazonian tropical ecosystems and the contribution of roots to soil respiration. **Global Change Biology**, Malden, v. 12, p. 217-229. 2006.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD JR., R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, n. 1, p. 137-167, 1986.

YAVITT, J.B.; WRIGHT, S. J. Drought and irrigation effects on fine root dynamics in a tropical moist forest, Panama. **Biotropica**, Lawrence, v. 33, p. 421-434, 2001.

3. CAPÍTULOS

3.1. ESTOQUES DE CARBONO NO SOLO E NA BIOMASSA VEGETAL EM DIFERENTES SISTEMAS DE USO DA TERRA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

Resumo – A conversão de sistemas naturais em agrícolas pode levar a alterações significativas nos estoques de carbono dos diferentes compartimentos do ecossistema. O objetivo deste trabalho foi investigar as consequências da substituição de floresta nativa por plantio de soja e seringueira sobre os estoques de carbono no solo, camada de serapilheira/palhada, raízes finas e biomassa aérea, bem como comparar estes estoques entre as estações do ano. Em cada uma das quatro áreas foram demarcadas 25 parcelas de 20 x 20 m. Para determinação da biomassa e dos estoques de carbono, foram coletadas amostras da camada de serapilheira/palhada, de solo e raízes finas a uma profundidade de 20 cm. A biomassa aérea da floresta e dos seringais foi estimada por meio de equações alométricas, enquanto a biomassa aérea de soja foi obtida pela secagem de todas as plantas colhidas em uma área amostral de 2,5 m². Os estoques médios de C na floresta, seringal de 30 anos, seringal de 5 anos e lavoura de soja foram, respectivamente: 1) solo: 72,28; 40,38; 45,02 e 45,78 Mg.ha⁻¹; 2) raízes finas: 0,45; 0,12; 0,03 e 0,02 Mg.ha⁻¹; 3) liteira: 1,54; 1,31; 0,38 e 0,43 Mg.ha⁻¹ e 4) biomassa aérea: 104,88; 88,63; 9,04 e 2,13 Mg.ha⁻¹. A conversão de floresta nativa reduziu mais intensamente os estoques de C no cultivo de soja e seringueira de 5 anos, enquanto o seringal de 30 anos foi mais semelhante à floresta. Em relação às estações, os estoques de C na malha de raízes finas da lavoura de soja e do seringal de 30 anos foram maiores na chuva, ao contrário da floresta, enquanto na camada de serapilheira estes estoques não diferiram entre estações. Estas diferenças podem ser atribuídas principalmente aos níveis de compactação do solo e à estrutura e fenologia de cada cobertura vegetal. Os resultados indicam que a implantação de lavouras de soja e a fase inicial de implantação de seringais reduzem o potencial de estocagem de C e o seu tempo de residência nos ecossistemas, afetando a sustentabilidade dos mesmos.

Palavras-chave: biomassa aérea, raízes finas, serapilheira, seringueira, soja.

CARBON STOCKS IN SOIL AND BIOMASS IN DIFFERENT LAND USE IN THE AMAZON-CERRADO TRANSITION ZONE

Abstract – Conversion of natural systems to agriculture can result in changes on carbon stocks in several compartments of the ecosystems. This paper aimed to investigate the consequences of conversion of native forest to soybean crops and rubber plantations on carbon stocks in soil, litter, fine roots and aboveground biomass, as well as compare these stocks between dry and rainy seasons. Four areas were selected under different uses and demarcated 25 plots of 20 x 20 m in each. To determine biomass and carbon stocks, litter, soil and roots samples were collected at 20 cm depth. The aboveground biomass of forest and rubber plantations was estimated using allometric equations, and the soybean biomass was obtained by drying of all plants harvested in an area of 2.5 m². Mean C stocks in the forest, rubber plantation of 30 years old, rubber plantation of 5 years old and soybean crop were, respectively: 1) soil: 72.28, 40.38, 45.02 and 45.78 Mg.ha⁻¹; 2) fine roots: 0.45, 0.12, 0.03 and 0.02 Mg.ha⁻¹; 3) litter: 1.54, 1.31, 0.38 and 0.43 Mg.ha⁻¹ and 4) aboveground biomass: 104.88, 88.63, 9.04 and 2.13 Mg.ha⁻¹. The conversion of native forest more intensively reduced C stocks in soya and rubber plantation of 5 years, while the

rubber plantation of 30 years was similar to forest. Regarding to the seasons, the C stocks of fine roots of the soybean crop and the rubber plantation of 30 years were higher in the rain, unlike the forest, while in the litter layer these stocks did not differ between seasons. These differences can be attributed mainly to the levels of soil compaction and structure and phenology of each plant cover. The results indicate that the deployment of soybean and the initial phase of the deployment rubber plantations reduce the potential C storage and your residence time in ecosystems, affecting their sustainability.

Keywords: aboveground biomass, fine roots, litter, rubber tree, soybean.

Introdução

A região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, localizada no chamado “arco do desmatamento”, vem sofrendo uma série de impactos ambientais negativos decorrentes da expansão da fronteira agrícola (COSTA & PIRES, 2010), como a perda de biodiversidade e degradação do solo e da água (NEPSTAD et al. 1999; SILVA NETO et al. 2011). Outra consequência do uso da terra nessa região é a transferência substancial de carbono do sistema solo-planta para a atmosfera (FRIEDLINGSTEIN et al. 2010; COE et al. 2013), processo que se dá por meio do corte e queima da vegetação e revolvimento intensivo do solo (BUCKERIDGE, 2008).

Este cenário de degradação pode resultar em diversas alterações na estrutura, composição e funcionamento dos ecossistemas, comprometendo a ciclagem de nutrientes (DAVIDSON et al. 2004) e de matéria orgânica (DON et al. 2011) e, conseqüentemente, a integridade dos ciclos biogeoquímicos (HOUGHTON et al. 2000). Estima-se que a expansão agrícola e pecuária por meio da derrubada de florestas no Brasil durante os últimos 140 anos tenha levado a uma liberação líquida de 121 Pg de carbono para a atmosfera, implicando em mudanças ambientais de grande magnitude (BUCKERIDGE, 2008).

Os compartimentos ecossistêmicos podem atuar como potenciais reservatórios de carbono (FARIA, 2012), destacando-se a biomassa vegetal aérea (HENRY et al. 2009; BACCINI et al. 2011) e subterrânea (ESPELETA & CLARK, 2007), os resíduos vegetais (e.g. serapilheira) (RICE et al. 2004; PAIVA et al. 2011; TORRES, 2013) e o solo (PAUSTIAN et al. 1997; MAIA et al. 2011). Assim, mudanças no uso da terra podem redistribuir os estoques de

C entre estes reservatórios e modificar o tempo de permanência do mesmo no ecossistema, provocando alterações importantes sobre a ciclagem de elementos (KOMINOSKI & ROSEMOND, 2012).

Além disso, a quantidade de carbono estocada nestes compartimentos depende da capacidade de produção e do tempo que o C ficará retido nos tecidos dos seres vivos (FUNG et al. 1997). Estima-se que o carbono permaneça nas folhas vivas por um período médio de 1 a 3 anos, variando entre 5 a 10 anos nos tecidos radiculares (TRUMBORE & CAMARGO, 2009). Nos tecidos mortos (necromassa) esta permanência varia em torno de 5,9 anos em liteira lenhosa (CHAMBERS et al. 2000) e de 2 a 3 anos em liteira não lenhosa (HAIRIAH et al. 2006), podendo variar conforme fatores climáticos (VIEIRA et al. 2013), atividade biológica dos micro e meso decompositores (CHAMBERS et al. 2000) e a qualidade do material orgânico (ANDRADE, 2011).

Processos fisiológicos (e.g. fotossíntese, respiração), associados à disponibilidade de recursos e fatores físicos, irão determinar as taxas de absorção, armazenamento e emissão de carbono no ecossistema (CHAMBERS et al. 2004). Analisando estudos sobre os estoques de C em diferentes ecossistemas, NAIR et al. (2011) concluíram que o montante deste elemento estocado em todos os compartimentos depende da qualidade do solo, em especial da fração argila-silte, e da massa fotossintética viva disponível, a qual pode potencializar o sequestro de carbono de um determinado tipo de vegetação. Segundo os autores, os ecossistemas florestais estocam mais carbono no solo, processo associado com a maior riqueza de espécies e densidade de indivíduos. MALHI & GRACE (2000) afirmam que florestas tropicais, como a Amazônica, funcionam como importantes sumidouros de carbono, contribuindo para a retirada de CO₂ atmosférico na ordem de 18 Pg por ano.

Desta forma, os compartimentos solo, liteira (serapilheira ou palhada das culturas), raízes e biomassa aérea são importantes reservatórios de carbono, e por isso possuem papel fundamental na biogeoquímica global (MALHI & DAVIDSON, 2009). Por isso, estudos locais que quantifiquem as alterações nos estoques de C devido às mudanças de uso da terra podem

auxiliar na construção de modelos macroecológicos e na projeção de cenários futuros frente a estas mudanças. Além disso, estes estudos são essenciais para a busca por técnicas de manejo mais sustentáveis, colaborando com o desenvolvimento de projetos conservacionistas voltados ao sequestro de carbono e auxiliando na valoração desse serviço ambiental prestado pelos ecossistemas.

O objetivo do presente trabalho foi verificar os efeitos da substituição de floresta de transição amazônica por áreas de plantio de soja e seringueira sobre os estoques de carbono no solo, liteira (serapilheira/palhada), raízes finas e biomassa aérea, bem como comparar estes estoques entre as estações de seca e chuva. As seguintes hipóteses foram testadas: (1) a conversão de floresta nativa em monocultura reduz os estoques originais de carbono nos compartimentos solo, liteira, raízes finas e biomassa aérea: espera-se que os agroecossistemas estudados apresentem menores teores de CO no solo (ZINN, 2005), menor quantidade de liteira depositada (KINDEL et al. 2006) e menor porte estrutural da cobertura vegetal (SCHROTH et al. 2002), refletindo, conseqüentemente, sobre os estoques de C nos compartimentos analisados; (2) a biomassa radicular é maior no período chuvoso: resultado esperado em função da maior disponibilização de nutrientes e material orgânico neste período, assim como constatado por GREEN et al. (2005), SILVER et al. (2005) e METCALFE et al. (2008); (3) a biomassa da camada de serapilheira é maior no período de seca: espera-se maior acúmulo de biomassa de serapilheira em função da desaceleração dos processos de decomposição nessa estação (MORELATTO, 1992; SUNDARAPANDIAN & SWAMY, 1999) e (4) a redução dos estoques de C em cada compartimento segue a ordem: seringal de 30 anos > seringal de 5 anos > lavoura de soja: espera-se maiores estoques de C em áreas com cobertura vegetal de maior porte (SCHROTH et al. 2002).

Material e métodos

Área de estudos

A pesquisa foi conduzida na Fazenda Tanguro (80.000 ha), localizada no município de Querência, Mato Grosso, na parte sudeste da Bacia

Amazônica (Fig. 1). A fazenda está inserida em uma área de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, e o tipo vegetacional dominante é a Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO et al. 1991). Aproximadamente metade da área da fazenda foi desmatada para implantação de pastagens no início da década de 1980, mas a partir de 2003 a maior parte destas pastagens foi convertida em monocultura, especialmente de grãos.

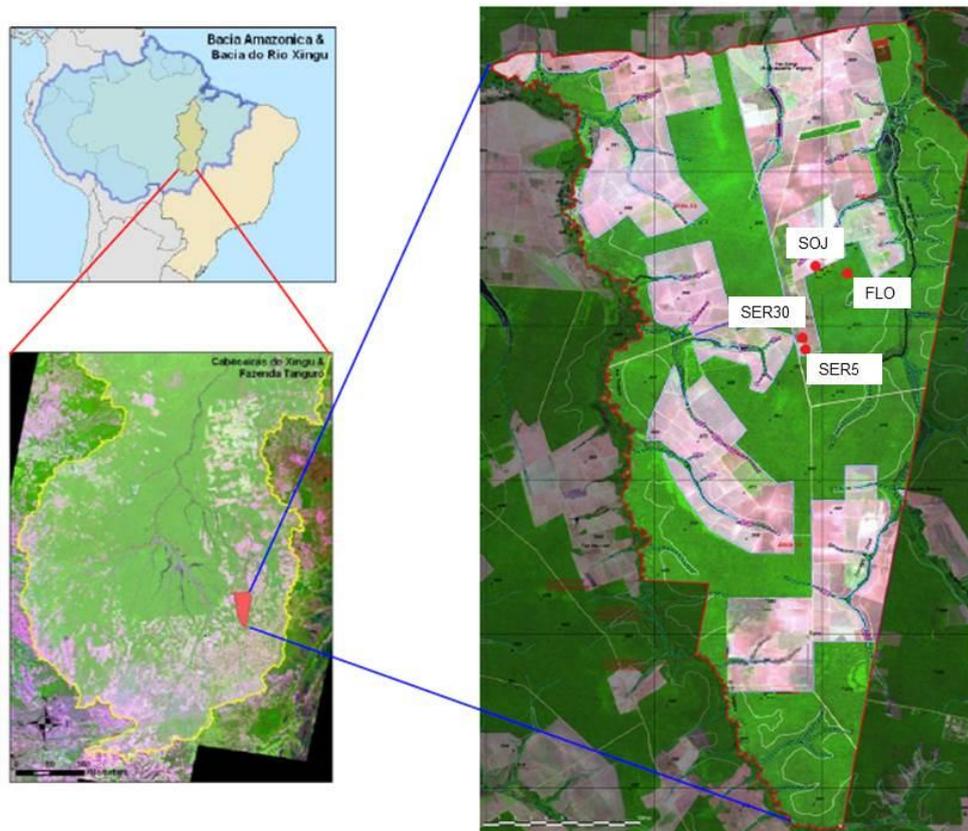


Figura 1. Mapa de localização da Fazenda Tanguro, Querência – MT, e das quatro áreas investigadas no presente estudo: FLO: Floresta nativa; SOJ: cultivo de soja; SER30: seringal com mais de 30 anos; SER5: seringal de 5 anos. Fonte: IPAM, 2008.

A precipitação média anual é de 1.770 mm, com um período de seca intensa entre maio e setembro, e com temperatura média anual variando em torno de 25°C (NEILL et al. 2013). No ano da amostragem (2013) foi observado um comportamento pluviométrico atípico, com prolongamento de chuvas até junho (Fig. 2). Os solos da Fazenda Tanguro são predominantemente Latossolos, profundos, distróficos, ácidos, álicos, de textura areno-argilosa,

com o lençol freático localizado entre 12 e 15 metros de profundidade (BALCH et al. 2008).

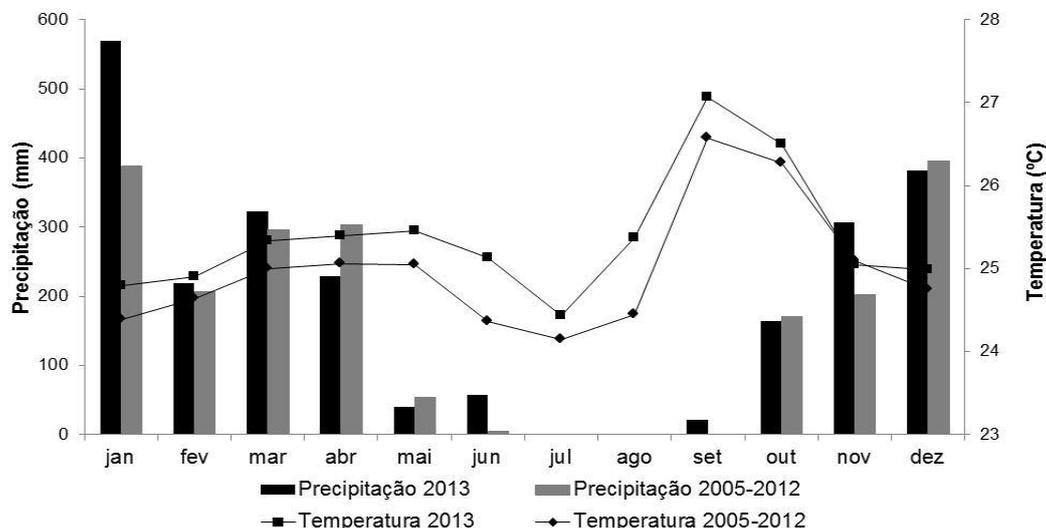


Figura 2. Precipitação e temperatura média mensal do período de 2005-2012 e do ano de 2013 (ano de amostragem) na região de abrangência das quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

As coletas foram realizadas em áreas com diferentes históricos de utilização (Fig. 3):

- Floresta nativa (12°82'63.56" S, 53°35'29.89" W). Constituída por um extenso e bem preservado fragmento de Floresta Estacional Perenifólia. Não possui registro de uso anterior.

- Cultivo de soja (*Glycine max* L. Merrill) (12°49'40.39" S, 52°22'06.73" W). Destinada à lavoura de grãos desde 2003. Esta área recebeu aplicação de calcário (aproximadamente 1500 kg ha⁻¹) na conversão de pastagem para sojicultura em 2002. Além disso, são aplicados anualmente KCl (cloreto de potássio granulado) e P (fosfato, superfosfato simples e superfosfato triplo) nas doses de 80 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (K) e 50 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ (P). Atualmente o solo não é revolvido durante a aplicação de insumos, sendo adotadas técnicas de plantio direto na palha.

- Plantio de seringueira com mais de 30 anos (12°52'31.56" S, 52°22'32.62" W). Esta área foi destinada ao cultivo de seringueira (*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg, Clone RRIM 600) desde a década de

1970, mas não há informações sobre o manejo de solo adotado na época do plantio. O espaçamento é de 7,5 m x 2,0 m.

- Plantio de seringueira com 5 anos (12°52'34.66" S, 52°22'31.69" W). Este povoamento mais recente também foi realizado com o Clone RRIM 600. A área foi preparada com aração e gradagem e recebeu aplicação de calcário dolomítico (Ca:Mg na ordem de 3:1) para elevar a saturação de bases do solo a 50%. Um mês após o plantio foi aplicado 30 g de N por planta, procedimento adotado mais duas vezes durante o primeiro ano após o plantio. Atualmente é feita a aplicação de N, P₂O₅ e K₂O nas doses recomendadas para o referido clone. O espaçamento adotado é de 7,5 m x 2,5 m.

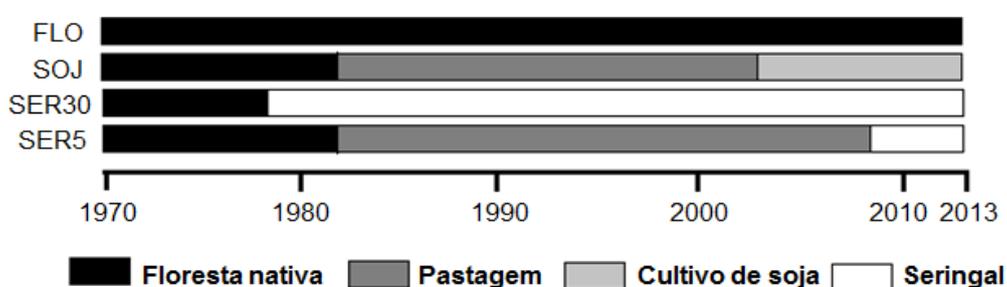


Figura 3. Histórico de uso da terra das quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência - MT. FLO: Floresta Nativa; SOJ: Cultivo de soja; SER30: Seringal com mais de 30 anos; SER5: Seringal com 5 anos.

Foram realizadas quatro campanhas de coletas em 2013, sendo duas no período de seca (junho e setembro) e duas no período chuvoso (fevereiro e dezembro). Em cada área foram delimitadas 25 parcelas contíguas de 20 m x 20 m (1 ha), totalizando 4 ha de amostragem.

Amostragem do solo

Para determinação dos teores de matéria orgânica do solo (MOS) foram realizadas duas coletas, uma correspondente ao auge do período chuvoso (fevereiro) e outra ao auge do período de seca (setembro). Para tanto, foi selecionado aleatoriamente um ponto de coleta em cada sub-parcela, totalizando 25 amostras de cada área.

No período chuvoso foram coletadas amostras nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, enquanto na seca foram coletadas amostras apenas na profundidade de 0-10 cm, visto que as maiores alterações químicas nesta

época do ano ocorrem na camada mais superficial do solo (camada diagnóstica) (CAIRES et al. 2003). Cada amostra foi devidamente identificada, secada à temperatura ambiente e enviada ao laboratório para realização de análise físico-química, conforme proposto pela EMBRAPA (1997).

Para determinação da densidade aparente do solo (DAS) foram coletadas, nos mesmos pontos e nas mesmas profundidades, amostras indeformadas com cilindro volumétrico de 97 cm³. As amostras foram enviadas ao Laboratório de Ecologia Vegetal da UNEMAT – Nova Xavantina e secas em estufa, a 105°C até peso seco constante, sendo obtida assim a massa seca (g) do material. A DAS (g.cm⁻³) foi calculada segundo BLAKE & HARTGE (1986).

Amostragem da biomassa de serapilheira/palhada (liteira)

As coletas de liteira, realizadas em todos os meses de amostragem, foram efetuadas com o auxílio do coletor-medidor Marimon-Hay (MARIMON JUNIOR & HAY, 2008), que fornece dados de espessura, densidade e volume do material coletado. Juntamente com a amostragem de solo foi selecionado aleatoriamente um ponto de coleta de liteira em cada parcela, totalizando 25 amostras em cada área. O material coletado foi secado em estufa à temperatura de 70°C no Laboratório de Ecologia Vegetal da UNEMAT – Nova Xavantina até peso seco constante, efetuando-se posterior pesagem em balança de precisão.

Amostragem da biomassa radicular fina

A amostragem de raízes finas foi realizada com a mesma periodicidade e nos mesmos pontos de coleta de serapilheira, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, utilizando-se um cilindro de aço de volume definido conectado a um trado (FUGIWARA et al 1994). As amostras de solo com as raízes foram levadas ao Laboratório de Ecologia Vegetal da UNEMAT – Nova Xavantina e triadas manualmente. Todas as raízes vivas (claras e flexíveis) com diâmetro ≤ 2 mm foram selecionadas, descartando-se as mortas (escuras e rígidas) (HENDRICKS et al. 2006). Logo após, as raízes foram secas em estufa à 70°C, até atingir peso seco constante para posterior pesagem em balança de precisão.

Amostragem da biomassa aérea

Para a estimativa da biomassa aérea da floresta nativa foi utilizado o método proposto por BAKER et al. (2004), que consiste na utilização de uma equação alométrica multiespecífica em função do diâmetro do indivíduo e da densidade da madeira (Equação 1), e para as áreas de cultivo de seringueira foi utilizada a equação proposta por NELSON et al. (1999), ajustada em função do diâmetro e da altura dos indivíduos (Equação 2). Na floresta nativa e no seringal de 30 anos foram amostrados os indivíduos com DAP (diâmetro a altura do peito) ≥ 10 cm, e no seringal com 5 anos foram inventariados todos os indivíduos. Os valores de densidade da madeira foram extraídos do banco de dados ForestPlots.net (LOPEZ-GONZALEZ et al. 2011).

$$BA = \frac{\rho_i}{0.67} \exp(0.33[\ln D] + 0.933[\ln D]^2 - 0.122[\ln D]^3 - 0.37) \quad (1)$$

$$\ln(BA) = -2.5202 + 2.14 * \ln(D) + 0.4644 * \ln(H) \quad (2)$$

em que BA = biomassa acima do solo (kg.árvore^{-1}), ρ_i = densidade da madeira (g.cm^{-3}), D = diâmetro a altura do peito (cm) e H = altura (m).

Para quantificar a biomassa aérea do cultivo de soja foram marcados, aleatoriamente, 10 quadrantes de $0,25 \text{ m}^2$, de onde foram coletadas, rentes ao solo, todas as plantas (indivíduos inteiros) no ápice de sua maturidade fisiológica (estádio R6). As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia Vegetal da UNEMAT-NX para serem secadas em estufa a 70° C até obtenção do peso seco constante. Após essa etapa foi estimada a biomassa de soja por hectare conforme proposto por AREVALO (2002).

Cálculos dos estoques de carbono

Os estoques de C do solo foram calculados pela equação proposta por VELDKAMP (1994):

$$EC_{\text{solo}} = \frac{CO * DAS * e}{10} \quad (3)$$

em que EC_{solo} = estoque de C orgânico em determinada profundidade ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$); CO = teor de C orgânico total na profundidade amostrada ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); DAS = densidade aparente do solo ($\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}$) e e = espessura da camada considerada (cm).

