

**ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO EM SISTEMAS  
AGROFLORESTAIS DE CACAU NO SUL DA BAHIA, BRASIL**

**PAULO HENRIQUE MARQUES MONROE**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE**

**DARCY RIBEIRO**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ**

**ABRIL – 2015**

**ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO EM SISTEMAS  
AGROFLORESTAIS DE CACAU NO SUL DA BAHIA, BRASIL**

**PAULO HENRIQUE MARQUES MONROE**

Tese apresentada ao Centro de Ciências e  
Tecnologias Agropecuárias da Universidade  
Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro,  
como parte das exigências para obtenção do  
título de Doutor em Produção Vegetal.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues.

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ  
ABRIL – 2015

## FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do **CCTA / UENF** 152/2015

Monroe, Paulo Henrique Marques

Estoque de carbono no solo em sistemas agroflorestais de cacau no sul da Bahia, Brasil / Paulo Henrique Marques Monroe. – 2015.  
83 f.

Orientador: Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues.  
Tese (Doutorado - Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias. Campos dos Goytacazes, RJ, 2015.  
Bibliografia: f. 71 – 83.

1. Cacau 2. Seringueira 3. Abundância natural de <sup>13</sup>C 4. Classes Agregados I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias. II. Título.

CDD– 631.4

ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO EM SISTEMAS  
AGROFLORESTAIS DE CACAU NO SUL DA BAHIA, BRASIL

**PAULO HENRIQUE MARQUES MONROE**

Tese apresentada ao Centro de Ciências e  
Tecnologias Agropecuárias da Universidade  
Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro,  
como parte das exigências para obtenção do  
título de Doutor em Produção Vegetal.

Aprovada em 01 de abril de 2015

Comissão Examinadora

---

Prof. Dr. Antonio Carlos da Gama-Rodrigues  
(D.Sc., Solos e Nutrição de Plantas) – UENF  
(Coorientador)

---

Prof. Dr. Cláudio Roberto Marciano  
(D.Sc. Agronomia) – UENF

---

Prof. Dr. Glaucio de Mello Cunha  
(D.Sc., Produção Vegetal) – UFES

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup>. Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues  
(Ph.D., Ciência do Solo) – UENF  
(Orientadora)

Dedico:

Aos meus pais Valter de Sá Menezes Monroe e Hildener Cristina Marques  
Monroe;

Aos Meus Irmãos Ana Paula e Valter Junior;

A minha noiva Maria José;

A minha orientadora Emanuela Forestieri.

## AGRADECIMENTOS

À minha mãe Hildener Cristina Marques Monroe, pelo amor e dedicação durante meu desenvolvimento, e ao meu pai Valter de Sá Menezes, por ter me dado toda base e estrutura na minha educação, e por ambos terem contribuído para a construção da minha moral;

À minha noiva Maria José que me deu tranquilidade durante esses quatro anos e, mesmo distante, me deu amor e carinho. Você é o meu norte e agradeço todos os dias por isso;

Aos meus irmãos Ana Paula e Valter Junior pelo incentivo, me fortalecendo e apoiando em tudo;

Aos meus outros Irmãos Adriano, Marlon e Gerbeli, os quais estiveram comigo durante 10 anos. Passamos muitas histórias juntos e ainda temos outras para viver;

A Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro pela concessão da bolsa e estrutura para desenvolvimento da tese;

Ao professor Antonio Carlos pela disponibilidade nos momentos de dúvidas e pelos conselhos;

Aos colegas Lucas, Diego, David, Lais, Tarciana e todos os outros que participaram dos momentos de descontração e ajuda nos trabalhos de laboratório. E a você Seldon, obrigado por tudo, irmão;

Aos técnicos Ederaldo, Kátia e Vanilda, pela paciência e ajuda nos trabalhos de laboratório;

Em especial à Professora Emanuela Forestieri, minha orientadora. Você é a melhor no que faz e queria que todos tivessem o privilégio de ter você como orientadora.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	vii
ABSTRACT .....	ix
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1 Carbono Orgânico.....	4
2.2 Estabilização do Carbono no Solo.....	6
2.3 Frações da Matéria Orgânica do Solo.....	9
2.4 Sistemas Agroflorestais e o Sequestro de carbono.....	11
3. TRABALHOS .....	14
3.1 POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO EM SOLOS SOB DIFERENTES SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CACAU NO SUL DA BAHIA, BRASIL.....	14
RESUMO.....	14
ABSTRACT.....	15
INTRODUÇÃO.....	16
MATERIAL E MÉTODOS.....	20
Área de estudo.....	20
Amostragem do solo e análises.....	21
Abundância natural de <sup>13</sup> C do solo .....	24
Análise Estatística.....	24
RESULTADOS.....	25



C orgânico total (COT) do solo em profundidade.....	25
Varição em profundidade de $\delta^{13}\text{C}$ no sistema seringueira e cacau.....	27
DISCUSSÃO.....	29
COT total do solo em profundidade.....	29
Varição em profundidade de $\delta^{13}\text{C}$ no sistema seringueira cacau.....	33
RESUMO E CONCLUSÕES.....	35
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36
3.2 ESTOQUE DE CARBONO EM AGREGADOS DE SOLOS SOB SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CACAU NO SUL DA BAHIA, BRASIL.....	43
RESUMO.....	43
ABSTRACT.....	44
INTRODUÇÃO.....	45
MATERIAL E MÉTODOS.....	48
Área de estudo.....	48
Amostragem do solo e análises.....	47
Fracionamento em classes de agregados.....	51
Sonificação.....	51
Procedimento de calibração da força de sonificação.....	51
Sonificação das classes de agregados.....	53
Análise Estatística.....	53
RESULTADOS.....	54
DISCUSSÃO.....	60
RESUMO E CONCLUSÕES.....	63
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64
4. RESUMO E CONCLUSÕES .....	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	71

## RESUMO

MONROE, PAULO HENRIQUE MARQUES, D.Sc., Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Março de 2015. Estoque de carbono do solo em sistemas agroflorestais de cacau no Sul da Bahia, Brasil. Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues.

O solo compreende um dos reservatórios mais importantes no ciclo do carbono. Sistemas agroflorestais têm influência direta no solo e representam uma importante ferramenta na mitigação de carbono da atmosfera por meio da estabilização em agregados do solo. O presente trabalho foi dividido em dois artigos cujos objetivos do artigo 1 foram: (1) quantificar o estoque de carbono (C) do solo sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau, floresta natural e pasto até a profundidade de 100cm; (2) avaliar a origem do C do solo, pela técnica de abundância natural de <sup>13</sup>C, após 4 anos da conversão da pastagem em sistema agroflorestal cacau e seringueira. Os objetivos do artigo 2 foram: (1) avaliar a distribuição das classes de agregados (2000-250 µm; 250-53 µm; <53 µm) e o C associado a estas classes, em solos sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau, floresta natural e pasto até 1m de profundidade; (2) avaliar o estoque de carbono ocluso nos agregados de solos sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau, floresta natural e pasto até 1m de profundidade. Os sete sistemas de uso da terra avaliados em ambos os artigos foram: pastagem, floresta natural, sistema cacau cabruca, sistema cacau e eritrina (*Erythrina glauca*), sistema cacau e seringueira com 20 anos de idade, sistema cacau e seringueira em substituição a

pastagem e outro sistema cacau e seringueira em substituição a floresta natural, estes dois últimos com 4 anos de idade. Trincheiras foram abertas e coletadas amostras de solo em seis profundidades (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm). No artigo 1, a relação isotópica do  $^{13}\text{C}$  do solo foi determinada nas linhas do cacau e da seringueira em contraste ao carbono orgânico total (COT) acumulado pela pastagem antes da implantação deste sistema. No artigo 2, os solos foram submetidos ao fracionamento em classes de agregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ; 250-53  $\mu\text{m}$ ; <53  $\mu\text{m}$ ) e foi determinado o COT de todas as classes. Em seguida, estas classes de agregados foram sonificadas a fim de se determinar o teor de C ocluso nestes agregados. No artigo 1, o estoque de COT, na profundidade 0-100 cm, foi significativamente superior na pastagem e nos sistemas cacau e seringueira em substituição ao pasto e à floresta natural (ambos com 4 anos), respectivamente. Diferenças em  $\delta^{13}\text{C}$  ocorreram principalmente nas camadas superficiais. No Sistema cacau e seringueira em substituição ao pasto foi encontrado menor valor de  $\delta^{13}\text{C}$  nas linhas de cacau (média de -24,04 ‰) do que nas linhas da seringueira (média de -21,93 ‰) na camada de 0-10 cm. Nas linhas do cacau, 81,7  $\text{Mg ha}^{-1}$  de COT foram derivados de resíduos de plantas  $\text{C}_3$  e nas linhas de seringueira 59,9  $\text{Mg ha}^{-1}$ . No total de 86,0  $\text{Mg C ha}^{-1}$  na pastagem, 50,7  $\text{Mg ha}^{-1}$  foram plantas  $\text{C}_4$  e 35  $\text{Mg ha}^{-1}$  de plantas  $\text{C}_3$ . No artigo 2 houve maior quantidade de agregados na classe de 2000-250  $\mu\text{m}$  seguido da classe de 250-53  $\mu\text{m}$  e silte+argila nas camadas superficiais. No solo em 0-100 cm, 32 % do C está ocluso em macroagregados e 29 % em microagregados. Os resultados deste trabalho indicam que macroagregados podem sofrer “turnover” após a conversão de pastagem e floresta natural em SAFs de cacau, principalmente quando utilizado o revolvimento do solo como prática de manejo. Microagregados, por sua vez, compõem uma fração mais estável, menos afetada pelo manejo do solo e correlacionada com o aumento no teor de argila do solo, podendo ser potencializada pela contribuição de raízes em camadas mais profundas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Cacau, seringueira, abundância natural de  $^{13}\text{C}$ , classe de agregados.

## ABSTRACT

MONROE, PAULO HENRIQUE MARQUES, D.Sc., Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. March, 2015. Soil carbon stock under cacao-based agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. Advisor: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues.

The soil comprises the most important pool in carbon cycle. Agroforestry has a direct influence on soil and represent an important tool in mitigating carbon from the atmosphere through the stabilization of soil aggregates. The objective of this study was: (1) assess the origin of soil carbon by technique of  $^{13}\text{C}$  natural abundance in agroforestry systems deployed on pasture, four years after the conversion, (2) to evaluate the distribution of soil size fractions (2000-250  $\mu\text{m}$ ; 250-53  $\mu\text{m}$ ; <53  $\mu\text{m}$ ) and carbon (C) content in soil size fractions under seven land use: pasture, natural forest, cabruca system, and cacao erythrina system (*Erythrina glauca*), and three rubber cacao systems. Four pits were opened witch soil samples were collected from six depths (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm). Soil samples were air dried and passed in 2000  $\mu\text{m}$  sieve. The  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ( $\delta^{13}\text{C}$ ) ratio was determined by Isotope Ratio Mass Spectrometer. In work 1, to determine the proportion of C derived from  $\text{C}_4$  plants (grass) was used the equation:  $\% \text{C-C}_4 = [(\delta - \delta_a)/(\delta_p - \delta_a)]$ . In work 2, soil samples were fractionated into three size fractions (2000-250  $\mu\text{m}$ ; 250-53  $\mu\text{m}$ ; <53  $\mu\text{m}$ ). The size fractions were disrupted (sonication) to determine the C occluded content. Differences in  $\delta^{13}\text{C}$  occurred predominantly in the superficial layers. In work 1, in RCAS was found  $\delta^{13}\text{C}$  lower value in cacao rows (average of -24.04 ‰) than rubber trees

rows (average of -21.93 ‰) in the 0-10 cm layer. In cacao rows, 81.7 Mg ha<sup>-1</sup> of TOC were derived from C<sub>3</sub> plant residues and in rubber tree rows 59.9 Mg ha<sup>-1</sup>. A total of 86.0 Mg C ha<sup>-1</sup> in pasture, 50.7 Mg ha<sup>-1</sup> were C<sub>4</sub> plants and 35 Mg ha<sup>-1</sup> of C<sub>3</sub> plants. The production from cacao and rubber tree rows promoted the substitution of C-C<sub>3</sub> for C-C<sub>4</sub>. In work 2, in general, the distribution of size fractions was 45% macroaggregates, 39% microaggregates and 15% of silt plus clay. The microaggregates mass increased with increasing depth and were widely correlated with the clay content, indicating that clay was the main binding agent for microaggregates stabilization. In systems with more than 20 years ago, 32 % of C macroaggregates were occluded, in the depth 0-100 cm. The results of this work indicate macroaggregates "turnover" after conversion of pasture and natural forest in cacao agroforestry systems, especially because was used tillage as soil management. Microaggregates, on the other hand, is a size fraction more stable, less affected by tillage and correlated to the increase in clay content and can be enhanced by the contribution of roots into deeper layers.

KEYWORDS: Cacao, rubber tree, <sup>13</sup>C natural abundance, size fractions.

## 1. INTRODUÇÃO

O carbono do solo tem grande influência no ciclo global do carbono, pois representa um dos maiores reservatórios, sendo três vezes maior do que a atmosfera (Lal, 2004). Os sistemas agroflorestais possuem papel importante na interação desses reservatórios e podem funcionar como fonte ou dreno de carbono. O carbono do solo é influenciado por fatores bióticos e abióticos, como por exemplo: a adição de serapilheira (Monteiro e Gama-Rodrigues, 2004); ciclagem de raízes (Mendez-Millan et al., 2011); biomassa microbiana (Sparling, 1992); e a sua manutenção está relacionada com a qualidade dos resíduos adicionados (Gentile, 2011) e proteção física dos agregados no solo (Gama-Rodrigues et al., 2010).

Sistemas agroflorestais são largamente utilizados em regiões tropicais e representam uma importante ferramenta na mitigação de carbono da atmosfera (Albrecht e Kandji, 2003). Efeitos diretos estão envolvidos neste processo, como a adição constante de resíduos vegetais dos componentes perenes, acima e abaixo do solo, que ajudam a manter o balanço positivo entre a entrada e saída de carbono do sistema. Efeitos indiretos também devem ser considerados, por exemplo, o papel importante na diminuição da pressão pelo desmatamento das florestas naturais, consideradas um grande sumidouro de carbono (Montagnini e Nair, 2004).

O uso do componente arbóreo é vantajoso para os agricultores, que podem ser beneficiados pela exploração dos recursos florestais, bem como seus serviços

ambientais, e quando bem manejado, a manutenção desse sistema pode contribuir para o aumento do estoque de carbono no solo (Nair, 2008).

Três mecanismos principais podem influenciar a proteção e estabilização da matéria orgânica no solo: oclusão no interior do agregado, complexação com a matriz mineral do solo e recalcitrância intrínseca das moléculas (Christensen, 2000). A oclusão da matéria orgânica nos agregados é reconhecida como um dos mais importantes mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo e pode ser rapidamente alterada por sistemas de uso intensivo da terra ou não conservacionistas (Bayer et al., 2000).

O estudo da função estrutural da matéria orgânica no solo tem avançado por meio de metodologias de fracionamento físico que permitem inferir sobre o efeito do sistema de manejo na qualidade do solo (Christensen, 2000). O método de fracionamento consiste em separar o solo em classes de agregados de diferentes tamanhos. A maioria dos estudos sobre a estabilização da MOS em agregados tende a dividi-los em três classes (algumas variações no tamanho das classes): macroagregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ), microagregados (250-53  $\mu\text{m}$ ) e silte+argila (<53  $\mu\text{m}$ ).

A matéria orgânica pode ficar oclusa no interior de microagregados (250-53 $\mu\text{m}$ ), que, juntos com outros componentes do solo, formam agregados maiores chamados macroagregados (2000-250 $\mu\text{m}$ ), que, por sua vez, podem aprisionar mais material orgânico (Tisdall e Oades, 1982). A estabilidade dos macroagregados e manutenção da matéria orgânica no seu interior dependem da presença de agentes ligantes liberados no solo como carboidratos depositados pelas raízes, raízes finas e hifas de fungos (Tisdall e Oades, 1982).

Nos SAFs, os macroagregados são mais abundantes dentre as classes de agregados e a quantidade dessa fração está associada com o aumento do COS (Gama-Rodrigues et al., 2010; Saha et al., 2010; Gentile et al., 2011). A manutenção da MOS no interior do agregado dificulta a difusão do microrganismo até o substrato, além de formar um ambiente anóxico, que dificulta os processos oxidativos da decomposição (Hassink e Whitmore, 1997). Desta forma, o carbono aumenta seu tempo de permanência no solo, mesmo que haja condições abióticas propícias ao desenvolvimento populacional da biomassa microbiana responsável pela decomposição.

Deste modo, os objetivos do presente trabalho foram quantificar o estoque de C em solos sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau floresta natural e pasto até a profundidade de 100cm; avaliar origem do C do solo pela técnica de abundância natural de  $^{13}\text{C}$ , após 4 anos da conversão da pastagem em sistema agroflorestal cacau e seringueira; avaliar o potencial dos agregados destes solos como reservatório de carbono.



## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Carbono Orgânico

O solo compreende um dos reservatórios mais importantes no ciclo do carbono. O carbono do solo é estimado em 2300 Pg (1 Pg =  $10^{15}$  g = 1 bilhão de toneladas) e o carbono total é equivalente a três vezes a quantidade presente na atmosfera e 4 vezes o compartimento dos vegetais (Lal, 2004).

A fotossíntese e a decomposição microbiana são os principais mecanismos que influenciam o carbono atmosférico e do solo (Clark et al., 2001; Montagnini e Nair, 2004). Tais processos influenciam o acúmulo de carbono orgânico em diferentes compartimentos acima e abaixo do solo. Os compartimentos incluem a biomassa acima do solo e raízes, biomassa microbiana, formas orgânicas e inorgânicas estáveis e produtos duráveis derivados da biomassa (Nair et al., 2009a).

O carbono (C) é acumulado na vegetação pelo crescimento das plantas, que assimilam o CO<sub>2</sub> atmosférico e incorporam-o em produtos metabolizados nos seus tecidos (50% da biomassa) (Losi et al., 2003). A estimativa da quantidade de C no compartimento da vegetação é aproximadamente 610 Pg e a manutenção deste reservatório está ligada a diversos fatores que incluem características do solo, tipo de sistema de uso da terra, espécies envolvidas, idade das plantas e práticas de manejo (Nair et al., 2009a).

Recentes estudos sobre biomassa aérea de espécies arbóreas em sistemas florestais ou em sistemas agroflorestais tendem a separar tecnicamente a planta em caule, galhos e folhagens (Redondo-Brenes e Montagnini, 2006; Takimoto et al., 2008; Arias et al., 2011). Tais pesquisas mostram que o acúmulo de biomassa concentra-se no caule (63 – 89%), que é o compartimento que possui maior tempo de ciclagem e o principal responsável pela estabilização do C assimilado (Montagnini, 2000).

A serapilheira é um dos principais compartimentos que contribuem para a acumulação de carbono no solo. Tal compartimento é influenciado horizontalmente pela heterogeneidade da vegetação, pois quanto mais diversa for essa comunidade, maior a diversificação adjacente da serapilheira. Por outro lado, os fatores responsáveis pela variabilidade vertical estão relacionados com a velocidade de decomposição dos resíduos adicionados, que é influenciada por fatores climáticos, edáficos e biológicos (Correia e Andrade, 2008). Grandes quantidades de biomassa são adicionadas ao solo via deposição de serapilheira. Em uma revisão, Szott et al. (1991) mostraram que em sistemas sombreados com cacau e café no trópico úmido, as quantidades de massa seca adicionadas variaram de 5,8 a 20 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. No entanto, é imprescindível que a produção de serapilheira seja constante, pois se as árvores são de rápido crescimento e são retiradas rapidamente para a produção de madeira, a quantidade de biomassa adicionada e sua contribuição para a matéria orgânica do solo, naturalmente será menor (Nair, 1993).

As raízes são reconhecidas como uma importante fonte no fluxo de C no solo, pois em conjunto com outros compartimentos correspondem a 40 % do C em ecossistemas florestais, superando a biomassa acima do solo (Dixon et al., 1994). As raízes finas totais representam 5% do compartimento de C da atmosfera e a biomassa de raízes vivas alcançam 33% da produtividade primária (Jackson et al., 1997). Pouco se sabe sobre a participação real das raízes finas como compartimento do C do solo, principalmente em ambientes diversos como os sistemas agroflorestais, e isso se deve a problemas metodológicos que superestimam a contribuição da produção primária no ecossistema (Strand et al., 2008).

## 2.2 Estabilização do Carbono no Solo

O mecanismo de estabilização pode ser entendido como o decréscimo do potencial de perda da matéria orgânica do solo (MOS) por respiração microbiana, erosão ou lixiviação (Sollins et al., 1996).

A dinâmica da MOS é determinada por condições climáticas, características do solo e sistemas de uso da terra. A interação destes fatores influencia as propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente no controle da MOS (Feller e Beare, 1997).

A estabilidade ou manutenção da MOS pode ser controlada por três fatores: a recalcitrância intrínseca dos compostos e das moléculas constituintes, a complexação de compostos orgânicos em sítios de adsorção dos minerais presentes na matriz do solo ou em óxidos de Fe e Al, e a oclusão dentro de agregados estáveis ou em poros muito finos que dificultam o acesso dos microrganismos (Christensen, 1996; 2000). A tentativa de separar esses mecanismos é apenas para melhorar o entendimento da sua dinâmica. No entanto, eles ocorrem simultaneamente e em níveis diferentes dependendo das características do ambiente.

A decomposição dos resíduos adicionados ao solo ocorre mais lentamente quanto menor for a sua qualidade. Isso ocorre devido à preferência dos microrganismos por compostos de menor recalcitrância, uma vez que o gasto de energia para quebrar ligações mais simples é menor (Stevenson e Cole, 1999). A decomposição de materiais com moléculas mais complexas como lignina, polifenóis e suberina necessita de microrganismos com aparatos enzimáticos específicos. Por outro lado, carboidratos solúveis e proteínas são compostos de rápida decomposição e uma fauna do solo mais generalista pode facilmente acessá-los.

A recalcitrância está presente em qualquer um dos mecanismos de estabilização da MOS, o que pode dificultar o entendimento do efeito isolado deste fator, pois a proteção física no interior do agregado e a interação com os minerais do solo podem superestimar sua importância (Roscoe e Machado, 2002).

O acúmulo de C em frações estáveis da matéria orgânica também está condicionado à proteção física no interior de agregados ou em poros muito

pequenos, em consequência da inacessibilidade aos microrganismos e suas enzimas (Ladd et al., 1993). A manutenção da MOS no interior do agregado dificulta a difusão do microrganismo até o substrato, além de formar um ambiente anóxico, que dificulta os processos oxidativos da decomposição (Hassink e Whitmore, 1997). Desta forma, o carbono aumenta seu tempo de permanência no solo, mesmo que haja condições abióticas propícias ao desenvolvimento populacional da biomassa microbiana responsável pela decomposição.

A proteção física da MOS pode estar relacionada à estabilidade dos agregados de acordo com a teoria de hierarquia da agregação proposta por Tisdall e Oades (1982). Assim, compostos orgânicos e minerais funcionam como agentes ligantes para formar microagregados (< 250  $\mu\text{m}$ ), que juntamente com raízes finas, hifas de fungos (temporários) e polissacarídeos (transitórios) formam macroagregados estáveis (> 250 $\mu\text{m}$ ), que aprisionam mais matéria orgânica.

Lutzow et al. (2006) propuseram que o tempo de permanência da matéria orgânica no solo aumenta em função de mecanismos específicos que atuam na decomposição seletiva pela recalcitrância, pelas interações com superfícies e íons metálicos e pela inacessibilidade dos microrganismos e suas enzimas. Desta forma, a barreira física à ação decompositora ocorre devido à oclusão em macro e microagregados, espaços entre camadas de argilas expansivas (2:1), encapsulação em macromoléculas orgânicas e hidrofobicidade.

Alguns pesquisadores têm tecnicamente separado diferentes compartimentos da MOS com o objetivo de estudar a sua dinâmica e verificar o comportamento no tempo em métodos de modelagem. Por exemplo, Leite e Mendonça (2003) reuniram diversos conceitos para aperfeiçoar o modelo Century de simulação da dinâmica da MOS de Parton et al. (1987), que consistiu em compartimentalizar a MOS em função do tempo de reciclagem: a) compartimento ativo, que apresenta rápida decomposição e tempo curto de reciclagem (1 a 5 anos) - caracterizado pela influência da biomassa microbiana do solo e seus produtos; b) compartimento lento, que apresenta tempo intermediário de reciclagem (20 a 40 anos) - caracterizado pela presença de material vegetal resistente à decomposição e MOS química e fisicamente protegida; c) compartimento passivo, que apresenta longo período de reciclagem (200 a 500 anos) - material inerte, quimicamente recalcitrante e muito resistente a decomposição, e protegido fisicamente.

Forma semelhante de compartimentalização da MOS foi proposta por Duxbury et al. (1989) para observar o comportamento da MOS em função dos tipos de manejos aplicado. Tal divisão apresenta quatro compartimentos: a) lábil – composto por biomassa microbiana, exudados de raízes, polissacarídeos do solo e resíduos de vegetal, sendo fortemente afetado pelo sistema de manejo do solo; b) lentamente oxidável – relacionado à formação de macroagregados e é moderadamente influenciado pelo manejo do solo; c) muito lentamente oxidável – relacionado à capacidade de microagregação do solo e sofre pequena influência do sistema de manejo; d) passivo – controlado pela mineralogia e pela capacidade de formar complexos organo-minerais e não é influenciado pelo manejo.

A característica textural de cada classe de solo também pode influenciar os mecanismos de proteção física da MOS. A formação de agregados em solos mais arenosos é mais dependente da adição contínua de resíduos, atividade faunística e da presença de agentes ligantes que promovem a agregação (Pillon et al., 2000). Por exemplo, solos arenosos apresentam maior concentração de macroporos e fraca energia de ligação com compostos orgânicos que facilitam a oxidação da matéria orgânica pela diminuição das barreiras físicas e químicas à ação dos microrganismos.

Solos com textura siltosa ou argilosa tendem a manter a MOS por períodos mais longos no solo, uma vez que minerais de menor granulometria são mais reativos com compostos orgânicos e outras partículas do solo (Pillon et al., 2000). Por exemplo, minerais de argila possuem maior superfície específica que auxilia na formação de microagregados e, dependendo da sua atividade (argilas 2:1), podem facilmente formar complexos organo-minerais. Somado a esses fatores, o revolvimento do solo, usado no manejo convencional, tem pouco efeito sobre a matéria orgânica (Duxbury et al., 1989). Tais características dificultam o acesso dos microrganismos decompositores e aumentam a estabilidade da MO no solo.

A adsorção de moléculas orgânicas à superfície de minerais do solo vem sendo investigada ao longo do tempo e é considerada um importante mecanismo de estabilização da matéria orgânica do solo (Oades et al., 1989; Christensen, 2000; Lutzow et al., 2006; Inda Júnior et al., 2007).

A matéria orgânica é fortemente adsorvida aos minerais do solo e/ou óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, formando complexos organo-minerais que

dificultam a decomposição (Christensen, 2000). As ligações podem ocorrer por meio de pontes catiônicas, pontes de hidrogênio, força de Van der Waals, ligações eletrostáticas, em superfície polarizada dos minerais, as quais causam mudanças conformacionais irreversíveis na estrutura dos compostos que tornam a MO indisponível a ação das enzimas extracelulares (Chenu e Stotzky, 2002). Adicionalmente, os minerais de argila ou óxidos e hidróxidos metálicos podem adsorver enzimas extracelulares, que inibem ou dificultam o processo de degradação do substrato (Demaneche et al., 2001).

Em uma revisão sobre os mecanismos de estabilização da matéria orgânica, Lutzow et al. (2006) confirmaram que o longo tempo de ciclagem da MO em frações organo-minerais parece ser explicado pela dominância da inacessibilidade dos microrganismos decompositores e pelas interações dos compostos orgânicos com os minerais. Verificaram também que o tempo de residência, influenciado por esses mecanismos, é mais dependente de processos pedogenéticos (intemperização dos minerais de argila e formação de óxido e hidróxidos metálicos) do que estabilização causada por agregação biogênica ou recalcitrância.

### 2.3 Frações da Matéria Orgânica do Solo

O solo, como ambiente ativo, funciona como um catalizador da transformação dos resíduos da biomassa vegetal que resulta em produtos com características diferentes. A heterogeneidade dos produtos decompostos dificulta o entendimento da sua dinâmica e função no solo. A matéria orgânica do solo possui diversos estágios de decomposição, que por sua vez apresentam características específicas quanto à sua composição, liberação de nutrientes e estabilidade (Correia e Andrade, 2008).

O desenvolvimento de metodologias de fracionamento da matéria orgânica, na tentativa de dividir o carbono orgânico total em grupos com características semelhantes, tem ocorrido desde o século passado. Métodos de fracionamento químico, baseados na solubilidade das substâncias húmicas em soluções ácidas e alcalinas permitem a separação da matéria orgânica do solo em três frações: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina (Roscoe e Machado, 2002). No entanto, a utilização do fracionamento químico dificulta o entendimento da dinâmica da

matéria orgânica em curto espaço de tempo, característico de alguns sistemas de uso da terra, pois a taxa de ciclagem dos ácidos fúlvicos e húmicos é muito lenta. Adicionalmente, a extração em soluções ácidas e alcalinas está ligada à solubilidade dos compostos orgânicos em compartimentos completamente diferentes da matéria orgânica do solo (Feller e Beare, 1997).

O fracionamento físico permite estratificar e caracterizar a matéria orgânica do solo por meio da quantificação do carbono orgânico em compartimentos funcionais. A separação das frações da matéria orgânica é baseada no tamanho dos constituintes em nível das partículas do solo (areia, silte e argila) devido à formação de complexos organo-minerais e em tamanhos maiores (>53  $\mu\text{m}$ ) pela associação da matéria orgânica com macro e microagregados estáveis do solo (Roscoe e Machado, 2002). Estes compartimentos estão relacionados com as propriedades físicas e estruturais do solo e podem indicar o efeito de um sistema de uso da terra na acumulação de carbono.

Algumas pesquisas utilizam metodologias que separam as frações físicas da matéria orgânica de acordo com a sua densidade (Kölbl e Kögel-knabner, 2004; Pinheiro et al., 2004; Alcântara Neto et al., 2011). Para isso, soluções com densidade variando de 1,8 a 2,0  $\text{g cm}^{-3}$  separam as frações em duas: fração leve livre, que representa uma parte da matéria orgânica particulada que está mais exposta à ação microbiológica, obtida por flotação em líquido denso; e a fração oclusa, obtida após a retirada da fração leve livre, quando a matéria orgânica protegida é exposta por meio da ruptura dos agregados (Roscoe e Machado, 2002). Outros trabalhos tendem a utilizar a água como líquido para a separação das frações densimétricas denominando-as como Fração de densidade leve e média. A utilização da água se justifica, pois algumas soluções com densidade alta são tóxicas ou podem dissolver o carbono da amostra (Sarkhot et al., 2008). As frações leves têm alta relação com a especificidade dos sistemas de uso da terra, pois resultam da recente adição de serapilheira e podem indicar as características da matéria orgânica que estão em maior nível de estabilização (complexos organo-minerais e/ou agregados).

Outro método de fracionamento físico consiste em separar o solo em classes de agregados de diferentes tamanhos. A maioria dos estudos sobre a estabilização da MOS em agregados tende a dividí-los em três classes (algumas variações no tamanho das classes): macroagregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ),

microagregados (250-53  $\mu\text{m}$ ) e silte+argila (>53  $\mu\text{m}$ ). As classes de agregados são separadas por peneiramento úmido e o C orgânico total é determinado por combustão seca (Gama-Rodrigues et al., 2010). Detalhes sobre o método de fracionamento em classes de agregados serão abordados no segundo trabalho desta tese.

#### 2.4 Sistemas Agroflorestais e o Sequestro de Carbono

Os sistemas agroflorestais assumem papel importante na política ambiental, pois são considerados pelo Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Kyoto como uma grande oportunidade econômica no comércio de carbono para pequenos agricultores de países em desenvolvimento (Montagnini e Nair, 2004). Para isso, deve-se incentivar a incorporação de árvores em cultivos anuais e em pastagens que resultam em forte acumulação de carbono no solo e na biomassa aérea (Nair et al., 2009a). Projeções feitas por Albrecht e Kandji (2003) apontam que se sistemas agroflorestais fossem implementados em escala global, durante 50 anos, cerca de 1,1 a 2,2 Pg de C seriam removidos da atmosfera.

As variações do uso da terra podem causar diferenças na dinâmica da matéria orgânica alterando as quantidades de carbono fixado. BAYER et al. (2000) verificaram que o cultivo mínimo confere melhorias na fertilidade do solo e no sequestro de carbono. Estes resultados também foram reportados por outros estudos que avaliaram o estoque de carbono no solo em diferentes sistemas agrícolas, tais como sistemas agrossilvopastoris (Neves et al., 2004), pastagem (Bernoux et al., 1999) e plantio direto (D'andréa et al., 2002).

Sistemas agroflorestais com espécies sombreadas são muito utilizados e resultam em benefícios para os agricultores tanto pelo ponto de vista econômico quanto ambiental, pois possuem potencial de sequestrar carbono no solo, comparáveis às florestas naturais (Albrecht e Kandji, 2003; Montagnini e Nair, 2004). A contribuição da biomassa do componente arbóreo em sistemas agroflorestais pode ser comparada à produtividade primária em ecossistemas florestais e garantem benefícios ecológicos semelhantes. Isso se justifica porque as árvores influenciam o estoque de carbono acima e abaixo do solo e produzem



efeitos em quase todos os compartimentos e a dinâmica do carbono depende da produção primária e as perdas durante o mesmo período.

A escolha das espécies como componentes arbóreos nos sistemas agroflorestais deve considerar os benefícios econômicos e que o tempo de permanência no sistema traga características ambientais favoráveis. Dentre esses atributos, a seringueira pode ser considerada uma alternativa, pois viabiliza o cultivo de espécies sombreadas como o cacau nas suas entre linhas, além de fornecer produtos extrativos como o látex, diversificando sua produção.

Algumas pesquisas demonstram a capacidade de acúmulo de carbono orgânico na biomassa aérea da seringueira. Por exemplo, Carmo et al. (2004), estudando o acúmulo de carbono na biomassa aérea por métodos destrutivos, obtiveram valores de  $52,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  do clone IAN 873. Em pesquisa com seringueiras de 12 anos de idade, Fernandes et al. (2007) encontraram semelhante acúmulo de carbono estimado pela biomassa total ( $62,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), sendo  $17,8 \text{ Mg ha}^{-1}$  nas raízes e  $44,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  na parte aérea. Com o objetivo de analisar o potencial de geração de certificados de emissões reduzidas, Cotta et al. (2008) quantificaram a acumulação de carbono orgânico na biomassa aérea, raízes e serapilheira de um sistema agroflorestal com cacau de 6 anos e seringueira de 34 anos. Os resultados mostraram um estoque de carbono de  $84,65 \text{ Mg ha}^{-1}$  da biomassa total da seringueira e  $5,22 \text{ Mg ha}^{-1}$  da biomassa total do cacau e  $1,67 \text{ Mg ha}^{-1}$  de carbono na serapilheira, do qual se refere a 2,5% do carbono da copa da seringueira e 44% do carbono da copa do cacau. Os autores recomendam o acompanhamento das variações no estoque de carbono no solo pelo forte incremento de carbono da serapilheira e raízes neste sistema.

As pesquisas que apresentam valores de estoque de carbono em sistemas agroflorestais com seringueira como um todo são escassas, e as que estão disponíveis referem-se à acumulação de carbono na biomassa aérea, não contemplando o efeito nos diferentes compartimentos do solo.

Zhang et al. (2007) estudaram a contribuição de C em sistemas de consórcio de seringueira e chá e em cultivo solteiro de seringueira. Verificaram ainda que o estoque de carbono orgânico lábil do solo (COL), a taxa de circulação e a relação COL:COT foram menores nas filas de seringueira do que nas filas do chazeiro, em cultivo misto, com diferentes idades. Em plantios com 40 anos de idade, encontraram mais Carbono orgânico total (COT) nas filas de chazeiro do

que nas filas de seringueira em cultivo solteiro e misto. Nesta pesquisa concluiu-se que nos cultivos mistos, o incremento de carbono orgânico do solo é maior nas fileiras do chazeiro e é menor a liberação de carbono nas fileiras das seringueiras.

Em diferentes sistemas de uso da terra, incluindo cacau cabruca (plantio de cacau no interior de floresta natural raleada), sistemas agroflorestais de cacau com eritrina e floresta natural, Gama-Rodrigues et al. (2010) não encontraram diferença no estoque de C no solo dos sistemas sombreados em relação à floresta natural na profundidade de 0-100 cm. Nesta mesma pesquisa, o Cacau cabruca teve maior estoque de carbono orgânico do solo em comparação aos outros dois sistemas, na profundidade de 0-30 cm e em frações de macroagregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ) na profundidade de 0-10 cm.

A quantidade de biomassa que é exportada pelo sistema agroflorestal é relativamente baixa em relação à sua produtividade primária, especialmente em sistemas sombreados perenes, que tornam similares a florestas naturais (Montagnini e Nair, 2004). Por exemplo, dados de programas para alternativa ao sistema de corte e queima, em Camarões, desde 1995, mostram que a biomassa total em sistemas agroflorestais com cacau foi de 304 t ha<sup>-1</sup>, o qual representa um valor 3,5 vezes maior do que os campos de produção de alimentos (85 t ha<sup>-1</sup>). Isso mostra que o sequestro de carbono pode ser significativo após a conversão para sistemas de manejo menos intensivos ou outras práticas de manejo conservacionistas (Zinn et al., 2005).

### 3. TRABALHOS

#### 3.1 POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO EM SOLOS SOB DIFERENTES SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CACAU NO SUL DA BAHIA, BRASIL

##### RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar a origem do carbono do solo pela técnica de abundância natural de  $^{13}\text{C}$  em sistemas agroflorestais implantados em pasto, quatro anos após a conversão. Nos SAFs de cacau, pastagem e floresta natural foram abertas quatro trincheiras, onde foram coletadas amostras de solo em seis profundidades (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm). A relação  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ( $\delta^{13}\text{C}$ ) foi determinada em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo. Para determinar a proporção de C derivado de plantas  $\text{C}_4$  (pastagem) foi usada a equação: % de  $\text{C-C}_4 = [(\delta - \delta_a) / (\delta_p - \delta_a)]$ . Diferenças em  $\delta^{13}\text{C}$  ocorreram principalmente nas camadas superficiais. Os sistemas PA, SCSP e SCSFN apresentaram médias de estoque de COT até 100 cm de profundidade superior aos demais sistemas estudados, não diferindo entre si. Em SCSP foi encontrado menor valor de  $\delta^{13}\text{C}$  nas linhas de cacau (média de  $-24,04\text{‰}$ ) do que nas linhas da seringueira (média de  $-21,93\text{‰}$ ) na camada de 0-10 cm. A quantidade de C nas linhas do cacau e da seringueira foi maior em  $\text{C-C}_3$  do que

C-C<sub>4</sub>, e a pastagem apresentou proporção inversa. Nas linhas do cacau, 81,7 Mg ha<sup>-1</sup> de COT foram derivados de resíduos de plantas C<sub>3</sub> e nas linhas da seringueira 59,9 Mg ha<sup>-1</sup>. No total de 86,0 Mg C ha<sup>-1</sup> na pastagem, 50,7 Mg ha<sup>-1</sup> foram plantas C<sub>4</sub> e 35 Mg ha<sup>-1</sup> de plantas C<sub>3</sub>. A produção de resíduos nas linhas do cacau e da seringueira promoveu a substituição de C-C<sub>3</sub> para C-C<sub>4</sub>.

#### PALAVRAS-CHAVE

Cacau, seringueira, abundância natural de <sup>13</sup>C, carbono do solo.