Após o cálculo do EC_{solo} , a fim de não subestimar ou superestimar os estoques devido à alteração das densidades e respectivas massas de solo, foi aplicada a fórmula de correção proposta por SISTI et al. (2004):

$$C_s = \sum_{i=1}^{n-1} C_{ti} + \left[M_{tn} - \left(\sum_{i=1}^n M_{ti} - \sum_{i=1}^n M_{si} \right) \right] * C_{tn} \quad (4)$$

em que C_s = estoque de C orgânico total, corrigido em função das massas de solo de uma área de referência; $\sum_{i=1}^{n-1} C_{ti}$ = somatório dos EC_{solo} da primeira à penúltima camada amostrada ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$); M_{tn} = massa do solo da última camada no tratamento ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$); $\sum_{i=1}^{n-1} M_{ti}$ = somatória da massa total do solo sob o tratamento ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$); $\sum_{i=1}^{n-1} M_{si}$ = somatória da massa total do solo amostrado na área de referência ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) e C_{tn} = teor de C orgânico do solo na última camada amostrada ($\text{Mg C} \cdot \text{Mg}^{-1}$ de solo).

Este procedimento de correção é necessário devido à compactação sofrida pelo solo após a conversão da vegetação nativa da área de estudos em pastagem e posteriormente em cultivo de soja e seringueira.

Para os compartimentos serapilheira, malha de raízes finas e biomassa aérea, os estoques de C foram calculados a partir da multiplicação dos valores encontrados para a biomassa pelo fator correspondente à porcentagem de C encontrada na mesma, que equivale a 0,39 para a liteira e 0,485 para a biomassa radicular e aérea, segundo proposição de HIGUCHI (1998).

Análise de dados

Todos os dados referentes aos estoques de carbono e biomassa foram submetidos aos testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (Levene) (ZAR, 2010). Como esses pressupostos não

foram atingidos, realizamos testes de Kruskal-Wallis (ZAR, 2010) para comparação dos valores de biomassa aérea, de liteira e raízes e dos estoques de carbono de todos os compartimentos analisados entre as diferentes áreas. A significância das variações foi apontada através do teste *a posteriori* de múltiplas comparações de Dunn ao nível de 5% de probabilidade de erro tipo I. Já as comparações entre seca e chuva foram realizadas através de testes de Wilcoxon para amostras emparelhadas (DYTHAM, 2011) ao nível de 5% de probabilidade de erro tipo I.

Os testes de Shapiro-Wilk e Levene foram realizados com o auxílio do programa Action 2.4 (ESTATCAMP, 1991). Os testes de Kruskal-Wallis, Dunn e Wilcoxon foram efetuados com o uso do programa Bioestat 5.0 (AYRES et al. 2007).

Resultados e discussão

Solo

Em relação aos atributos físico-químicos, foi verificado que os solos analisados são ácidos, de textura argilosa e com baixa capacidade de troca catiônica (CTC). Nota-se ainda que as áreas de cultivo apresentaram menor CTC do que a floresta nativa e que, em decorrência das recentes adubações e calagens, a lavoura de soja e o seringal de 5 anos apresentaram baixa saturação por alumínio e altos valores de soma de bases e saturação por bases (Tab. 1). Contudo, mesmo diante de elevadas adições de fertilizantes, a manutenção da fertilidade desses solos pode ser comprometida por causa de sua baixa CTC, sendo necessária a adoção de técnicas conservacionistas, como o plantio direto, a fim de se minimizar os processos de degradação química, física e biológica dos mesmos (RONQUIM, 2010).

Tabela 1. Atributos físico-químicos do solo (média ± DP) nas diferentes camadas amostradas de quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

	Floresta nativa		Soja		Seringal 30 anos		Seringal 5 anos	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Atributos químicos								
pH H ₂ O	4,25 c ± 0,16	4,28 c ± 0,26	6,24 a ± 0,27	5,87 a ± 0,41	4,74 c ± 0,32	4,58 c ± 0,27	5,79 ab ± 0,29	5,56 b ± 0,25
pH CaCl ₂	3,56 c ± 0,15	3,61 c ± 0,25	5,61 a ± 0,27	5,11 ab ± 0,40	3,99 c ± 0,31	3,85 c ± 0,26	5,03 b ± 0,28	5,79 a ± 0,26
CTC _{pH7,0} (cmol _c dm ⁻³)	11,89 a ± 1,77	8,32 b ± 1,25	6,91 bc ± 1,10	5,47 d ± 0,88	6,54 c ± 0,68	5,39 d ± 0,56	6,75 c ± 0,64	5,77 d ± 0,43
SomBase (cmol _c dm ⁻³)	0,72 b ± 0,14	0,55 b ± 0,17	4,65 a ± 1,07	2,54 a ± 0,85	0,72 b ± 0,38	0,45 b ± 0,22	3,11 a ± 0,67	2,23 a ± 0,51
Sat. Base (%)	6,00 c ± 1,18	6,60 c ± 1,87	65,13 a ± 10,71	48,44 a ± 13,04	11,35 c ± 5,24	8,94 c ± 4,04	45,63 ab ± 8,25	38,53 b ± 7,75
Sat. Al (%)	72,31 a ± 6,00	76,37 a ± 6,51	0,00 b ± 0,00	3,62 b ± 6,76	55,93 a ± 16,98	58,21 a ± 13,76	2,55 b ± 4,82	6,82 b ± 8,36
Atributos físicos								
Areia (g.kg ⁻¹)	463,4 ± 60,7		309,8 ± 18,1		420,0 ± 13,7		376,4 ± 7,6	
Silte (g.kg ⁻¹)	124,6 ± 10,8		155,0 ± 7,8		133,6 ± 3,1		137,8 ± 3,3	
Argila (g.kg ⁻¹)	412,0 ± 50,1		535,2 ± 11,8		446,4 ± 12,0		485,8 ± 5,3	

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Dunn (p≤0,05).

A conversão de floresta também reduziu os estoques de carbono orgânico (C_{org}) do solo nas duas camadas amostradas, uma vez que os valores encontrados para a área de floresta nativa são significativamente maiores do que nas demais áreas. Não foram observadas diferenças quanto aos estoques de carbono entre as três áreas de cultivo e entre as profundidades dentro de cada área (Tab. 2).

O estoque de C_{org} na floresta nativa (72,28 Mg.ha⁻¹) foi superior ao descrito em outros trabalhos realizados em florestas estacionais: 49 Mg.ha⁻¹ (BERNOUX, 1998), 27,20 Mg.ha⁻¹ (NOVAES FILHO et al. 2007), 50,15 Mg.ha⁻¹ (RANGEL & SILVA, 2007) e 30 Mg.ha⁻¹ (LU et al. 2010). Esta diferença está geralmente relacionada à textura, relação C:N, teor de MO e densidade do solo. Neste caso, a alta densidade do solo florestal, aliada aos elevados teores de MO do mesmo, pode ter gerado valores tão altos quando comparados a outros estudos. Além disso, a textura argilosa do solo tem influência positiva sobre a capacidade de armazenamento de carbono orgânico no referido compartimento (BIRD et al. 2003; QUESADA et al. 2009), e pode ser apontada como um dos fatores responsáveis pela alta estocagem de C sob o solo estudado.

Tabela 2. Teores de carbono orgânico, densidade aparente (DAS) e estoques de carbono (calculado e corrigido) (\pm DP) dos solos de quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

Profundidade (cm)	Teor de C (g C.dm ⁻³)	DAS (g.cm ⁻³)	Estoque de C _{org} (Mg C.ha ⁻¹)		Correção (%)
			Calculado	Corrigido	
Floresta Nativa					
0-10	27,94	1,40	39,11 a \pm 7,92	39,11 a \pm 7,92	-
10-20	19,51	1,70	33,17 a \pm 7,50	33,17 a \pm 7,50	-
0-20			72,28 A \pm 7,71	72,28 A \pm 7,71	-
Cultivo de soja					
0-10	15,87	1,73	27,45 b \pm 7,77	25,30 b \pm 6,90	-7,84
10-20	11,75	1,94	22,79 b \pm 6,74	20,48 b \pm 6,33	-10,14
0-20			50,25 B \pm 7,25	45,78 B \pm 6,61	-8,89
Seringal com 30 anos de implantação					
0-10	15,03	1,31	19,69 bc \pm 2,21	24,16 b \pm 3,97	22,71
10-20	11,34	1,26	14,29 c \pm 2,69	16,22 b \pm 2,81	13,51
0-20			33,98 C \pm 2,45	40,38 B \pm 3,39	18,84
Seringal com 5 anos de implantação					
0-10	15,64	1,64	25,65 b \pm 6,94	25,64 b \pm 6,90	-0,03
10-20	12,54	1,55	19,44 bc \pm 4,26	19,38 b \pm 4,18	-0,26
0-20			45,08 B \pm 5,60	45,02 B \pm 5,54	-0,13

H=123,1409

Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna para as profundidades de 0-10 e 10-20 cm e de mesma letra maiúscula na coluna para a profundidade total (0-20 cm) não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p \leq 0,05$).

O estoque quantificado na área de cultivo de soja pode ser considerado semelhante em relação aos valores encontrados na literatura: 36,73 Mg.ha⁻¹ (GROTE & AL-KAISI, 2007), 50 Mg.ha⁻¹ (SIQUEIRA NETO et al. 2009), 27 Mg.ha⁻¹ (PEREIRA et al. 2010) e 65 Mg.ha⁻¹ (SISTI et al. 2013). Os estoques nos solos dos seringais, assim como o observado para a floresta, estão acima dos encontrados em seringais maduros (> 17 anos), por MORAES & MOREIRA (2003) na Amazônia Ocidental (17 Mg.ha⁻¹); PORTUGAL et al. (2008) na Zona da Mata Mineira (36,21 Mg.ha⁻¹); SALIMON et al. (2009) no sudoeste da Amazônia (23 Mg.ha⁻¹); SAENGRUKSAWONG et al. (2012) na Tailândia (13,37 Mg.ha⁻¹) e BLÉCOURT et al. (2013) na China (30,3 Mg.ha⁻¹), e em seringais novos (até 5 anos de implantação) por SAENGRUKSAWONG et al. (2012) (16,83 Mg.ha⁻¹) e BLÉCOURT et al. (2013) (32,3 Mg.ha⁻¹).

Investigando a influência de diferentes sistemas de manejo sobre os estoques de C do solo, CALONEGO et al. (2011) também detectaram redução significativa nos estoques de C com a remoção da vegetação nativa para implantação de plantio direto de soja. No referido trabalho, esta remoção

resultou em uma perda de 79,63% do potencial de armazenamento de carbono, enquanto o presente estudo apontou uma perda de 36,66%.

Outros trabalhos também apontaram tal redução (LAL, 1998; POST & KWON, 2000; MURTY et al. 2002), que ocorre principalmente em resposta à aceleração das taxas de decomposição causada pela maior aeração e exposição física da MO aos microrganismos decompositores, ao menor aporte de material orgânico dos sistemas agrícolas (ZINN, 2005) e também à decomposição do material remanescente do corte da floresta, especialmente de biomassa subterrânea (MURTY et al. 2002). Assim, há consenso entre os distintos estudos de que a conversão de florestas nativas em cultivo de soja reduz significativamente os estoques de carbono nos solos em magnitudes que variam entre 24 e 66%.

Avaliando os efeitos da substituição de florestas por seringais na Índia, SAHA (2008) constatou um decréscimo de 19,54% nos estoques de carbono do solo na camada 0-20 cm (44,36 Mg C.ha⁻¹ para 35,69 Mg C.ha⁻¹), enquanto o decréscimo detectado no presente estudo foi de 44,13% para o seringal de 30 anos e 37,71% no seringal de 5 anos. Outros trabalhos também apontam uma redução significativa nos estoques de C do solo ocasionada pela heveicultura (SCHROTH et al. 2002; MANDAL & ISLAM, 2010; BLÉCOURT et al. 2013), redução esta que variou de 14 a 37%, apesar dos diferentes climas, tipos de solo, espaçamentos e manejos aplicados.

Entretanto, alguns pesquisadores apontam os seringais como sistemas de maior potencial de armazenamento de C no solo em relação a culturas anuais (MORAES & MOREIRA, 2003; ALVARENGA & CARMO, 2006; WAUTERS et al. 2008), uma vez que não há revolvimento intensivo do mesmo e a quantidade de resíduos vegetais aportada em seringais maduros geralmente não difere da vegetação nativa (PORTUGAL et al. 2008). No entanto, esta tendência não se confirmou no presente estudo, uma vez que o estoque de C_{org} do solo não diferiu significativamente entre seringais e plantio de soja, provavelmente devido à alta incorporação de MO proporcionada pela prática de plantio direto na lavoura e pelo histórico passado de uso do solo em pastagem. Estudos comprovam a eficiência das pastagens em acumular C nas

camadas superficiais do solo (CERRI et al. 2003; ASSAD et al. 2013), o que pode ter resultado na grande quantidade de C estocada na lavoura de soja.

A hipótese de menor estoque de C_{org} no seringal novo devido ao menor aporte de serapilheira e biomassa radicular em relação ao seringal mais velho foi rejeitada. Tal fato está possivelmente relacionado à recente aplicação de N, P e K ao solo, que estimula a formação de material orgânico (HAYNES & NAIDU, 1998), e ao histórico de uso da terra. Antes da implantação do seringal mais novo, a área havia sido utilizada como pastagem por aproximadamente 26 anos, podendo ter contribuído para as concentrações mais elevadas de C no solo. Resultado semelhante foi encontrado por SAENGRUKSAWONG et al. (2012), que atribuíram a grande quantidade de C_{org} estocada nos solos de seringais mais jovens ao histórico de uso da terra e manejo adotado até os 10 anos de implantação do sistema.

Liteira

A espessura e o volume da serapilheira nas áreas de floresta nativa e lavoura de soja foram maiores no período chuvoso, enquanto a densidade do material depositado foi maior no período seco. Por outro lado, os seringais não apresentaram tais diferenças, sugerindo que a substituição de floresta nativa altera não apenas a quantidade do material depositado, mas também a sazonalidade de sua produção. Em relação à biomassa e ao estoque de carbono na liteira, nenhuma das áreas apresentou diferença significativa entre estação seca e chuvosa, evidenciando que não há efeito sazonal sobre estas variáveis (Tab. 3).

Resultados semelhantes foram encontrados por KINDEL et al. (2006), que não detectaram diferenças entre estações do ano para a biomassa da camada de serapilheira em cultivo do clone RRIM 600 e em floresta estacional perenifolia. Os autores atribuíram este resultado à dinâmica da decomposição ao longo do período estudado, à fenologia das espécies e aos aspectos morfológicos dos horizontes holorgânicos. Além disso, cabe ressaltar que a deposição de serapilheira em florestas perenifolias segue um padrão de baixa deciduidade, o que está relacionado a fatores ambientais e genéticos (DELITTI, 1995) e que ajuda a explicar a ausência de diferença entre estações.

Tabela 3. Espessura, volume, densidade, biomassa total e estoque de carbono da liteira (média \pm DP) nas quatro áreas estudadas e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT. As diferenças entre áreas foram apontadas pelo teste de Kruskal-Wallis e entre estações pelo teste de Wilcoxon.

Espessura (cm)			
Área	Seca	Chuva	
Floresta	1,11 A \pm 0,38	1,31 A \pm 0,29	Z= 2,9286; p= 0,0034*
Soja	0,41 B \pm 0,37	0,92 B \pm 0,45	Z= 4,6872; p<0,0001*
Seringal 30 anos	1,07 A \pm 0,35	1,08 A \pm 0,45	Z= 0,0952; p= 0,9241
Seringal 5 anos	0,31 B \pm 0,46	0,16 C \pm 0,17	Z= 1,2498; p= 0,2114
	H= 95,6681	H= 117,9308	
Volume (m³.ha⁻¹)			
Floresta	111 A \pm 38,4	131 A \pm 29,04	Z= 2,9156; p= 0,0035*
Soja	41 B \pm 36,8	92 B \pm 45,35	Z= 4,6872; p<0,0001*
Seringal 30 anos	107 A \pm 35,41	108 A \pm 44,71	Z= 0,127; p= 0,8990
Seringal 5 anos	30,5 B \pm 46,64	15,5 C \pm 17,68	Z= 1,286; p= 0,1984
	H= 95,66811	H= 117,9308	
Densidade (g.cm⁻³)			
Floresta	0,035 A \pm 0,012	0,03 A \pm 0,008	Z= 2,032; p= 0,0422*
Soja	0,035 A \pm 0,05	0,01 B \pm 0,008	Z= 5,2174; p<0,0001*
Seringal 30 anos	0,034 A \pm 0,01	0,03 A \pm 0,01	Z= 1,81; p= 0,0703
Seringal 5 anos	0,045 A \pm 0,04	0,05 A \pm 0,05	Z= 1,441; p= 0,1496
	H= 72,70894	H= 75,1734	
Biomassa (Mg.ha⁻¹)			
Floresta	3,78 A \pm 1,32	4,16 A \pm 1,39	Z= 1,0184; p= 0,3085
Soja	1,23 B \pm 0,65	0,98 B \pm 0,37	Z= 0,373; p= 0,7091
Seringal 30 anos	3,53 A \pm 1,15	3,21 A \pm 0,66	Z= 1,781; p= 0,0749
Seringal 5 anos	0,85 B \pm 0,45	1,13 B \pm 0,69	Z= 0,4923; p= 0,6225
	H= 110,3799	H= 97,28742	
Estoque de C (Mg.ha⁻¹)			
Floresta	1,47 A \pm 0,51	1,62 A \pm 0,54	Z= 1,0184; p= 0,3085
Soja	0,48 B \pm 0,64	0,38 B \pm 0,52	Z= 0,378; p= 0,7054
Seringal 30 anos	1,38 A \pm 0,44	1,25 A \pm 0,65	Z= 1,7762; p= 0,0757
Seringal 5 anos	0,33 B \pm 0,45	0,44 B \pm 0,68	Z= 0,4923; p= 0,6225
	H= 110,3799	H= 97,28742	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p \leq 0,05$).

O valor médio de biomassa da camada de serapilheira determinado para a floresta (3,97 Mg.ha⁻¹) é substancialmente maior do que o registrado em uma floresta de transição Amazônia-Cerrado por PINTO-JUNIOR et al. (2009) (0,31 Mg.ha⁻¹) e inferior ao quantificado por REZENDE (2009) (5,63 Mg.ha⁻¹), também em floresta de transição Amazônia-Cerrado, e por VALADÃO (2014) (6,54 Mg.ha⁻¹) e BRASIL et al. (2013) (6,72 Mg.ha⁻¹) em um cerradão (floresta xeromorfa) no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT. Este resultado pode estar relacionado com diferenças na estrutura e composição da vegetação, que por sua vez determinam os padrões de deciduidade, e também

diferenças entre os métodos de amostragem e cálculos para estimativa de biomassa da camada de serapilheira.

Ao comparar as áreas, observou-se que no período chuvoso a espessura e o volume da camada de serapilheira no seringal de 5 anos foram significativamente menores do que nas outras áreas, enquanto a densidade foi significativamente menor na lavoura de soja. Além disso, é possível observar que a floresta nativa e o seringal mais velho foram semelhantes entre si em relação a todas as variáveis, cujos valores foram superiores aos do seringal mais novo e lavoura de soja, fato que pode ser atribuído à idade (comparação entre seringais) e ao porte aéreo da vegetação (Tab. 3).

Segundo KINDEL et al. (2006), o aporte foliar do clone RRIM 600 é superior ao de outros clones de seringueira, mas inferior ao de florestas estacionais perenifólias. Os autores afirmam ainda que, apesar do grande aporte, a deciduidade do RRIM 600 não apresenta um pico de deposição tão acentuado como os outros clones, apesar de ser considerado semidecidual. Em contrapartida, REN et al. (1999) detectaram maior aporte e camada de serapilheira em um seringal do que em uma floresta estacional no sudoeste da China. Os resultados obtidos no presente trabalho apontam para uma semelhança entre a camada de serapilheira do cultivo deste clone e das florestas de transição amazônica em termos de biomassa, estoque de C e estacionalidade, fazendo-se necessário a coleta de mais informações (taxas de produção, decomposição, temperatura e umidade do solo) para maiores esclarecimentos.

Além das implicações sobre os estoques de C na necromassa fina, as diferenças encontradas em relação à quantidade de liteira acumulada nas quatro áreas podem ter reflexos importantes sobre o balanço de carbono no solo dos referidos ecossistemas. Quanto maior a quantidade de liteira depositada sobre o solo, maior será o conteúdo de matéria orgânica a ser transferido para o mesmo, potencializando os processos de humificação e mineralização do material (NUNES et al. 2009). Desta forma, é possível inferir que a incorporação de MO ao solo na lavoura de soja e no seringal de 5 anos é menor do que na floresta e no seringal de 30 anos, o que lhes confere baixo

input e grandes perdas de carbono orgânico particulado, afetando diretamente o potencial de armazenamento de C nesta fração.

Raízes finas

Foram detectadas diferenças significativas na biomassa radicular entre as áreas, estações e profundidades (Tab. 4). De modo inesperado, a floresta apresentou maior biomassa no período seco do que no chuvoso. Tal fato se deve ao grande acúmulo de raízes finas no mês de junho (transição chuva-seca), provavelmente como remanescentes da malha de raízes produzida durante o período chuvoso e que ainda não foram descartados pela vegetação. Estes resultados diferem dos apontados por alguns autores que encontraram menor malha de raízes no período seco, como CAVELIER et al. (1999) em floresta semidecídua no Panamá; GREEN et al. (2005) em uma floresta tropical no leste da Malásia; PRIESS et al. (1999) em uma floresta úmida de encosta no sudeste da Venezuela e por METCALFE et al. (2008), JIMÉNEZ et al. (2009), SILVA (2009) e SILVER et al. (2005) em florestas situadas na Amazônia.

Tabela 4. Biomassa de raízes finas (média \pm DP) distribuída em duas profundidades nas quatro áreas estudadas e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT. As diferenças entre áreas foram apontadas pelo teste de Kruskal-Wallis e entre estações pelo teste de Wilcoxon.

Área	Biomassa (Mg.ha ⁻¹) (0-10 cm)		
	Seca	Chuva	
Floresta	0,855 A \pm 0,571	0,593 A \pm 0,244	Z= 2,9780; p= 0,0029*
Soja	0,012 C \pm 0,016	0,055 C \pm 0,067	Z= 4,6384; p<0,0001*
Seringal 30 anos	0,094 B \pm 0,072	0,205 B \pm 0,147	Z= 4,2909; p<0,0001*
Seringal 5 anos	0,034 C \pm 0,051	0,046 C \pm 0,058	Z= 0,9436; p= 0,3454
	H=145,334	H= 141,1876	
Biomassa (Mg.ha ⁻¹) (10-20 cm)			
Floresta	0,258 A \pm 0,164	0,166 A \pm 0,091	Z= 2,9394; p= 0,0033*
Soja	0,003 C \pm 0,004	0,007 C \pm 0,010	Z= 2,6561; p= 0,0079*
Seringal 30 anos	0,090 B \pm 0,155	0,098 B \pm 0,113	Z= 1,0426; p= 0,2972
Seringal 5 anos	0,018 C \pm 0,028	0,007 C \pm 0,036	Z= 1,5873; p= 0,1124
	H=126,5507	H= 125,1973	
Comparação entre profundidades			
Floresta	Z= 5,8837; p<0,0001*	Z= 6,154; p<0,0001*	
Soja	Z= 4,6603; p<0,0001*	Z= 5,7485; p<0,0001*	
Seringal 30 anos	Z= 2,1092; p= 0,0349*	Z= 4,0206; p<0,0001*	
Seringal 5 anos	Z= 3,089; p= 0,0020*	Z= 2,655; p= 0,0079*	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Dunn (p \leq 0,05).

Espera-se, geralmente, que ocorra um aumento na produção de raízes finas durante o pico de chuvas a fim de potencializar a absorção de água e nutrientes do solo neste período de maior disponibilidade (SILVA, 2009). No entanto, deve-se considerar que esta produção ocorra de forma mais intensa sob a camada de serapilheira depositada, visto que é na serapilheira onde são liberadas as maiores quantidades de nutrientes (VITOUSEK, 1984). Assim, no período chuvoso, grande parte da biomassa radicular fina está concentrada estrategicamente acima do solo, e não nos horizontes hemiorgânicos, principalmente em áreas de maior competição radicular e exploração de nichos (CASPER & JACKSON, 1997), como é o caso da floresta nativa.

O acúmulo deste componente durante a estação seca também pode estar relacionado ao tempo de resposta das plantas em função da umidade do solo, conforme constatado por ESPELETA & CLARK (2007), que também verificaram maior biomassa de raízes na estação seca em solos argilosos. Isto porque a interceptação da água pelos componentes acima do solo florestal, entre outros fatores, pode retardar a reposição de água no solo, levando o mesmo a alcançar o seu nível mais elevado de umidade em meados (ou final) da estação de chuvas. Tal condição potencializa a produção de raízes neste período, a qual pode se estender até os níveis de umidade começarem a declinar no início da estação seca.

Além disso, a capacidade de retenção de água nos horizontes superficiais do solo em função da textura e porosidade do mesmo pode prolongar esta produção (BROUMA & BRYLA, 2000), resultando em maior atividade fenológica radicular e acúmulo de biomassa na interestação entre chuva e seca. Solos mais arenosos tendem a ter maior infiltração de água e menor tempo de manutenção da umidade, ao contrário de solos argilosos (MARQUES et al. 2012). Neste caso, a textura argilosa do solo das áreas do presente estudo, aliada ao atípico comportamento pluviométrico no período amostrado (prolongamento das chuvas), propiciou maior tempo de retenção de água no solo e, conseqüentemente, grande acúmulo de raízes vivas no início da seca. Neste cenário, fica evidente o quanto as mudanças climáticas poderiam interferir nos mecanismos de renovação radicular.