### CONTRIBUTION OF SHADE TREES TO SOIL CARBON STOCK UNDER DIFFERENT CACAO AGROFORESTRY SYSTEMS IN SOUTHERN BAHIA, BRAZIL

#### ABSTRACT

We assessed the origin of soil carbon by technique of <sup>13</sup>C natural abundance in agroforestry systems deployed on pasture, four years after the conversion. In rubber and cacao agroforestry system (RCAS) were opened four pits, where six depth classes were collected (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm). The <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) ratio was determined by Isotope Ratio Mass Spectrometer. To determine the proportion of C derived from C<sub>4</sub> plants (grass) was used the equation: %C-C<sub>4</sub> =  $[(\delta - \delta_a)/(\delta_p - \delta_a)]$ . Differences in  $\delta^{13}\text{C}$  occurred predominantly in superficial layers. In RCAS was found  $\delta^{13}\text{C}$  lower value in cacao rows (average of -24.04 ‰) than rubber trees rows (average of -21.93 ‰) in the 0-10 cm layer. The amount of C in cacao and rubber tree rows was higher in C-C<sub>3</sub> than C-C<sub>4</sub>, and the pasture presented inverse proportion. In cacao rows, 81.7 Mg ha<sup>-1</sup> of TOC were derived from C<sub>3</sub> plant residues and in rubber tree rows 59.9 Mg ha<sup>-1</sup>. A total of 86.0 Mg C ha<sup>-1</sup> in pasture, 50.7 Mg ha<sup>-1</sup> were C<sub>4</sub> plants and 35 Mg ha<sup>-1</sup> from C<sub>3</sub> plants. The production from cacao and rubber tree rows promoted the replace of C-C<sub>3</sub> for C-C<sub>4</sub>.

## KEYWORDS

Cacao, rubber tree,  $^{13}\text{C}$  natural abundance, whole soil.

## INTRODUÇÃO

A produção mundial de cacau é distribuída principalmente entre cinco países, Costa do Marfim, Gana, Indonésia, Brasil e Nigéria, que perfazem 82% do total mundial. Os países africanos produzem 68% e países da América do Sul e Central 14% (FAO, 2014). O Brasil contou com uma área de aproximadamente 600 mil hectares de cacau, basicamente produzido em sistemas agroflorestais (SAFs), onde o Sul da Bahia contribuía com 95% do cacau produzido juntamente com estados como Espírito Santo, Pará e Amazonas, (Alvim e Nair, 1986). A área plantada sob SAFs de cacau apresentou um pequeno aumento e atualmente compreende uma área acima de 700 mil hectares (Gama-Rodrigues et al., 2011). No Brasil é esperado um crescimento na produtividade de grãos de cacau de 2,2% ao ano e alcançar mais de 180.000 toneladas (FAO, 2014). Dentre os SAFs implantados no Sul da Bahia, dois são bastante característicos da região: (1) a floresta natural é totalmente removida antes do plantio de cacau e a leguminosa arbórea Eritrina (*Erythrina glauca*), comumente encontrada na Floresta Atlântica, é plantada com a função de sombreamento para o cacau; (2) o cacau é plantado sob a floresta natural raleada, sendo este sistema denominado cabruca.

A quantidade de COS armazenada é influenciada por diversos fatores, como por exemplo: a deposição de material vegetal proveniente da produção primária e sua taxa de decomposição (Lützow et al., 2006; Monteiro e Gama-Rodrigues, 2004); a ciclagem de raízes (Mendez-Millan et al., 2011; Gama-Rodrigues et al., 2011); a biomassa microbiana (Sparling, 1992); por outro lado, a manutenção do COS está relacionada com a qualidade dos resíduos adicionados (Gentile et al., 2011, Barreto et al., 2011) e à proteção física no interior dos agregados do solo (Tisdall e Oades, 1982; Six et al., 2004; Zotarelli et al., 2007; Gama-Rodrigues et al., 2010). A proteção física da MO pode estar relacionada à estabilidade dos agregados de acordo com a teoria de hierarquia da agregação proposta por Tisdall e Oades (1982). Assim, compostos orgânicos funcionam

como agentes ligantes para formar microagregados ( $< 250 \mu\text{m}$ ), que juntamente com raízes finas, hifas de fungos (temporários) e polissacarídeos (transitórios) formam macroagregados estáveis ( $> 250\mu\text{m}$ ), que aprisionam mais matéria orgânica.

Sistemas agroflorestais são amplamente utilizados em regiões tropicais e representam uma importante ferramenta na mitigação de carbono da atmosfera (Nair et al., 2009). Projeções feitas por Albrecht e Kandji (2003) indicam que se SAFs fossem implementados em escala global, durante 50 anos, cerca de 1,1 a 2,2 Pg (1 Pg =  $10^{15}$  g = 1 bilhão de toneladas) de C seriam removidos da atmosfera. Em SAFs de *Terminalia superba*, *Newbouldia lavis* ou *Ceiba pentandra* (não especificado pelo autor) com cacau no Oeste da África, Isaac et al. (2005) encontraram estoque de carbono orgânico total (COT), na camada 0-15 cm do solo, de 22,6 Mg ha<sup>-1</sup>, 17,6 Mg ha<sup>-1</sup> e 18,2 Mg ha<sup>-1</sup> no cultivo com 2, 15 e 25 anos, respectivamente. Na região de Central Sulawesi, Indonesia, Smiley e Kroschel (2008) encontraram estoque de COT no solo (0-100 cm) de 160,76 Mg ha<sup>-1</sup> no sistema agroflorestal de cacau-glicíndia de 15 anos. Em Latossolo vermelho-amarelo, o estoque de COT encontrado por Barreto et al. (2011) em sistema agroflorestal de eritrina e cacau no Sul da Bahia foi de 93,79 Mg C ha<sup>-1</sup> na camada de 50 cm. Gama-Rodrigues et al. (2010), também em SAFs de cacau (eritrina e cacau; cacau cabruca), encontraram grande quantidade acumulada de COT no solo, acima de 300 Mg ha<sup>-1</sup> na camada de 0-100 cm.

Os SAFs são comparáveis às florestas naturais dada a importância das características ecológicas em ambos. A maioria dos SAFs é funcionalmente semelhante aos ambientes naturais e mais complexos do que monocultivos, resultado da maior eficiência de utilização de recursos (nutrientes, luz e água), da diversidade estrutural, da manutenção dos indicadores de fertilidade e da estabilização do C do solo (Nair, 2008). Efeitos diretos são observados, como a adição constante de resíduos vegetais dos componentes perenes, acima e abaixo do solo, que ajudam a manter o balanço positivo entre a entrada e saída de carbono do sistema. Efeitos indiretos também podem ser considerados, por exemplo, o papel importante na diminuição da pressão pelo desmatamento das florestas naturais, consideradas um grande sumidouro de C (Montagnini e Nair, 2004; Zinn et al., 2005). Adicionalmente, o preparo do solo é menos intensivo ou praticamente ausente em SAFs. O revolvimento e outras técnicas de preparo do

solo aumentam a taxa de mineralização de COS por expor a matéria orgânica do interior de agregados estáveis ao ataque de microrganismos decompositores, que causam a perda de C pela liberação de CO<sub>2</sub> (Lal, 2004).

O aporte de resíduos vegetais (serapilheira e raízes) em SAFs é considerado um dos principais mecanismos para suprir as perdas de COT, após a conversão (Albrecht e kandji, 2003; Dawoe et al., 2010). Em SAFs de cacau, a serapilheira é responsável por aproximadamente 10% da biomassa total (Fontes et al., 2014). A quantidade de material vegetal adicionado ao solo depende, dentre outros fatores, das espécies que compõem o sistema, bem como a sua idade. Por exemplo, Dawoe et al. (2010) mostraram que o total de serapilheira aportada por SAFs com cacau alcança 5,0 Mg de matéria seca (MS) ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> aos 3 anos de idade, 8,2 Mg de MS ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> aos 15 anos de idade e 10,4 Mg de MS ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> aos 30 anos de idade, sendo nesta última fase, 1,6 Mg de MS ha<sup>-1</sup> superior ao adicionado anualmente pela floresta. Em sistemas de eritrina e cacau e cacau cabruca, o incremento nos estoques de C na serapilheira alcança 2,7 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, onde a eritrina contribui com 56% de folhas e o sistema cabruca 80% (Fontes et al., 2014). As raízes também estão relacionadas com o acúmulo de COT no solo (Hertel et al., 2009). Em sistemas de cacau com *Cordia alliodora* o estoque de biomassa de raízes finas alcançou 1,85 Mg ha<sup>-1</sup> e 1,20 Mg ha<sup>-1</sup> para cacau com *Erythrina poeppigiana* (Muñoz and Beer, 2001). Raízes laterais também contribuem para o COT. A produção de biomassa de raízes do cacau foi estimada em 10 Mg ha<sup>-1</sup> em plantações de 11 anos (Kummerow et al., 1981). Raízes com aproximadamente 0,22 mm de diâmetro são encontradas em 90% no solo a 10 cm de profundidade (Kummerow et al., 1981), e acima de 80% de raízes laterais ocorrem no solo em profundidade até 60 cm (Gama-Rodrigues and Cadima-Zevallos, 1991).

As diversas espécies comumente encontradas em florestas naturais e as árvores presentes nos SAFs utilizam basicamente o ciclo C<sub>3</sub> como mecanismo de assimilação de C, enquanto que o ciclo C<sub>4</sub> é característico de gramíneas. A conversão de florestas naturais em pastagens e de pastagens em SAFs ocorre em contraste do ponto de vista dos isótopos estáveis de C, que pode ajudar a compreender qual a origem da matéria orgânica aportada no solo. A relação <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C do solo, expressa em δ<sup>13</sup>C, varia de acordo com o mecanismo de assimilação de C das espécies predominantes no sistema. Espécies que utilizam

o mecanismo C<sub>3</sub> discriminam mais <sup>13</sup>C do que plantas de mecanismo C<sub>4</sub>, assim quando há predominância de plantas C<sub>3</sub> a  $\delta^{13}\text{C}$  é menor (média de -28‰ para C<sub>3</sub> e -12‰ para C<sub>4</sub>). Diversos autores têm utilizado a técnica de abundância natural de <sup>13</sup>C para elucidar a real contribuição de diferentes espécies no acúmulo de COT no solo (Lemma et al., 2006; Zang et al., 2007; Takimoto et al., 2008; Mendonça et al., 2010). Por exemplo, Oelbermann et al. (2006) verificaram que cultivo em aléias de 19 e 10 anos mostrou diminuição no valor de  $\delta^{13}\text{C}$  em 40 cm de solo, devido à incorporação de resíduos de *Erythrina poeppigiana* (planta C<sub>3</sub>) derivados da poda. Também neste estudo, o monocultivo de milho mostrou a mistura C<sub>3</sub> e C<sub>4</sub>, reflexo da menor quantidade de C derivado de plantas C<sub>3</sub>. Takimoto et al. (2009) estudaram a origem do C no solo em área de cerca-viva, com dois bosques com espécies florestais, forrageiras e uma área abandonada, em duas distâncias nas proximidades das árvores. Os autores encontraram maior quantidade de C derivado de plantas C<sub>3</sub> na superfície do solo e próximo às árvores. Nas cercas vivas, houve predomínio de C-C<sub>3</sub> no solo próximo às árvores do que a 3 m de distância (próximo às gramíneas), em 10 cm de profundidade. Na área com forrageira, a quantidade de C de origem C<sub>3</sub> foi menor, mesmo com a presença de árvores e na área abandonada houve predomínio de C-C<sub>4</sub>.

O potencial dos SAFs para sequestro de C depende do tipo de sistema, da composição de espécies, da idade das espécies, dos fatores ambientais e das práticas de manejo (Jose, 2009). Desta forma, é importante compreender a contribuição de diferentes combinações de espécies em SAFs no estoque de COT do solo e qual a origem deste COT quando estes sistemas são implantados sob áreas com histórico de outros cultivos. Os objetivos deste trabalho foram: quantificar o estoque de C do solo sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau no Sul da Bahia, Brasil, em profundidades até 1 m; avaliar a origem do C do solo, pela técnica de abundância natural de <sup>13</sup>C, de um sistema agroflorestal implantado sobre pastagem, quatro anos após a conversão.



## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

As amostras de solo foram coletadas na Fazenda Porto Seguro, localizada no Município de Uruçuca, no Sul do Estado da Bahia, Brasil (Figura 1). A região é conhecida pela diversidade funcional de agroecossistemas diversificados, com predomínio de SAFs baseados na cultura do cacau (*Theobroma cacao*). A precipitação pluvial anual nas áreas de estudo é de aproximadamente 1500 mm, bem distribuída anualmente, e caracterizada como região de clima tropical úmido. A região tem se diferenciado pela introdução de espécies arbóreas de potencial econômico com objetivo de diversificar a produção. Dentre essas espécies, a seringueira (*Hevea brasiliensis*) é bastante utilizada, pois possibilita o consórcio com culturas tolerantes ao sombreamento (por exemplo, o cacau) e a exploração da seringueira como ativo comercial na produção do látex.

Os sete sistemas de uso da terra (em torno de 5 ha cada) utilizados neste estudo foram:

Área de pastagem de 30 anos, não fertilizada (PA);

Floresta natural (FN);

Sistema agroflorestal de cacau em floresta raleada conhecido como cacau cabruca, de 35 anos, no espaçamento de 4 x 2 m com densidade de 1250 plantas por hectare (SCA);

Sistema agroflorestal de cacau e eritrina (*Erythrina glauca*) de 35 anos, com cacau no espaçamento de 3 x 3 m e a eritrina em 25 x 25 m, em quincôncio, com densidades de 1111 e 32 plantas por hectare, respectivamente (SEC);

Sistema agroflorestal de cacau e seringueira com espaçamento do cacau (20 anos) de 2,5 x 2,5 m e da seringueira (40 anos) de 5 x 5 m (SCS);

Sistema agroflorestal de cacau e seringueira (4 anos) em substituição a pastagem, implantado em linhas duplas de seringueira de 17 x 3,0 x 2,5 m com densidade de 400 plantas por hectare alternadas por 5 linhas de cacau de 3 x 3 m com densidade de 833 plantas por hectare, com uma linha de gliricídia (*Gliricidia sepium*) nas faixas de plantio de cacau (SCSP);

Sistema agroflorestal de cacau e seringueira (4 anos) em substituição a floresta natural implantado em linhas duplas de seringueira de 15 x 3 x 2,5 m com densidade de 440 plantas por hectare, alternadas por 4 linhas de cacau de 3 x 3 m com densidade de 784 plantas por hectare, com uma linha de gliricídia (*Gliricidia sepium*) nas faixas de plantio de cacau (SCSFN).

Todos os sistemas com cacau foram adubados após 2003 com 220 a 270 g planta<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> com as fórmulas 18-18-18 e 16-24-16 para o cacau e a seringueira. Até a coleta das amostras de solo não foram efetuadas as adubações previstas para o ano de 2011. No período de 1990 a 2002 nenhum sistema foi adubado. O solo foi classificado como Argissolo Amarelo (Santana et al., 2011).

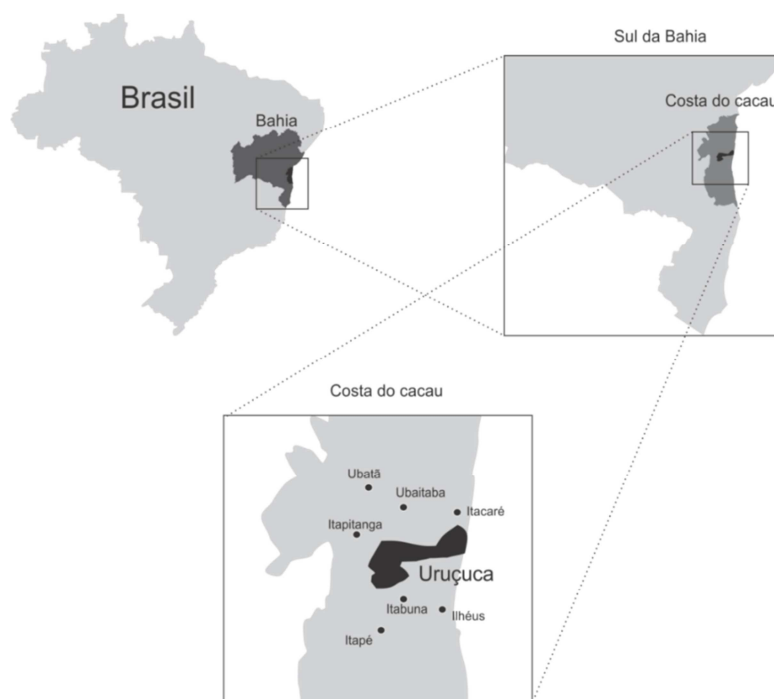


Figura 1. Município de Uruçuca. Na Costa do cacau, Sul da Bahia, Brasil.

### Amostragem do solo e análises

Na parte central de cada sistema de uso da terra foram delimitadas quatro parcelas (30 x 30 m), uniformes (em termos de solo, declividade, histórico do uso da terra, densidade e idade das árvores), separadas entre si por pelo menos 100 m de distância. Em cada parcela, trincheiras (1 x 1 x 1,5 m) foram abertas entre as linhas das culturas. O solo foi coletado em seis profundidades (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm) e resultou em 24 amostras por sistema de uso da

terra, para análises dos atributos químicos e físicos do solo. Nos sistemas SCSP e SCSFN foram coletadas amostras de solo em quatro trincheiras nas linhas do cacau e quatro trincheiras nas linhas da seringueira, perfazendo um total de 48 amostras no sistema em cada sistema. Os dados de COT (0-100 cm e por camada), as frações granulométricas e a densidade, nos sistemas SCSP e SCSFN, foram obtidos por meio das médias de todas as trincheiras. Somente no sistema SCSP as amostras foram coletadas com objetivo de verificar a relação isotópica do  $^{13}\text{C}$  do solo nas linhas do cacau e da seringueira, devido ao contraste com a pastagem presente antes da implantação do sistema.

Amostras de solo de cada profundidade foram passadas em peneira de 2 mm e analisadas por granulometria pelo método da pipeta (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos físicos dos solos (frações granulométricas areia, silte e argila e densidade), até 100 cm, sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau, floresta natural e pastagem no Sul da Bahia, Brasil

Profundidade (cm)	Frações Granulométricas (%) e Densidade do Solo – Ds – ( $\text{g cm}^{-3}$ )	Sistemas						
		PA	FN	SCA	SCE	SCS	SCSP	SCSFN
0-10	<b>areia</b>	38	27	39	21	29	53	61
	<b>silte</b>	17	13	8	13	9	11	8
	<b>argila</b>	45	60	53	66	62	36	31
	<b>Ds</b>	0,98	1,11	1,11	1,05	1,14	1,09	1,10
10-20	<b>areia</b>	36	23	30	17	28	53	53
	<b>silte</b>	19	12	10	12	16	12	9
	<b>argila</b>	45	65	60	71	56	35	38
	<b>Ds</b>	1,06	1,06	1,09	1,10	1,13	1,08	1,08
20-40	<b>areia</b>	28	19	24	14	22	45	43
	<b>silte</b>	17	13	9	11	15	13	10
	<b>argila</b>	55	68	67	75	63	42	47
	<b>Ds</b>	1,06	1,06	1,09	1,10	1,13	1,06	1,02
40-60	<b>areia</b>	25	16	21	13	22	39	37
	<b>silte</b>	15	10	8	9	14	12	11
	<b>argila</b>	60	74	71	78	64	49	52
	<b>Ds</b>	1,00	1,02	1,09	1,07	1,09	1,26	1,43
60-80	<b>areia</b>	25	17	21	13	23	34	35
	<b>silte</b>	14	10	9	13	13	9	13
	<b>argila</b>	61	73	70	64	64	57	52
	<b>Ds</b>	1,01	1,02	1,15	1,08	1,17	1,14	1,14
80-100	<b>areia</b>	26	17	22	23	23	31	34
	<b>silte</b>	13	9	11	12	12	9	9
	<b>argila</b>	61	74	67	65	65	60	57
	<b>Ds</b>	0,99	1,04	1,12	1,01	1,12	1,12	1,14

PA - pastagem; FN - floresta natural; SCA – sistema cabruca; SEC - sistema agroflorestal de eritrina e cacau; SCS - sistema agroflorestal de seringueira e cacau; SCSP - Sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de pastagem; SCSFN - sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de floresta natural.