No auge da estação seca a biomassa radicular fina da floresta decresceu significativamente. Durante a triagem do material foi observada uma grande quantidade de raízes finas mortas nos horizontes amostrados da referida área. Isto porque as plantas reduzem a produção horizontal de raízes, investindo no prolongamento vertical das mesmas com a finalidade de alcançar o lençol freático ou as camadas de maior acúmulo de água (MARKESTEIJN & POOTER, 2009). Como a camada amostrada é superficial, não se excluem as possibilidades de variações expressivas em maiores profundidades.

Comparando as áreas, observa-se que a biomassa de raízes finas na floresta é maior (Tab. 4), provavelmente devido à interação de diversos fatores, como a densidade arbórea e riqueza de espécies (FINÈR et al. 2011; BRASSARD et al. 2013), competição por recursos (ACHAT et al. 2008), teores de C orgânico no solo (GIFT et al. 2010) e níveis de compactação (JIMENEZ et al. 2008). As relações entre a competição e riqueza de espécies com a biomassa radicular ainda precisam ser melhor investigadas, mas há um consenso na literatura quanto à relação existente entre a densidade de indivíduos, teores de matéria orgânica e densidade do solo com a biomassa de raízes finas. Quanto maior a densidade da parte aérea da vegetação e o teor de MO do solo e menor a compactação, maior será a produção de biomassa radicular (COTRUFO, 2006).

Em relação às profundidades, foi constatada maior biomassa de raízes na camada 0-10 cm em todas as áreas (Tab. 4). Este resultado é semelhante ao já observado por outros autores na Floresta Amazônica (NEPSTAD et al. 1994; DAVIDSON et al. 2011), em seringais (LIN et al. 2011; SAENGRUKSAWONG et al. 2012) e em lavoura de soja (PIVETTA, 2011), que também verificaram maior biomassa de raízes finas nos horizontes mais superficiais do solo. Segundo VALCARCEL et al. (2007) e SELLE et al. (2010), a maior concentração de raízes nestes horizontes pode ser explicada pelo microambiente favorável proporcionado pela presença de maiores quantidades de matéria orgânica, e que é caracterizado pelo maior arejamento, retenção de água e maior disponibilidade de oxigênio e nutrientes.

Já em relação aos estoques de C na biomassa radicular fina (Tab. 5), os valores quantificados na área de floresta (0,54 e 0,37 Mg.ha⁻¹) podem ser

considerados baixos quando comparados a outros estudos: 1,14 Mg.ha⁻¹ em fisionomias florestais da Amazônia (SILVER et al. 2000); 0,74 Mg.ha⁻¹ em floresta tropical úmida na Costa Rica (ESPELETA & CLARK, 2007); 5,37 Mg.ha⁻¹ em cerrado *stricto sensu* (PAIVA et al. 2011); entre 1,86 e 1,94 Mg.ha⁻¹ na Mata Atlântica (VIEIRA et al. 2011) e 3,3 Mg.ha⁻¹ em uma floresta tropical em Singapura (NGO et al. 2013).

Porém, cabe ressaltar que não há registros na literatura sobre o estoque de C em raízes finas na transição Amazônia-Cerrado. Isto evidencia a importância de mais estudos sobre este compartimento nesta região, uma vez que os mecanismos de *turnover* e alocação de C da malha superficial de raízes podem indicar aspectos importantes na dinâmica do ciclo do carbono e de nutrientes. Desta forma, estas informações podem ser úteis na formulação de estratégias de manejo de uso sustentável da terra.

Os estoques de C nas raízes finas quantificados nos seringais (Tab. 5) também podem ser considerados inferiores aos encontrados na literatura: 0,26 Mg.ha⁻¹ (RAHAMAN & SIVAKUMARAN, 1998); 0,41 Mg.ha⁻¹ (CARMO et al. 2006); 0,86 Mg.ha⁻¹ em 1,5 m de profundidade (COTTA et al. 2008) e 3,72 Mg.ha⁻¹ em 0,6 m de profundidade (WAUTERS et al. 2008). Na lavoura de soja, os valores também são baixos (Tab. 5) quando comparados aos registrados por RONQUIN (2007) (0,22 Mg.ha⁻¹) e BORDIN et al. (2008) (0,61 Mg.ha⁻¹) em 1 m de profundidade. Estas diferenças podem ser atribuídas às classes texturais, tipos de manejo e níveis de compactação, uma vez que os solos das áreas amostradas neste trabalho apresentaram alta densidade em relação ao reportado na literatura, o que pode ter implicado em uma menor produção de raízes (TAYLOR & BRAR, 1991).

Tabela 5. Estoques de carbono orgânico (média ± DP) das raízes finas até a profundidade de 20 cm das quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT, nos períodos de seca e chuva. A diferenças entre áreas apontadas pelo teste de Kruskal-Wallis e entre estações pelo teste de Wilcoxon.

Área	Estoque de C (Mg.ha ⁻¹)		
	Seca	Chuva	
Floresta	0,540 A ± 0,248	0,368 A ± 0,136	Z= 4,0641; p<0,0001*
Soja	0,008 C ± 0,006	0,030 C ± 0,026	Z= 5,8113; p<0,0001*
Seringal 30 anos	0,090 B ± 0,057	0,148 B ± 0,078	Z= 3,9747; p<0,0001*
Seringal 5 anos	0,026 C ± 0,020	0,036 C ± 0,023	Z= 1,6555; p= 0,0978
	H= 264,5696	H= 227,9547	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Dunn (p≤0,05).

Exceto no seringal mais novo, foram verificadas diferenças entre os estoques de C nas raízes finas em relação às estações de seca e chuva (Tab. 5). Ao contrário do constatado por VALADÃO (2014) em duas fitofisionomias na região de transição amazônica, a floresta nativa apresentou maior estoque de C na estação seca devido ao grande acúmulo de biomassa neste período. Além disso, foram detectadas diferenças significativas entre as áreas investigadas, destacando-se a floresta nativa, que apresentou maiores estoques de C nas raízes finas do que as áreas de cultivo. Foi observada também uma grande diferença entre o seringal de 30 anos e a lavoura de soja, evidenciando que plantios de espécies perenes possuem maior capacidade de estocagem de C nas raízes finas do que plantios de espécies anuais. Diante desses resultados, podemos afirmar que a conversão de floresta em plantio de soja e seringueira reduz os estoques de C no compartimento de raízes finas até os 20 cm de profundidade (Tab. 5).

Biomassa aérea

Não houve diferença estatística entre a biomassa aérea da floresta e do seringal de 30 anos, mas estas áreas apresentaram valores superiores ao seringal de 5 anos e ao cultivo de soja (Tab. 6). Isto indica o grande potencial de estocagem de C na biomassa aérea de cultivos do clone RRIM 600. Contudo, cabe ressaltar que o diâmetro de inclusão utilizado nos inventários da floresta nativa pode ter subestimado sua biomassa aérea por desconsiderar a biomassa de indivíduos jovens e do estrato arbustivo e herbáceo da referida área. Segundo VIANA et al. (2013), a biomassa arbustiva tem considerável

representatividade na parte aérea florestal, sendo portanto um fator a ser incluído em estudos de balanço de carbono. Assim, a floresta tem potencialmente maior biomassa e capacidade de estocagem de C que o seringal, aspecto que merece investigação em estudos futuros para a determinação da importância relativa dos distintos estratos florestais no estoque de carbono das florestas de transição Amazônia-Cerrado.

A quantidade de biomassa aérea da área de floresta nativa pode ser considerada semelhante à encontrada em outros estudos em florestas estacionais na Amazônia brasileira: 254 Mg.ha⁻¹ (HEINSDIJK, 1958); 241 Mg.ha⁻¹ (HOUGHTON et al. 2001) e 225,60 Mg.ha⁻¹ (SAATCHI et al. 2007). Na área de plantio de soja foi verificado um valor intermediário comparado ao descrito por HERZOG et al. (2004) na região sul do Brasil, entre 2,35 e 2,39 Mg.ha⁻¹, e por WALTER et al. (2009), que descreve valores entre 4,67 e 10,35 Mg.ha⁻¹, também no sul do Brasil.

No seringal de 30 anos, o valor encontrado também pode ser considerado semelhante ao descrito na literatura: 146 Mg.ha⁻¹ (OLIVEIRA et al. 2006) no Paraná, 161 Mg.ha⁻¹ (CARMO et al. 2006) em Minas Gerais e 140,73 Mg.ha⁻¹ (SAENGRUKSAWONG et al. 2012) na Tailândia, assim como o seringal de 5 anos, que apresentou um valor análogo a um seringal da mesma idade inventariado por SAENGRUKSAWONG et al. (2012), o qual apresentou biomassa aérea de 19,10 Mg.ha⁻¹. Ou seja, os cultivos de seringueira tendem a ser semelhantes entre si em relação à sua biomassa aérea, independente da localidade onde foram implantados.

Tabela 6. Biomassa aérea e respectivos estoques de carbono (média ± DP) nas quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

Área	Biomassa aérea (Mg.ha ⁻¹)	Estoque de C (Mg.ha ⁻¹)
Floresta	216,26 A ± 93,07	104,88 A ± 45,14
Soja	4,39 C ± 1,40	2,13 C ± 0,67
Seringal 30 anos	182,75 A ± 39,36	88,63 A ± 19,09
Seringal 5 anos	18,64 B ± 4,52	9,04 B ± 2,19

H=86,508

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Dunn (p≤0,05).

Em relação ao estoque de C na biomassa aérea de soja, note que o armazenamento deste elemento no sistema é temporário, uma vez que a colheita anual é responsável por uma retirada massiva e constante de carbono

do agroecossistema. SCHROTH et al. (2002) apontam reduções de grande magnitude nos estoques de C na biomassa aérea após a remoção de ecossistemas nativos para implantação de áreas agricultáveis, resultando em alterações importantes no balanço entre os fluxos de entrada e saída do elemento no ecossistema. Estas alterações são decorrentes da redução estrutural da cobertura vegetal e, conseqüentemente, da massa fotossintética viva disponível. Entretanto, plantios florestais bem manejados podem atuar positivamente neste contexto, uma vez que são importantes armazenadores de carbono (BYRNE & MILNE, 2006; FARIA, 2012), enquanto culturas anuais reduzem o tempo de permanência do elemento no sistema, comprometendo a sustentabilidade em termos de residência do carbono na biosfera (KAPOS et al. 2012). Assim, é possível concluir que a implantação de lavouras de soja e a fase inicial de implantação de cultivos do clone RRIM 600 reduzem expressivamente o potencial de estocagem de C, bem como o seu tempo de permanência (no caso da soja) no compartimento biomassa aérea.

Biomassa Vegetal e Estoque Total de Carbono

Os valores estimados de biomassa vegetal total para as áreas de floresta nativa, seringal de 30 anos, seringal de 5 anos e cultivo de soja foram, respectivamente, de 221,17 Mg.ha⁻¹, 186,24 Mg.ha⁻¹, 19,69 Mg.ha⁻¹ e 5,54 Mg.ha⁻¹, sendo, em média, 92,5% do valor de biomassa total atribuído à biomassa aérea.

Em relação aos estoques totais de C orgânico, os valores calculados para a floresta e o seringal de 30 anos (178,90 e 130,45 Mg.ha⁻¹) não diferiram entre si, mas foram significativamente maiores do que o encontrado no cultivo de soja (48,39 Mg.ha⁻¹) e no seringal de 5 anos (54,40 Mg.ha⁻¹) (Fig. 3).

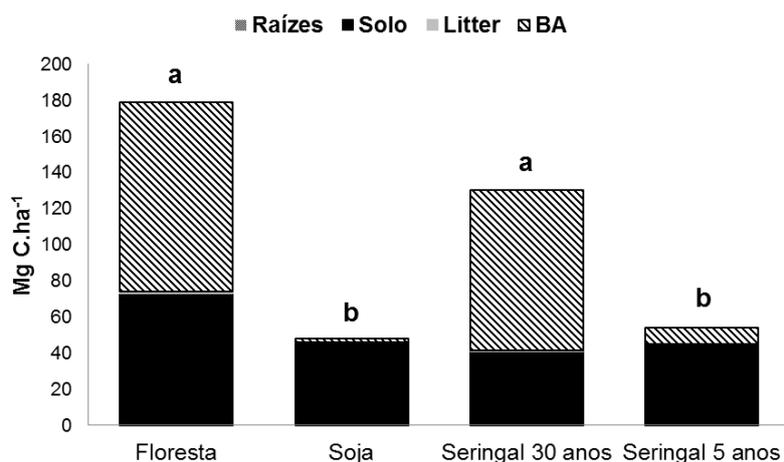


Figura 4. Estoques de carbono orgânico nas quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT ($H= 81,36$; $p<0,001$). Totais seguidos de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p\leq 0,05$). BA= Biomassa Aérea.

Os resultados do presente estudo indicam que, dependendo da espécie cultivada e do manejo adotado, novas condições homeostáticas entre os reservatórios podem ser alcançadas com o passar do tempo, levando o referido agroecossistema a um novo *steady state*, semelhante ou não ao original (e.g. HAIRIAH, 2001; KAPOs et al. 2012). Neste caso, a extração anual de carbono na lavoura de soja não permite que este sistema alcance um estado estacionário (Fig. 4), ao contrário do cultivo de seringueira (Fig. 5), que demonstrou semelhanças com a floresta em quase todos os compartimentos analisados.

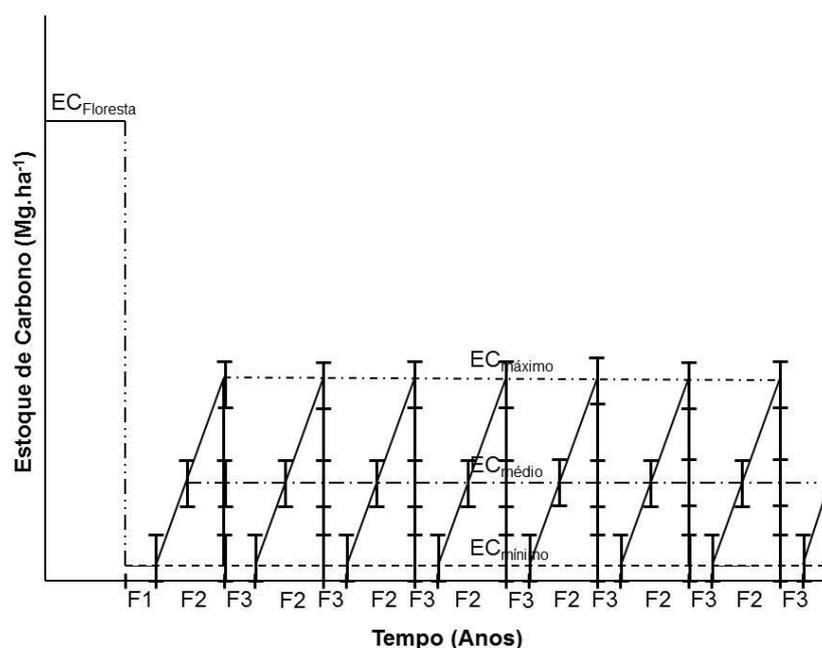


Figura 5. Diagrama de perdas de biomassa aérea e seus respectivos estoques de C durante a remoção de floresta nativa para implantação de culturas anuais. EC_{Floresta} = Estoque de Carbono da Floresta Nativa; $EC_{\text{máximo}}$ = Estoque de Carbono Máximo da cultura implantada; $EC_{\text{médio}}$ = Estoque de Carbono Médio da cultura implantada; $EC_{\text{mínimo}}$ = Estoque de Carbono Mínimo da cultura implantada; F1 = Fase de remoção/preparo; F2 = Fase de estabelecimento da cultura; F3 = Fase de pousio/renovação.

Apesar destas semelhanças, ressalva-se que, apesar de serem mais longos (média de 30 anos) do que em outras culturas, os ciclos de rotação dos plantios de seringueira também acarretam em uma retirada massiva de C na ocasião de renovação do seringal. Por isso, mesmo que estes sistemas alcancem um estado estacionário, com o tempo a remoção de árvores para a renovação do seringal e o aproveitamento da madeira também resultarão em grandes perdas de C, e, conseqüentemente, em alterações estruturais e funcionais de grande magnitude. Desta maneira, em termos de manutenção dos estoques de C, o manejo de seringais de diferentes idades em uma determinada área pode ser considerado uma alternativa boa e viável em relação a culturas anuais, visto que o impacto da retirada é minimizado diante da amplitude do estoque, além de gerar renda contínua ao produtor.

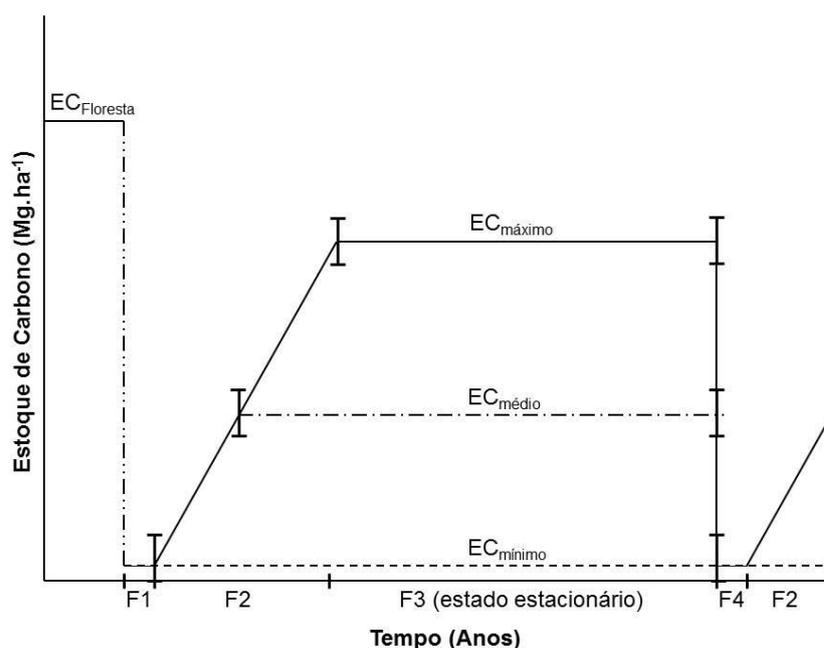


Figura 6. Diagrama de perdas de biomassa aérea e seus respectivos estoques de C durante a remoção de floresta nativa para implantação de cultivo de espécies arbóreas. EC_{Floresta} = Estoque de Carbono da Floresta Nativa; $EC_{\text{máximo}}$ = Estoque de Carbono Máximo da cultura implantada; $EC_{\text{médio}}$ = Estoque de Carbono Médio da cultura implantada; $EC_{\text{mínimo}}$ = Estoque de Carbono Mínimo da cultura implantada; F1= Fase de remoção/preparo; F2= Fase de estabelecimento da cultura; F3= Fase estacionária; F4= Fase de pousio/renovação.

Revisitação de hipóteses

1) A conversão de floresta nativa reduziu mais intensamente os estoques de C no solo, nas raízes finas, camada de liteira e biomassa aérea no cultivo de soja e seringueira de 5 anos, o que não rejeita a hipótese de que a conversão de floresta em lavoura de soja e seringal reduz os estoques de carbono orgânico em todos os compartimentos de todos os cultivos.

2) A biomassa de raízes finas da lavoura de soja e da camada mais superficial do seringal de 30 anos foram maiores no período chuvoso, ao contrário da floresta, não rejeitando a hipótese de que a biomassa radicular fina seria maior no período chuvoso em todas as áreas investigadas. Este padrão observado na floresta pode estar relacionado ao atraso de resposta da produção de raízes finas à umidade do ambiente e ao acúmulo de reservas no sistema radicular durante os primeiros meses de seca.

3) A biomassa de liteira de todas as áreas não diferiu entre as estações seca e chuvosa, rejeitando a hipótese de que a biomassa da camada de liteira seria maior na seca, processo que pode estar relacionado com um atraso no tempo de resposta da decomposição à umidade do ambiente.

4) Os estoques de C nos compartimentos estudados, com exceção do solo, foram maiores no seringal de 30 anos, enquanto os estoques no seringal de 5 anos foram semelhantes aos da lavoura de soja, o que não rejeita a hipótese de que a redução dos estoques de C em cada compartimento seguiria a ordem: seringal de 30 anos > seringal de 5 anos > lavoura de soja.

Conclusões

A substituição de floresta nativa por lavouras de soja e seringais leva a uma redução nos estoques de C dos compartimentos investigados, o que pode ter fortes implicações sobre a produtividade e funcionalidade dos ecossistemas. Entretanto, nos seringais, esta redução é mais fortemente percebida na fase inicial de implantação, visto que, com o passar do tempo, estes estoques tendem a se assemelhar aos encontrados originalmente. No entanto, a conversão de florestas para a implantação destas culturas reduz o tempo de permanência do C no ecossistema, afetando a sustentabilidade do mesmo em termos de manutenção e residência de C na biosfera. Assim, conhecer o tempo de permanência do referido elemento nestes ecossistemas pode fornecer informações importantes sobre os mecanismos homeostáticos de cada reservatório e do sistema como um todo. Para isso, uma análise mais detalhada sobre as conectividades tróficas e os processos de *turnover* e fluxos de C entre os diferentes compartimentos é indispensável para se verificar a sustentabilidade destes sistemas, especialmente frente ao cenário atual de grande preocupação com as mudanças ambientais oriundas da devastação de florestas.

Referências

ACHAT, D.L.; BAKKER, M.R.; TRICHET, P. Rooting patterns and fine root biomass of *Pinus pinaster* assessed by trench wall and core methods. **Journal of Forest Research**, Berlin, v. 13, n. 3, p. 165-175, 2008.

ALVARENGA, A.P.; CARMO, C.A.F.S. **Sequestro de Carbono**: quantificação em seringais de cultivo e na vegetação natural. 1 ed. Viçosa: Embrapa Solos, 2006. 338p. ISBN: 8585864230

ANDRADE, F.G.S. **Relação entre grupos de árvores de dossel com liteira de alta e baixa qualidade e a ciclagem de nutrientes em terra firme na Amazônia Central**. 2011. 43f. (Mestrado em Ecologia) – INPA, Manaus.

AREVALO, L.A.; ALEGRE, J.C.; VILCAHUAMAN, L.J.M. **Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra**. Embrapa Florestas (Documentos, 73), 2002. 41p. ISSN 1517-536X.

ASSAD, E.D.; PINTO, H.S.; MARTINS, C.S.; GROppo, J.D.; SALGADO, P.R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.; SANO, E.E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. **Biogeosciences Discussions**, Göttingen, v. 10, p. 5499-5533, 2013.

AYRES, M.; AYRES JR., M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **Bioestat 5.0**: aplicações estatísticas nas áreas das Ciências Biológicas e Médicas. Belém: Sociedade Civil Mamirauá/MCT-CNPq, 2007. 292 p.

BACCINI, A.; CARVALHO, L.; DUBAYAH, R.; GOETZ, S.J.; FRIEDL, M.A. Uncertainty Analysis in Large Area Aboveground Biomass Mapping. **American Geophysical Union**, Washington, Fall Meeting, 2011.

BAKER, T.R.; PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; KILLEEN, T.J.; LAURANCE, S.G.; LAURANCE, W.F.; LEWIS, S.L.; LLOYD, J.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D.A.; PATIÑO, S.; PITMAN, N.C.A.; SILVA, J.N.M.; MARTÍNEZ, R.V. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, Malden, v. 10, p. 545-562, 2004.

BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; BRANDO, P. M. CURRAN, L. M.; PORTELA, O.; CARVALHO JR, O.; LEFEBVRE, P. A negative fire feedback in a Transitional Forest of Southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, Malden, v. 7, n. 640, p. 1-44. 2008.

BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C.; JOLIVET, C. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties, **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 62, p. 743–749, 1998.

BIRD, M.; KRACHT, O.; DERRIEN, D.; ZHOU, Y. The effect of soil texture and roots on the stable carbon isotope composition of soil organic carbon. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 41, p. 77-94, 2003.

BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2 ed. Madison: Wisconsin, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1986. p. 363-375. (Agronomy Series, 5)

BLÉCOURT, M.; BRUMME, R.; XU, J.; CORRE, M.D.; VELDKAMP, E. Soil carbon stocks decrease following conversion of secondary forests to rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 8, n. 7, e69357, 2013.

BRASSARD, B.W.; CHEN, H.Y.H.; CAVARD, X.; LAGANIÈRE, J.; REICH, P.B.; BERGERON, Y.; PARÉ, D.; YUAN, Z. Tree species diversity increases fine root productivity through increased soil volume filling. **Journal of Ecology**, London, v. 101, n. 1, p. 210-219, 2013.