Para o cálculo da densidade do solo foi utilizado o método do anel volumétrico (Embrapa, 1997), que consistiu em pesar as amostras de solo de cada profundidade coletada em anel de volume conhecido (100 cm<sup>3</sup>) após secagem em estufa a 105 °C por 48 h. O COT do solo foi determinado por combustão seca em um sistema analisador elementar automatizado Perkin-Elmer Series II 2400 CHNS/O Analyze.

A densidade do solo de cada camada foi usada para calcular a quantidade de COT estocado até 1 m de profundidade, em cada camada de solo, determinado pela fórmula:

$$\text{Estoque de C} = \text{COT (g 100g}^{-1}\text{)} \times \text{Ds} \times \text{Ecs}$$

Em que;

Ds= densidade do solo (g cm<sup>-3</sup>);

Ecs = espessura da camada de solo (cm).

O estoque de COT foi posteriormente corrigido pelo teor de argila da FN como referência. A correção do estoque de COT do solo pelo teor de argila é sugerida por Moraes et al. (1996), pois as variações no conteúdo de COT são bastante relacionadas com a textura do solo. Desta forma, o COT foi corrigido, em cada profundidade, pela seguinte fórmula:

$$\text{C (corrigido)} = \text{C (g 100g}^{-1}\text{)} \times \text{teor de argila (referência)/teor de argila (tratamento)}.$$

Os dados também foram corrigidos de acordo com a espessura da camada de solo. Como o cálculo do estoque de COT depende da camada do solo, Ellert e Bettany (1995) sugerem que a espessura da camada de solo pode sofrer compactação pelo manejo adotado quando sistemas naturais são convertidos. Para isso deve-se considerar a espessura da camada de solo de referência, no caso deste estudo a FN. Para o cálculo da espessura da camada de solo utilizou-se a seguinte fórmula:

$$\text{Ead/sub} = (\text{Mref.} - \text{Mtrat.})/\text{Ds}/100$$

Em que;

Ead/sub = espessura da camada a ser adicionada ou subtraída no cálculo do estoque (cm);

Mref. = Massa de solo na respectiva camada da referência (Mg ha<sup>-1</sup>);

Mtrat. = Massa de solo na respectiva camada no tratamento (Mg ha<sup>-1</sup>);

Ds = densidade do solo (g/cm<sup>3</sup>).

## Abundância natural de $^{13}\text{C}$ do solo

A técnica de abundância natural de  $^{13}\text{C}$  se justifica apenas nas linhas do SCSP, uma vez que foi implementado em áreas onde anteriormente eram utilizadas como pastagem. A relação  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ( $\delta^{13}\text{C}$ ) foi determinada em amostras de solos nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, passadas em peneira de 0,150 mm e analisadas em espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo. O resultado da análise foi expresso em ‰ em relação ao padrão internacional de Pee Dee Belemnita (PDB) e calculado pela fórmula:

$$\delta^{13}\text{C} = (R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}) / R_{\text{padrão}}$$

Em que;

$R_{\text{amostra}}$  = Relação  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  da amostra;

$R_{\text{padrão}}$  = Relação  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  do padrão.

Para determinar a proporção de C derivado de plantas  $\text{C}_4$  (pastagem) na profundidade de 0-20 cm foi utilizada a equação segundo Vitorello et al. (1989):

$$\% \text{C-C}_4 = [(\delta - \delta_a) / (\delta_p - \delta_a)]$$

Em que;

$\delta$  = abundância natural  $^{13}\text{C}$  das amostras;

$\delta_a$  = abundância natural  $^{13}\text{C}$  das amostras de solo que não contêm resíduos de plantas  $\text{C}_4$  (FN foi usada como referência);

$\delta_p$  = abundância natural  $^{13}\text{C}$  da PA (-12,65‰). O material vegetal da PA foi coletado, seco em estufa a 40°C, até peso constante e moído em moinho tipo Willey, a 50 mesh.

Para obter a % de C- $\text{C}_3$  utilizou-se a equação:

$$\% \text{C-C}_3 = 100 - \% \text{C-C}_4$$

## Análise Estatística

Em cada sistema de uso da terra as parcelas foram tratadas como pseudo-repetição como em outros estudos em sistemas agroflorestais de cacau e sistemas florestais (Dechert et al., 2005; Lima et al., 2006a; Isaac et al., 2007; Dawoe et al., 2010; Gama-Rodrigues et al., 2010; Rita et al., 2013; Fontes et al.,

2014). Como cada parcela estava distante entre si por pelo menos 100 m, considerou que aleatoriedade e independência foram asseguradas, validando a análise de variância (ANOVA) (Lima et al., 2006a). Os dados foram analisados pelos programas StatSoft inc. (1974-2009) STATISTICA 8.0 usando o método de agrupamento de médias Scott-Knott em 5% de probabilidade e SIGMAPLOT 11.0 (Systat Software inc.) para construção dos gráficos.

## RESULTADOS

### C orgânico total (COT) do solo em profundidade

Os sistemas PA, SCSP e SCSFN apresentaram médias de estoque de COT até 100 cm de profundidade superior aos demais sistemas estudados, não diferindo entre si. A FN, e os sistemas SCA, SCE e SCS apresentaram as menores médias e também não diferiram entre si (Figura 2).

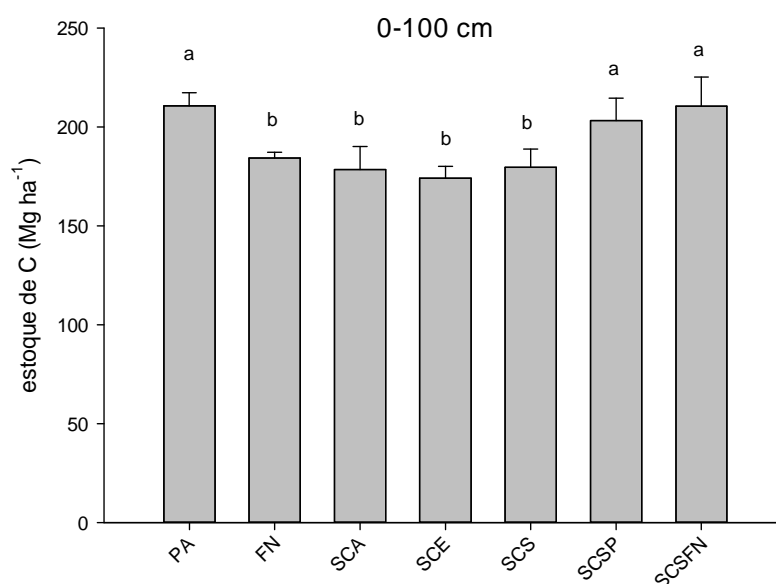


Figura 2. Estoque de COT do solo, na camada 0-100 cm, sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau, floresta natural e pastagem no Sul da Bahia, Brasil. PA - pastagem; FN - floresta natural; SCA – sistema cabruca; SEC - sistema agroflorestal de eritrina e cacau; SCS - sistema agroflorestal de seringueira e cacau; SCSP - Sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de pastagem; SCSFN - sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de floresta natural. Letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste Scott-Knott em 5% de probabilidade; as barras verticais representam  $\pm$  erro padrão.

Nas camadas superficiais observaram-se diferenças significativas no estoque de COT do solo entre os sistemas de uso da terra, enquanto que nas camadas mais profundas, a partir dos 20 cm, os sistemas não apresentaram diferenças significativas entre si (Figura 3).

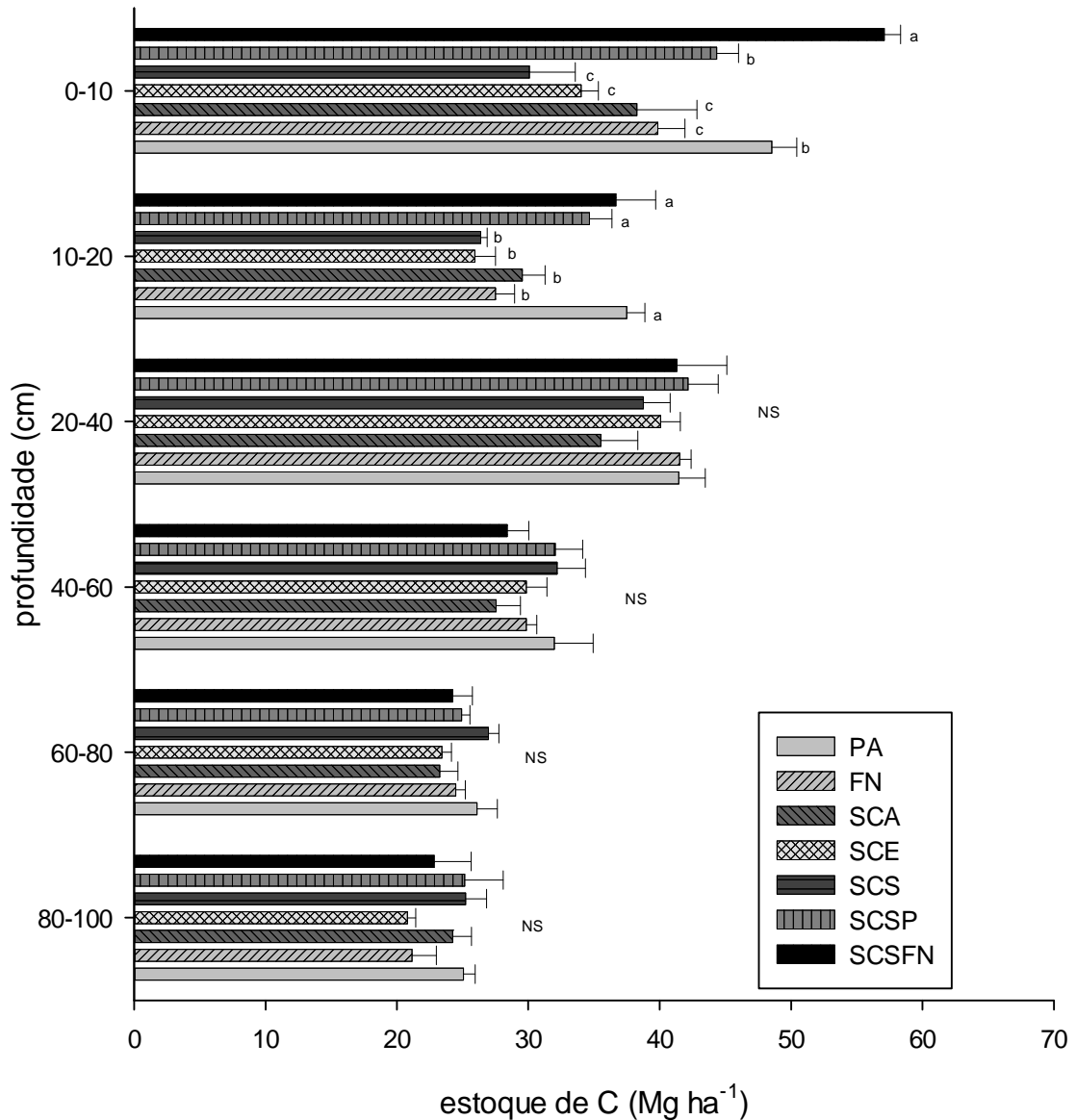


Figura 3. Estoque de COT em diferentes profundidades de solos sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau, floresta natural e pastagem no Sul da Bahia, Brasil. PA - pastagem; FN - floresta natural; SCA – sistema cabruca; SCE - sistema agroflorestal de eritrina e cacau; SCS - sistema agroflorestal de seringueira e cacau; SCSP - Sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de pastagem; SCSFN - sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de floresta natural. Letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste Scott-Knott em 5% de probabilidade; as barras horizontais representam  $\pm$  erro padrão.

Maiores valores de estoque de COT foram encontrados na camada 0-10 cm (média de 41,74 Mg ha<sup>-1</sup>) do que na camada 10-20 cm (média de 31,17 Mg ha<sup>-1</sup>). O estoque de COT do SCSFN foi de 57,10 Mg ha<sup>-1</sup>, significativamente superior aos demais sistemas estudados na camada 0-10 cm. Em seguida, o maior estoque de COT, também nesta profundidade, foi dos sistemas SCSP e PA que não apresentaram diferenças entre si e foram superiores aos demais sistemas. Os sistemas SCA, SCE, SCS não apresentaram diferenças entre si e foram semelhantes à FN.

Na camada 10-20 cm foram encontrados resultados semelhantes aos observados na camada superior: SCSFN com maior estoque de COT e, também, SCSP não diferiu significativamente da PA. Estes sistemas de cacau apresentaram um valor médio de estoque COT de 35,65 Mg ha<sup>-1</sup>. Da mesma forma como na camada 0-10 cm, os menores valores foram observados em SCA, SEC, SCS e FN, que apresentaram média de 27,34 Mg ha<sup>-1</sup>. Abaixo de 20 cm, as profundidades foram coletadas com 20 cm de espessura, o que conferiu maior valor médio de COT na camada 20-40 cm em comparação à camada 10-20 cm (40,11 Mg ha<sup>-1</sup> na camada 20-40 cm). Nas demais profundidades, O COT diminuiu com a profundidade.

Variação em profundidade do  $\delta^{13}\text{C}$  no sistema seringueira e cacau

As diferenças no  $\delta^{13}\text{C}$  ocorreram principalmente nas camadas superficiais (0-20 cm) entre a PA, FN e as linhas do SCSP (Figura 3). A partir dos 20 cm de profundidade estas diferenças diminuíram semelhante ao que foi observado nos valores de estoque de COT (Figuras 2 e 3). No SCSP foram encontradas diferenças entre as linhas do cacau e da seringueira nas camadas superficiais, sendo que a diferença de  $\delta^{13}\text{C}$  entre a linha do cacau e da seringueira foi de -3,02‰ e -1,19‰ nas profundidades 0-10 e 10-20 cm, respectivamente. A linha do cacau apresentou menor valor de  $\delta^{13}\text{C}$  (média de -24,04‰) em relação à linha da seringueira (média de -21,93‰), na camada 0-100 cm.

Os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  do solo sob PA foram maiores comparados às linhas do sistema agroflorestal até 40 cm e à FN em todas as profundidades. Os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  da PA foram -17,33‰ na camada 0-10 cm e -19,40‰ na camada 10-20 cm, os quais diminuíram nas camadas mais profundas. A FN apresentou valores de -26,70‰ na camada 0-10 cm e -25,85‰ na camada 10-20 cm com progressivo



aumento nas camadas inferiores. A PA mostrou uma forte diminuição de  $\delta^{13}\text{C}$  da camada até os 40 cm de profundidade, que variou de  $-17,33\text{‰}$  para  $-22,94\text{‰}$  (Figura 5).

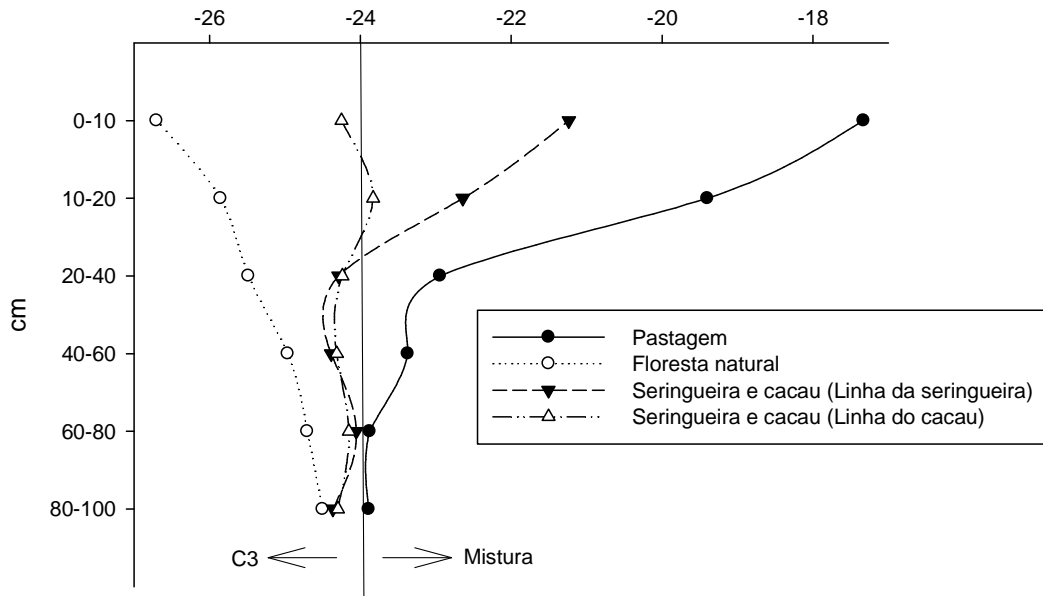


Figura 4. Variação de  $\delta^{13}\text{C}$  com a profundidade do solo nas linhas do SAF de cacau e seringueira, PA e FN.

A quantidade do COT de origem  $\text{C}_3$  e  $\text{C}_4$  foi mostrada na Figura 6 somente na camada 0-20 cm. Abaixo desta camada, as variações entre o  $\text{C}-\text{C}_3$  e  $\text{C}-\text{C}_4$  em todos os sistemas foram menos perceptíveis e apresentaram uma predominância de  $\text{C}-\text{C}_3$  (Figura 5). A acumulação de  $\text{C}-\text{C}_3$  seguiu a seguinte sequência: linha do cacau>floresta natural>linha da seringueira>pastagem. Enquanto que a acumulação de  $\text{C}-\text{C}_4$  seguiu outra sequência: pastagem>linha da seringueira>linha do cacau. Em 20 cm de solo, as linhas do cacau apresentaram maior quantidade de COT devido à maior quantidade de  $\text{C}-\text{C}_3$ . Esta tendência também ocorreu nas linhas da seringueira, porém em menor quantidade em comparação à linha do cacau, enquanto que a PA apresentou uma proporção inversa. Na linha do cacau,  $81,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  do COT foram derivados de resíduos de planta  $\text{C}_3$  e na linha da seringueira  $59,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Os dados mostram que, na camada 0-20 cm, a quantidade de  $\text{C}-\text{C}_3$  acumulada nas linhas do cacau supera em  $14,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  o estoque de COT da FN, considerado totalmente de  $\text{C}-\text{C}_3$ . Por outro lado, o  $\text{C}-\text{C}_4$  na linha do cacau reduziu  $34,4 \text{ Mg ha}^{-1}$  em relação ao  $\text{C}-\text{C}_4$  da PA e na linha da

seringueira houve uma redução de  $20,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ . No total de  $86,0 \text{ Mg ha}^{-1}$  de COT na PA,  $50,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  foram de resíduos de plantas  $C_4$  e  $35 \text{ Mg ha}^{-1}$  de plantas  $C_3$ .