BRASIL, L.S.; GIEHL, N.F.S.; SANTOS, J.O.; SANTOS, A.O.; MARIMON, B.S.; MARIMON JUNIOR, B.H. Efeito de borda sobre a camada de serapilheira em área de cerradão no leste de Mato Grosso. **Biotemas**, Florianópolis, v. 26, n. 3, p. 37-47, 2013.

BRAY, J.R.; GORHAM, E. Litter production in the forests of the world. **Advances in Ecological Research**, Massachusetts, v. 2, p. 101-157, 1964.

BOUMA, T. J.; BRYLA, D. R. On the assessment of root and soil respiration for soils of different textures: interactions with soil moisture contents and soil CO₂ concentrations. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 227, p. 215-221, 2000.

BUCKERIDGE, M. S. **Biologia e Mudanças Climáticas no Brasil**. São Carlos: RiMa, 2008. 316p. ISBN: 978-85-7656-143-9.

BYRNE, K.A.; MILNE, R. Carbon stocks and sequestration in plantation forests in the Republic of Ireland. **Forestry**, Oxford, v. 79, n. 4, p. 361-369, 2006.

CAIRES, E.F.; BLUM, J.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J.; KUSMAN, M.T. Alterações químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 275-286, 2003.

CALONEGO, J.C.; SANTOS, C.H.; TIRITAN, C.S.; CUNHA JÚNIOR, J.R. Estoques de carbono e propriedades físicas de solos submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 5, n. 2, p. 128-135, 2011.

CARMO, C.A.F.S.; MANZATTO, C.V.; ALVARENGA, A.P.; TOSTO, S.G.; LIMA, J.A.S.; KINDEL, A.; MENEGUELLI, N.A. Biomassa e estoque de carbono em seringais. In: ALVARENGA, A.P.; CARMO, C.A.F.S. (eds.) **Sequestro de Carbono: quantificação em seringais de cultivo e na vegetação natural**. Viçosa: Embrapa Solos, 2006. p. 83-113. ISBN: 8585864230

CASPER, R.B.; JACKSON, G. Plant competition underground. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 545-570, 1997.

CAVELIER, J.; WRIGHT, S. J.; SANTAMARÍA, J. Effects of irrigation on litterfall, fine root biomass and production in a semideciduous lowland forest in

Panama. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 211, p. 207-213, 1999.

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

CHAMBERS, J.Q.; TRIBUZY, E.S.; TOLEDO, L.C.; CRISPIM, B.F.; HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; ARAÚJO, A.C.; KRUIJT, B.; NOBRE, A.D.; TRUMBORE, S.E. Respiration from a tropical forest ecosystem: partitioning of sources and low carbon use efficiency. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. S2-S88, 2004.

CHAMBERS, J.Q.; HIGUCHI, N.; SCHIMEL, J.P.; FERREIRA, L.V.; MELACK, J.M. Decomposition and carbon cycling of dead wood in tropical forests on the central Amazon. **Oecologia**, Gainesville, n. 122, p. 380-388, 2000.

COE, M.T.; MARTHEWS, T.R.; COSTA, M.H.; GALBRAITH, D.R.; GREENGLASS, N.L.; IMBUZEIRO, H.M.A.; LEVINE, N.M.; MALHI, Y.; MOORCROFT, P.R.; MUZA, M.N.; POWELL, T.L.; SALESKA, S.R.; SOLORZANO, L.A.; WANG, J. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south – southeastern Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, Londres, v. 368, 20120155, 2013.

COSTA, F.S.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 323-332, 2008.

COSTA, M.H.; PIRES, G.F. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. **International Journal of Climatology**, Malden, v. 30, n. 13, p. 1970-1979, 2010.

COTRUFO, M. F. Quantity of standing litter: A driving factor of root dynamics. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 281, p. 1–3. 2006.

COTTA, M.K.; JACOVINE, L.A.G.; PAIVA, H.N.; SOARES, C.P.B.; VIRGENS FILHO, A.C.; VALVERDE, S.R. Quantificação de biomassa e geração de certificados de emissões reduzidas no consórcio seringueira-cacau. **Revista Árvore**, Viçosa, n. 6, p. 969-978, 2008.

DAVIDSON, E.A.; NEILL, C.; KRUSCH, A.V.; BALLESTER, V.V.R.; MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R.O. Loss of nutrients from terrestrial ecosystems to streams and the atmosphere following land use change in Amazonia. p. 147-158. In: DeFRIES, R.; ASNER, G.; HOUGHTON, R. (eds.). **Ecosystem and Land Use Change**. Geophysical Monograph Series 153, American Geophysical Union, Washington, 2004.

DAVIDSON, E.A.; LEFEBVRE, P.A.; BRANDO, P.M.; RAY, D.M.; TRUMBORE, S.E.; SOLORZANO, L.A.; FERREIRA, J.N.; BUSTAMANTE, M.M.C.; NEPSTAD, D.C. Carbon inputs na Water Uptake in Deep Soils of an Eastern Amazon Forest. **Forest Science**, Bethesda, v. 57, n. 1, p. 51-58, 2011.

DELITTI, W.B.C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 469-486, 1995.

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

DYTHAM, C. **Choosing and using statistics: a biologist's guide**. 3 ed. Chichester: Wiley-Blackwell, 2011. 298 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. 212 p.

ESPELETA, J.F.; CLARK, D.A. Multi-scale variation in fine-root biomass in a tropical rain forest: a seven-year study. **Ecological Monographs**, Ithaca, v. 77, n. 3, p. 377-404, 2007.

ESTATCAMP. **Action**. Versão 2.4. Licença Pública geral. São Carlos, 1991. URL: <http://www.portalaction.com.br>.

FARIA, R.A.V.B. **Estoque de carbono e atributos florísticos e edáficos de ecossistemas florestais em processo de restauração**. 2012. 167 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

FINÈR, L.; OHASHI, M.; NOGUCHI, K.; HIRANO, Y. Factors causing variation in fine root biomass in forest ecosystems. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 261, n. 2, p. 265-277, 2011.

FINN, J.T. Measures of Ecosystem Structure and Function Derived from Analysis of Flows. **Journal of Theoretical Biology**, Philadelphia, v.56, p.363-380, 1976.

FRIEDLINGSTEIN, P.; HOUGHTON, R.A.; MARLAND, G.; HACKLER, J.; BODEN, T.A.; CONWAY, T.J.; CANADELL, J.G.; RAUPACH, M.R.; CIAIS, P.; LE QUÉRE, C. Update on CO₂ emissions. **Nature Geoscience**, London, v. 3, p. 811-812, 2010. doi: 10.1038/ngeo1022.

FUGIWARA, M.; KURACHI, S.A.H.; ARRUDA, F.B.; PIRES, R.C.M. & SAKAI, E. A técnica de estudo de raízes pelo método do trado. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 1994. 9p. (Boletim Técnico, 153)

FUNG I.; FIELD C.B.; BERRY, R.A.; M. THOMPSON, M.V.; RANDERSON, J.T.; MALMSTRÓN, C.M.; VITOUSEK, P.M.; COLLATES, J.M.; SELLERS, P.J.;

RANDALL, D.A.; DENNING, A.S.; BADECK, F.; JOHN, J. Carbon 13 exchanges between the atmosphere and biosphere. **Global Biogeochemical Cycles**, Malden, v. 11, p. 507-533, 1997.

GIFT, D.M.; GROFFMAN, P.M.; KAUSHAL, S.S.; MAYER, P.M. Denitrification potential, root biomass and organic matter in degraded and restored urban riparian zones. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 1, p. 113-120, 2010.

GREEN, J. J.; DAWSON, L. A.; PROCTOR, J.; DUFF, E. I.; ELSTON, D. A. Fine root dynamics in a tropical rain forest is influenced by rainfall. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 276, p. 23-32, 2005.

GROTE, J.B.; AL-KAISI, M.M. Topsoil placement effect on soil carbon stock improvement of exposed subsoil in Iowa. **Journal Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 62, n. 2, p. 86-93, 2007.

HAIRIAH, K.; SITOMPUL, S.M.; NOORDWIJK, M.; PALM, C. **Carbon stocks of tropical land use systems as part of the global C balance: effects of forest conversion and options for 'clean development' activities**. Bogor: ICRAF, 2001. 49p.

HAIRIAH, K.; SULISTYANI, H.; SUPRAYOGO, D.; WIDIANTO; PURNOMOSIDHI, P.; WIDODO, R.H.; van NOORDWIJK, M. Litter layer residence time in forest and coffee agroforestry systems in Sumberjaya, West Lampung. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, n. 224, p. 45-57, 2006.

HAYNES, R.J.; NAIDU, R. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 51, n. 2, p. 123-137, 1998.

HEINSDIJK D. **Report to the Government of Brazil on a forest inventory in the Amazon Valley**. Part 2: Region between Rio Xingu and Rio Tocantins. Expanded Technical Assistance Program. Report nº 992. Roma: FAO, 1958. 83p.

HENDRICKS, J. J.; HENDRICK, R. L.; WILSON, C. A.; MITCHELL, R. J.; PECOT, S.; GUO, D. L. Assessing the patterns and control of fine roots dynamics: an empirical test and methodological review. **Journal of Ecology**, London, v. 94, p. 40-57, 2006.

HENRY, M.; TITTONELL, P.; MANLAY, R.J.; BERNOUX, M.; ALBRECHT, A.; VANLAUWE, B. Biodiversity, carbon stocks and sequestration potential in aboveground biomass in smallholder farming systems of western Kenya. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, Philadelphia, v.129, p. 238-252, 2009.

HERZOG, R.L.S.; LEVIEN, R.; TREIN, C.R. Produtividade de soja em semeadura direta influenciada por profundidade do sulcador de adubo e doses

de resíduo em sistema irrigado e não-irrigado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 3, p. 771-780, 2004.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R.J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação de floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v.28, n.2,p.153-165, 1998.

HOUGHTON R. A.; SKOLE, D.L.; NOBRE, C.A.; HACKLER, J.L.; LAWRENCE, K.T.; CHOMENTOWSKI, W.H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, London, v. 403, n. 20, p. 301-304. 2000.

HOUGHTON, R.A.; LAWRENCE, K.T.; HACKLER, J.L.; BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, Malden, v. 7, p. 731-746, 2001.

IPAM - Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. **Mapas**. Canarana, 2008. Disponível em: < <http://www.ipam.org.br/galerias/Trabalho-de-campo/23>> Acesso em: 16 jun. 2013.

JIMENEZ, R.L.; GONÇALVES, W.G.; ARAÚJO FILHO, J.V.; ASSIS, R.L.; PIRES, F.R.; SILVA, G.P. Crescimento de plantas de cobertura sob diferentes níveis de compactação em um Latossolo Vermelho. **Revista Agriambi**, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 116-121, 2008.

JIMÉNEZ, E.M.; MORENO, F.H.; PEÑUELA, M.C.; PATIÑO, S.; LLOYD, J. Fine roots dynamics for forests on contrasting soils in the Colombian Amazon. **Biogeosciences**, Göttingen, v. 6, p. 2809-2827, 2009.

JORDAN, C.F.; HERRERA, R. Tropical rain forests: are nutrients really critical? **The American Naturalist**, v. 117, n. 2, p. 167-180, 1981.

KAPOS, V.; KURZ, W.A.; GARDNER, T.; FERREIRA, J.; GUARIGUATA, M.; KOH, L.P.; MANSOURIAN, S.; PARROTTA, J.A.; SASAKI, N.; SCHMITT, C.B.; BARLOW, J.; KANNINEN, M.; OKABE, K.; PAN, Y.; THOMPSON, I.D.; VILET, N. Impacts of forest and land management and biodiversity and carbon. In: PARROTTA, J.A.; WILDBURGER, C.; MANSOURIAN, S. (eds.) **Understanding relationships between Biodiversity, Carbon, Forests and People: The key to Achieving REDD+**. Vienna: IUFRO World Series, 2012. p. 53-82. ISBN 978-3-902762-17-7

KINDEL, A.; CARMO, C.A.F.S.; LIMA, J.A.; SIMÕES, B.; ALVARENGA, A.P.; PEREZ, D.V. Ciclagem de nutrientes e estoque de carbono na serapilheira de seringais e fragmentos de Mata Atlântica. In: ALVARENGA, A.P.; CARMO, C.A.F.S. (eds.) **Sequestro de Carbono: quantificação em seringais de cultivo e na vegetação natural**. Viçosa: Embrapa Solos, 2006. p. 135-158. ISBN: 8585864230

KOMINOSK, J. S.; ROSEMOND, A. D. Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and

management needs for rivers networks. **Freshwater Science**, Erie, v. 31, n. 1, p. 51-68, 2012.

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

LEITÃO-FILHO, H.F.; PAGANO, S.N.; CESAR, O.; TIMONI, J.L.; RUEDA, J. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)**. São Paulo: EDUSP, 1993. 184p. ISBN: 85-7139-038-X.

LIN, X.H.; CHEN, Q.B.; HUA, Y.G.; YANG, L.F.; WANG, Z.H. Soil moisture content and fine root biomass of rubber tree (*Hevea brasiliensis*) plantations at different ages. **Ying Yong Sheng Tai Xue Bao**, v. 22, n. 2, p. 331-336, 2011.

LOPEZ-GONZALEZ, G.; LEWIS, S.L.; BURKITT, M.; BAKER T.R.; PHILLIPS, O.L. ForestPlots.net Database. 2011. Disponível em: < www.forestplots.net> Acesso em: 30 dez. 2013.

LU, X.T.; YIN, J.X.; JEPSEN, M.R.; TANG, J.W. Ecosystem carbon storage and partitioning in a tropical seasonal forest in Southwestern China. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 260, p. 1798-1803, 2010.

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**, Malden, v. 16, n. 10, p. 2775-2788, 2010. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02105.x

MALHI, Y.; DAVIDSON, E. A. Biogeoquímica e Ecologia de Ecossistemas Terrestres da Amazônia. Geophysical Monographs, Series 186, p.293-297, 2009. 10.1029/2009GM000905.

MALHI, Y.; GRACE, J. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 8, p. 332-337, 2000.

MANDAL, D.; ISLAM, K.R. Soil carbon sequestration under rubber plantations in North-East India. In: LAL, R.; SIVAKUMAR, M.V.K.; FAIZ, S.M.A.; RAHMAN, A.H.M.M.; ISLAM, K.R. (eds). **Climate Change and Food Security in South Asia**. New York: Springer, 2010. p. 433-444. ISBN: 978-90-481-9515-2

MARIMON JUNIOR, B. H.; HAY, J. D. A new instrument for measurement and collection of quantitative samples of the litter layer in forests. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 255, p. 2244-2250, 2008.

MARKESTEIJN, L.; POORTER, L. Seedling root morphology and biomass allocation of 62 tropical tree species in relation to drought- and shade-tolerance **Journal of Ecology**, London, v. 97, p. 311-325, 2008.

MARQUES, J.D.O.; LUIZÃO, F.J.; TEIXEIRA, W.G.; FERREIRA, S.J.F. Variações do carbono orgânico dissolvido e de atributos físicos do solo sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia central. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 2, p. 611-622, 2012.

METCALFE, D. B.; MEIR, P.; ARAGÃO, L.E.O.C.; COSTA, A.C.L.; BRAGA, A.P.; GONÇALVES, P.H.L.; SILVA JUNIOR, J.A.; ALMEIDA, S.S.; DAWSON, L.A.; MALHI, Y.; WILLIAMS, M. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 311, p. 189-199, 2008.

MORAES, V.H.F.; MOREIRA, A. **Potencial de contribuição da cultura da seringueira para conservação do ambiente no Trópico Úmido**. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, 2003. 18p.

MORELLATO, L.P.C. Nutrient cycling in two southeast Brazilian forests. I. Litterfall and litter standing crop, **Journal Tropical of Ecology**, Cambridge, v. 8, p. 205-215, 1992.

MURTY, D.; KIRSCHBAUM, M.U.F.; MCMURTRIE, R.E.; MCGILVRAY, H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of literature. **Global Change Biology**, Malden, v. 8, n. 2, p. 105-123, 2002.

NAIR, P.K.R.; TONUCCI, R.G.; GARCIA, R.; NAIR, V.D. Silvopasture and carbon sequestration with special reference to the Brazilian Savanna (Cerrado). In: KUMAR, B. M.; NAIR, P. K. R. (org.) **Carbon sequestration potential of agroforestry systems**. 1 ed. New York: Springer Science, v. 8, p. 145-162, 2011.

NEILL, C.; COE, M. T.; RISKIN, S. H.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEER, H.; MACEDO, M. N.; McHORNEY, R.; LEFEBVRE, P.; DAVIDSON, E. A.; SCHEFFLER, R.; FIGUEIRA, A. M. S.; PORDER, S.; DEEGAN, L. A. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, Londres, v. 368, 20120425, 2013.

NELSON, B.W.; MESQUITA, R.; PEREIRA, J.L.G.; SOUZA, S.G.A.; BATISTA, G.T.; COUTO, L.B. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v.117, p. 149-167, 1999.

NEPSTAD, D.C.; CARVALHO, C.J.R.; DAVIDSON, E.A.; JIPP, P.; LEFEBVRE, P.A.; NEGREIROS, G.H.; SILVA, E.D.; STONE, T.A.; TRUMBORE, S.E.; VIEIRA, S. The role of deep roots in the hydrological cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, London, v. 372, p. 666-669, 1994.

NEPSTAD, D.C.; MOREIRA A.; ALENCAR A.A. **A Floresta em Chamas: origens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia**. Brasília: Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, 1999. 202 p.

NGO, K.M.; TURNER, B.L.; MULLER-LANDAU, H.C.; DAVIES, S.J.; LARJAVAARA, M.; HASSAN, N.F.B.N.; LUM, S. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 296, p. 81-89, 2013.

NOGUEIRA, E.M.; NELSON, B.W.; FEARNSIDE, P.M.; FRANÇA, M.B.; OLIVEIRA, A.C.A. Tree height in Brazil's "arc of deforestation": shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 255, p. 2963-2972, 2008.

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.

NUNES, D.A.D.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. Potencial de mineralização de C em solos com e sem adição de serapilheira sob diferentes culturas vegetais. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Cruz Alta, v. 4, n. 2, p. 2176-2179, 2009.

OLIVEIRA, D.; PEREIRA, J.P.; RAMOS, A.L.M.; CARAMORI, P.H.; MARUR, C.J.; MORAIS, H.; WAGNER-RIDDLE, C.; VORONEY, P. Carbono na biomassa e na respiração do solo em plantio comercial de seringueiras no Paraná. In: ALVARENGA, A.P.; CARMO, C.A.F.S. (Eds.). **Seqüestro de carbono**: quantificação em seringais de cultivo e na vegetação natural. Viçosa: UFV, 2006. p. 201-214.

PAIVA, A.O.; REZENDE, A.V.; PEREIRA, R.S. Estoque de carbono em cerrado Sensus stricto do Distrito Federal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 527-538, 2011.

PAUSTIAN, K.; ANDRÉN, O.; JANZEN, H.H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; TIESSEN, H.; Van NOORDWIJK, M.; WOOMER, P.L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. **Soil Use Management**, Malden, v. 13, p. 230-244, 1997.

PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; BEUTLER, S.J.; TORRES, J.L.R. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 5, p. 508-514, 2010.

PINTO-JUNIOR, O.B.; SANCHES, L.; DALMOLIN, A.C.; NOGUEIRA, J.S. Efluxo de CO₂ do solo em floresta de transição Amazônia Cerrado e em área de pastagem. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, n. 4, p. 813-821, 2009.

PIVETTA, L.A. **Avaliação do sistema radicular da soja sob sistemas de manejo do solo**. 2011. 42f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu.

PORTUGAL, A.F.; COSTA, O.D.A.V.; COSTA, L.M.; SANTOS, B.C.M. Atributos químicos e físicos de um cambissolo háplico Tb distrófico sob diferentes usos na Zona da Mata Mineira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 249-258, 2008.

POST, W.M.; KWON, K.C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. **Global Change Biology**, Malden, v. 6, p. 317-328, 2000.

PRIESS, J.; THEN, C.; FOLSTER, H. Litter and fine-root production in three types of tropical premontane rain forest in SE Venezuela. **Plant Ecology**, Secaucus, v. 143, p. 171-187, 1999.

QUESADA, C.A.; LLOYD, J.; SCHWARZ, M.; PATIÑO, S.; BAKER, T.R.; CZIMCZIK, C.; FYLLAS, N.M.; MARTINELLI, L.; NARDOTO, G.B.; SCHMERIER, J.; SANTOS, A.J.B.; HODNETT, M.G.; HERRERA, R.; LUIZÃO, F.J.; ARNETH, A.; LLOYD, G.; DEZZEO, N.; HILKE, I.; KUHLMANN, I.; RAESSIER, M.; BRAND, W.A.; GEILMANN, H.; MORAES FILHO, J.O.; CARVALHO, F.P.; ARAUJO FILHO, R.N.; CHAVES, J.E.; CRUZ JUNIOR, O.F.; PIMENTEL, T.P.; PAIVA, R. Chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis. **Biogeosciences Discussion**, München, v. 6, n. 2, p. 3923-3992, 2009.

RAHAMAN, W.A.; SIVAKUMARAN, S. Studies of carbon sequestration in rubber. In: UNCTAD – IRSG RUBBER FORUM, 1998, Bali. **Rubber and the Environment**. Indonésia, 1998. p. 13-19.

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n.6, p. 1609-1623, 2007.

REN, Y.H.; CAO, M.; TANG, J.W.; TANG, Y.; ZHANG, J.H. A comparative study on litterfall dynamics in a seasonal rain forest and a rubber plantation in Xishuangbanna, SW China. **Acta Phytocologica Sinica**, Beijing, v. 23, n. 5, p. 418-425, 1999.

REZENDE, D.P. **Estimativa do coeficiente de decomposição da serapilheira em uma floresta de transição em Sinop – MT**. 2009. 46f. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) – Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

RIBON, A.A.; CENTURION, J.F.; CENTURION, M.A.P.C.; CARVALHO FILHO, A. Propriedades físicas de latossolo e argissolo em função de práticas de manejo aplicadas na entrelinha da cultura da seringueira (*Hevea brasiliensis*). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 781-787, 2002.

RICE, A. H.; PYLE, E.H.; SALESKA, S.R.; HUTYRA, L.; PALACE, M.; KELLER, M.; CAMARGO, P.B.; PORTILHO, K.; MARQUES, D.F.; WOFSY, S.C. Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, p. S55-S71, 2004.

RONQUIM, C.C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: Embrapa Monitoramento por satélite, 2010. 26p.

SAATCHI, S.S.; HOUGHTON, R.A.; ALVALÁ, R.C.S.; SOARES, J.V.; YU, Y. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, Malden, v. 13, p. 816-837, 2007.

SAENGRUKSAWONG, C.; KHAMYONG, S.; ANONGRAK, N.; PINTHONG, J. Grownths and carbon stocks of rubber plantations on Phonpisai Soil Series in Northeastern Thailand. **Rubber Thai Journal**, Bangkok, v. 1, p. 1-18, 2012.

SAHA, S.K. Carbon sequestration potential of tropical homegardens and related land-use systems in Kerala, India. 2008. 174f. Dissertação (Pós-doutorado) – Universidade da Flórida, Escola de Recursos Florestais e Conservação, Gainesville.

SALIMON, C.I.; WADT, P.G.S.; ALVES, S.S. Decrease in carbon stocks in an oxisol due to land use and cover change in southwestern Amazon. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 57-65, 2009.

SCHROTH, G.; D'ANGELO, S.A.; TEIXEIRA, W.G.; HAAG, D.; LIEBEREI, R. Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 163, n.1/3, p.131-150, 2002.

SELLE, G.L. VUADEN, E.; MURARI, A.B.; HACK, C.; FARIAS, J.A.; THOMAS, R. Biomassa radicular, densidade do solo e análise química do solo de um povoamento de *Pinus* sp. **Revista Ambientia**, Guarapuava, v. 6, n. 1, p. 61-74, 2010.

SILVA, A.K.L. **Dinâmica de serapilheira e produção de raízes finas em plantios de paricá (*Schizolobium Parahyba* var. *Amazonicum*) e floresta sucessional em Aurora do Pará, Amazônia Oriental**. 2009. 101f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.

SILVA NETO, S. P.; SANTOS, A. C.; LEITE, R. L. L.; DIM, V. P.; CRUZ, R. S.; PEDRICO, A.; NEVES NETO, D. N. Análise espacial de parâmetros da fertilidade do solo em região de ecótono sob diferentes usos e manejos. **Revista Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, n. 2, p. 541-552, 2011.

SILVER, W. L.; NEFF, J.; MCGRODDY, M.; VELDKAMP, E.; KELLER, M.; COSME, R. Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem. **Ecosystems**, New York, v. 3, p. 193–209, 2000.

SILVER, W.L.; THOMPSON, A.W.; MCGRODDY, M.E.; VARNER, R. K.; DIAS, J.D.; SILVA, H.; CRILL, P.M.; KELLER, M. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils, **Global Change Biology**, Malden, v. 11, p. 290–306, 2005.

SIQUEIRA NETO, M.; VENZKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). I- Sequestro de carbono no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 1013-1022, 2009.

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

SUNDARAPANDIAN, S.M.; SWAMY, P.S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India, **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 123, p. 231–244, 1999.

TAYLOR, H.M.; BRAR, G.S. Effect of soil compaction on root development. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 19, p. 111-119, 1991.

TELLES, E. C.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A.; TRUMBORE, S. E.; COSTA, E. S.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. O. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Malden, v. 17, n. 1040, p. 1-12, 2003.

TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; OLIVEIRA NETO, S. N.; SANTOS, R. D.; NETO, F. C. Quantificação de biomassa e estocagem de carbono em uma floresta estacional semidecidual, no Parque Tecnológico de Viçosa, MG, **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 4, p. 647-655, 2013.

TRUMBORE, S. E.; CAMARGO, P.B. **Dinâmica do Carbono do Solo**. Geophysical Monographs, Series 186, p. 451-462, 2009. 10.1029/2008GM000741.

VALADÃO, M.B.X. **Produção e decomposição de serapilheira, biomassa radicular e variáveis microclimáticas em duas fitofisionomias na transição Cerrado/Amazônia**. 2014. Dissertação em andamento (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina.

VALCARCEL, R.; VALENTE, F.D.W.; MOROKAWA, M.J.; CUNHA NETO, F.V.; PEREIRA, C.R. Avaliação da biomassa de raízes finas em área de empréstimo submetida a diferentes composições de espécies. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 923- 930, 2007.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p.175-180, 1994.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124p.

VIANA, H.; FERNADES, P.; ARANHA, J. Equações para estimar a biomassa aérea das principais lenhosas arbustivas no norte e centro do país. **Silva Lusitana**, Oeiras, n. 1/9, p. 101-111, 2013.

VIEIRA, M.; SCHUMACHER, M.V.; CALDEIRA, M.V.W. Dinâmica de decomposição e nutrientes em plantio de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus* no Sul do Brasil. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 3, p. 351-360, 2013.

VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; DUARTE-NETO, P.J.; MARTINS, S.C.; VEIGA, L.G.; SCARANELLO, M.A.; PICOLLO, M.C.; CAMARGO, P.B.; CARMO, J.B.; SOUSA NTO, E.; SANTOS, F.A.M.; JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. Stocks os carbon and nitrogen and partitioning between above and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, v. 1, n. 3, p. 421-434, 2011.

VITOUSEK, P.M. Liteirafall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, Ithaca, v. 65, p. 285-298, 1984.

WALTER, M.K.C.; ZULLO JUNIOR, J.; WEILL, M. A. M.; DENARDIN, J. E. Estimativa do estoque de carbono em áreas de soja visando a análise de cenários de linha de base para projetos de créditos de carbono. In: Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, 16, **Anais**, 2009, Viçosa, MG: UFV; Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2009.

WAUTERS, J.B.; COUDERT, S.; GRALLIEN, E.; JONARD, M.; PONETTE, Q. Carbon stock in rubber tree plantations in Western Ghana and Mato Grosso (Brazil). **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 225, p. 2347-2361, 2008.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Pearson: Upper Saddle River, 2010. 944 p.

ZINN, Y. L.; LAL, R. Changes in soil organic carbon stocks under agricultural in Brazil. **Soil and Tillage Research**, Philadelphia, v. 84, n. 1, p. 28-40, 2005.

3.2. CONSEQUÊNCIAS DA CONVERSÃO DE FLORESTA NATIVA SOBRE O ESTOQUE DE NUTRIENTES EM DIFERENTES SISTEMAS DE USO DA TERRA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

Resumo – Mudanças no uso da terra podem acarretar em alterações importantes sobre os estoques de nutrientes em diferentes compartimentos de um ecossistema e, conseqüentemente, sobre a ciclagem dos elementos. O objetivo desta pesquisa foi investigar as conseqüências da substituição de floresta nativa por lavouras de soja e seringueiras de diferentes idades (5 e 30 anos) sobre os estoques de nutrientes no solo, camada de liteira e raízes finas, bem como verificar o efeito sazonal e a influência das propriedades químicas do solo sobre esses estoques. Para tanto, foram demarcadas 25 parcelas de 20 x 20 m em cada área, onde foram coletadas amostras de solo, liteira e raízes para determinação dos teores de macronutrientes e matéria orgânica. Considerando a exportação de nutrientes pela colheita, pode-se afirmar que a conversão de floresta nativa reduziu mais intensamente os estoques de N, P, K e S no cultivo de soja e seringueira de 5 anos. Foi verificada uma semelhança entre os estoques de P, K e S da floresta nativa e do seringal de 30 anos, condição mais relacionada ao porte aéreo da vegetação destas áreas do que aos teores destes elementos nos compartimentos analisados. As seqüências dos padrões de armazenamento também foram alteradas, com destaque para a diminuição na estocagem de K no solo e aumento da estocagem de Mg nas raízes. Os teores de K, Mg e S da serapilheira e de P, K, Ca e Mg das raízes finas diferiram entre seca e chuva, indicando aumento de sazonalidade pós-conversão, o que pode potencializar perdas por lixiviação nas áreas de soja e seringal de 5 anos. Estes resultados indicam mudanças de relações biogeoquímicas importantes resultantes da conversão, uma vez que todos os compartimentos de ciclagem foram afetados.

Palavras-chave: macronutrientes, seringueira, soja, solo, ciclagem.

CONSEQUENCES OF THE CONVERSION OF NATIVE FOREST ON NUTRIENT STOCKS IN DIFFERENT LAND USE SYSTEMS IN AMAZON-CERRADO TRANSITION ZONE

Abstract – Changes in land use can result in important changes on nutrient stocks in different compartments of an ecosystem and, consequently, on the cycling of elements. This paper aimed to investigate the effects of replacing native forest for soybean and rubber plantations of different ages (5 and 30 years) on the nutrient stocks in the soil, litter layer and fine roots, and to verify the seasonal effect and influence of soil properties on these stocks. For this, were demarcated 25 plots of 20 x 20 m in each area, where soil samples, litter and roots were collected to determine the content of nutrients and organic matter. Considering the exportation of nutrients by harvest, it can be stated that the conversion of native forest to more intensely reducing total N, P, K and S in soybean and rubber plantation of 5 years old. A similarity between the stocks of P, K and S of the native forest and the rubber plantation of 30 years was checked, condition more related to airfreight the vegetation of these areas than the levels of these elements in the compartments analyzed. The sequences of patterns storage also been changed, highlighting the decrease in K storage in soil and increased Mg storage in the roots. The contents of K, Mg and S of litter and P, K, Ca and Mg of fine roots differed between dry and rainy seasons, indicating increased post-conversion seasonality, which may potentiate leaching losses in the areas of soybean and five years rubber plantation. These results

indicate major changes in biogeochemical relationships resulting from the conversion, since all compartments were affected.

Keywords: macronutrients, rubber, soybean, soil, cycling.

Introdução

Os padrões de ciclagem e armazenamento de nutrientes nos ecossistemas podem variar de acordo com diversos fatores, como o tipo de solo, topografia, clima e cobertura vegetal (NEU, 2005; GUCKLAND, 2009). A composição das rochas matrizes e os sedimentos oriundos da gênese edáfica determinam a quantidade de nutrientes potencialmente disponíveis para as plantas (JENNY, 1980), condicionando o crescimento da vegetação e, conseqüentemente, o retorno de nutrientes via resíduos (LIMA, 2009).

Nas florestas, o maior estoque de nutrientes encontra-se nos troncos das árvores (WARING & SCHLESINGER, 1985). Entretanto, o principal mecanismo de conservação desses nutrientes dentro do sistema baseia-se na distribuição de raízes próxima à superfície do solo, onde a serapilheira encontra-se depositada, dando origem aos horizontes holorgânicos e hemiorgânicos (KINDEL et al. 2003). Nestes horizontes, a velocidade da transferência de nutrientes liberados pela serapilheira para a biomassa e solo determina a ciclagem de todo o ecossistema (SAYER et al. 2006).

Quando o desenvolvimento dos horizontes superficiais do solo é paralelo ao crescimento florestal, como na sucessão primária ou na fase inicial de plantios perenes, o estoque de nutrientes estabiliza mais rapidamente na serapilheira do que na matéria orgânica do solo (WARING & SCHLESINGER, 1985). Entretanto, o armazenamento de N do solo é inicialmente mais rápido sob a serapilheira, provavelmente em função da morte da vegetação original, incluindo plantas fixadoras de nitrogênio (CAMPOS et al. 2007)

Contudo, durante a sucessão secundária ou crescimento de um plantio perene, o modelo de armazenamento de nutrientes no solo é alterado. O distúrbio não causa grandes mudanças no conteúdo de nutrientes no solo mineral, mas o retorno de serapilheira pode declinar por muito tempo. Durante este período, grandes perdas de nutrientes podem ocorrer devido ao carreamento e à decomposição acelerada do material orgânico (WARING & SCHLESINGER, 1985).

Assim, mudanças no uso da terra podem alterar os estoques de nutrientes em diversos compartimentos e levar o sistema à perda de sustentabilidade (LUIZÃO et al. 2009). Especialmente em solos de baixa fertilidade, como grande parte dos solos amazônicos (QUESADA et al. 2009), estas alterações podem ter reflexos mais expressivos, uma vez que a capacidade produtiva do ecossistema e a manutenção da fertilidade do solo dependem quase que exclusivamente do retorno de nutrientes encontrados na serapilheira, raízes e parte aérea da vegetação (CUEVAS & MEDINA, 1988; SILVA et al. 2009).

Estudos conduzidos por JORDAN & HERRERA (1979) e VITOUSEK & SANFORD (1986) destacam a importância da camada de serapilheira e malha de raízes sobre a dinâmica nutricional de vegetações sobre solos distróficos. Segundo os autores, estes compartimentos são os principais responsáveis pela manutenção de florestas tropicais, visto que a reposição de elementos via precipitação, intemperismo ou absorção gasosa é baixa (NARDOTO et al. 2013), o que torna estes compartimentos imprescindíveis para o equilíbrio dinâmico de florestas. Assim, modificações estruturais com reflexos sobre a interface serapilheira/raízes podem alterar a capacidade de ciclagem dos ecossistemas, levando os mesmos a um colapso nutricional (JORDAN & HERRERA, 1979).

O tipo de cobertura vegetal e as propriedades físico-químicas do solo podem ter influência direta sobre a quantidade de nutrientes estocada nos compartimentos ecossistêmicos, afetando a ciclagem biogeoquímica. Por isso, estudos que quantifiquem os estoques de nutrientes em diferentes compartimentos e em diferentes sistemas de uso da terra podem indicar os possíveis impactos causados pela conversão de florestas, bem como fornecer informações para o desenvolvimento de técnicas de manejo mais adequadas à conservação dos recursos naturais.

Assim, o objetivo do presente estudo foi investigar as consequências da substituição de floresta nativa por lavouras de soja e seringais sobre os estoques de nutrientes nos três compartimentos mais importantes do ecossistema (solo, liteira e raízes finas), bem como verificar o efeito sazonal e a influência das propriedades químicas do solo sobre esses estoques. As

seguintes hipóteses foram testadas: (1) a conversão de floresta nativa reduz os estoques de nutrientes no solo, liteira e malha de raízes finas: resultado esperado em função da grande exportação de elementos nos agroecossistemas através da colheita (MERINO et al. 2005; EMBRAPA, 2011), da acelerada lixiviação em solos agrícolas (HENAO & BAANANTE, 1999; MAGUIRE & SIMS, 2002), da degradação físico-química destes solos (QUINTON et al. 2010) e da redução estrutural da vegetação pós-conversão (SCHROTH et al. 2002); (2) os teores encontrados no solo, liteira e raízes finas para um mesmo elemento estão positivamente correlacionados entre si: espera-se que a maior disponibilidade de um determinado nutriente no solo atue positivamente sobre a absorção do mesmo e, conseqüentemente, sobre o retorno via serapilheira (LIMA et al. 2007); (3) o pH, a CTC e a saturação por alumínio do solo apresentam correlação com os teores de macronutrientes da serapilheira e raízes finas: a matriz edáfica determina as relações árvore/solo, refletindo sobre a concentração de nutrientes na biomassa vegetal e sobre a biogeoquímica do sistema (AERTS & CHAPIN, 2000), ou seja, estes atributos químicos do solo podem regular a magnitude da variação quantitativa e qualitativa dos compartimentos ecossistêmicos (NUNES, 2011) e (4) os teores e estoques de nutrientes da liteira e raízes finas diferem entre seca e chuva, assim como detectado por LUSK et al. (2003) em uma floresta tropical no Chile, por VITAL et al. (2004) em uma floresta estacional no estado de São Paulo, por LIMA (2009) em um fragmento da Mata Atlântica e por LIMA et al. (2010) em sistemas agroflorestais no Piauí.

Material e métodos

Área de estudos

A pesquisa foi realizada na Fazenda Tanguro (80.000 ha), situada no município de Querência, leste de Mato Grosso (Fig. 1), um dos maiores municípios produtores de soja do Estado. A fazenda está inserida em uma zona de tensão ecológica entre os biomas Amazônia e Cerrado, e parte predominante da vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual segundo o sistema de VELOSO et al. (1991). A formação vegetal da região é caracterizada por uma estatura relativamente baixa (entre 10 e 20

metros), baixa diversidade de espécies e alto nível de dominância (10 espécies representam 60% do índice de valor de importância). A família botânica Lauraceae tem grande representatividade na região (BALCH et al. 2008; IVANAUSKAS et al. 2004).

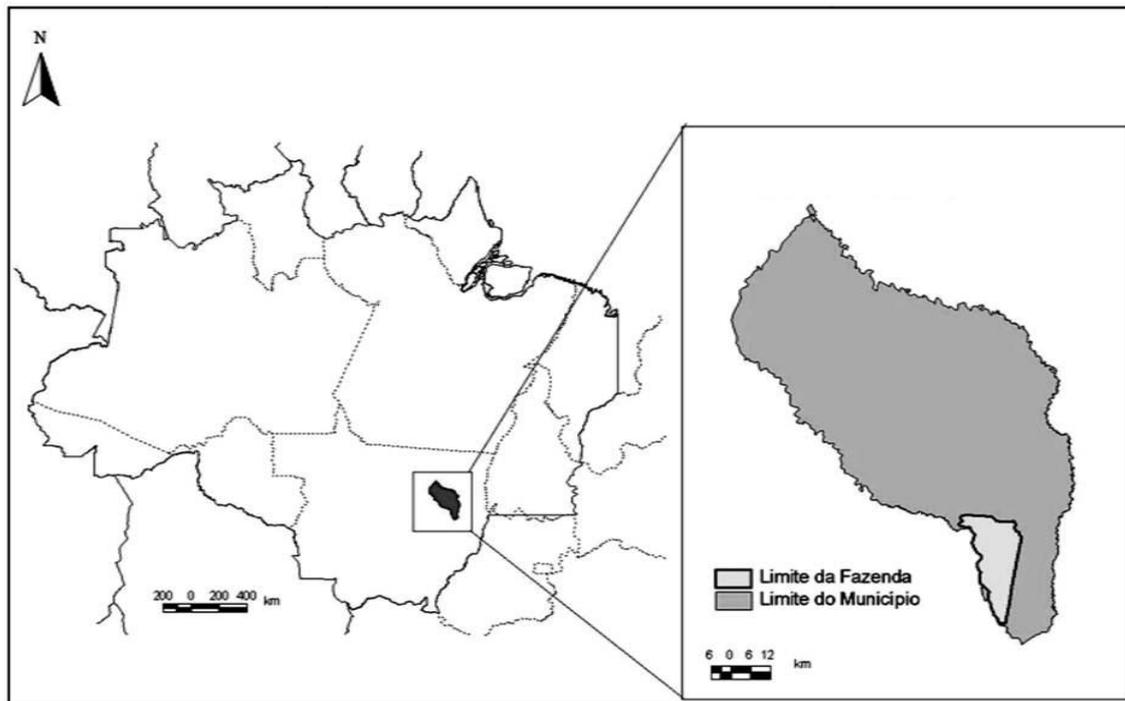


Figura 1. Mapa de localização da Fazenda Tanguro, Querência – MT.

A fazenda encontra-se em uma área de baixo relevo no Escudo Brasileiro de gnaisses pré-cambrianas do Complexo Xingu, onde os solos são predominantemente Latossolos, profundos, ácidos, álicos e de textura areno-argilosa (RADAMBRASIL, 1982). A precipitação média anual é de 1.770 mm, com um período de intensa seca entre maio e setembro, e a temperatura média varia em torno de 25°C (NEILL et al. 2013).

As coletas foram realizadas em áreas com diferentes históricos de utilização e tipos de cobertura vegetal, sendo selecionada uma área de referência (Tab. 1).

Tabela 1. Sistemas de uso da terra selecionados para a realização do presente estudo na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

Sistema de uso	Localização geográfica	Histórico
Floresta nativa (área de referência)	12°82'63.56" S 53°35'29.89" W	Constituída por um extenso fragmento de Floresta Estacional Perenifólia, não possui registro de uso anterior. A estimativa de biomassa vegetal aérea é de 216,26 Mg.ha ⁻¹ , cujas médias de diâmetro e altura são de 18,4 cm e 13,6 m, respectivamente.
Cultivo de soja	12°49'40.39" S 52°22'06.73" W	Destinada à lavoura de grãos desde 2003, esta área recebeu aplicação de calcário (aproximadamente 1500 kg ha ⁻¹) na conversão de pastagem para sojicultura. Além disso, são aplicados anualmente KCl (cloreto de potássio granulado) e P (fosfato, superfosfato simples e superfosfato triplo) nas doses de 80 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ (K) e 50 Kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ (P). Atualmente o solo não é revolvido durante a aplicação de insumos, sendo adotadas técnicas de plantio direto. A biomassa vegetal aérea estimada no estádio R6 da cultura foi de 4,39 Mg.ha ⁻¹ .
Seringal com mais de 30 anos	12°52'31.56" S 52°22'32.62" W	Esta área foi destinada ao cultivo de seringueira (<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg, Clone RRIM 600) desde a década de 1970, mas não há informações sobre o manejo de solo adotado na época do plantio. O espaçamento adotado é de 7,5 m x 2,0 m. A biomassa aérea do cultivo foi estimada em 182,75 Mg.ha ⁻¹ . O diâmetro médio da população amostrada é de 21,43 cm, e a altura de 13,31 m.
Seringal com 5 anos	12°52'34.66" S 52°22'31.69" W	Este povoamento mais recente também foi realizado com o Clone RRIM 600. A área foi preparada com aração e gradagem e recebeu aplicação de calcário dolomítico para elevar a saturação de bases do solo a 50%. Um mês após o plantio foi aplicado 30 g de N por planta, procedimento adotado mais duas vezes durante o primeiro ano após o plantio. Atualmente é feita a aplicação de N, P ₂ O ₅ e K ₂ O nas doses recomendadas para o referido clone. O espaçamento é de 7,5 m x 2,5 m. A biomassa vegetal aérea do cultivo foi estimada em 18,64 Mg.ha ⁻¹ , e o diâmetro e altura média em 9 cm e 6,34 m.

Foram realizadas quatro campanhas de coletas em 2013, sendo duas no período de seca (junho e setembro) e duas no período chuvoso (fevereiro e dezembro). Em cada área delimitamos 25 parcelas contíguas de 20 m x 20 m (1 ha), totalizando 4 ha de amostragem.

Amostragem do solo

A amostragem do solo foi realizada em duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm). Para tanto, foi selecionado aleatoriamente um ponto de coleta em cada parcela. Todas as amostras foram devidamente identificadas, secadas à temperatura ambiente e enviadas ao laboratório para realização de análise

físico-química, conforme proposto pela EMBRAPA (1997), com exceção da estimativa de nitrogênio, que foi realizada com base nos teores de matéria orgânica do solo, conforme proposto por MENDONÇA (2006).

Para determinação da densidade aparente do solo (DAS) foram coletadas, nos mesmos pontos e nas mesmas profundidades, amostras indeformadas com cilindro volumétrico de 97 cm³. As amostras foram enviadas ao Laboratório de Ecologia Vegetal da UNEMAT-NX e secas em estufa, a 105°C até peso seco constante, sendo obtida assim a massa seca (g) do material. A DAS (g.cm⁻³) foi calculada segundo BLAKE & HARTGE (1986).

Amostragem da camada de serapilheira/palhada (liteira)

As coletas de liteira, realizadas em todos os meses de amostragem, foram efetuadas com o auxílio do coletor-medidor Marimon-Hay (MARIMON JUNIOR & HAY, 2008), que fornece dados de espessura, densidade e volume do material coletado. Juntamente com a amostragem de solo foi selecionado aleatoriamente um ponto de coleta de liteira em cada parcela, totalizando 25 amostras em cada área.

O material coletado foi seco em estufa à temperatura de 70°C, até peso seco constante, efetuando-se posterior pesagem em balança de precisão para determinação da massa seca. Em seguida, as amostras foram enviadas ao laboratório, onde foram novamente secas, e então submetidas à digestão nítrico-perclórica (ZAZOSKI & BURAU, 1977). Os teores de Ca, Mg e S foram determinados através de espectrofotometria de absorção atômica, K por meio de espectrofotometria de chama, P através de fotolorimetria (Vanado Molibdato de Amônia) e N pelo método de Kjeldahl (ALLEN, 1974).

Amostragem de raízes finas

A amostragem de raízes finas foi realizada com a mesma periodicidade e nos mesmos pontos de coleta de serapilheira, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, utilizando-se um cilindro de aço de volume definido conectado a um trado (FUGIWARA et al. 1994). As amostras de solo com as raízes foram levadas ao Laboratório de Ecologia Vegetal da UNEMAT-NX e triadas manualmente. Todas as raízes vivas (claras e flexíveis) com

diâmetro ≤ 2 mm foram selecionadas, descartando-se as mortas (escuras e rígidas) (HENDRICKS et al. 2006). Para a determinação da massa seca e análise de macronutrientes, o material radicular foi submetido aos mesmos procedimentos laboratoriais que a liteira.

Cálculos dos estoques de nutrientes

Para a estimativa dos estoques de nutrientes no solo foi utilizada a equação proposta por ELLERT & BETTANY (1995):

$$EE_{solo} = \frac{CE * DAS * e}{10} \quad (1)$$

em que EE_{solo} = estoque do elemento em determinada profundidade ($Mg \cdot ha^{-1}$); CE = concentração do elemento na profundidade amostrada ($kg \cdot Mg^{-1}$); DAS = densidade aparente do solo ($Mg \cdot m^{-3}$) e e = espessura da camada considerada (m).

Após os cálculos dos EE_{solo} foi aplicada a fórmula de correção proposta por SISTI et al. (2004), que visa corrigir os respectivos estoques em função da massa de solo de uma área de referência, procedimento necessário por causa da compactação do solo ocasionada por diferentes sistemas de uso da terra.

$$EE = \sum_{i=1}^{n-1} Eti + \left[Mtn - \left(\sum_{i=1}^n Mti - \sum_{i=1}^n Msi \right) \right] * CE \quad (2)$$

em que EE = estoque corrigido do referido elemento; $\sum_{i=1}^{n-1} Eti$ = somatório dos EE_{solo} da primeira à penúltima camada amostrada ($Mg \cdot ha^{-1}$); Mtn = massa do solo da última camada no tratamento ($Mg \cdot ha^{-1}$); $\sum_{i=1}^{n-1} Mti$ = somatória da massa total do solo sob o tratamento ($Mg \cdot ha^{-1}$); $\sum_{i=1}^{n-1} Msi$ = somatória da massa total do solo amostrado na área de referência ($Mg \cdot ha^{-1}$) e CE = concentração do elemento no solo da última camada amostrada ($Mg \cdot Elemento \cdot Mg^{-1}$ de solo).

Os estoques de nutrientes da liteira e das raízes finas foram obtidos pela multiplicação entre o teor de cada elemento ($g \cdot kg^{-1}$) e a massa seca do material vegetal ($kg \cdot ha^{-1}$).

Análise de dados

Todos os dados referentes aos teores e estoques de nutrientes foram submetidos aos testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (Levene) (ZAR, 2010). No entanto, nenhum dos pressupostos foi atingido, mesmo após transformação logarítmica do conjunto de dados. Desta forma, foram realizados testes de Kruskal-Wallis (ZAR, 2010) para efetuar as comparações. A significância das variações foi apontada através do teste *a posteriori* de múltiplas comparações de Dunn ao nível de 5% de probabilidade de erro tipo I.