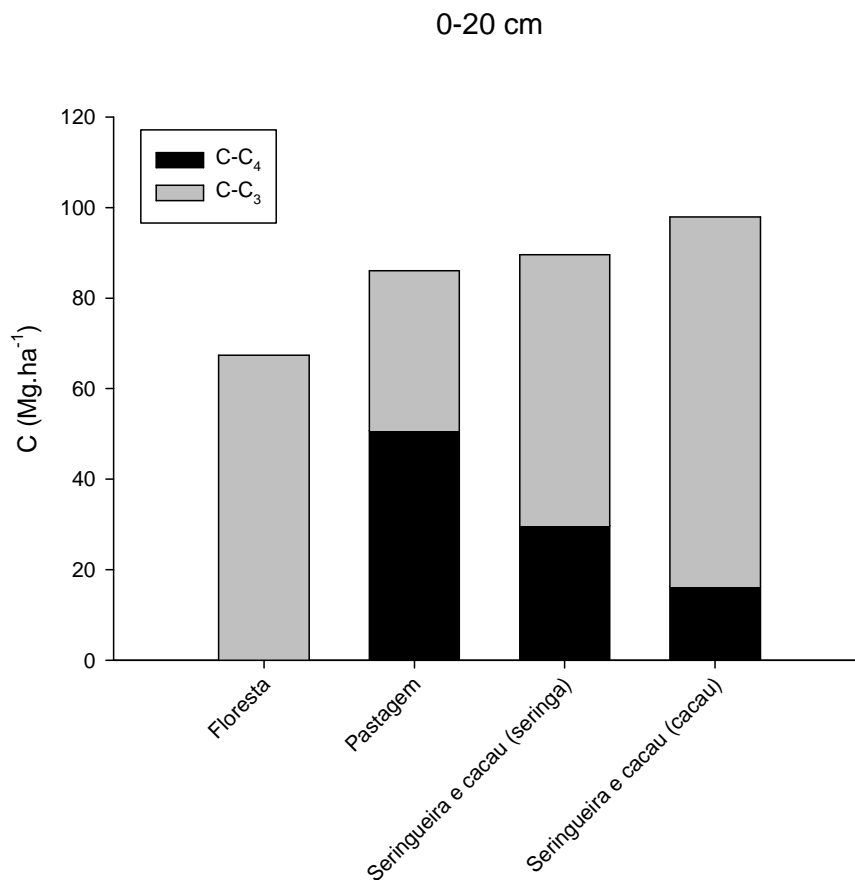


Figura 5. Estoque de Carbono de resíduos derivados de plantas  $C_3$  e  $C_4$  na profundidade de 20 cm. As diferenças ocorreram somente na camada 0-20 cm. As outras profundidades foram desprezadas.

## DISCUSSÃO

### COT total do solo em profundidade

Este estudo mostrou que maiores quantidades de COT na camada 0-100 cm do solo foram observadas nos sistemas de 4 anos SCSP, SCSFN e PA (30 anos). Estes resultados indicam que as perdas de COT do solo pela conversão da pastagem e floresta natural nos sistemas SCSP e SCSFN, respectivamente, foram compensadas pelo aporte de C destes sistemas.

Ao avaliar o COT em profundidade, as diferenças entre os sistemas foram observadas somente nas camadas superficiais. Nas profundidades 0-10 e 10-20 cm, o SCSFN foi, na soma,  $26,4 \text{ Mg ha}^{-1}$  superior à FN, que representa um aumento no estoque de COT de 38,28%, em apenas quatro anos de cultivo. O acréscimo no COT em comparação à FN já foi reportado por Gama-Rodrigues et al. (2010) estudando dois SAFs com cacau no Sul da Bahia, ambos com 30 anos de idade. O sistema eritrina e cacau apresentou acumulação de COT aproximadamente 30% superior à FN, na camada 30-60 cm e o sistema cacau cabruca acumulou acima de 30% nas profundidades 0-10 e 10-30 cm. Embora a idade dos dois SAFs em Gama-Rodrigues et al. (2010) seja 26 anos superior ao SCSFN, o estoque de COT do solo foi semelhante. Deste modo, pode-se inferir que o processo de acumulação do COT do solo depende mais do sistema de uso da terra do que propriamente do tempo percorrido após a conversão. Por exemplo, Woomer et al. (2000) encontraram diferentes taxas de acumulação COT (parte aérea, serapilheira e solo) em sistema agroflorestal, áreas de pousio e pastagens após a conversão da floresta. O sistema agroflorestal apresentou taxa de  $3,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  em aproximadamente 30 anos, menor do que o pousio, com  $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  em 20 anos, e superior à pastagem, que apresentou perdas na ordem de  $0,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , também em 30 anos.

No SCSFN, o estoque de COT alcançou uma taxa de acumulação (média de  $6,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) superior comparado aos dados encontrados por Woomer et al. (2000) e aos de Gama-Rodrigues et al. (2010) em apenas quatro anos de implantação do sistema. Altas taxas de acumulação de COT podem ocorrer durante o período inicial de implantação de SAFs (Isaac et al., 2005; Albrecht e kandji, 2003) e diminuir gradativamente até a estabilização do sistema. Por exemplo, Somarriba et al. (2013) mostraram que as taxas de acumulação de COT (parte aérea, serapilheira e solo) sofreram variações ( $5,4$  a  $7,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) em SAFs de cacau de diferentes países da América Central. Os autores observaram que as taxas de acumulação de COT foram maiores em SAFs com menos de 10 anos de idade e que os valores foram diminuindo até os 35 anos.

A literatura mostra que perdas no estoque COT no solo ocorrem logo após a conversão de florestas naturais em sistemas simplificados (Fearnside e Barbosa, 1998; Rhoades et al., 2000; Lemma et al., 2006). No entanto, isso parece não ocorrer quando SAFs são implantados, ou pelo menos, estes

sistemas podem recuperar rapidamente parte do conteúdo inicial (Nair et al., 2008; Mutuo et al., 2005). Os sistemas agroflorestais com cacau e seringueira (SCSFN e SCSP) mostraram estoque de COT superiores aos sistemas também com cacau considerados mais estabilizados como o SEC e SCS (20 anos e 35 anos) nas camadas superficiais. Particularmente nos SAFs com cacau e seringueira no Sul da Bahia é adotado um manejo diferenciado no período inicial de implantação do sistema que inclui a utilização de espécies (exemplo *Musa spp*, *Gliricidia sepium* e outros) que auxiliam o sombreamento do cacau durante o crescimento da seringueira (Avim e Nair, 1986). Neste período, as espécies de sombreamento provisório são podadas e os seus resíduos adicionados ao solo funcionando como uma cobertura vegetal que aumenta a produtividade do cacau (Dereuvels et al., 2012) e minimiza os efeitos de perda de C, ao contrário do que ocorre em solos não cobertos (Lal, 2004). Mas, os principais mecanismos responsáveis pelo aumento do estoque de COT no solo em camadas superficiais tanto sob cacau quanto seringueira dividem-se em dois mecanismos: (1) alta taxa de adição de material vegetal do cacau, principalmente folhas, que pode alcançar cerca de  $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Müller e Gama-Rodrigues, 2007), em que  $2,7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  formam uma espessa camada de resíduos vegetais sobre o solo (Fontes, 2014); e a adição complementar pela seringueira, uma espécie semidecídua que adiciona  $1,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  a partir dos quatro anos de idade (Maggiotto et al., 2014); (2) Alta biomassa de raízes finas do cacau nas camadas superficiais do solo, que alcança  $2,82 \text{ Mg C ha}^{-1}$  de acordo com Fontes et al. (2014), e forte produção de raízes laterais durante o crescimento da seringueira (Dea et al., 2001). Hertel et al. (2009) também reforçam que o componente arbóreo em SAFs com cacau pode compensar rapidamente as reduções de COT de florestas naturais pela rápida dinâmica de raízes finas após a conversão. Os efeitos da ausência de revolvimento do solo em SAFs também devem ser considerados; o acúmulo de matéria orgânica nas camadas superficiais promove a alteração dos indicadores físicos, como o aumento dos agregados estáveis em água, reconhecidos como uns dos mecanismos responsáveis pela estabilização do C no solo (Feller e Beare, 1997; Mutuo et al., 2005; Nair et al., 2010; Gama-Rodrigues et al., 2010).

A PA apresentou 60,5% do estoque de carbono na camada 0-40 cm ( $127 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), semelhante ao acúmulo de 59,1% da FN. Estes dados mostram que

solo sob PA apresenta grandes quantidades de carbono estocado nas camadas superficiais. Valores encontrados por Silva et al. (2004) mostraram que pastagens formadas por diferentes espécies podem alcançar 50% do total de carbono estocado no solo, somente na camada de 0-40 cm. Este resultado também é similar ao reportado por Tarré et al. (2001) em áreas com gramíneas bem manejadas no Sul da Bahia, em que a quantidade de COT derivado de *Brachiaria humidicola* (9 anos após o estabelecimento) foi aproximadamente 50% do COT encontrado no solo em substituição à vegetação florestal, na camada 0-10 cm. Por outro lado, os solos sob pastagens nem sempre são considerados dreno de C. Este fator está relacionado com o manejo adotado no sistema; uma vez que as pastagens encontram-se em processo de degradação, o C do solo é facilmente perdido (Cadish et al., 1998; Fearnside e Barbosa, 1998). Na Amazônia brasileira, o solo sob pastagens mal manejadas podem liberar até 12 Mg C ha<sup>-1</sup> em décadas após o desmatamento (Fearnside e Barbosa, 1998).

A ausência de diferença no estoque de COT do solo entre os sistemas SCA, SCE e SCS em comparação à FN reflete a capacidade acumulativa de matéria orgânica dos SAFs (Nair et al., 2010). Por exemplo, Gama-Rodrigues et al. (2010) estudaram o estoque de COT do solo em SAFs no Sul da Bahia, onde os dados mostraram que na camada 0-10 cm o sistema cacau e eritrina foi superior à FN e na camada 10-30 cm, tanto o sistema cacau e eritrina quanto o cacau cabruca foram superiores à FN. Norgrove e Hauser (2013), em SAFs de 35 anos (cacau e *Ricinodendron heudelottide*, *Ceiba pentadra*, dentre outras), encontraram estoque de COT semelhantes no perfil do solo em relação à floresta secundária, com estoque superior na camada 0-10 cm e diferença de 1,1 Mg ha<sup>-1</sup> na camada 0-100 cm.

Apesar da FN apresentar maior diversidade de espécies em comparação aos SAFs, o efeito de complementaridade de espécies ocorre em ambos os locais. A ciclagem dos resíduos dos SAFs (queda de folhas e decomposição de raízes), redução das perdas de nutrientes por lixiviação, bem como a formação de cobertura no solo que diminui a erosão superficial são mecanismos que também estão presentes nos SAFs e reduzem as perdas de C do sistema (Nair, 1993; Lal, 2004). Somados a esses fatores, o revolvimento do solo é prática ausente no manejo de SAFs com cacau no Sul da Bahia, pois em sua grande parte são utilizadas somente plantas perenes. Grande parte dos métodos de preparo do

solo acelera a mineralização do carbono orgânico do solo e libera CO<sub>2</sub> para atmosfera (Lal, 2004). O revolvimento expõe o COS ao ataque microbiano que, em condições favoráveis de temperatura e umidade, aumentam a taxa de decomposição e, conseqüentemente, a perda do C estocado (Tisdall e Oades, 1982).

#### Variação em profundidade do $\delta^{13}\text{C}$ no sistema seringueira cacau

A FN e a PA apresentaram valores de  $\delta^{13}\text{C}$  nas camadas superficiais semelhantes aos valores de referência citados na literatura, média de -28‰ para C<sub>3</sub> e -12‰ para C<sub>4</sub> (Balesdent e Mariotti, 1996; Vogel, 1993). A FN e a PA, bem como o contraste do sistema cacau e seringueira implantado após a PA possuem mecanismos de assimilação de C distintos e geralmente apresentam valores diferentes de  $\delta^{13}\text{C}$ . Plantas de ciclo C<sub>4</sub> discriminam menos isótopos de <sup>13</sup>C do que plantas de ciclo C<sub>3</sub>, conseqüência do efeito de discriminação menor da PEP carboxilase no ciclo C<sub>4</sub> em relação à Rubisco no ciclo C<sub>3</sub> (Farquhar et al., 1989). Neste sentido, maiores valores de  $\delta^{13}\text{C}$  encontrados no solo sob PA mostram que ocorreu acúmulo de C-C<sub>4</sub> (Figura 4 e 5).

No solo sob PA, a influência do C-C<sub>4</sub> ocorreu principalmente na camada 0-40 cm do solo. Abaixo de 60 cm predominou resíduos de plantas C<sub>3</sub> em comparação às camadas superficiais. Na PA, 59% do estoque de COT foi de origem das gramíneas e 41% originário da FN existente antes da implantação da PA, na camada 0-20 cm. O C-C<sub>4</sub> derivado das gramíneas após 30 anos de implantação do sistema garantiu a substituição de 32,01 Mg ha<sup>-1</sup> do C-C<sub>3</sub> derivado da FN. No Sul da Bahia, Tarré et al. (2001) encontraram pouca influência de C-C<sub>4</sub> da *Brachiaria* implantada após a retirada da vegetação florestal abaixo de 40 cm até 1 m do solo. No entanto, nas camadas superficiais, o C-C<sub>4</sub> da pastagem aumentou o estoque de COT durante 9 anos, após perda de parte do C-C<sub>3</sub> durante a conversão. Também na referida pesquisa, o C-C<sub>4</sub> alcançou 44% do COT na camada 0-5 cm, mas não passou de 7% abaixo de 40 cm de profundidade. Grande parte da adição de C-C<sub>4</sub> no solo pelas pastagens ocorre devido à rápida ciclagem do sistema radicular (Lima et al., 2006a). Roscoe et al. (2001) verificaram a substituição do C original estocado no perfil do solo para o C

da pastagem com 23 anos de cultivo, justificado pela alta taxa de ciclagem, principalmente radicular, comparável à vegetação natural do Cerrado.

O aumento na variabilidade da umidade do solo causado pela alteração nos intervalos entre as chuvas aumenta a relação raiz/parte aérea (Fay et al., 2003). Em regiões onde a distribuição pluviométrica não apresenta períodos muito longos de estiagem, como ocorre no Sul da Bahia (precipitação pluviométrica anual de 1500 mm), não seria vantajoso para as gramíneas o desenvolvimento de raízes em camadas mais profundas no solo. Estes fatores podem explicar o baixo estoque de C-C<sub>4</sub> nas camadas mais profundas do solo.

Embora não haja diferença no estoque de COT entre a linha do cacau, da seringueira e a PA observa-se uma diferença na quantidade de C de origem C<sub>3</sub> e C<sub>4</sub> entre estes sistemas. Enquanto que na PA o acúmulo de C-C<sub>4</sub> superou o C-C<sub>3</sub>, o mesmo não ocorreu nas linhas do SCSP (Figura 5). Os quatro anos de implantação do SAFs aumentaram os estoques de C-C<sub>3</sub> e diminuíram os estoques de C-C<sub>4</sub> nas linhas da seringueira e do cacau. A deposição de material vegetal do cacau ocorre durante todo o ano e forma uma camada espessa de serapilheira que proporciona um ambiente favorável à decomposição das raízes e resíduos foliares das gramíneas após a conversão (Gama-Rodrigues et al., 2011). Lentamente, a matéria orgânica das gramíneas é substituída pela deposição de serapilheira das linhas do cacau, que promove a substituição do C-C<sub>3</sub> pelo C-C<sub>4</sub>. A deposição de serapilheira e a ciclagem de raízes, característico dos SAFs de cacau e seringueira (comentado anteriormente), como mecanismos que auxiliam a substituição da matéria orgânica no solo, parecem ser reforçadas quando observada a relação C<sub>4</sub>:C<sub>3</sub> do C acumulado nas linhas do sistema cacau e seringueira (Figura 5). As linhas do cacau apresentaram menor relação C<sub>4</sub>:C<sub>3</sub> (0,20) do que as linhas da seringueira (0,49), o que demonstra que a quantidade de resíduos C<sub>3</sub> aportados pelo cacau contribuiu de forma mais significativa para substituição do C-C<sub>4</sub> quando comparados à seringueira.

A seringueira foi eficiente na substituição do C-C<sub>4</sub> da PA, no entanto em menor quantidade do que o cacau. Estudos mostram que a seringueira produz aproximadamente de 5,6 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de serapilheira em ambiente tropical (Schroth et al., 2002; Cheng et al., 2007). Em SAFs, a seringueira é beneficiada pela redução de ervas daninhas, bem como da aplicação de fertilizantes e outros aspectos de manejo do cacau (Alvim e Nair, 1986). No entanto, seringueiras no

Sul da Bahia sofrem severas desfolhações por doenças de fungos e danos causados por insetos, que aceleram a queda de folhas que ocorre naturalmente durante o ano (Alvim e Nair, 1986). Adicionalmente, quando implantadas em SAFs, a seringueira possuiu baixa densidade de árvores, perfazendo um total de 370 árvores ha<sup>-1</sup> em fila dupla. A densidade de árvores é menor quando comparada à seringueira em monocultura, que pode alcançar 500 árvores ha<sup>-1</sup>, com espaçamentos de 5m x 4m, cujo acúmulo de matéria orgânica é suficiente para proporcionar maior estoque de C-C<sub>3</sub>. Estes fatores podem diminuir a capacidade produtiva de resíduos vegetais da seringueira quando presente nos SAFs e explicam a menor eficiência para substituir o C-C<sub>4</sub> em comparação ao cacau.

De forma geral, os SAFs já são reconhecidamente hábeis em sequestrar C na parte aérea (Mutuo et al., 2005). Pouco se sabe sobre o sequestro de C no solo em grandes profundidades, provavelmente pela falta de padronização ou pela complexidade metodológica (Nair et al., 2010). Os resultados desta pesquisa apontam em poucas mudanças no COT abaixo de 60 cm do solo sob SAFs com cacau, no entanto, estes sistemas possuem influência direta nas camadas superficiais, em períodos relativamente curtos (4 anos), aumentando em até 38 % o estoque de COT em comparação à FN. Caso estes SAFs continuem produtivos e se forem mantidas práticas de manejo adequadas, o C estocado no solo pode ser estabilizado no solo por longos períodos.

## RESUMO E CONCLUSÕES

Maior estoque de C do solo e diferenças entre os sistemas de uso da terra foram encontrados na camada 0-20 cm do solo em comparação às camadas mais profundas do solo. SAFs de seringueira e cacau favorecem o estoque de C no solo nas camadas superficiais provavelmente pela forte contribuição das raízes finas e adição de resíduos de ambas as espécies. A formação de um denso sistema radicular também pode explicar o semelhante estoque de C entre a PA e a FN nas profundidades acima de 40 cm. Os sistemas SCE e SCA podem adicionar C no solo em quantidades semelhantes à FN.



Em quatro anos após a conversão de pastagens em SAFs seringueira cacau, as linhas do cacau proporcionam a substituição do C-C<sub>4</sub> da PA no solo de forma mais eficiente, provavelmente pela maior quantidade e adição constante de resíduos e raízes do que as linhas da seringueira. Desfolhações causadas por doenças e insetos, bem como menor densidade de plantas diminuem a capacidade de produção de resíduos da seringueira em SAFs de 4 anos, que leva a substituição da matéria orgânica do solo de forma mais lenta.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albrecht, A., Kandji, S.T (2003) Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99:15–27.
- Alvim, R, Nair, P.K.R. (1986) Combination of cacao with other plantation crops — an agroforestry system in southeast Bahia, Brazil. *Agroforestry Systems*, 4:3-15.
- Balesdent, J., Balabane, M. (1996) Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 28:1261-1263.
- Barreto, P.A.B., Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Fontes, A.G., Polidoro, J.C., Moç,o M.K.S., Machado, R.C.R., Baligar, V.C. (2011) Distribution of oxidizable organic C fractions in soils under cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agroforestry Systems*, 81:213-220.
- Cadisich, G., Handayanto, E., Malama, C., Seyni, F., Giller, K.E. (1998) N recovery from legume prunings and priming effects are governed by the residue quality *Plant and Soil*, 205:125–134.
- Cheng, C., Wang, R., Jiang, J. (2007) Variation of soil fertility and carbon sequestration by planting *Hevea brasiliensis* in Hainan Island, China. *Journal Environmental Science*, 19:348–352.
- Christensen, B.T. (2000) *Organic matter in soil – structure, function and turnover*. Tjele: DIAS Report N. 30, Plant Production, 95p.

- Dawoe, E.K, Issac, M.E., Quashie-Sam, J. (2010) Litterfall and litter nutrient dynamics under cocoa ecosystems in lowland humid Ghana. *Plant and Soil*, 330:55-64.
- Dea, G., Assiri, A.A., Gabla, O.R., Boa, D. (2001) Influence of soil preparation method on root and vegetative growth of rubber tree (*Hevea brasiliensis*) in the southwest Côte d'Ivoire. *Soil and Tillage Research*, 59:3-11.
- Dechert, G., Veldkamp, E., Brumme, R. (2005) Are partial nutrient balances suitable to evaluate nutrient sustainability of land use systems? Results from a case study in Central Sulawesi, Indonesia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72:201–212
- Deheuvels, O., Avelino, J., Somarriba, E., Malézieux, E. (2012). Vegetation structure and productivity in cocoa-based agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 141: 3-4.
- Ellert, B.H., Bettany, J.R. (1995) Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75:529-538.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (1997). *Manual de métodos de análises de solo*. 2.ed. Rio de Janeiro.
- Farquhar, G.D., Ehleringer J.R., Hubick, K.T. (1989). Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 40: 503-537.
- Fay, P.A., Carlisle, J.D., Knapp, A.K., Blair, J.M., Collins, S.L. (2003). Productivity responses to altered rainfall patterns in a C4-dominated grassland. *Oecologia*, 137: 245-251.
- Fearnside, P.M., Barbosa, R.I (1998) Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 108: 147-166.
- Feller, C., Beare, M.H. (1997) Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79:69-116.
- Fontes, A., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., Costa, M.G., Machado, R.C.R. (2014) Nutrient stocks in litterfall and litter in cocoa agroforests in Brazil. *Plant and Soil*, 383: 313-335.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAO Statistical Database. Disponível em:

[www.fao.org/docrep/006/y5143e/y5143e0x.htm](http://www.fao.org/docrep/006/y5143e/y5143e0x.htm)> Acesso em: 08 de abril de 2014.

- Gama-rodrigues, A.C., Cadima-Zevallos, A. (1991) Efectos de fertilización sobre sistema radicular de cacao en suelos de "tabuleiros" del sur de Bahia, Brasil. *Turrialba*, 41:135-141.
- Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Nair, P.K.R. (2011) Soil carbon sequestration in cacao agroforestry systems: a case study from Bahia, Brazil. In: Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems. *Advances in Agroforestry*, 8:85-99.
- Gama-Rodrigues, E.F., Nair, P.K.R., Nair, V.D., Gama-Rodrigues, A.C., Baligar, V., Machado, R.C.R. (2010) Carbon storage in soil size fractions under two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Environmental Management*, 45:274–283.
- Gentile, R., Vanlauwe, B., Six, J. (2011) Litter quality impacts short- but not long-term soil carbon dynamics in soil aggregate fractions. *Ecological Applications*, 21:695-703.
- Hertel, D., Harteveld, M.A., Leuschner, C. (2009) Conversion of a tropical forest into agroforest alters the fine root-related carbon flux to the soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 41:481-490.
- Isaac, M. E., Timmer, V.R., Quashie-Sam, S.J. (2007) Shade tree effects in an 8-year-old cocoa agroforestry system: biomass and nutrient diagnosis of *Theobroma cacao* by vector analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78:155-165.
- Isaac, M.E., Gordon, A.M., Thevathasan, N., Opong, S.K., Quashie-Sam, J. (2005) Temporal changes in soil carbon and nitrogen in west African multistrata agroforestry systems: a consequence of pools and fluxes. *Agroforestry Systems*, 65:23-31.
- Jose, S. (2009) Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76:1-10.
- Kummerow, J., Kummerow, A., Alvim, P.T. (1981) Root biomass in a mature cacao (*Theobroma cacao* L.) plantation. *Rev. Theobroma*, 11:77-86.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123:1–22.

- Lemma, B., Klejac, D.B., Nilssonc, I., Olssonb, M. (2006) Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the southwestern highlands of Ethiopia. *Geoderma*, 136:886–898.
- Lima, A.M.N., Silva, I.R., Neves, J.C.L., Novais, R.F., Barros, N.F., Mendonça, E.S., Smyth, T.J., Moreira, M.S., Leite, F.P. (2006a) Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in Southeastern Brazil. *Forest Ecology Management*, 235:219-231.
- Lützow, M.V., Koegel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. (2006) Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions: A review. *European Journal of Soil Science*, 57:426-445.
- Maggiotto, S.R., Oliveira, D., Marur, C.J., Stivari, S.M.S., Leclerc, M., Wagner-Riddle, C. (2014). Potential carbon sequestration in rubber tree plantations in the northwestern region of the Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum, Agronomy* 36:239-245.
- Mendez-Millan, M., Dignac, M-F., Rumpel, C., Rasse, D.P., Bardouxa, G., Derennec, S. (2011) Contribution of maize root derived C to soil organic carbon throughout an agricultural soil profile assessed by compound specific <sup>13</sup>C analysis. *Organic Geochemistry*, 42:1502-1511.
- Mendonça, L.A.R., Frischkorn, H., Santiago, M.F., Camargo, P.B., Lima, J.O.G.; Mendes, F.J. (2010) Identificação de mudanças florestais por <sup>13</sup>C e <sup>15</sup>N dos solos da Chapada do Araripe/Ceará. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14:314-319.
- Montagnini, F., Nair, P.K.R. (2004) Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61:281-295.
- Monteiro, M.T., Gama-Rodrigues, E.F. (2004) Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28:819-826.
- Moraes, J.F.L., Volkoff, B., Cerri, C.C., Bernoux, M. (1996) Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, 70:63-81.

- Müller, M.W., Gama-Rodrigues, A.C. (2007) *Sistemas agroflorestais com cacaueteiro*. In: Valle, R.R. *Ciência, Tecnologia e Manejo do Cacaueteiro*. Ilhéus: CEPLAC, 467p.
- Muñoz, F., Beer, J. (2001) Fine root dynamics of shaded cacao plantations in Costa Rica. *Agroforestry System*, 51:119-130.
- Mutuo, P.K., Cadisch, G., Albrecht, A., Palm, C.A., Verchot, L. (2005) Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71:43–54.
- Nair, P.K.R. (1993) *Introduction to Agroforestry*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 499p.
- Nair, P.K.R., Gordon, A.M., Mosquera-Losada, M.R. (2008) Agroforestry. In: Jorgensen SE, Fath BD (eds.), *Ecological Engineering, Encyclopedia of Ecology*, 1:101–110.
- Nair, P.K.R., Kumar, B.M., Nair, V.D. (2009) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal Plant Nutrition and Soil Science*, 172:10–23.
- Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M., Showalter, J.M. (2010). Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in Agronomy*, 108: 237 – 307.
- Norgrove, L., Hauser, S. (2013) Carbon stocks in shaded *Theobroma cacao* farms and adjacent secondary forests of similar age in Cameroon. *Tropical Ecology*, 54:15-22.
- Oelbermann, M., Voroney, R.P., Kass, D.C.L., Schlönvoigt, A.M. (2006) Soil carbon and nitrogen dynamics using stable isotopes in 19- and 10-year old tropical agroforestry systems. *Geoderma*, 130:356–367.
- Rhoades, C.C., Eckert, G.E., Coleman, D.C. (2000) Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecological Applications*, 10:497–505.
- Rita, J.C.O., Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Polidoro, J.A.C., Machado, R.C. (2011) C e N contents in density fraction of whole soil and soil size fraction under cacao agroforest system and natural forests in Bahia, Brazil. *Environment Management*, 48:134-141.

- Roscoe, R., Buurman, P., Velthorst, E.J., Vasconcellos, C.A. (2001) Soil organic matter dynamics in density and particle-size fractions as revealed by the  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. *Geoderma*, 104:185-202.
- Santana, S.O., Mota, J.R., Araújo, Q.R., Mendonça, J.R., Faria Filho, A.F. (2011) *Atualização da classificação de solos da região Sudeste da Bahia, Brasil*. CEPLAC/CEPEC. Ilhéus, Bahia. 98p.
- Schroth, G., D'angelo, S.A., Teixeira, W.G., Haag, D., Lieberei, R. (2002) Conversion of secondary Forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazônia: Consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. *Forestry Ecology and Management*, 163:131-150.
- Silva, J.E., Resck, D.V.S., Corazza, E.J., Vivaldi, L. (2004) Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the "Cerrado" region, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103:357-363.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Deneff, K. (2004) A History of research on the link between (micro) aggregates, soil biota and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79:7-31.
- Smiley, G.L., Kroschel, J. (2008) Temporal change in carbon stocks of cocoa-gliceridia agroforests in Central Sulawesi, Indonesia. *Agroforestry Systems*, 73:219–231.
- Somarriba, E., Cerda, R., Orozco, L., Cifuentes, M., Dávila, H., Espina, T., Mavisoya, H., Ávila, G., Alvarado, E., Poveda, V., Astorga, C., Say, E., Deheuvels, O. (2013) Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America Agriculture. *Ecosystems and Environment*, 173:46– 57.
- Sparling, G.P. (1992) Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of the changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research*, 30:195–207.
- STATSOFT INC. (1974-2009). Estatística for windows (Software-system for data-analys). Version 8.0, Tulsa, USA.
- SYSTAT SOFTWARE INC. Sigmaplot for windows (development and testing procedure) Version 11.0.
- Takimoto, A. Nair, V.D., Nair, P.K.R. (2009) Contribution of trees to soil carbon sequestration under agroforestry systems in the west African Sahel. *Agroforestry Systems*, 76:11-25.

- Takimoto, A., Nair, P.K.R., Nair, V.D. (2008) Carbon stock and sequestration potential of traditional and improved agroforestry systems in the West African Sahel. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125:159–166.
- Tarré, R.M., Macedo, R., Cantarutti, R.B. de P., Rezende, C., Pereira, J.M., Ferreira, E., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M. (2001) The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant and Soil*, 234:15–26.
- Tisdall, J.M., Oades, L.M. (1982) Organic matter and water-stable aggregates in soil. *Journal of Soil Science*, 33:141-163.
- Vitorello, V.A., Cerri, C.C., Anderson, F., Feller, C., Victoria, R.L. (1989) Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated Oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, 53:773-778.
- Vogel, J.C. (1993) Variability of carbon isotope fractionation during photosynthesis. In: Ehleringer JR, Hall AE, Farquhar GD, editors. Stable isotopes and plant carbon-water relations. San Diego: *Academic Press*, p. 29-46.
- Woomer, P.I., Palm, C.A., Alegre, J.C., Castilla, C., Cordeiro, D.G., Hairiah, K., Kotto-Same, J., Moukam, A., Ricse, A., Rodriguez, V., Noordwijk, M. Van (2000) Slash-and-burn effects on carbon stocks in the humid tropics. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; STEWART, B. A. (Ed.). Global climate change and tropical ecosystems. *Advances in Soil Science*, 99-115.
- Zhang, M., Fu, X., Feng, W., Zou, X. (2007) Soil organic carbon in pure rubber and tea-rubber plantations in South-western China. *Tropical Ecology*, 48:201-207.
- Zotarelli, L., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., Six, J. (2007) Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two oxisols. *Soil and Tillage Research*, 95:196-206.

### 3.2 ESTOQUE DE CARBONO EM AGREGADOS DE SOLOS SOB SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CACAU NO SUL DA BAHIA, BRASIL

#### RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar a distribuição das classes de agregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ; 250-53  $\mu\text{m}$ ; <53  $\mu\text{m}$ ) e o C associado a estas classes, em solos sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau, floresta natural e pasto até 1m de profundidade e avaliar o estoque de carbono ocluído nos agregados de solos sob os mesmos sistemas. Sete sistemas de uso da terra foram avaliados: pastagem, floresta natural, sistema cabruca, sistema cacau e eritrina (*Erythrina glauca*) e três sistemas de cacau e seringueira. Trincheiras foram abertas e foram coletadas amostras de solo em seis profundidades (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm). As amostras foram secas ao ar e passadas em peneira de 2000  $\mu\text{m}$ , as quais foram submetidas ao fracionamento em classes de agregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ; 250-53  $\mu\text{m}$ ; <53  $\mu\text{m}$ ). As classes de agregados foram sonificadas para determinar o teor de C ocluído nos agregados. No estoque de COT em 0-100 cm, 49, 35 e 24% do COT estocado no solo está ocluído nos macroagregados nas profundidades de 0-20, 20-60 e abaixo de 60 cm, respectivamente. Enquanto que nos microagregados a tendência foi inversa, ou seja, 18, 31 e 39% do COT do solo encontram-se ocluídos nestas mesmas profundidades. Sistemas mais jovens como SCSP e SCSFN apresentaram menor C em macroagregados na



profundidade 0-100 cm devido às perdas após o revolvimento do solo na implantação dos sistemas.

#### PALAVRAS-CHAVE

Cacau, seringueira, classes de agregados, carbono do solo.

### CARBON CONTENT IN SOIL SIZE FRACTION UNDER CACAO-BASED AGROFORESTRY SYSTEM IN SOUTHERN BAHIA, BRAZIL

#### ABSTRACT

The objective was to evaluate the distribution of soil size fractions (2000-250  $\mu\text{m}$ ; 250-53  $\mu\text{m}$ ; <53  $\mu\text{m}$ ) and carbon (C) associated with these fractions, in soils under different cocoa AFS, natural forest and pasture to 1m in depth and to evaluate the stock of occluded carbon in soil aggregates under the same systems. Seven land use was evaluated: pasture, natural forest, cabruca system, and cacao erythrina system (*Erythrina glauca*), and three rubber cacao system. Four pits were opened where soil samples were collected from six depths (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm). Soil samples were air dried and passed in 2000  $\mu\text{m}$  sieve, which were fractionated into three size fractions (2000-250  $\mu\text{m}$ ; 250-53  $\mu\text{m}$ ; <53  $\mu\text{m}$ ). The size fractions were disrupted (sonication) to determine the C content. C stock in 0-100 cm, 49, 35 and 24% of C stored in the soil is macroaggregates occluded in the depths of 0-20, 20-60 and below 60 cm, respectively. While the trend was microaggregates in reverse; 18, 31 and 39% of the soil C is occluded in these same depths. Younger cocoa-based AFS (SCSP and SCSFN) had lower C macroaggregates due to losses after the tillage in implementation of systems.

#### KEYWORDS

Cacao, rubber, size fractions, whole soil.

## INTRODUÇÃO

Sistemas agroflorestais (SAFs) têm alcançado papel importante pelo potencial de sequestro de carbono; serviço ambiental mitigador de gases do efeito estufa, como o CO<sub>2</sub> (Albrecht e Kandji, 2003; Lal, 2004; Montagnini e Nair, 2004; Oelbermann e Voroney, 2007). O potencial se deve à capacidade dos SAFs de influenciar diversos indicadores da qualidade do solo, dentre eles, o carbono orgânico solo (COS). A maioria das pesquisas para avaliação do sequestro de carbono em SAFs baseia-se na quantificação do carbono estocado acima do solo por meio de equações alométricas (Isaac et al., 2007; Takimoto et al., 2008; Arias et al., 2011; Norgrove e Hauser, 2013), enquanto que a quantificação do COS estende-se predominantemente à camada 0-50 cm (Oelbermann et al., 2006; Takimoto et al., 2008; Barreto et al., 2011). O estoque do COT até 40 cm pode variar de 27,4 Mg ha<sup>-1</sup> a 162 Mg ha<sup>-1</sup> (Nair et al., 2010). Poucos trabalhos avaliam a influência dos SAFs em camadas mais profundas, que significa quantificar o estoque COS em 1 m (ou mais) de profundidade. Estas pesquisas também reportam valores de estoque de COS bastante variáveis, por exemplo, 24 Mg ha<sup>-1</sup> em cercas vivas no Noroeste da África (Takimoto et al., 2008) até 302 Mg ha<sup>-1</sup> em sistemas de cacau sombreado na Floresta Atlântica do Brasil (Gama-Rodrigues et al., 2010). A ampla diversidade estrutural dos SAFs, presentes em regiões com diferentes características edafoclimáticas, bem como a falta de padronização metodológica (profundidade de coleta do solo, delineamentos experimentais e sistemas com idades distintas) geram dados específicos que dificultam a comparação entre os sistemas (Nair et al., 2009). Gama-Rodrigues et al. (2011) recomendam um protocolo padronizado para o estudo do sequestro de carbono que envolva a amostragem em aproximadamente 1 m de profundidade, a determinação do COT por métodos de combustão seca, a consideração da densidade do solo no cálculo do estoque de carbono, e a quantificação do COT em classes de agregados e o COT no interior de agregados.

SAFs de cacau são tradicionalmente cultivados no Sul da Bahia, Brasil. Dentre eles, dois sistemas são bastante utilizados: um conhecido como cacau “cabruca”, em que o cacau é plantado, predominantemente sem espaçamento específico, sob a sombra de árvores nativas de uma floresta natural raleada; e

outro em que a floresta é completamente removida com posterior introdução do cacau, plantado juntamente com árvores que servirão de sombra. Neste último, utiliza-se principalmente a leguminosa arbórea *Erythrina spp.* (eritrina) em um sistema conhecido na região como “cacau eritrina”.

A presença de componentes arbóreos nos SAFs de cacau implica em uma estratificação semelhante à floresta natural (Gama-Rodrigues et al., 2011). Embora a floresta natural seja considerada referência no estoque de COS em comparação aos demais sistemas de uso da terra (Mutuo et al., 2005; Nair et al., 2009), SAFs de cacau podem não apresentar diferença em relação à floresta natural no estoque de COS em 0-100 cm de solo. Por exemplo, Gama-Rodrigues et al. (2010) estudando o estoque de COT até 1 m de profundidade em SAFS no Sul da Bahia, Brasil, não encontraram diferenças entre o sistema cacau e eritrina, cacau cabruca e a floresta natural. Em ambos os sistemas de uso da terra, a forte contribuição de carbono ao solo é consequência do depósito de serapilheira, da decomposição de raízes na superfície do solo e nas camadas mais profundas. Estes são os mesmos mecanismos de acumulação de carbono no solo reportados por Norgrove e Hauser (2013), que encontraram estoque de carbono semelhante entre SAF de cacau e floresta secundária de 35 anos no Sudeste de Camarões (90 e 92 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente). Na camada 0-20 cm do solo, resultados semelhantes também foram encontrados por Dawoe et al. (2014) em cronosequência de SAFs de cacau em Gana, Oeste da África, onde aos 30 anos, 38,8 Mg ha<sup>-1</sup> de COS do SAF não diferiram estatisticamente dos 45,6 Mg ha<sup>-1</sup> da floresta natural.

O mecanismo de estabilização do C pode ser entendido como o decréscimo do potencial de perda da matéria orgânica do solo por respiração microbiana, erosão ou lixiviação (Sollins et al., 1996) e depende de três fatores: (a) a recalcitrância intrínseca dos compostos e moléculas constituintes, (b) a complexação de compostos orgânicos em sítios de adsorção dos minerais presentes na matriz do solo ou em óxidos de Fe e Al, e (c) a oclusão dentro de agregados estáveis ou em poros muito finos que dificultam o acesso dos microrganismos (Ladd et al., 1993; Christensen, 2000; Six et al., 2004; Lutzow et al., 2006; Bachmann et al., 2007). Estes mecanismos ocorrem simultaneamente e em níveis diferentes dependendo do sistema de uso da terra. A maioria dos estudos sobre a estabilização do COS em agregados tende a dividí-los em três

classes de acordo com o tamanho (algumas variações no tamanho das classes): macroagregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ), microagregados (250-53  $\mu\text{m}$ ) e silte+argila (<53  $\mu\text{m}$ ). Nos SAFs, os macroagregados são mais abundantes dentre as classes de agregados e a quantidade dessa fração está associada com o aumento do COS (Gama-Rodrigues et al., 2010; Saha et al., 2010; Gentile et al., 2011). A estabilidade da matéria orgânica no seu interior depende de agentes ligantes presentes no solo, como carboidratos liberados pelas raízes, raízes finas e hifas de fungos (Tisdall e Oades, 1982). Por outro lado, a formação de microagregados está relacionada com a interação entre a superfície dos minerais e ligantes orgânicos, tais como carboidratos de origem vegetal e microbiológica (Verchot et al., 2011).