Para verificar a existência de possíveis associações entre as variáveis estruturais (biomassa), atributos químicos do solo (pH, CTC, MOS, soma de bases, saturação por alumínio e teores de alumínio) e teores de macronutrientes no solo, liteira e raízes, foi gerada uma matriz de correlações múltiplas (Coeficiente de Spearman) entre 27 variáveis diferentes. Este procedimento eliminou variáveis de baixa correlação e significância, resultando em uma seleção de oito variáveis para realização de uma Análise de Componentes Principais (PCA), sendo elas: 1) soma de bases: variável altamente relacionada aos teores de N, P, Ca, Mg e S do solo, sendo por isso selecionada para representar este conjunto de dados; 2) teor de Al no solo: diretamente relacionada à saturação por alumínio no solo e inversamente relacionada aos teores de P, Ca, Mg e S, representa um outro conjunto de dados de grande representatividade ambiental; 3) MOS: altamente correlacionada com os teores de N do solo e N, K e S das raízes, esta variável foi selecionada por ser um grande indicador de qualidade do solo; 4) teor de N no solo: variável relacionada ao pH do solo, foi selecionada para representar estes dois atributos; 5) teor de K no solo: sem relação com outras variáveis edáficas, representa um parâmetro “à parte” a ser analisado; 6) teor de Ca no solo: fortemente associada ao teor de Mg no solo, esta variável foi selecionada para representar estes dois macronutrientes secundários tão importantes na nutrição mineral de plantas; 7) teor de Ca na liteira: variável selecionada por estar positiva e expressivamente relacionada aos teores de todos os demais nutrientes neste compartimento; 8) teor de Mg nas raízes: (idem variável 7). As variáveis de biomassa não foram selecionadas/representadas na PCA, visto

que a finalidade desta análise foi estudar a relação dos atributos químicos do solo, liteira e raízes que foram mais relevantes para expressar as condições ambientais dos sistemas estudados.

Os testes de Shapiro-Wilk e Levene foram realizados com o auxílio do programa Action 2.4 (ESTATCAMP, 1991), enquanto os testes de Kruskal-Wallis e Dunn foram efetuados através do programa Bioestat 5.0 (AYRES et al. 2007). Para gerar a matriz de correlações múltiplas (nível de corte de 70) e realizar a Análise de Componentes Principais, foi utilizado o programa PC-ORD 5.0 (McCUNE & MEFFORD, 1997).

Resultados e discussão

Solo

Em relação aos atributos físico-químicos do solo, observou-se que os solos das áreas estudadas são ácidos e de textura argilosa (Tab. 2). Nota-se que, em decorrência das constantes fertilizações (Tab. 1), a soma e a saturação por bases na lavoura de soja e no seringal mais novo são maiores do que na floresta e no seringal de 30 anos, ao contrário da saturação por alumínio, que é maior nas áreas que não receberam adubação (Tab. 2). Entretanto, a CTC e as concentrações de matéria orgânica e nitrogênio são inferiores no cultivo de soja e seringueira de 5 anos (Tab. 2), o que pode influenciar negativamente a manutenção da fertilidade desses solos (RONQUIM, 2010).

Tabela 2. Teores de macronutrientes e atributos físico-químicos do solo (média \pm DP) nas diferentes camadas amostradas de diferentes sistemas de uso na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

	Floresta nativa		Soja		Seringal 30 anos		Seringal 5 anos	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Macronutrientes								
N (%)	0,24 a \pm 0,03	0,17 a \pm 0,03	0,14 b \pm 0,01	0,10 c \pm 0,01	0,13 b \pm 0,01	0,09 c \pm 0,01	0,13 b \pm 0,03	0,11 c \pm 0,02
P (mg.dm ⁻³)	3,52 b \pm 0,87	2,46 bc \pm 0,97	18,83 a \pm 15,75	11,66 ab \pm 8,33	1,82 bc \pm 0,68	1,15 c \pm 0,67	18,04 a \pm 6,17	9,44 ab \pm 3,07
K (mg.dm ⁻³)	34,76 a \pm 7,38	21,40 bc \pm 4,88	36,70 a \pm 15,12	24,36 b \pm 14,10	18,00 c \pm 2,82	12,20 c \pm 2,36	33,12 a \pm 10,00	22,72 b \pm 6,78
Ca (cmol _c .dm ⁻³)	0,40 b \pm 0,10	0,30 b \pm 0,08	3,23 a \pm 0,81	1,83 a \pm 0,62	0,47 b \pm 0,25	0,29 b \pm 0,14	2,15 a \pm 1,00	1,53 a \pm 0,35
Mg (cmol _c .dm ⁻³)	0,21 b \pm 0,04	0,18 b \pm 0,05	1,20 a \pm 0,25	0,75 a \pm 0,22	0,23 b \pm 0,11	0,16 b \pm 0,07	0,85 a \pm 0,17	0,64 a \pm 0,13
S (mg. dm ⁻³)	1,77 b \pm 0,85	1,81 b \pm 0,26	3,18 a \pm 0,50	3,15 a \pm 0,33	1,84 b \pm 0,21	1,85 b \pm 0,15	3,50 a \pm 0,71	3,57 a \pm 0,40
Atributos químicos								
pH H ₂ O	4,25 c \pm 0,16	4,28 c \pm 0,26	6,24 a \pm 0,27	5,87 a \pm 0,41	4,74 c \pm 0,32	4,58 c \pm 0,27	5,79 ab \pm 0,29	5,56 b \pm 0,25
pH CaCl ₂	3,56 c \pm 0,15	3,61 c \pm 0,25	5,61 a \pm 0,27	5,11 ab \pm 0,40	3,99 c \pm 0,31	3,85 c \pm 0,26	5,03 b \pm 0,28	5,79 a \pm 0,26
CTC _{pH7,0} (cmol _c .dm ⁻³)	11,89 a \pm 1,77	8,32 b \pm 1,25	6,91 bc \pm 1,10	5,47 d \pm 0,88	6,54 c \pm 0,68	5,39 d \pm 0,56	6,75 c \pm 0,64	5,77 d \pm 0,43
SomBase (cmol _c .dm ⁻³)	0,72 b \pm 0,14	0,55 b \pm 0,17	4,65 a \pm 1,07	2,54 a \pm 0,85	0,72 b \pm 0,38	0,45 b \pm 0,22	3,11 a \pm 0,67	2,23 a \pm 0,51
Sat. Base (%)	6,00 c \pm 1,18	6,60 c \pm 1,87	65,13 a \pm 10,71	48,44 a \pm 13,04	11,35 c \pm 5,24	8,94 c \pm 4,04	45,63 ab \pm 8,25	38,53 b \pm 7,75
Sat. Al (%)	72,31 a \pm 6,00	76,37 a \pm 6,51	0,00 b \pm 0,00	3,62 b \pm 6,76	55,93 a \pm 16,98	68,21 a \pm 13,76	2,55 b \pm 4,82	6,82 b \pm 8,36
Al (cmol _c .dm ⁻³)	1,87 a \pm 0,25	1,77 a \pm 0,24	0,00 c \pm 0,00	0,05 c \pm 0,12	0,94 b \pm 0,29	1,05 ab \pm 0,26	0,08 c \pm 0,13	0,16 c \pm 0,18
H (cmol _c .dm ⁻³)	9,34 a \pm 1,67	6,02 a \pm 1,16	2,42 b \pm 0,77	2,76 b \pm 0,79	4,88 b \pm 0,60	3,88 b \pm 0,50	3,61 b \pm 0,52	3,41 b \pm 0,36
Matéria Orgânica (%)	4,82 a \pm 0,56	3,36 a \pm 0,64	2,73 b \pm 0,33	2,02 c \pm 0,33	2,64 b \pm 0,30	1,95 c \pm 0,23	2,70 b \pm 0,55	2,16 c \pm 0,47
Atributos físicos								
Areia (g.kg-1)	463,4 \pm 60,7		309,8 \pm 18,1		420,0 \pm 13,7		376,4 \pm 7,6	
Silte (g.kg-1)	124,6 \pm 10,8		155,0 \pm 7,8		133,6 \pm 3,1		137,8 \pm 3,3	
Argila (g.kg-1)	412,0 \pm 50,1		535,2 \pm 11,8		446,4 \pm 12,0		485,8 \pm 5,3	

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p \leq 0,05$).

Os teores de P, Ca, Mg e S foram maiores na lavoura de soja e no seringal de 5 anos, fato que se deve às recentes aplicações de fertilizantes nestas áreas (Tab. 2). Por outro lado, mesmo com a realização de adubação potássica, os teores de K nestas duas áreas não foram maiores do que na floresta, provavelmente devido à alta solubilidade e percolação do elemento no solo (RESENDE et al., 2006; DUARTE et al. 2013), principalmente em áreas com menor proteção vegetal sobre o substrato. Note, ainda, que os teores de K no solo do seringal mais velho foram significativamente menores do que nas

outras áreas (Tab. 2), consequência da grande exportação deste elemento via sangria (colheita do látex) (SILVA, 2012).

Segundo JACOB et al. (1988), o potássio é o elemento chave na nutrição da seringueira. De acordo com os autores, o elemento tem importante função metabólica nos processos relacionados à translocação de fotossintatos pelo floema, à duração do fluxo de látex pós-sangria e à síntese isoprênica. Conforme constatado por MURBACH et al. (2003) e SILVA (2012), o K é o macronutriente que apresenta as maiores concentrações na composição da borracha natural do clone RRIM 600, sendo por isso o elemento mais exportado nestes sistemas de produção. Assim, a sinergia entre o longo tempo de exploração e a alta taxa de exportação de K é a grande responsável pela baixa concentração do elemento no solo do seringal de 30 anos.

Os estoques totais de macronutrientes na camada 0-20 cm do solo seguiram a seguinte sequência: N > Ca > K > Mg > P > S na floresta, N > Ca > Mg > K > P > S na lavoura de soja e no seringal de 5 anos e N > Ca > Mg > K > S > P no seringal de 30 anos. De modo geral, não houve diferenças entre os estoques de um mesmo elemento para as diferentes profundidades. Os nutrientes mais estocados foram o nitrogênio, o cálcio e o magnésio (Tab. 3), assim como observado por MAGALHÃES et al. (2013) em diferentes sistemas de uso na Amazônia, que quantificaram estoques entre 1899,81 e 3672,83 kg.ha⁻¹ de N, entre 2162,59 e 4002,76 kg.ha⁻¹ de Ca e entre 471,57 e 1594,52 kg.ha⁻¹ de Mg até os 20 cm de profundidade do solo.

De modo semelhante ao constatado por SZOTT & PALM (1996) e BRITZ et al. (1997), os estoques de Ca e Mg sob o solo da floresta nativa e do seringal de 30 anos podem ser considerados muito baixos. Segundo SZOTT & PALM (1996), os baixos estoques destes elementos no solo estão associados à rápida ciclagem dos mesmos dentro do sistema, visto que as concentrações e os estoques destes elementos na biomassa vegetal aérea são bastante altos e indicam um grande e acelerado fluxo destes elementos no sentido solo/planta. Desta forma, as concentrações de Ca e Mg encontradas na serapilheira podem indicar um aspecto importante na ciclagem biogeoquímica destes elementos.

Tabela 3. Estoques de macronutrientes do solo (média \pm DP) nas diferentes camadas amostradas de diferentes sistemas de uso na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

	Floresta nativa		Soja		Seringal 30 anos		Seringal 5 anos	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
N (kg.ha ⁻¹)	3366,02 a \pm 697,38	2859,71 a \pm 660,28	2378,78 a \pm 683,90	1957,21 ab \pm 592,85	1682,67 b \pm 194,40	1234,61 b \pm 236,94	2210,71 ab \pm 610,88	1669,23 b \pm 375,48
P (kg.ha ⁻¹)	4,92 b \pm 2,20	4,22 b \pm 3,55	50,77 a \pm 33,33	22,89 a \pm 17,87	2,37 b \pm 0,94	1,44 b \pm 0,60	29,95 a \pm 14,96	14,87 a \pm 6,80
K (kg.ha ⁻¹)	49,11 ab \pm 15,59	36,22 b \pm 8,97	61,03 a \pm 26,52	45,11 ab \pm 21,40	23,52 c \pm 4,41	15,39 c \pm 3,32	56,08 a \pm 29,39	35,77 b \pm 16,34
Ca (kg.ha ⁻¹)	113,86 c \pm 38,65	103,89 c \pm 33,06	1130,36 a \pm 385,53	722,33 a \pm 316,99	123,68 c \pm 70,56	72,88 c \pm 38,03	706,12 ab \pm 240,60	482,32 b \pm 181,97
Mg (kg.ha ⁻¹)	36,18 b \pm 10,20	37,48 b \pm 13,28	255,09 a \pm 81,23	179,25 a \pm 70,82	36,41 b \pm 19,28	24,56 b \pm 12,12	169,78 a \pm 55,12	122,62 a \pm 44,41
S (kg.ha ⁻¹)	2,48 b \pm 0,43	3,08 b \pm 0,43	5,50 a \pm 1,10	6,12 a \pm 1,14	2,40 b \pm 0,21	2,33 b \pm 0,19	5,74 a \pm 1,53	5,52 a \pm 1,13

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p \leq 0,05$).

Comparando as áreas, é possível observar que os estoques de N e K são inferiores no seringal de 30 anos em relação aos demais sistemas de uso, e que os estoques de P, Ca, Mg e S são maiores na lavoura de soja e no seringal mais novo. Os elevados estoques de macronutrientes no cultivo de soja e no seringal de 5 anos estão associados às aplicações de insumos. No entanto, mesmo com uma entrada massiva de N e K via fertilizantes, os estoques dos referidos nutrientes nestas duas áreas não foram maiores do que na floresta nativa, principalmente devido aos elevados teores de MOS da floresta, responsáveis pela maior disponibilização de N, e também à grande perda de K por carreamento e lixiviação nas áreas com menor cobertura vegetal e ausência ou insipiência de malha de raízes finas (no caso, a lavoura de soja e o seringal de 5 anos). Ainda, o elevado estoque de K na floresta nativa pode estar associado à interação eletrostática entre Ca, Mg e K (CASTRO & MENEGHELLI, 1989). No caso, os baixos estoques de Ca e Mg no solo da floresta nativa possibilitam maior adsorção de K aos coloides do solo, ainda que esta adsorção seja mais fraca quando comparada à adsorção de Ca e Mg (cátions bivalentes), acarretando em um aumento na concentração de K (MAGALHÃES et al. 2013).

Cabe ressaltar que as colheitas anuais na lavoura de soja levam a uma contínua exportação de nutrientes do sistema, resultando em perdas de grande magnitude. Considerando a produção de biomassa da lavoura estudada (4,39 Mg.ha⁻¹) e a quantidade média de nutrientes exportada por tonelada de

biomassa (EMBRAPA, 2011), é possível estimar perdas de 364,37 kg.ha⁻¹ de nitrogênio, 67,60 kg.ha⁻¹ de fósforo, 166,82 kg.ha⁻¹ de potássio, 53,55 kg.ha⁻¹ de cálcio, 29,41 kg.ha⁻¹ de magnésio e 6,76 kg.ha⁻¹ de enxofre nos primeiros 10 cm de solo, levando o mesmo a um déficit de P, K e S.

Diante do exposto, é possível afirmar que a conversão de floresta em plantio de soja reduz os estoques de fósforo, potássio e enxofre na camada mais superficial do solo, e que a conversão de floresta em plantio de seringueira reduz os estoques de nitrogênio e potássio do solo, ainda que os efeitos desta conversão sobre os estoques de nutrientes neste compartimento não possam ser percebidos em seringais mais jovens.

Liteira

Os teores de N, P, Ca e Mg da camada de liteira não diferiram em relação às estações de seca e chuva. Em contrapartida, os teores de K nos seringais foram maiores na seca, ao contrário do observado no cultivo de soja. Já em relação ao S, observa-se que a floresta apresentou maior teor na seca e que a lavoura de soja apresentou maior teor na chuva, enquanto os seringais não apresentaram diferenças (Tab. 4).

Comparando os quatro sistemas estudados, observou-se que, de maneira geral, as concentrações de macronutrientes na liteira foram maiores nos seringais (Tab. 4), o que pode estar associado às especificações nutricionais da espécie e particularmente do clone, à qualidade do material vegetal e à dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes no complexo interativo serapilheira-raízes-solo. Este resultado difere do constatado por KINDEL et al. (2006) e GRUGIKI (2011), que encontraram menores concentrações de nutrientes na serapilheira de cultivos de seringueira do que na vegetação natural e em outros plantios florestais.

As concentrações de nutrientes encontradas na camada de serapilheira da floresta nativa (Tab. 4) apresentaram algumas diferenças em relação ao reportado na literatura. Os teores de K foram bastante inferiores aos encontrados por LUIZÃO (1995) e TAPIA-CORAL (2004) na Amazônia, por MARIMON JUNIOR (2007) em uma mata mista na transição Amazônia-Cerrado e por CALDEIRA et al. (2007) em uma floresta ombrófila no Paraná,

que determinaram teores de 1,1 g.kg⁻¹, 4,52 g.kg⁻¹, 1,4 g.kg⁻¹ e 5,67 g.kg⁻¹, respectivamente. Em contrapartida, os teores de Mg foram maiores do que os determinados por TAPIA CORAL (2004) e CALDEIRA et al. (2007), cujos valores respectivos são de 1,1 g.kg⁻¹ e 0,95 g.kg⁻¹.

No cultivo de soja, o nitrogênio e o cálcio foram os macronutrientes que se apresentaram em maiores quantidades (Tab. 4). O nitrogênio é o nutriente mais exigido pela cultura, diferentemente do cálcio, que é pouco absorvido pelas plantas de soja (SFREDO, 2008). No entanto, apesar da baixa exigência nutricional de Ca, os elevados teores encontrados na palha de soja podem ser atribuídos ao seu maior tempo de meia-vida no material residual (PADOVAN et al. 2006), que resulta em uma menor liberação deste elemento para o solo e, conseqüentemente, maior retenção nos resíduos vegetais.

Em relação aos teores de nutrientes na camada de serapilheira do seringal de 30 anos, os valores obtidos no presente trabalho foram parecidos com os encontrados por KINDEL et al. (2006) em seringais cultivados no nordeste brasileiro, que verificaram grandes concentrações de N e Ca na liteira acumulada sobre o solo. Resultado semelhante também foi encontrado por MURBACH et al. (2003) no estado de São Paulo, que concluíram que o cálcio e o nitrogênio são os nutrientes que retornam em maiores quantidades ao solo com a queda foliar em cultivos do clone RRIM 600. Nota-se também que os teores de K e Ca da camada de serapilheira do seringal de 5 anos foram bem maiores do que os encontrados no seringal de 30 anos, provavelmente como efeito das recentes fertilizações neste cultivo e da exploração no seringal mais velho (Tab. 4).

Os altos teores de Ca e Mg na serapilheira do seringal mais velho (Tab. 4) e as baixas concentrações destes elementos no solo do referido sistema (Tab. 2) apontam para um aspecto importante da ciclagem biogeoquímica dos mesmos. As elevadas concentrações na serapilheira, derivadas em grande parte do manejo na fase inicial de implantação do sistema e das exigências nutricionais da espécie, indicam altas taxas de retorno destes nutrientes ao solo, que por sua vez não se revelou como um grande reservatório desses elementos (Tab. 3). Isto sugere que há um rápido retorno destes nutrientes à biomassa por meio do sistema de reciclagem. Além disso,

as altas concentrações na serapilheira, mesmo depois de mais de duas décadas sem adubação, indicam baixa perda desses nutrientes pelo sistema solo-planta, resultado de uma rápida e eficiente ciclagem, à semelhança do que acontece na floresta original. Provavelmente, o fato de *Hevea brasiliensis* ser uma espécie nativa da Amazônia e típica de solos distróficos pode estar contribuindo para o estabelecimento e manutenção de um eficiente sistema de ciclagem na interface serapilheira-solo. A presença de uma elevada riqueza de espécies de cupins e com grande número de indivíduos no seringal de 30 anos (ROSA et al., dados não publicados) é um indicativo de que uma rede trófica, que inclui detritivos de serapilheira, está atuando fortemente neste agroecossistema, o que aumenta a eficiência da ciclagem de nutrientes.

Tabela 4. Teores de macronutrientes da camada de liteira (média \pm DP) nos diferentes sistemas de uso e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

	Floresta nativa		Soja		Seringal 30 anos		Seringal 5 anos	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
N (g.kg ⁻¹)	16,10 a \pm 1,67	17,19 a \pm 1,15	12,61 b \pm 1,70	15,10 ab \pm 1,23	14,84 ab \pm 4,05	18,59 a \pm 1,32	17,25 a \pm 2,96	21,30 a \pm 1,18
P (g.kg ⁻¹)	0,50 b \pm 0,26	0,43 b \pm 0,08	0,76 a \pm 0,19	0,91 a \pm 0,12	0,55 ab \pm 0,07	0,54 ab \pm 0,06	0,94 a \pm 0,14	0,91 a \pm 0,10
K (g.kg ⁻¹)	0,54 d \pm 0,07	0,44 d \pm 0,08	0,75 c \pm 0,28	1,28 b \pm 0,24	0,73 c \pm 0,17	0,52 d \pm 0,06	2,95 a \pm 0,42	0,83 bc \pm 0,14
Ca (g.kg ⁻¹)	5,41 c \pm 0,18	4,92 c \pm 0,30	5,97 c \pm 0,66	6,84 c \pm 0,22	10,57 b \pm 0,96	10,53 b \pm 0,55	21,37 a \pm 1,08	21,90 a \pm 3,14
Mg (g.kg ⁻¹)	2,38 c \pm 0,11	1,95 c \pm 0,17	1,87 c \pm 0,21	2,15 c \pm 0,16	5,01 a \pm 0,39	3,51 ab \pm 0,34	4,40 ab \pm 0,25	3,04 b \pm 0,34
S (g.kg ⁻¹)	0,85 b \pm 0,05	0,75 c \pm 0,09	0,63 c \pm 0,25	0,93 ab \pm 0,17	0,96 ab \pm 0,12	0,83 b \pm 0,16	1,10 a \pm 0,21	1,50 a \pm 0,24

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p \leq 0,05$).

Considerando os estoques de nutrientes na biomassa de serapilheira acumulada, observa-se que nenhum sistema de uso apresentou diferença entre as estações seca e chuvosa, com exceção do K no seringal de 5 anos (Tab. 5). No entanto, o padrão de concentração de nutrientes diferiu entre as áreas, seguindo a sequência de N > Ca > Mg > S > K > P na floresta nativa e no seringal de 30 anos, N > Ca > Mg > K > P > S no cultivo de soja e Ca > N > Mg > K > S > P no seringal de 5 anos (Tab. 5).

Estes padrões podem variar de acordo com diversos fatores, como tipo de solo, disponibilidade de nutrientes, regime hídrico, composição florística, proporção de copa, taxas de decomposição e manejo de produção (CALDEIRA

et al. 2007). Em estudos conduzidos na Amazônia, LUIZÃO (1995) e TAPIA-CORAL et al. (2005) verificaram concentração de nutrientes na ordem de $N > Ca > Mg > K > P$, assim como constatado por MARIMON JUNIOR (2007) na transição Amazônia-Cerrado. Em outro trabalho, também realizado na Amazônia, TAPIA-CORAL (2004) encontrou um padrão de $N > K > Ca > Mg > P$, enquanto CALDEIRA et al. (2007) observaram um padrão de $N > K > Ca > S > Mg > P$ em uma floresta ombrófila no Paraná. Em seringais, dois padrões foram observados: $N > Ca > K > Mg > S > P$ por HAAG & GUERRINI (1984) e GRUGIKI (2011) e $Ca > N > Mg > K > P$ por KINDEL et al. (2006).

Além disso, é possível observar que os estoques de N foram maiores na floresta, enquanto os estoques de Ca e Mg foram maiores no seringal de 30 anos e os de P, K e S nas duas áreas mencionadas. Estes resultados estão associados à quantidade do material depositado, visto que os sistemas com vegetação de maior porte aéreo (floresta e seringal de 30 anos) depositam maiores quantidades de liteira (BROWN & LUGO, 1982), e por isso apresentam estoques de nutrientes superiores aos outros sistemas (Tab. 5). Diante disso, pode-se afirmar que a conversão de floresta em cultivo de soja e seringueira (fase inicial de implantação) reduz os estoques de macronutrientes na camada de liteira, e que com o passar dos anos os estoques no seringal tendem a se igualar aos da vegetação nativa (Tab. 5), provavelmente pelo restabelecimento da malha de raízes superficiais, das cadeias tróficas de detritivos e decompositores e conseqüentemente do sistema de ciclagem na interface serapilheira-solo.