O efeito ligante da matéria orgânica do solo e as características texturais de cada classe de solo têm efeito direto no mecanismo de proteção física da matéria orgânica (Albecht e Kandji, 2003). Por exemplo, a formação de agregados em solos de textura arenosa é mais dependente da adição contínua de resíduos vegetais, atividade faunística e da presença de compostos orgânicos ligantes que promovem a agregação (Pillon et al., 2000). Por outro lado, solos com textura argilosa, dominados por argilas do tipo 2:1, tendem a seguir a hierarquia de agregados proposta por Tisdall e Oades (1982), em que microagregados são formados por agentes transitórios, e posteriormente se juntam formando macroagregados. Minerais de argilas 2:1 interagem com a matéria orgânica, responsável por formar pontes entre os minerais negativamente carregados (Six et al., 2004). No entanto, em classes de solos em que há o predomínio de óxidos, o mecanismo de formação de agregados não segue a teoria de hierarquização, uma vez que o efeito agregante dos óxidos é maior do que a matéria orgânica (Oades e Waters, 1991; Six et al., 2002; Zotarelli et al., 2007; Gama-Rodrigues et al., 2011; Six et al., 2004). A adsorção de moléculas orgânicas à superfície de minerais do solo vem sendo investigada ao longo do tempo e é considerada um importante mecanismo de estabilização da matéria orgânica do solo (Oades et al., 1989; Christensen, 2000; Lutzow et al., 2006; Inda Júnior et al., 2007). A matéria orgânica é fortemente adsorvida aos minerais do solo e/ou óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, formando complexos organo-minerais que dificultam a decomposição (Christensen, 2000). As ligações podem ocorrer por meio de pontes catiônicas, pontes de hidrogênio, força de Van der Waals, ligações

eletrostáticas, em superfície polarizada dos minerais, as quais causam mudanças conformacionais irreversíveis na estrutura dos compostos que tornam a MO indisponível à ação das enzimas extracelulares (Chenu e Stotzky, 2002). Adicionalmente, os minerais de argila ou óxidos e hidróxidos metálicos podem adsorver enzimas extracelulares, que inibem ou dificultam o processo de degradação do substrato (Demaneche et al., 2001).

Este estudo se baseia na hipótese de que a distribuição do carbono em diferentes classes de agregados ocorre de forma diferente entre os SAFs de cacau, floresta natural e pastagem. Desse modo, o efeito agregante dos compostos orgânicos proporciona a formação em maior quantidade de macroagregados do que microagregados e a fração silte+argila, bem como o carbono associado a estas classes. Para testar a hipótese, os objetivos do trabalho foram: (1) avaliar a distribuição das classes de agregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ; 250-53  $\mu\text{m}$ ; <53  $\mu\text{m}$ ) e o C associado a estas classes, em solos sob diferentes SAFs de cacau, floresta natural e pasto até 1m de profundidade; (2) avaliar o estoque de carbono ocluso nos agregados de solos sob diferentes SAFs de cacau, floresta natural e pasto até 1m de profundidade.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

As amostras de solo foram coletadas na Fazenda Porto Seguro, localizada no Município de Uruçuca, no Sul do Estado da Bahia, Brasil. A região é conhecida pela diversidade funcional de agroecossistemas diversificados, com predomínio de SAFs baseados na cultura do cacau (*Theobroma cacao*). A precipitação pluvial anual nas áreas de estudo é de aproximadamente 1500 mm, bem distribuída sazonalmente, e caracterizada como região de clima tropical úmido. A região tem se diferenciado pela introdução de espécies arbóreas de potencial econômico com objetivo de diversificar a produção. Dentre essas espécies, a seringueira (*Hevea brasiliensis*) é bastante utilizada, pois possibilita o consórcio com culturas

tolerantes ao sombreamento (por exemplo, o cacau) e à exploração da seringueira como ativo comercial na produção do látex.

Os sete sistemas de uso da terra (em torno de 5 ha cada) utilizados neste estudo foram:

Área de pastagem de 30 anos, não fertilizada (PA);

Floresta natural (FN);

Sistema agroflorestal de cacau em floresta raleada conhecido como cacau cabruca, de 35 anos, no espaçamento de 4 x 2 m com densidade de 1250 plantas por hectare (SCA);

Sistema agroflorestal de cacau e eritrina (*Erythrina glauca*) de 35 anos, com cacau no espaçamento de 3 x 3 m e a eritrina em 25 x 25 m, em quincôncio, com densidades de 1111 e 32 plantas por hectare, respectivamente (SEC);

Sistema agroflorestal de cacau e seringueira com espaçamento do cacau (20 anos) de 2,5 x 2,5 m e da seringueira (40 anos) de 5 x 5 m (SCS);

Sistema agroflorestal de cacau e seringueira (4 anos) em substituição a pastagem, implantado em linhas duplas de seringueira de 17 x 3,0 x 2,5 m com densidade de 400 plantas por hectare alternadas por 5 linhas de cacau de 3 x 3 m com densidade de 833 plantas por hectare, com uma linha de glicíndia (*Gliricidia sepium*) nas faixas de plantio de cacau (SCSP);

Sistema agroflorestal de cacau e seringueira (4 anos) em substituição a floresta natural implantada em linhas duplas de seringueira de 15 x 3 x 2,5 m com densidade de 440 plantas por hectare, alternadas por 4 linhas de cacau de 3 x 3 m com densidade de 784 plantas por hectare, com uma linha de glicíndia (*Gliricidia sepium*) nas faixas de plantio de cacau (SCSFN).

Todos os sistemas com cacau foram adubados após 2003 com 220 a 270 g planta<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> com as fórmulas 18-18-18 e 16-24-16 para o cacau e a seringueira. Até a coleta das amostras de solo não foram efetuadas as adubações previstas para o ano de 2011. No período de 1990 a 2002 nenhum sistema foi adubado. O solo foi classificado como Argissolo Amarelo (Santana et al., 2011).

Amostragem do solo e análises

Na parte central de cada sistema de uso da terra foram delimitadas quatro parcelas (30 x 30 m), uniformes (em termos de solo, declividade, histórico do uso da terra, densidade e idade das árvores), separadas entre si por pelo menos 100 m de distância. Em cada parcela, trincheiras (1 x 1 x 1,5 m) foram abertas entre

as linhas das plantas. O solo foi coletado em seis profundidades (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm) e resultou em 24 amostras por sistema de uso da terra, para análises dos atributos químicos e físicos do solo. Para os sistemas SCSFN e SCSP as trincheiras foram abertas entre as faixas de cacau e entre as faixas de seringueira.

Amostras de solo de cada profundidade foram secas ao ar e passadas em peneira de 2 mm e analisadas por granulometria pelo método da pipeta (Tabela 1). Para a determinação da densidade do solo foi utilizado o método do anel volumétrico (Embrapa, 1997).

Tabela 1. Atributos físicos dos solos (frações granulométricas, areia, silte e argila e densidade), até 100 cm, sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau, floresta natural e pastagem no Sul da Bahia, Brasil

Profundidade (cm)	Frações Granulométricas (%) e Densidade do Solo – Ds – (g cm <sup>-3</sup> )	Sistemas						
		PA	FN	SCA	SCE	SCS	SCSP	SCSFN
0-10	<b>areia</b>	38	27	39	21	29	53	61
	<b>silte</b>	17	13	8	13	9	11	8
	<b>argila</b>	45	60	53	66	62	36	31
	<b>Ds</b>	0,98	1,11	1,11	1,05	1,14	1,09	1,10
10-20	<b>areia</b>	36	23	30	17	28	53	53
	<b>silte</b>	19	12	10	12	16	12	9
	<b>argila</b>	45	65	60	71	56	35	38
	<b>Ds</b>	1,06	1,06	1,09	1,10	1,13	1,08	1,08
20-40	<b>areia</b>	28	19	24	14	22	45	43
	<b>silte</b>	17	13	9	11	15	13	10
	<b>argila</b>	55	68	67	75	63	42	47
	<b>Ds</b>	1,06	1,06	1,09	1,10	1,13	1,06	1,02
40-60	<b>areia</b>	25	16	21	13	22	39	37
	<b>silte</b>	15	10	8	9	14	12	11
	<b>argila</b>	60	74	71	78	64	49	52
	<b>Ds</b>	1,00	1,02	1,09	1,07	1,09	1,26	1,43
60-80	<b>areia</b>	25	17	21	13	23	34	35
	<b>silte</b>	14	10	9	13	13	9	13
	<b>argila</b>	61	73	70	64	64	57	52
	<b>Ds</b>	1,01	1,02	1,15	1,08	1,17	1,14	1,14
80-100	<b>areia</b>	26	17	22	23	23	31	34
	<b>silte</b>	13	9	11	12	12	9	9
	<b>argila</b>	61	74	67	65	65	60	57
	<b>Ds</b>	0,99	1,04	1,12	1,01	1,12	1,12	1,14

PA - pastagem; FN - floresta natural; SCA – sistema cabruca; SEC - sistema agroflorestal de eritrina e cacau; SCS - sistema agroflorestal de seringueira e cacau; SCSP - Sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de pastagem; SCSFN - sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de floresta natural.

## Fracionamento em classes de agregados

O fracionamento em classes de agregados consistiu na pesagem de 100g de solo seco, passado em peneira de 2000  $\mu\text{m}$  e submerso em um Becker 500 ml com água destilada. Após cinco minutos, as amostras foram passadas por uma peneira de 250  $\mu\text{m}$  em movimentos repetitivos de cima para baixo em aproximadamente 3 cm, 50 vezes, durante quatro minutos. Toda a fração restante no topo da peneira de 250  $\mu\text{m}$  foi coletada em recipientes de plástico de aproximadamente 400ml. A fração que passou pela peneira (<250  $\mu\text{m}$ ) foi passada em outra de 53  $\mu\text{m}$ , que separou em duas novas frações, pelo mesmo procedimento de peneiramento anterior. Três classes de agregados foram obtidas pelo fracionamento: macroagregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ), microagregados (250-53  $\mu\text{m}$ ) e fração silte+argila (<53  $\mu\text{m}$ ). Todas as frações foram secas em estufa de ar forçado a 60°C, durante 72 horas, e foi calculada a percentagem do peso de cada fração (Elliot, 1986; Gama-Rodrigues et al., 2010). O COT do solo foi determinado por combustão seca em um sistema analisador elementar automatizado Perkin-Elmer Series II 2400 CHNS/O Analyzer. A densidade do solo de cada camada foi usada para calcular a quantidade de COT das frações até 1 m de profundidade, determinada pela fórmula: C estocado na fração ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) = concentração de COT ( $\text{g kg}^{-1}$ ) x  $D_s$  x  $E_{cs}$  x  $P_f$ , em que  $D_s$  = densidade do solo ( $\text{Mg m}^{-3}$ ),  $E_{cs}$  = espessura da camada de solo (cm) e  $P_f$  = Peso da fração (%).

## Sonificação

### Procedimento de calibração da força de sonificação

A técnica de sonificação para rompimento dos agregados do solo foi utilizada por outros autores (Gama-Rodrigues et al., 2010; Sarkhot et al., 2007), com objetivo de quantificar o carbono ocluso nos agregados e avaliar a força necessária para a total quebra dos agregados por energia aplicada ( $\text{J ml}^{-1}$ ). O procedimento de calibração da força de sonificação foi realizado para as frações de 2000-250  $\mu\text{m}$  e 250-53  $\mu\text{m}$ . A energia aplicada (EA) em ambas as frações foi obtida pela equação (Sá e Lima, 2005):



$$EA = P_c \cdot t/V$$

Em que:

EA – Energia aplicada à suspensão em  $J mL^{-1}$ ;

$P_c$  – Potência em watts mostrada no “display” do sonificador;

t – Tempo em segundos de duração da sonificação;

V – Volume da suspensão.

A EA variou entre 0 a  $300 J mL^{-1}$  mantendo-se constante as variáveis tempo (600 s), volume (150 ml), inserção da sonda na suspensão água + agregado (10 mm) e pulso de 60 s ligado e 30 s desligado, para evitar o superaquecimento das amostras, as quais foram mantidas abaixo de  $35^{\circ}C$  (tabela 2). A potência de saída do equipamento (watts) foi obtida pela relação com a amplitude (%) ajustada pela equação  $y = 0,7896x + 17,663$  ( $r^2 = 0,9982$ ), previamente calibrada.

As frações de 2000-250  $\mu m$  e 250-53  $\mu m$  para a calibração da força de sonificação foram obtidas do fracionamento de três amostras de solo da floresta natural (considerada referência na formação de agregados), nas profundidades 0-10, 10-20 e 20-40 cm. As profundidades superficiais foram escolhidas devido ao maior estoque de COT. A análise foi realizada com três repetições para cada EA, as quais foram aumentando progressivamente, em 8 níveis (Figura 1), até que fossem obtidos valores assintóticos. A energia obtida para o máximo rompimento dos agregados foi de aproximadamente  $104 J mL^{-1}$  (Figura 1), tanto para macro quanto microagregados.

Tabela 2. Parâmetros utilizados na sonificação para obtenção da energia aplicada

AMPLITUDE (%)	POTÊNCIA (Watts)	TEMPO (s)	VOLUME (ml)	EA ( $J mL^{-1}$ )
0	0	0	0	0
19,63	2,5	600	150	10
25,55	10	600	150	40
31,48	17,5	600	150	70
38,19	26	600	150	104
49,24	40	600	150	160
61,09	55	600	150	220
76,88	75	600	150	300

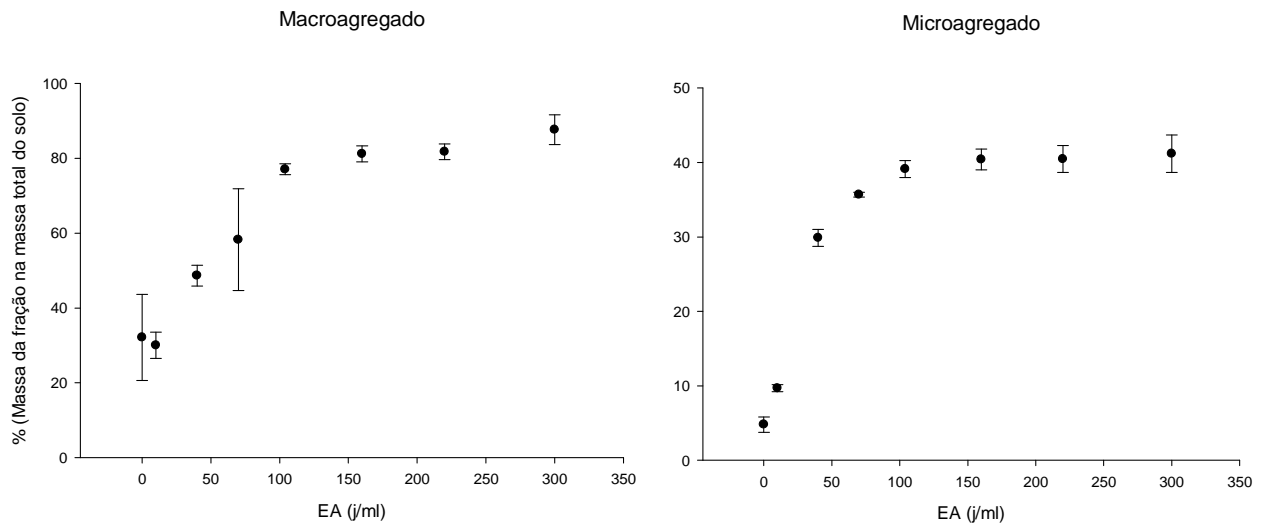


Figura 1. Efeito da energia de sonificação sobre a massa de cada classe de agregado.

### Sonificação das classes de agregados

O procedimento consistiu em pesar 5 g da fração de diâmetro maior (entre 2000-250  $\mu\text{m}$ ) ou 3 g da fração de diâmetro menor (250-53  $\mu\text{m}$ ) que foram submersas em 100 ml de água deionizada em um Becker de 500 ml. As amostras foram sonificadas utilizando a EA obtida na calibração da sonificação, pelo uso de uma amplitude de 38% durante 10 minutos com um Sonificador modelo 500 (Fisher Scientific, Hampton, New Hampshire). Durante a sonificação, a sonda foi inserida em profundidade de 10 mm e a temperatura foi mantida abaixo de 35°C, com o uso de bolsas de gelo. As amostras sonificadas foram passadas pelas mesmas peneiras em que foram obtidas as frações. Assim, após a sonificação, o carbono orgânico que passou pela peneira foi chamado de carbono orgânico do agregado (COA) (Sarkhot et al., 2008; Gama-Rodrigues et al., 2010). O COT ocluso nos agregados foi determinado por combustão seca em um sistema analisador elementar automatizado Perkin-Elmer Series II 2400 CHNS/O Analyze.

### Análise Estatística

Em cada sistema de uso da terra as parcelas foram tratadas como pseudo-repetição como em outros estudos em sistemas agroflorestais de cacau e sistemas florestais (Dechert et al., 2005; Lima et al., 2006a; Isaac et al., 2007;

Dawoe et al., 2010; Gama-Rodrigues et al., 2010; Rita et al., 2013; Fontes et al., 2014). Como cada parcela estava distante entre si por pelo menos 100 m, considerou que aleatoriedade e independência foram asseguradas, validando a análise de variância (ANOVA) (Lima et al., 2006a). Os dados foram analisados pelos programas StatSoft inc. (1974-2009) STATISTICA 8.0 usando o método de agrupamento de médias Scott-Knott em 5% de probabilidade e SIGMAPLOT 11.0 (Systat Software inc.) para construção dos gráficos.

## RESULTADOS

Nas profundidades 0-10 e 10-20 cm, a quantidade de macroagregados foi maior nos solos sob FN, PA e SAF's com idade maior de 20 anos que não diferiram entre si (Tabela 3). Já os sistemas SCSP e SCSFN, recém-implantados, apresentaram quantidade significativamente inferior desta fração. Entretanto, estes dois sistemas recém-implantados apresentaram maior quantidade de microagregados nesta profundidade (Tabela 3). Estas tendências não se repetem nas camadas mais profundas do perfil do solo.

Em todos os sistemas estudados houve diminuição da massa de macroagregados e aumento da massa de microagregados com o aumento da profundidade, sendo que a partir dos 60 cm esta variação é pouco perceptível. A fração silte+argila apresentou ligeiro aumento com a profundidade (Tabela 3). A distribuição das classes de agregados nos solos, considerando apenas os SAFs de cacau com mais de 20 anos de idade, a FN e o PA nos primeiros 20 cm de profundidade, foi de pouco mais de 60% de macroagregados; esta quantidade reduziu para quase 50% até os 40 cm e a partir desta profundidade atingiu 38% (Tabela 3). Os microagregados, por outro lado, apresentaram uma quantidade de aproximadamente 25% nos primeiros 40 cm, aumentando quase o dobro (45%) até os 100 cm de profundidade. Já os SAFs de cacau recém-implantados a distribuição foi: 47% de macroagregados até os 20 cm; 40% até os 40 cm e, a partir desta profundidade até os 100 cm, 33%. A variação de microagregados nestes SAFs foi de 41, 44 e 48% nos primeiros 20 e 40 cm e até 100 cm, respectivamente. A fração silte + argila representou 16% das frações até os

primeiros 40 cm e a partir desta profundidade em torno de 25%, considerando todos os sistemas estudados (Tabela 3). O microagregado foi a única fração altamente correlacionada com o teor de argila em todos os sistemas, com exceção do SC35 (Figura 2).

Tabela 3. Distribuição em profundidade das classes de agregados de solos sob diferentes sistemas agroflorestais de cacau, floresta natural e pastagem no Sul da Bahia, Brasil

Profundidade (cm)	Fração ( $\mu\text{m}$ )	Massa das frações (%)						
		PA	FN	SCA	SCE	SCS	SCSP	SCSFN
0-10	2000-250	63,3a	64,4a	64,7a	63,8a	65,5a	45,8b	51,9b
	250-53	21,9b	22,0b	23,3b	21,9b	24,7b	41,5a	37,1a
	>53	12,9ns	10,9ns	10,8ns	10,2ns	7,0ns	11,1ns	9,6ns
10-20	2000-250	59,8a	60,8a	57,6a	61,6a	54,9a	42,2b	47,0b
	250-53	23,9c	25,3c	28,9b	22,3c	32,7b	43,2a	41,1a
	>53	14,5a	11,9b	11,7b	10,0b	9,7b	13,6a	10,6b
20-40	2000-250	39,4d	56,0a	49,8b	54,8a	47,5b	35,7d	44,4c
	250-53	41,2a	28,8c	36,1b	27,4c	38,1b	45,1a	41,8a
	>53	17,5a	14,0b	12,8b	12,8b	12,2b	17,5a	12,7b
40-60	2000-250	32,3b	45,0a	44,5a	39,9a	39,9a	32,3b	37,8a
	250-53	48,6a	37,5b	39,6b	36,4b	42,8b	47,4a	47,9a
	>53	17,6a	15,2b	14,3b	19,8a	15,8b	18,5a	12,6b
60-80	2000-250	25,8c	39,2a	40,2a	33,4b	27,3c	30,5c	34,0b
	250-53	53,2a	42,0c	44,1c	40,3c	51,2a	48,1b	49,5b
	>53	18,5a	17,3a	14,2b	21,6a	20,0a	19,1a	14,3b
80-100	2000-250	24,1b	39,9a	38,2a	34,7a	27,0b	29,2b	36,2a
	250-53	55,0a	41,6c	45,8b	39,3c	52,0a	47,7b	47,6b
	>53	19,1a	17,3b	14,4b	22,1a	19,3a	21,3a	14,7b

PA - pastagem; FN - floresta natural; SCA - sistema cabruca; SEC - sistema agroflorestal de eritrina e cacau; SCS - sistema agroflorestal de seringueira e cacau; SCSP - Sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de pastagem; SCSFN - sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de floresta natural. Letras iguais na linha não diferem significativamente pelo teste scott knott em 5% de probabilidade.