Tabela 5. Estoques de macronutrientes na camada de liteira (média \pm DP) dos diferentes sistemas de uso e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

	Floresta nativa		Soja		Seringal 30 anos		Seringal 5 anos	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
N (kg.ha ⁻¹)	60,86 a \pm 23,09	71,51 a \pm 24,74	15,51 c \pm 8,20	14,10 c \pm 5,90	52,38 b \pm 19,89	59,67 ab \pm 22,10	14,66 c \pm 5,03	24,07 c \pm 5,88
P (kg.ha ⁻¹)	1,89 a \pm 0,99	1,79 a \pm 0,90	0,93 b \pm 0,46	0,89 b \pm 0,27	1,94 a \pm 0,73	1,73 ab \pm 0,75	0,80 b \pm 0,15	1,03 b \pm 0,38
K (kg.ha ⁻¹)	2,04 a \pm 1,08	1,83 a \pm 1,00	0,92 b \pm 0,16	1,25 b \pm 0,22	2,57 a \pm 1,17	1,67 ab \pm 1,12	2,50 a \pm 1,17	0,94 b \pm 0,47
Ca (kg.ha ⁻¹)	20,45 b \pm 9,76	20,47 b \pm 10,01	7,34 c \pm 2,01	6,70 c \pm 2,38	37,31 a \pm 7,89	33,80 a \pm 6,95	18,16 b \pm 9,02	24,74 b \pm 7,89
Mg (kg.ha ⁻¹)	8,99 b \pm 4,70	8,11 b \pm 4,15	2,30 c \pm 1,33	2,11 c \pm 0,75	17,68 a \pm 6,58	11,27 a \pm 5,59	3,74 c \pm 1,10	3,43 c \pm 0,99
S (kg.ha ⁻¹)	3,21 a \pm 1,69	3,12 a \pm 1,17	0,77 b \pm 0,39	0,91 b \pm 0,80	3,39 a \pm 1,18	2,66 a \pm 1,28	0,93 b \pm 0,66	1,69 ab \pm 0,80

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p \leq 0,05$).

Entretanto, os altos estoques de Ca e Mg quantificados no seringal mais velho merecem notória atenção (Tab. 5). Estes elevados estoques, decorrentes da combinação entre a grande quantidade de biomassa acumulada sobre o solo e as altas concentrações destes elementos no material acumulado, estão de acordo com o verificado por KINDEL et al. (2006) e em desacordo com o registrado por GRUGIKI (2011), que quantificaram baixos estoques de Ca e Mg na camada de serapilheira de um seringal e atribuíram o resultado aos baixos estoques destes elementos no solo. Contudo, isto não se confirmou no presente estudo, visto que os estoques quantificados no solo foram inversamente proporcionais aos estoques na serapilheira do seringal mais velho.

Segundo HAAG & GUERRINI (1984), os nutrientes mais absorvidos pelas seringueiras são o nitrogênio e o potássio, sendo o cálcio e o magnésio absorvidos em menor quantidade. No entanto, mesmo sendo menos absorvidos, estes nutrientes foram liberados em maiores quantidades em relação ao K, provavelmente em função da maior retranslocação interna do mesmo e de processos associados à síntese do látex (MURBACH et al. 2003).

Raízes finas

Os teores de macronutrientes nas raízes finas apresentaram diferenças entre áreas e estações (Tab. 6). Durante a estação seca foi observado maior teor de K no seringal de 30 anos, enquanto na estação

chuvosa o teor de N foi maior na floresta, P foi maior no cultivo de soja e seringal mais velho e os teores de Ca e Mg foram maiores no seringal mais novo. As concentrações de S não diferiram entre estações (Tab. 6).

Comparando-se as áreas é possível observar, de maneira mais abrangente, que as concentrações dos macronutrientes tendem a ser maiores nas áreas de cultivo, com destaque para o seringal mais novo (Tab. 6). Entretanto, esta tendência não foi observada para os teores de N e S (Tab. 6). As concentrações mais elevadas nas áreas de cultivo podem estar relacionadas a diversos fatores, como maior disponibilidade de nutrientes proporcionada pela adubação, menor competição radicular, exigência nutricional diferenciada e estratégias de absorção.

Em uma pesquisa abrangendo 253 estudos de campo, JACKSON et al. (1997) chegaram à conclusão de que as concentrações de macronutrientes nas raízes finas em até 1 m de profundidade seguem, geralmente, o seguinte padrão de magnitude: $N > Ca > K > Mg > P > S$. Entretanto, nenhum dos sistemas avaliados no presente estudo seguiram este padrão. As raízes da floresta nativa, por exemplo, apresentaram elevada concentração de S (2º elemento de maior representatividade), enquanto a tendência global apontada por JACKSON et al. (1997) apresenta o enxofre como o macronutriente de menor concentração.

As concentrações de N, P, K, Ca e Mg determinadas na floresta nativa assemelham-se às descritas por VITOUSEK & SANFORD (1986) em diferentes fitofisionomias na Amazônia, cujas magnitudes também foram semelhantes à encontrada no presente estudo. No entanto, os autores não citaram as concentrações de S, o que impossibilita afirmar se as concentrações de macronutrientes encontradas nas raízes da floresta de transição são realmente parecidas com as encontradas na Floresta Amazônica.

Os teores de nutrientes na biomassa radicular fina podem fornecer informações importantes sobre as estratégias de captura e ciclagem de elementos (GORDON & JACKSON, 2000). Nos seringais, conforme já mencionado, os teores de Ca e Mg do solo e da serapilheira constituíram-se um indicativo de uma rápida reciclagem destes. Apesar de BURKE & RAYNAL (1994) afirmarem que as raízes finas possuem baixa participação na ciclagem

desses dois nutrientes, os elevados teores dos mesmos nas raízes das seringueiras reforçam a hipótese de uma eficiente e rápida ciclagem de Ca e Mg neste tipo de agroecossistema.

Tabela 6. Teores de macronutrientes das raízes finas até os 20 cm de profundidade (média \pm DP) nos diferentes sistemas de uso em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

	Floresta nativa		Soja		Seringal 30 anos		Seringal 5 anos	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
N (g.kg ⁻¹)	14,40 b \pm 3,79	20,04 a \pm 3,67	18,20 a \pm 0,71	21,35 a \pm 3,95	11,90 b \pm 0,04	14,00 b \pm 0,00	15,40 ab \pm 0,01	18,20 a \pm 0,00
P (g.kg ⁻¹)	0,30 b \pm 0,00	0,36 b \pm 0,05	0,50 b \pm 0,00	1,05 a \pm 0,60	0,45 b \pm 0,05	1,30 a \pm 0,05	1,40 a \pm 0,03	1,20 a \pm 0,01
K (g.kg ⁻¹)	1,10 b \pm 0,01	1,27 b \pm 0,03	1,10 b \pm 0,00	1,25 b \pm 0,02	1,90 a \pm 0,01	1,55 b \pm 0,03	2,20 a \pm 0,02	2,40 a \pm 0,01
Ca (g.kg ⁻¹)	1,12 c \pm 0,03	1,33 c \pm 0,02	6,75 a \pm 0,02	6,00 ab \pm 0,05	7,57 a \pm 0,03	7,46 a \pm 1,01	5,70 b \pm 0,02	9,00 a \pm 0,03
Mg (g.kg ⁻¹)	0,90 c \pm 0,25	1,11 c \pm 0,04	1,80 c \pm 0,03	1,80 c \pm 0,00	2,47 bc \pm 0,22	3,22 b \pm 0,09	2,40 bc \pm 0,01	4,20 a \pm 0,07
S (g.kg ⁻¹)	1,25 ab \pm 0,17	1,32 a \pm 0,03	1,66 a \pm 0,00	1,66 a \pm 0,00	0,90 b \pm 0,02	1,18 ab \pm 0,03	1,58 a \pm 0,00	1,68 a \pm 0,02

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p \leq 0,05$).

Considerando os estoques de macronutrientes na biomassa de raízes finas, verifica-se que houve diferença entre áreas e estações (Tab. 7). Os estoques de N, P, Mg e S foram maiores na estação chuvosa para algumas áreas, enquanto os estoques de K e Ca não diferiram entre estações (Tab. 7). Os sistemas que apresentaram os maiores estoques de nutrientes foram a floresta nativa e o seringal de 30 anos (Tab. 7). Como o estoque é dado pelo produto entre a concentração destes nutrientes e a biomassa, é natural que vegetações de maior porte (e maior biomassa radicular) apresentem maiores estoques.

As magnitudes dos estoques de nutrientes seguiram a seguinte sequência: N > S > Ca > K > Mg > P na floresta nativa, N > Ca > Mg > K > S > P nos seringais e N > Ca > Mg > S > K > P na lavoura de soja. O padrão encontrado na floresta nativa é semelhante ao registrado por VITOUSEK & SANFORD (1986) na Amazônia e bastante diferente do observado por LILIENFEIN et al. (2001) no Cerrado de Minas Gerais. Entretanto, ainda que seja evidente a grande semelhança entre os padrões da floresta estudada com os encontrados na Amazônia, qualquer comparação merece extremo cuidado, visto que os mecanismos de absorção e estocagem de nutrientes pelas raízes

finas em diferentes formações vegetais ainda não estão totalmente esclarecidos.

Tabela 7. Estoques de macronutrientes nas raízes finas (média \pm DP) dos diferentes sistemas de uso e em diferentes estações na Fazenda Tanguro, Querência – MT.

	Floresta nativa		Soja		Seringal 30 anos		Seringal 5 anos	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
N (kg.ha ⁻¹)	16,027 a \pm 11,07	15,210 a \pm 12,02	0,273 c \pm 0,29	1,323 b \pm 1,25	2,189 b \pm 1,33	4,242 b \pm 1,86	0,800 bc \pm 0,87	0,964 bc \pm 0,99
P (kg.ha ⁻¹)	0,333 a \pm 0,12	0,273 a \pm 0,09	0,007 c \pm 0,00	0,065 b \pm 0,07	0,082 b \pm 0,03	0,394 a \pm 0,18	0,073 b \pm 0,02	0,063 b \pm 0,09
K (kg.ha ⁻¹)	1,224 a \pm 0,85	0,964 a \pm 0,74	0,016 b \pm 0,01	0,077 b \pm 0,08	0,349 ab \pm 0,08	0,469 a \pm 0,20	0,114 b \pm 0,07	0,127 b \pm 0,09
Ca (kg.ha ⁻¹)	1,246 b \pm 0,85	1,009 b \pm 0,65	0,101 c \pm 0,10	0,372 c \pm 0,09	1,393 ab \pm 0,90	2,260 a \pm 1,03	0,296 c \pm 0,07	0,477 c \pm 0,06
Mg (kg.ha ⁻¹)	1,001 a \pm 0,05	0,842 a \pm 0,38	0,027 c \pm 0,02	0,111 b \pm 0,06	0,454 b \pm 0,17	0,975 a \pm 0,85	0,125 b \pm 0,02	0,222 b \pm 0,07
S (kg.ha ⁻¹)	1,391 a \pm 0,66	1,002 a \pm 0,65	0,025 c \pm 0,01	0,103 c \pm 0,80	0,165 c \pm 0,75	0,357 b \pm 0,11	0,082 c \pm 0,06	0,089 c \pm 0,06

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p \leq 0,05$).

Considerando a quantidade estocada (kg.ha⁻¹) de cada elemento, os valores obtidos na floresta foram bastante inferiores ao descrito por VITOUSEK & SANFORD (1986) e LILIENFEIN et al. (2001), diferenças diretamente relacionadas à menor quantidade de biomassa radicular na floresta do presente estudo. Contudo, mesmo a floresta tendo apresentado estoques tão baixos, os resultados desta pesquisa permitem afirmar que a substituição de floresta nativa por plantios de soja e seringueira na região de transição Amazônia-Cerrado potencialmente reduz os estoques de N, P, Mg e S nas raízes finas até os 20 cm de profundidade.

Análises complementares

Analisando-se as possíveis relações entre as variáveis estruturais (biomassa), atributos químicos do solo e teores de nutrientes (solo, liteira e raízes) (Tab. 8), foi verificado que:

- As biomassas aérea, radicular e de liteira estão positivamente correlacionadas entre si (COTRUFO, 2006; FINÈR et al. 2011);
- Quanto menor o pH do solo, maior será a biomassa total e a soma de bases: resultado derivado da correção de acidez (aumento do pH) nos sistemas de cultivo, cujos valores de biomassa são menores (devido ao menor porte da soja e do seringal jovem, sem relação com causas naturais);

- Existe forte correlação entre CTC e MOS (HELLING et al. 1964; CIOTTA et al. 2003);
- Os valores de soma de bases estão negativamente correlacionados com as variáveis de biomassa: resultado derivado da alta soma de bases no solo em decorrência das fertilizações no cultivo de soja e seringueira de 5 anos, que por sua vez apresentam baixa biomassa vegetal total (não há relação com causas naturais, neste caso);
- Os teores de alumínio no solo estão positivamente correlacionados com as variáveis de biomassa. Este resultado está associado às aplicações de calcário nas áreas de cultivo, que neutralizam parte do Al^{+3} presente no solo. Não há relação com causas naturais;
- A biomassa de raízes finas está positivamente relacionada aos teores de matéria orgânica e nitrogênio do solo. Estas relações foram descritas por COTRUFO (2006) e GORDON & JACKSON (2000), que afirmam que a alocação de biomassa radicular aumenta com a disponibilidade de N e MO no solo;
- O teor de P no solo está negativamente correlacionado com a biomassa aérea e positivamente correlacionado com o pH: em decorrência dos efeitos da fertilização sobre a concentração deste elemento nos solos das áreas de cultivo (áreas com menor biomassa), não há relação com bases naturais entre essas variáveis. Contudo, cabe ressaltar que OLSEN & KHASAWNEH (1980) detectaram algumas correlações positivas entre compostos fosfatados e pH do solo;
- Os teores de K do solo estão positivamente correlacionados com os teores de K da liteira;
- Os teores de Ca e Mg do solo estão negativamente correlacionados com a biomassa e o alumínio no solo: este resultado pode ser atribuído a dois principais fatores: à alta concentração de Ca e Mg nas áreas de cultivo devido à fertilização (áreas com baixa biomassa e baixos teores de alumínio) e ao baixo estoque de Ca e Mg nos solos da floresta e seringal de 30 anos (áreas com elevada biomassa e teor de alumínio). No entanto, isto é insuficiente para provar a relação entre estas variáveis;

- Os teores de Ca e Mg do solo estão positivamente relacionados aos teores de N e P do solo, possivelmente devido ao efeito da fertilização nas áreas de cultivo;
- Quanto maior o teor de N na liteira, menor será a sua biomassa: maiores teores de N reduzem a relação C:N, acelerando os processos de decomposição (NICOLARDOT et al. 2001);
- Quanto menor o teor de P na liteira, maior será a biomassa de raízes: resultado associado às baixas concentrações do elemento na serapilheira da floresta. No entanto, o manejo nas áreas de cultivo deve ser considerado, o que compromete a confiabilidade destas relações;
- Os teores de K da liteira estão positivamente correlacionados aos teores de K do solo e aos teores de N e P da liteira;
- Os teores de P do solo estão positivamente relacionados aos teores de P das raízes;
- Os teores de Ca e Mg da liteira estão altamente correlacionados entre si, o que é explicado pela alta afinidade química dos dois cátions;
- Os teores de Ca e Mg da liteira estão positivamente relacionados aos teores de P e K deste mesmo compartimento;
- Os teores de S da liteira estão positivamente relacionados aos teores de P, K, Mg e S deste mesmo compartimento;
- Os teores de Mg das raízes estão positivamente relacionados aos teores de todos os outros macronutrientes no referido compartimento.

Tabela 8. Matriz de correlação (coeficiente de Spearman) entre as variáveis: Biomassa aérea (BA), Biomassa de liteira (BL), Biomassa radicular fina (BRF), Matéria Orgânica do solo (MOS), pH do solo (pH), Capacidade de troca catiônica (CTC), Soma de Bases (SB), Saturação por alumínio (m%), Teores de Alumínio no solo (Al_{SOLO}) e teores de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S) no solo, liteira e raiz.

	BA	BL	BRF	MOS	pH	CTC	SB	m%	Al _{SOLO}	N _{SOLO}	P _{SOLO}	K _{SOLO}	Ca _{SOLO}	Mg _{SOLO}	S _{SOLO}
BA	-	0,76	0,82	0,20	0,88	0,42	-0,85	0,87	0,87	0,24	-0,71	-0,18	-0,87	-0,86	-0,15
BL	-	-	0,77	0,31	0,77	0,47	-0,71	0,80	0,84	0,30	-0,69	-0,21	-0,72	-0,72	0,20
BRF	-	-	-	0,77	0,83	0,56	-0,74	0,83	0,87	0,76	-0,68	-0,09	-0,77	-0,77	0,17
MOS	-	-	-	-	0,56	0,99	-0,13	0,41	0,53	0,97	-0,04	0,43	-0,20	-0,17	0,30
pH	-	-	-	-	-	0,57	0,94	-0,95	-0,94	0,94	0,71	0,37	0,89	0,88	0,77
CTC	-	-	-	-	-	-	-0,34	0,56	0,55	-0,34	0,23	0,12	-0,32	-0,33	-0,40
SB	-	-	-	-	-	-	-	-0,91	-0,85	0,88	0,79	0,46	0,95	0,82	0,75
m%	-	-	-	-	-	-	-	-	0,97	-0,38	-0,76	-0,22	-0,93	-0,92	-0,81
Al _{SOLO}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,53	-0,72	-0,10	-0,88	-0,81	-0,80
N _{SOLO}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,79	0,43	0,95	0,94	0,75
P _{SOLO}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,52	0,81	0,84	0,25
K _{SOLO}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,33	0,35	0,32
Ca _{SOLO}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,98	0,15
Mg _{SOLO}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87
S _{SOLO}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{LITEIRA}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P _{LITEIRA}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K _{LITEIRA}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca _{LITEIRA}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mg _{LITEIRA}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S _{LITEIRA}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mg _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Cont.

Cont.

	N _{LITEIRA}	P _{LITEIRA}	K _{LITEIRA}	Ca _{LITEIRA}	Mg _{LITEIRA}	S _{LITEIRA}	N _{RAIZ}	P _{RAIZ}	K _{RAIZ}	Ca _{RAIZ}	Mg _{RAIZ}	S _{RAIZ}
BA	0,10	-0,10	-0,13	0,06	0,08	0,15	0,60	-0,04	0,04	0,07	0,13	0,16
BL	-0,73	-0,15	-0,16	0,18	0,11	0,16	0,62	-0,07	-0,02	-0,11	0,18	0,21
BRF	-0,08	-0,85	-0,68	0,19	0,21	0,15	0,70	-0,28	0,11	0,10	0,17	0,15
MOS	-0,11	-0,55	-0,54	0,19	0,23	0,28	0,77	0,12	0,71	0,04	0,16	0,75
pH	-0,52	-0,40	-0,55	-0,48	-0,54	-0,57	-0,70	-0,56	-0,71	-0,41	-0,64	-0,67
CTC	0,15	0,21	0,21	0,01	0,10	0,10	0,78	0,26	0,71	0,04	0,39	0,75
SB	0,25	0,28	0,25	0,45	0,53	0,09	-0,34	0,12	-0,08	-0,08	-0,21	-0,04
m%	0,47	0,46	0,51	0,52	0,60	0,59	0,72	0,60	0,73	0,13	0,15	0,70
Al _{SOLO}	0,16	0,38	-0,40	0,13	0,36	0,49	0,68	0,57	0,56	-0,12	-0,04	0,55
N _{SOLO}	-0,11	0,22	0,26	0,19	0,24	0,25	0,43	0,20	-0,03	-0,07	-0,03	-0,11
P _{SOLO}	-0,31	0,48	0,39	-0,61	0,38	0,33	0,33	0,70	0,12	0,15	0,17	0,04
K _{SOLO}	-0,18	0,32	0,90	0,26	0,33	0,31	0,28	0,55	0,58	0,26	0,21	0,17
Ca _{SOLO}	0,22	0,21	0,24	0,33	0,30	0,14	-0,12	0,11	0,14	0,39	0,31	0,22
Mg _{SOLO}	-0,45	0,20	0,27	0,17	0,32	0,12	-0,16	0,10	0,13	0,28	0,27	0,39
S _{SOLO}	-0,58	0,60	0,33	0,12	0,22	0,51	0,11	-0,03	0,07	0,02	0,24	0,12
N _{LITEIRA}	-	0,69	0,70	0,70	0,68	0,65	0,24	0,27	0,24	0,22	0,28	0,21
P _{LITEIRA}	-	-	0,93	0,81	0,83	0,91	0,25	0,66	0,27	0,12	0,33	0,30
K _{LITEIRA}	-	-	-	0,94	0,96	0,96	0,44	0,46	0,45	0,40	0,44	0,32
Ca _{LITEIRA}	-	-	-	-	0,98	0,88	0,15	0,41	0,19	0,43	0,38	0,13
Mg _{LITEIRA}	-	-	-	-	-	0,90	0,25	0,46	0,28	0,44	0,43	0,23
S _{LITEIRA}	-	-	-	-	-	-	0,49	0,32	0,48	0,36	0,42	0,36
N _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	0,63	0,96	0,40	0,73	0,97
P _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76	0,96	0,97	0,68
K _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,56	0,86	0,98
Ca _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,95	0,46
Mg _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,77
S _{RAIZ}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

A PCA apontou uma segregação entre as parcelas dos sistemas estudados, levando à formação de três grupos distintos: floresta, seringal de 30 anos e soja/seringal de 5 anos (Fig. 2). Os autovalores dos eixos 1 e 2 foram, respectivamente, de 5,01 e 1,29, e suas porcentagens de variância foram de 62,71 e 16,10%, ou seja, os dois eixos explicaram 78,81% da variância acumulada. Os resultados indicam que as parcelas da floresta nativa estão mais relacionadas aos teores de Al e matéria orgânica do solo e Mg nas raízes (variável que representa os teores de todos os demais nutrientes deste compartimento). As parcelas do seringal velho foram mais relacionadas ao teor de Ca na liteira, enquanto as parcelas da lavoura de soja e do seringal de 5 anos tiveram maior associação com as variáveis de soma de bases e teores de N e Ca do solo (Fig. 2).

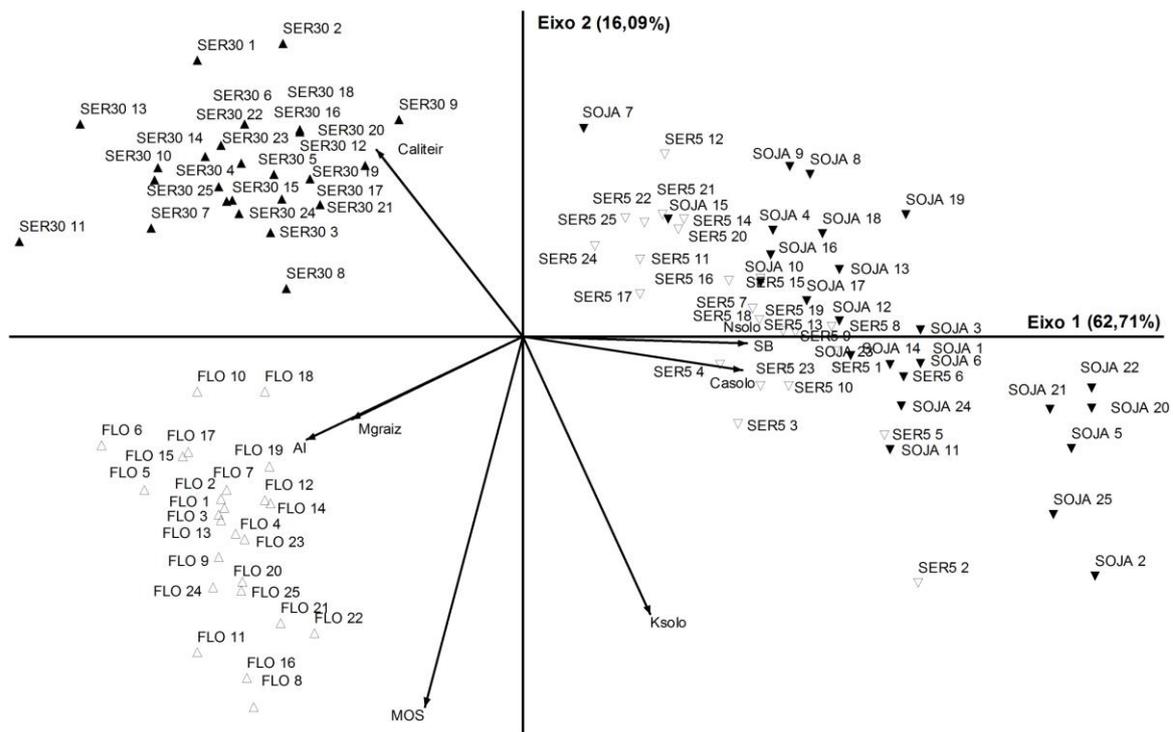


Figura 2. Análise de Componentes principais (PCA) de atributos por parcelas registradas em quatro áreas estudadas na Fazenda Tanguro, Querência – MT. FLO= floresta nativa; SOJA= lavoura de soja; SER5= seringal de 5 anos; SER30= seringal de 30 anos.

A maior relação entre a lavoura de soja e o seringal de 5 anos com os teores de nutrientes do solo é resultado da aplicação de fertilizantes nestas

áreas. No entanto, a fertilização do solo constitui-se um *external input*, necessário devido ao rompimento do ciclo natural e à exportação de elementos pela colheita. Entretanto, o enriquecimento de nutrientes pós-fertilização pode ter efeitos complexos e prejudiciais aos sistemas (VITOUSEK et al. 1997; DRINKWATER & SNAPP, 2007), visto que a extrapolação da capacidade de suporte de um reservatório pode levar a uma redistribuição na estocagem de elementos (DRINKWATER & SNAPP, 2007), influenciando os processos biogeoquímicos (KOUNO et al. 2002).

Especialmente em culturas anuais, a combinação entre a maior exposição do solo e a depleção da matéria orgânica aumenta a suscetibilidade à saturação ou perda de nutrientes no solo (FENN et al. 1998; TONITTO et al. 2006). Em solos agrícolas, a assimilação microbiana de N e P ocorre principalmente na rizosfera, exatamente no mesmo local de absorção pelas plantas, enquanto os processos de perda de nutrientes predominam na maior parte da matriz do solo (SMITH & TIEDGE, 1979). Diante da adição excedente de N, por exemplo, o aumento da desnitrificação pode ocorrer também na rizosfera, alterando a ciclagem e a capacidade de armazenamento de reservatórios internos acessados por plantas ou microrganismos (SMITH & TIEDGE, 1979).

Por outro lado, a maior associação dos teores de nutrientes das raízes e liteira com a floresta e o seringal, respectivamente, enfatizam a importância desses compartimentos na estocagem e dinâmica de elementos em sistemas florestais. O fluxo de água, a maior atividade da microbiota e a ampla distribuição de raízes no solo entre os horizontes superiores e a camada de serapilheira faz com que esses se tornem compartimentos de extrema importância para a ciclagem interna (BREYMEYER et al. 1997), nos quais os fluxos são mais intensos do que em outros compartimentos (CORREIA & ANDRADE, 1999). Desta maneira, é possível concluir que, em termos de reciclagem de nutrientes, a floresta nativa e o seringal de 30 anos são mais semelhantes entre si, ainda que algumas diferenças possam ser observadas, especialmente em relação à ciclagem de Ca e Mg.

Revisitação de hipóteses

1) A conversão de floresta nativa em cultivos de soja e seringueira reduziu mais intensamente os estoques de N, P, K e S nos compartimentos analisados, não rejeitando a hipótese de que a conversão de floresta nativa reduz os estoques de nutrientes no solo, liteira e malha de raízes finas. Estes resultados indicam possíveis perdas nutricionais resultantes da conversão, uma vez que todos os compartimentos de ciclagem foram afetados.

2) Apenas os teores de P e K estão positivamente correlacionados entre si considerando todos os compartimentos analisados, o que não rejeita a hipótese de que os teores encontrados no solo, liteira e raízes finas para um mesmo elemento estão positivamente correlacionados entre si. Esta condição indica que os elementos se rearranjam após a conversão, adquirindo um novo estado de equilíbrio dinâmico.

3) O pH do solo apresentou relação negativa com os teores de N e K das raízes finas, enquanto a CTC e a saturação por alumínio correlacionaram-se apenas com as concentrações de N, K e S do mesmo compartimento. Estes resultados não rejeitam a hipótese de que estas variáveis edáficas apresentam correlação com os teores de macronutrientes da serapilheira e raízes finas. Neste caso, fica evidente a mudança de relações biogeoquímicas resultantes da conversão da floresta nativa em seringal e soja.

4) Os teores de K, Mg e S da serapilheira e de P, K, Ca e Mg das raízes finas diferiram entre seca e chuva, principalmente nas áreas de cultivo, assim como o observado para os estoques de K na serapilheira do seringal de 5 anos e os estoques de N, P, Mg e S no cultivo de soja e seringueira de 30 anos, o que não rejeita a hipótese de que os teores e estoques de nutrientes da liteira e raízes finas variam entre seca e chuva. Estes resultados indicam um aumento de sazonalidade após a conversão, podendo representar um possível potencial de perdas por lixiviação nas áreas de soja e seringal de 5 anos.

Conclusões

A conversão de floresta nativa de transição amazônica em plantios de soja e seringueira reduz os estoques de N, P, K e S do ecossistema, podendo levá-lo à insustentabilidade nutricional. Entretanto, em termos de

reciclagem de nutrientes, a floresta e o seringal de 30 anos são mais semelhantes entre si, com exceção da ciclagem de Ca e Mg, que se mostrou mais rápida e eficiente no seringal. Tais implicações devem ser consideradas ao se planejar o uso e ocupação das terras, a fim de garantir a sustentabilidade futura dos agroecossistemas.

Referências

AERTS, R.; CHAPIN, F.S. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. **Advances in Ecological Research**, Massachusetts, v. 30, p. 1-67, 2000.

ALLEN, S.E. (ed.). **Chemical Analysis of Ecological Materials**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1974. 564 p.

AYRES, M.; AYRES JR., M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **Bioestat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das Ciências Biológicas e Médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá/MCT-CNPq, 2007. 292 p.

BALCH, J.K.; NEPSTAD, D.C.; BRANDO, P.M. CURRAN, L.M.; PORTELA, O.; CARVALHO JR, O.; LEFEBVRE, P. A negative fire feedback in a Transitional Forest of Southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, Malden, v. 7, n. 640, p. 1-44. 2008.

BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2 ed. Madison: Wisconsin, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1986. p. 363-375. (Agronomy Series, 5)

BREYMEYER, A.; DEGORSKI, M.; REED, D. Decomposition of pine-litter organic matter and chemical properties of upper soil layers: transect studies. **Environmental Pollution**, London, v. 98, p. 361-367, 1997.

BRITEZ, R.M.; SANTOS FILHO, A.; REISSMANN, C.B.; SILVA, S.M.; ATHAYDE, S.F.; LIMA, R.X.; QUADROS, R.M.B. Nutrientes no solo de duas florestas da planície litorânea da Ilha do Mel, Paranaguá, PR. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 625-634, 1997.

BROWN, S.; LUGO, A. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. **Biotropica**, Lawrence, v. 4, p. 161-187, 1982.

BURKE, M.K.; RAYNAL, D.J. Fine root growth phenology, production, an turnover in a northern hardwood forest ecosystem. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 162, n. 1, p. 135-146, 1994.

CALDEIRA, M.V.W.; MARQUES, R.; SOARES, R.V.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná. **Revista Acadêmica**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 101-116, 2007.

CAMPOS, M.L.; MARCHI, G.; LIMA, D.M.; SILVA, C.A. Ciclagem de nutrientes em florestas e pastagens. Universidade Federal de Lavras, 2007. 61p. (Boletim agropecuário 65).

CASTRO, A.F.; MENEGHELLI, N.A. As relações $K^+/(Ca^{++} + Mg^{++})^{1/2}$ e $K^+/(Ca^{++} + Mg^{++})$ no solo e as respostas a adubação potássica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 24, p. 751-760, 1989.

CIOTTA, M.N.; BAYER, C.; FONTOURA, S.M.V.; ERNANI, P.R.; ALBUQUERQUE, J.A. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 6, p. 1161-1164, 2003.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. 490 p.

COTRUFO, M. F. Quantity of standing litter: A driving factor of root dynamics. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 281, p. 1–3. 2006.

CUEVAS, E.; MEDINA, E. Nutrient dynamics within Amazonian forests. **Oecologia**, Gainesville, v. 76, n. 2, p. 222-235, 1988.

DRINKWATER, L.E.; SNAPP, S.S. Nutrients in agroecosystems: Rethinking the management paradigm. **Advances in Agronomy**, v. 92, p. 163-186, 2007.

DUARTE, I.N.; PEREIRA, H.S.; KORNDÖRFER, G.H. Lixiviação de potássio proveniente do termopotássio. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 43, n. 2, p. 195-200, 2013.

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

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. 212 p.

EMBRAPA. **Tecnologia de produção de soja – Região Central do Brasil 2012 e 2013**. 1 ed. Londrina: Embrapa Soja, 2011. 261 p.

ESTATCAMP. **Action**. Versão 2.4. Licença Pública geral. São Carlos, 1991. URL: <http://www.portalaction.com.br>.

FENN, M.E.; POTH, M.A.; ABER, J.D.; BARON, J.S.; BORMANN, B.T.; JOHNSON, D.W.; LEMLY, A.D.; MCNULTY, S.G.; RYAN, D.F.; STOTTLEMYER, R. Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. **Ecological Applications**, Washington, v. 8, p. 706-733, 1998.

FINÈR, L.; OHASHI, M.; NOGUCHI, K.; HIRANO, Y. Factors causing variation in fine root biomass in forest ecosystems. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 261, n. 2, p. 265-277, 2011.

FUGIWARA, M.; KURACHI, S.A.H.; ARRUDA, F.B.; PIRES, R.C.M. & SAKAI, E. A técnica de estudo de raízes pelo método do trado. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 1994. 9p. (Boletim Técnico, 153)

JACOB, J.L.; PRÉVÔT, J.C.; ROUSSEL, D.; LACROTTE, R.; SERRES, E.; D'AUZAC, J.; ESCHBACH, J.M.; OMONT, H. Yield limiting factors, latex physiological parameters, latex diagnosis, and clonal typology. In: D'AUZAC, J.; JACOB, J.L.; CHRESTIN, H. (eds). **Physiology of rubber tree latex**. Boca Raton: CRC Press, 1988. p. 345-382.

GORDON, W.S.; JACKSON, R.B. Nutrient concentrations in fine roots. **Ecology**, v. 81, n. 1, p. 275-280, 2000.

GRUGIKI, M.A. **Ciclagem de nutrientes em coberturas florestais no sul do Espírito Santo**. 2011. 60f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro.

GUCKLAND, A. Nutrient stocks, acidity, processes of N transformation and net uptake of methane in soils of a temperate deciduous forest with difference abundance of beech. 2009. 103f. Dissertação (Pós-doutorado) – Faculdade de Ciências Florestais e Ecologia Florestal, Universidade de Göttingen, Göttingen.

HAAG, H. P.; GUERRINI, I. A. Nutrição mineral da seringueira III: ciclagem de nutrientes em um seringal na região de Rio Branco, AC. v. XLI. **Anais da Esalq**. Universidade de São Paulo, 1984. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/aesalq/v41n1/16.pdf>> Acesso em: 01 ago. 2012.

HELLING, C.S.; CHESTERS, G.; COREY, R.B. Contribution of Organic Matter and Clay to Soil Cation-Exchange Capacity as affected by the pH of the saturating solution. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 28, n. 4, p. 517-520, 1964.

HENAO, J.; BAANANTE, C. **Estimating rates of nutrient depletion in soils of agricultural lands of Africa**. Muscle Shoals: International Fertilizer Development Center. 1999. 76p. ISBN: 0-88090-125-X.

HENDRICKS, J. J.; HENDRICK, R. L.; WILSON, C. A.; MITCHELL, R. J.; PECOT, S.; GUO, D. L. Assessing the patterns and control of fine roots dynamics: an empirical test and methodological review. **Journal of Ecology**, London, v. 94, p. 40-57, 2006.

IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R.R. Structure of patch of Amazonian Forest in the alto rio Xingu Basin. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, n. 2, p. 275-299, 2004.

IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R.R. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 38, n. 3, p. 387-402, 2008.

JACKSON, R.B.; MOONEY, H.A.; SCHULZE, E.D. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, v. 94, p. 7362–7366, 1997.

JENNY, H. **The soil resource: origin and behavior**. v. 37. 1 ed. New York: Springer Verlag, 1980. 377p.

JORDAN, C.F.; HERRERA, R. Tropical rain forests: are nutrients really critical? **The American Naturalist**, v. 117, n. 2, p. 167-180, 1981.

KINDEL, A.; CARMO, C.A.F.S.; LIMA, J.A.; SIMÕES, B.; ALVARENGA, A.P.; PEREZ, D.V. Ciclagem de nutrientes e estoque de carbono na serapilheira de seringais e fragmentos de Mata Atlântica. In: ALVARENGA, A.P.; CARMO, C.A.F.S. (eds.) **Sequestro de Carbono: quantificação em seringais de cultivo e na vegetação natural**. Viçosa: Embrapa Solos, 2006. p. 135-158. ISBN: 8585864230

KINDEL, A.; GARAY, I.; CARMO, C.A.F.S.; LIMA, J.A.S. **Quantificação dos horizontes húmicos e dinâmica da decomposição de material foliar em solos florestais**. 1 ed. Comunicado Técnico 21. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 8p.

KOUNO K.; WU, J.; BROOKES, P.C. Turnover of biomass C and P in soil following incorporation of glucose or ryegrass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, p. 617-622, 2002.

LILIEFEN, J.; WILCKE, W.; ZIMMERMANN, R.; GERSTBERGER, P.; ARAÚJO, G.M.; ZECH, W. Nutrient storage in soil and biomass of native Brazilian Cerrado. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 164, n. 5, p. 487-495, 2001).

LIMA, J.A.S. **Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da Baixada Litorânea Fluminense: o efeito da fragmentação da Mata Atlântica**. 2009. 180f. Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.

LIMA, S.S.; LEITE, L.F.C.; OLIVEIRA, F.C.; CASTRO, A.A.J.F.; COSTA, D.B.; GUALTER, R.M.R. Teores de nutrientes da serapilheira e do solo sob sistema agroflorestal em área de transição no norte do Piauí. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Cruz Alta, v. 2, n. 2, p. 1034-1037, 2007.

LIMA, S.S.; LEITE, L.F.C. AQUINO, A.M.; OLIVEIRA, F.C.; CASTRO, A.A.J.F. Serapilheira e teores de nutrientes em argissolo sob diferentes manejos no norte do Piauí. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 75-84, 2010.

LUIZÃO, F.J. Ecological Studies in Contrasting Forest Types in Central Amazonia. 1995. 288f. Tese (PhD) – Departamento de Biologia e Ciência Molecular, Universidade de Stirling, Scotland.

LUIZÃO, F.J.; FEARNSIDE, P.M.; CERRI, C.E.P.; LEHMANN, J. A manutenção da fertilidade do solo em sistemas manejados na Amazônia. p. 311-336. In: KELLE, M.; BUSTAMANTE, M.; SILVA DIAS, P. (orgs.) **Amazonia and Global Change**. Geophysical Monograph Series 186, American Geophysical Union, Washington, 2010.

LUSK, C.H.; MATUS, F.; MORENO-CHACÓN, M.; SALDAÑA, A.; JIMÉNEZ-CASTILLO, M. Seasonal variation in leaf litter nutrient concentrations of Valdivian Rainforest trees. **Gayana Botánica**, Concepción, v. 60, n. 1, p. 35-39, 2003.

MAGALHÃES, S.S.A.; WEBER, O.L.S.; SANTOS, C.H.; VALADÃO, F.C.A. Estoque de nutrientes sob diferentes sistemas de uso do solo de Colorado do Oeste – RO. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 43, n. 1, p. 65-74, 2013.

MAGUIRE, R.O.; SIMS, J.T. Soil testing to predict phosphorus leaching. **Journal of Environmental Quality**, v. 3, n. 5, p. 1601-1609, 2002.

MARIMON-JUNIOR, B.H. **Relação entre diversidade arbórea e aspectos do ciclo biogeoquímico de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. E uma floresta mista no leste mato-grossense**. 2007. 253f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

MARIMON-JUNIOR, B.H.; HAY, J.D. A new instrument for measurement and collection of quantitative samples of the litter layer in forests. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 255, p. 2244-2250, 2008.

McCUNE, B.; GRACE, J.B. **Analysis of ecological communities**. Oregon: MjM Software Design. 2002.

MENDONÇA, J.F.B. **Solo: substrato da vida**. 1 ed. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2006. 156 p. ISBN: 978-85-87697-42-4

MERINO, A.; BALBOA, M.A.; SOALLEIRO, R.R.; GONZÁLEZ, J.G.A. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in Southern Europe. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 207, n. 3, p. 325-339, 2005.

MURBACH, M.R.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T.; CAXAMBU, E.; SOUZA, A. Nutrient cycling in a RRIM 600 clone rubber plantation. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, n. 2, p. 353-357, 2003.

NARDOTO, G.B.; QUESADA, C. A.; PATIÑO, S.; SAIZ, G.; BACKER, T.R.; SCHWARTZ, M.; SCHRODT, F.; FELDPAUSCH, T.; DOMINGUES, T.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; BIRD, M.; PHILLIPS, O.; LLOYD, J.; MARTINELLI, L. Nitrogen isotopes suggest soil fertility and climate as prime modulators of forest nitrogen cycling patterns across the Amazon Basin. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, p. 173-187, 2013.

NEILL, C.; COE, M. T.; RISKIN, S. H.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEEER, H.; MACEDO, M. N.; McHORNEY, R.; LEFEBVRE, P.; DAVIDSON, E. A.; SCHEFFLER, R.; FIGUEIRA, A. M. S.; PORDER, S.; DEEGAN, L. A. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, Londres, v. 368: 20120425, 2013.

NEU, V. **Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes via solução do solo na região de Manaus – AM. 2005.** 93f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Esalq, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

NICOLARDOT, B.; RECOUS, S.; MARY, B. Simulation of C and N mineralization during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C/N ratio of the residues. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 228, p. 83-103, 2001.

NUNES, F.P. **Dinâmica da produção e da decomposição da serapilheira em quatro sítios do mosaico florestal do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais.** 2011. 83 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

OLSEN, S.R.; KHASAWNEH, F.E. Use and limitations of physical-chemical criteria for assessing the status of phosphorus in soils. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLES, E.C.; KAMPRATH, E.J. (Coord.) **The role of phosphorus in agriculture.** Madison: American Society of Agronomy, 1980, p. 361-410.

PADOVAN, M.P.; ALMEIDA, D.L.; GUERRA, J.G.M.; RIBEIRO, R.L.D.; OLIVEIRA, F.L.; SANTOS, L.A.; ALVES, B.J.R.; SOUTO, S.M. Decomposição e liberação de nutrientes de soja cortadas em diferentes estádios de desenvolvimento. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 667-672, 2006.

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

QUINTON, J.N.; GOVERS, G.; VAN OOST, K.; BARDGETT, R.D. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. **Nature Geoscience**, London, v. 3, p. 311-314, 2010.

RADAMBRASIL. **Levantamento de Recursos Naturais, Folha Cuiabá (SD-21)**. BRASIL - Departamento Nacional de Produção Mineral, Rio de Janeiro, 1982. 540 p.

RESENDE, A.V.; MARTINS, E.S.; OLIVEIRA, C.G.; SENA, M.C.; MACHADO, C.T.T.; KINPARA, D.I.; OLIVEIRA FILHO, E.C. O suprimento de potássio e pesquisa de uso de rochas "in natura" na agricultura brasileira. **Espaço e Geografia**, Brasília, v. 9, n. 1, p. 19-42, 2006.

RONQUIM, C.C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: Embrapa Monitoramento por satélite, 2010. 26p.

SAYER, E.J.; TANNER, E.V.J.; CHEESMAN, A.W. Increased litterfall changes fine root distribution in a moist tropical forest. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 281, p. 5-13, 2006.

SCHROTH, G.; D'ANGELO, S.A.; TEIXEIRA, W.G.; HAAG, D.; LIEBEREI, R. Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. **Forest Ecology & Management**, Philadelphia, v. 163, n.1/3, p.131-150, 2002.

SFREDO, G.J. **Soja no Brasil: calagem, adubação e nutrição mineral**. Londrina: Embrapa Soja, 2008. 147p.

SILVA, C.J.; LOBO, F.A.; BLEICH, M.E.; SANCHES, L. Contribuição de folhas na formação da serapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte do Mato Grosso. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, n. 3, p. 591-600, 2009.

SILVA, J.Q. **Sazonalidade da produção e características da borracha natural de clones de seringueira (*Hevea brasiliensis*) em diferentes estádios fenológicos**. 2012. 121 f. Tese (Doutorado em Fitotecnia) - Esalq, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SILVA, P.C.M.; CHAVES, L.H.G. Avaliação e variabilidade espacial de fósforo, potássio e matéria orgânica em Alissolos. **Revista Agriambi**, Campina Grande, v. 5, n. 3, p. 431-436, 2001.

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

SMITH, M.S.; TIEDJE, J.M. 1979. The Effect of Roots on Soil Denitrification. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, n. 5, p. 951-955, 1979.

SZOTT, L.T.; PALM, C.A. Nutrient stocks in managed and natural humid tropical fallows. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 186, n. 2, p. 293-309, 1996.

TAPIA-CORAL S.C. **Macro-invertebrados do solo e estoques de carbono e nutrientes em diferentes tipos de vegetação de terra firme na Amazônia peruana**. 2004. 138f. Tese (Doutorado em Ecologia) - INPA, Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

TAPIA-CORAL, S.C.; LUIZÃO, F.J.; WANDELLI, E.; FERNANDES, E.C.M. Carbon and nutrient stocks in the litter layer of agroforestry systems in central Amazonia, Brazil. **Agroforestry Systems**, Berlin, v. 65, p. 33-42, 2005.

TONITTO, C.; DAVID, M.B.; DRINKWATER, L.E. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 112, p. 58-72, 2006.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124p.

VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, W.K.; FONSECA, R.C.B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

VITOUSEK, P.M.; SANFORD JR., R.L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, n. 1, p. 137-167, 1986.

VITOUSEK, P.M.; ABER, J.D.; HOWARTH, R.H.; LIKENS, G.E.; MATSON, P.A.; SCHINDLER, D.W.; SCHLESINGER, W.H.; TILMAN, D.G. Human alteration of the global nitrogen cycle: surge and consequences. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, p. 737-750, 1997.

WANG, F.L.; HUANG, P.M. Effects of organic matter on the rate of potassium adsorption by soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 81, p. 325-330, 2001.

WARING, R.H.; SCHLESINGER, W.H. **Forest ecosystems: concepts and management**. San Diego: Academic, 1985. 340 p.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Pearson: Upper Saddle River, 2010. 944 p.

ZAZOSKI, R.J.; BURAU, R.G. A rapid nitric-prechloric acid digestion method for multi-element tissue analysis. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 8, n. 5, p. 425-436, 1977.

4. CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados obtidos permitem concluir que as reduções nos estoques de C e macronutrientes dos compartimentos analisados podem ser percebidas mais intensamente no cultivo de soja e na fase inicial de implantação de seringueiras. Considerando as sete hipóteses iniciais deste trabalho (pag. 05), foi possível concluir que a conversão de floresta nativa em plantio de soja e seringueira:

(1) Reduz os estoques de carbono orgânico das camadas mais superficiais do solo na seguinte ordem: $EC_{\text{solo}} \text{ Floresta} > EC_{\text{solo}} \text{ Seringal velho} = EC_{\text{solo}} \text{ Soja} = EC_{\text{solo}} \text{ Seringal novo}$, não rejeitando a hipótese de que os estoques se apresentariam na seguinte ordem: $EC_{\text{solo}} \text{ Floresta} > EC_{\text{solo}} \text{ Seringal velho} > EC_{\text{solo}} \text{ Soja} > EC_{\text{solo}} \text{ Seringal novo}$. Apesar dos agroecossistemas não terem diferido entre si, a redução dos EC_{solo} com a conversão da floresta nativa foi notória.

(2) Reduz os estoques de carbono na biomassa aérea apenas na lavoura de soja e no cultivo mais recente de seringueira ($EC_{\text{BA}} \text{ Floresta} = EC_{\text{BA}} \text{ Seringal velho} > EC_{\text{BA}} \text{ Seringal novo} > EC_{\text{BA}} \text{ Soja}$), enquanto nas raízes houve redução na ordem de $EC_{\text{RZ}} \text{ Floresta} > EC_{\text{RZ}} \text{ Seringal velho} > EC_{\text{RZ}} \text{ Seringal novo} = EC_{\text{RZ}} \text{ Soja}$. Isto não rejeitou a hipótese de que haveria redução nos estoques de C na seguinte ordem: $EC_{\text{BA/RZ}} \text{ Floresta} > EC_{\text{BA/RZ}} \text{ Seringal velho} > EC_{\text{BA/RZ}} \text{ Seringal novo} > EC_{\text{BA/RZ}} \text{ Soja}$.

(3) Reduz a quantidade de biomassa da camada de liteira na seguinte ordem: $BM_{\text{liter}} \text{ Floresta} = BM_{\text{liter}} \text{ Seringal velho} > BM_{\text{liter}} \text{ Seringal novo} > BM_{\text{liter}} \text{ Soja}$, não rejeitando a hipótese de redução em todos os agroecossistemas ($BM_{\text{liter}} \text{ Floresta} > BM_{\text{liter}} \text{ Seringal velho} > BM_{\text{liter}} \text{ Soja} > BM_{\text{liter}} \text{ Seringal novo}$).

(4) Reduz mais intensamente os estoques de N, P, K e S nos compartimentos analisados, não rejeitando a hipótese de que haveria redução de todos os macronutrientes.

(5) Não teve efeitos sobre a biomassa da camada de liteira em relação às estações de seca e chuva, rejeitando a hipótese de que esta camada seria maior na seca.

(6) Resultou em maior produção de biomassa radicular durante o período chuvoso apenas nas áreas de cultivo de soja e seringueira, não rejeitando a hipótese de que haveria maior biomassa radicular fina no período chuvoso em todas as áreas.

(7) Resultou em diferenças entre estações do ano para os estoques de nutrientes nos agroecossistemas analisados, com ênfase para K, Mg e S na serapilheira e P, K, Ca, Mg e S na biomassa de raízes finas, não rejeitando a hipótese de que os estoques de nutrientes na liteira e raízes finas apresentariam diferença entre seca e chuva em todas as áreas.