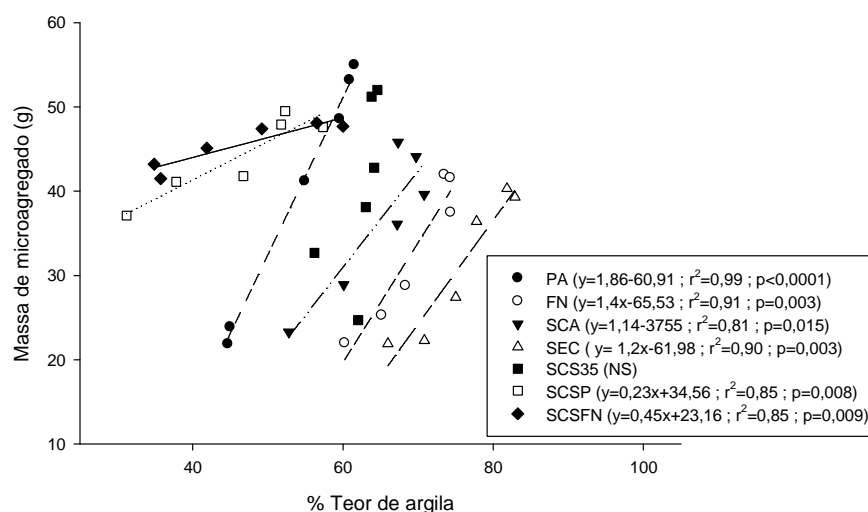


Figura 2. Correlação entre os teores de argila e as massas de microagregados em diferentes sistemas de uso da terra no Sul da Bahia, Brasil.

Similarmente aos resultados da massa de agregados, o estoque de COT nos macroagregados diminuiu e nos microagregados aumentou com o aumento da profundidade (Figura 3). O estoque de COT dos macroagregados nos primeiros 10 cm foi em torno de 25 Mg ha<sup>-1</sup>, a partir desta profundidade reduziu para quase 16 Mg C ha<sup>-1</sup> até os 60 cm; a partir desta profundidade chegou a uma média de 8 Mg C ha<sup>-1</sup>. Por outro lado, o estoque de C nos microagregados foi de aproximadamente 8 Mg C ha<sup>-1</sup> nos primeiros 20 cm, aumentando para em torno de 12 Mg C ha<sup>-1</sup> a partir desta profundidade. A fração silte+argila pouco variou entre as profundidades e apresentou um valor médio de 5 Mg C ha<sup>-1</sup> (Figura 3).

O estoque de COT nos macroagregados, na profundidade acima de 20 cm, foi significativamente superior e similar entre si na PA, FN e em todos os SAF's acima de 20 anos de idade. Por outro lado, os sistemas SCSP e SCSFN, nesta mesma profundidade, apresentaram estoques de COT significativamente inferiores nesta fração. Enquanto na profundidade 0-10 cm SCSP e SCSFN foram significativamente iguais entre si, na profundidade 10-20 cm SCSFN apresentou maior estoque que SCSP (Figura 3). O maior estoque de COT em microagregados, na profundidade 0-10 cm, foi obtido nos sistemas recém-implantados, SCSP e SCSFN. Nas profundidades de 10-20 e 40-60 cm não houve diferença significativa entre os sistemas (Figura 3).

As variações ocorridas entre os sistemas estudados no estoque de COT, tanto nos macroagregados quanto nos microagregados não apresentaram tendência definida abaixo dos 20 cm de profundidade. Pôde-se observar, apenas, que tanto SCS quanto PA tenderam a apresentar maior estoque de COT nos microagregados ao longo do perfil (Figura 3).

Na fração silte+argila, não foram observadas diferenças estatísticas no estoque de COT nas camadas profundidades 0-10 cm, 20-40 cm e 40-60 cm. Nas demais profundidades foram observadas diferenças, mas sem uma tendência definida de variação. Enquanto na profundidade de 10-20 cm, PA apresentou maior estoque, na profundidade de 60-80 cm SCE e SCS apresentaram valores significativamente superiores; na última profundidade estes sistemas e a PA apresentaram maiores estoques nesta fração (Tabela 3).

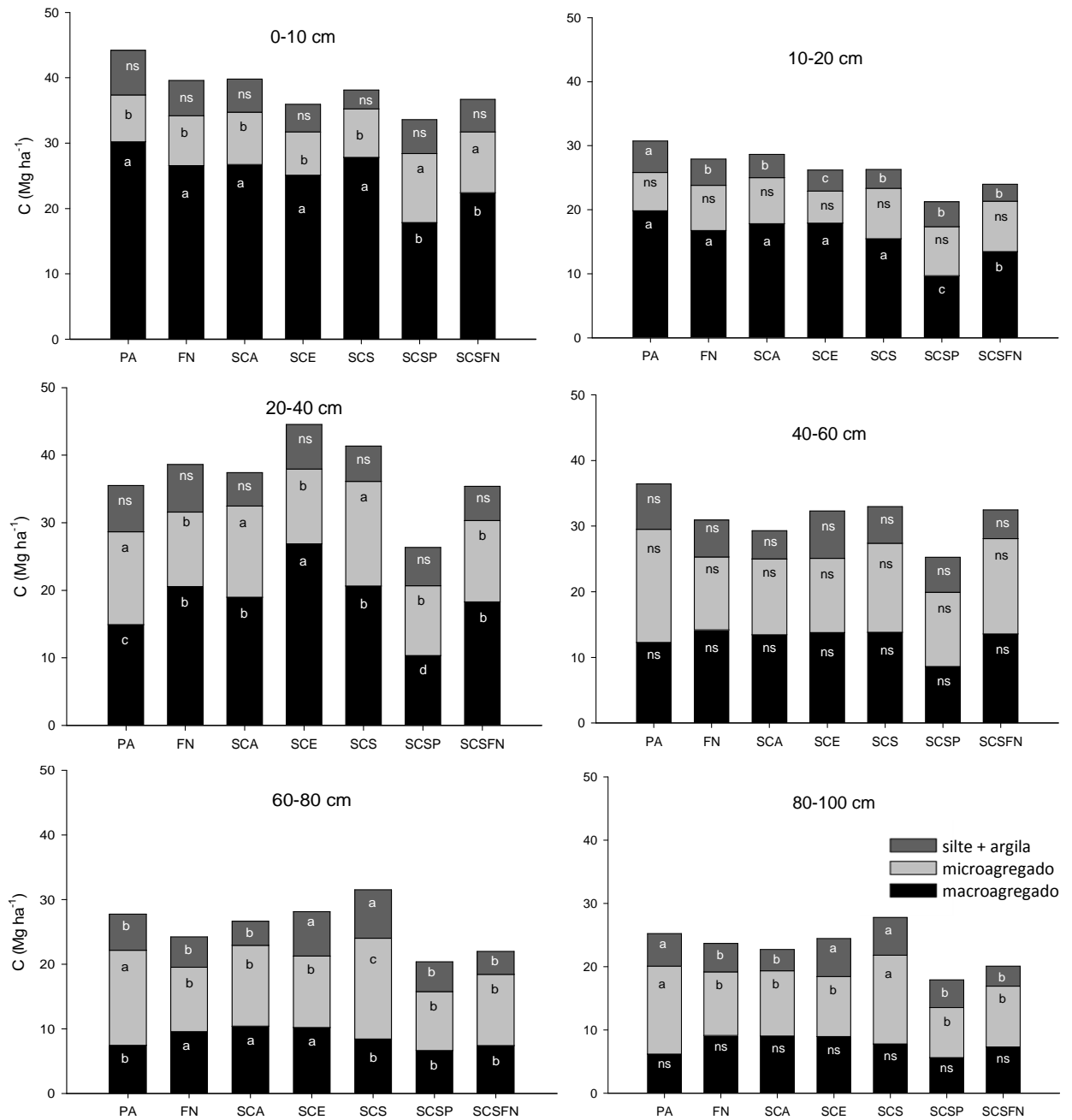


Figura 3. Distribuição em profundidade do estoque de C das classes de agregados nos diferentes sistemas de uso da terra no Sul da Bahia, Brasil. PA - pastagem; FN - floresta natural; SCA - sistema cabruca; SCE - sistema agroflorestal de eritrina e cacau; SCS - sistema agroflorestal de seringueira e cacau; SCSP - Sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de pastagem; SCSFN - sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de floresta natural. Letras iguais na linha não diferem significativamente pelo teste scott knott em 5% de probabilidade.

O estoque de C ocluído nos macroagregados diminuiu com a profundidade em todos os SAFs de cacau (Tabela 4). Além disso, a quantidade de C ocluído nos primeiros 20 cm de profundidade nos SAFs com mais de 20 anos foi, em geral, mais que o dobro do ocluído estocado nos SAFs recém-implantados. Por outro

lado, nos microagregados, o estoque de C ocluso aumentou com a profundidade do perfil, principalmente nos SAFs mais antigos. No SCSP e SCSFN, com 4 anos de idade, o estoque do C ocluso no microagregado pouco variou no perfil do solo (Tabela 4).

De modo geral, 70% do COT armazenado nos macroagregados encontra-se ocluso nesta fração dos solos sob SAFs de cacau acima de 20 anos de idade. Nos SAFs recém-implantados, SCSP e SCSFN, este percentual decresce para 54% em todo perfil. Nos microagregados, 81% do C estocado nesta fração encontra-se ocluso (Tabela 4).

No que se refere à contribuição do C ocluso nos agregados no COT acumulado no solo observou-se que nos SAFs de cacau acima de 20 anos de idade, no pasto e na floresta natural, 49, 35 e 24% do COT estocado no solo está ocluso nos macroagregados nas profundidades de 0-20, 20-60 e abaixo de 60 cm, respectivamente. Enquanto que nos microagregados a tendência foi inversa, ou seja, 18, 31 e 39% do COT do solo encontra-se ocluso nestas mesmas profundidades (Tabela 4). No SCSP 20% do COT encontra-se ocluso nos macroagregados nos primeiros 20 cm do solo, decrescendo em quase a metade até os 100 cm. Já no SCSFN em torno de 20% do COT do solo estava C ocluso no macroagregado até os 100 cm de profundidade. Nos microagregados, 20% e 26% no SCSP e 17 e 38% no SCSFN, do COT do solo, encontrava-se ocluso nos primeiros 40 cm e abaixo deste, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4. Carbono orgânico total ocluso no interior de agregados, na camada 0-100 cm, sob diferentes sistemas de uso da terra no Sul da Bahia, Brasil

Estoque de C (Ma ha <sup>-1</sup> )	Profundidade (cm)	PA	FN	SCA	SCE	SCS	SCSP	SCSFN	PA	FN	SCA	SCE	SCS	SCSP	SCSFN
		-----MACROAGREGADO-----								-----MICROAGREGADO-----					
Média do COA	0-10	22,98	18,87	18,05	22,09	19,79	9,17	12,29	6,25	6,40	5,57	5,98	5,98	8,68	7,13
	10-20	17,10	11,48	10,83	14,54	9,07	4,99	5,37	4,96	6,56	5,99	5,23	5,23	6,25	6,06
	20-40	11,34	15,52	16,35	15,96	13,63	5,63	14,25	10,81	10,56	11,51	9,56	9,56	8,90	8,62
	40-60	8,54	9,15	10,92	12,71	8,87	3,90	6,56	12,45	10,13	10,05	10,21	10,21	7,62	9,46
	60-80	4,04	5,25	8,27	7,93	5,02	3,05	5,37	10,16	8,89	10,06	9,76	9,76	6,76	9,96
	80-100	3,67	6,90	6,72	6,78	2,91	2,87	5,55	13,79	7,96	8,73	7,84	7,84	6,63	9,33
Média do COT na Fração	0-10	30,21	26,53	26,73	25,09	27,79	17,84	22,40	7,14	7,64	7,99	6,59	6,59	10,56	9,29
	10-20	19,84	16,75	17,82	17,91	15,44	9,70	13,46	5,96	7,05	7,17	6,63	6,63	7,62	7,86
	20-40	14,91	20,54	18,98	26,86	20,62	10,31	18,29	13,7	11,03	13,47	11,08	11,08	10,34	12,01
	40-60	12,27	14,18	13,42	13,75	13,83	8,59	23,34	17,22	11,13	11,57	11,30	11,30	11,28	17,44
	60-80	7,43	9,58	10,41	10,21	8,39	6,65	7,32	14,72	9,93	12,51	11,03	11,03	9,10	12,37
	80-100	6,20	9,12	9,04	8,97	7,77	5,64	7,66	13,85	10,03	10,30	9,47	9,47	7,922	10,01
% do COA em relação ao COT da classe de agregados	0-10	76	71	67	88	71	51	54	87	83	69	90	90	82	76
	10-20	86	68	60	81	58	51	39	83	93	83	78	78	82	77
	20-40	76	75	86	59	66	54	77	78	95	85	86	86	86	71
	40-60	69	64	81	92	64	45	28	72	91	86	90	90	67	54
	60-80	54	54	79	77	59	45	73	69	89	80	88	88	74	80
	80-100	59	75	74	75	37	50	72	99	79	84	82	82	83	93
% do COA em relação ao COT do solo	0-10	47	47	47	64	65	20	21	12	16	14	17	17	19	12
	10-20	45	41	36	56	34	14	14	13	23	20	20	20	18	16
	20-40	27	37	46	39	35	13	34	26	25	32	23	23	21	20
	40-60	26	30	39	42	27	12	23	38	33	36	34	34	23	33
	60-80	15	21	35	33	18	12	22	38	36	43	41	41	27	41
	80-100	14	32	27	32	11	11	24	55	37	36	37	37	26	40

COA – Carbono ocluso no agregado; PA - pastagem; FN - floresta natural; SCA – sistema cabruca; SEC - sistema agroflorestal de eritrina e cacau; SCS - sistema agroflorestal de seringueira e cacau; SCSP - Sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de pastagem; SCSFN - sistema agroflorestal de seringueira e cacau em substituição a uma área de floresta natural.



## DISCUSSÃO

Os SAFs recém-implantados, SCSP e SCSFN apresentaram menores quantidades de macroagregados e de COT nesta classe até os 20 cm de profundidade (Tabela 4 e Figura 3). Os macroagregados, após o revolvimento do solo, uma aração e duas gradagens, no momento de implantação destes sistemas (Marques et al., 2012), foram rompidos causando a redução na quantidade dos mesmos e do C armazenado nesta fração nos primeiros 20 cm do solo. Os macroagregados são a fração mais ativa dentre os agregados e sua estabilidade é controlada por formas orgânicas temporárias que dependem tanto do cultivo do solo (Six et al., 2000) quanto do aporte de resíduos vegetais (Six et al., 2002; Ashagrie et al., 2007). Após a conversão, os agentes ligantes temporários (raízes finas e hifas de fungos), responsáveis pela formação de macroagregados, sofrem “turnover” no solo, o que diminui a capacidade de formação e renovação dos macroagregados no solo (Six et al. 2000). De acordo com Plante et al. (2002), agregados de 2000-1000  $\mu\text{m}$  possuem tempo médio de residência no solo entre 4 a 8 dias. Isso indica que a discrepância entre a produção de resíduos dos sistemas jovens de cacau e seringueira e a taxa de “turnover” dos macroagregados formados antes da implantação dos SAFs favoreceu a diminuição dessa fração após a conversão.

O rompimento de macroagregados nos sistemas recém-implantados (SCSP e SCSFN), conseqüentemente, favoreceu de forma indireta o aumento da massa de microagregados nos primeiros 20 cm de solo. O aumento da massa de microagregados devido ao rompimento de macroagregados está de acordo com o postulado de formação de microagregados dentro de macroagregados proposto por Oades 1984, testado por Oades e Waters (1991) por meio da energia de dispersão aplicada no solo. Os autores mostraram que macroagregados são gradualmente quebrados em microagregados antes que se dissociem em partículas primárias.

De modo geral, macroagregados são formados por agentes ligantes não persistentes que podem ser decompostos em fragmentos. Estes fragmentos se juntam com mucilagem proveniente da decomposição e partículas minerais, resultando na formação de microagregados dentro de macroagregados (Six et al.,

2004). Portanto, o rompimento dos macroagregados pelo revolvimento do solo durante a conversão aumenta a quantidade de microagregados livres, como ocorreu nas profundidades 0-10 e 10-20 cm do solo no SCSP e SCSFN. Os demais sistemas estudados, os quais não utilizaram o revolvimento do solo (pelo menos nos últimos 20 anos) apresentam “turnover” macroagregados mais lento. De acordo com Six et al. (2004), sistemas que não utilizam o revolvimento do solo podem apresentar turnover 1,5 vezes mais lento do que sistemas que utilizam essa prática, devido ao aumento da macroagregação e à diminuição da quebra dos macroagregados, levando a estabilização do C dentro de microagregados.

Ao contrário dos macroagregados, os microagregados apresentaram aumento da massa com o aumento da profundidade e foram altamente correlacionados com o teor de argila (Figura 2), o que sugere que a argila seria o principal agente ligante responsável pela estabilização desta fração nestes solos. Alguns autores reportam que o teor de argila e microagregados estão correlacionados (Kölbl e Kögel-Knauer, 2004; Six et al., 2004; Boix-Fayos et al., 2001; Christensen, 2000). Deneff et al. (2004) argumentam que a fração mineral de microagregados dentro de macroagregados foi o maior agente de estabilização de C no solo em plantio sem revolvimento comparado com o manejo convencional e que em solos dominados por argilas 1:1 são menos afetados pela perda de matéria orgânica comparados a solos com argila 2:1, devido à presença de óxidos metálicos.

O carbono do solo sob SAFs de cacau é proveniente da serapilheira e da contribuição de raízes no solo (Gama-Rodrigues e Cadma-Zevallos, 1991; Fontes et al., 2014) que promovem a formação de macroagregados (Gama-Rodrigues et al., 2011). Grandes quantidades de C são estocadas no solo pela contribuição de raízes finas nas camadas superficiais do solo (0-15 cm) e raízes grossas nas camadas mais profundas até 100 cm (Gama-Rodrigues e Cadma-Zevallos, 1991). Somarriba et al. (2013), estudando SAFs de cacau em países da América Central encontraram estoque de raízes finas variando de 1,3 a 3,8 Mg ha<sup>-1</sup> e de raízes grossas variando de 6,6 a 13,4 Mg ha<sup>-1</sup> em média de estoque de C no solo de 51 Mg ha<sup>-1</sup>. Estudando o estoque de C em 0-100 cm, Gama-Rodrigues et al. (2010) encontraram teor de C em macroagregados na ordem de 27,90 g kg<sup>-1</sup> e 26,42 g kg<sup>-1</sup> na camada 60-100 cm (média de 67,5 % de C ocluso) nos sistemas eritrina com cacau e sistema cabruca no Sul da Bahia, respectivamente, provavelmente

influenciados pela contribuição das raízes tanto do cacau quanto das árvores de sombra. A menor densidade do solo encontrada nas camadas mais profundas do Latossolo vermelho-amarelo em Gama-Rodrigues et al. (2010) pode diminuir a resistência à penetração de raízes (dados não reportados no trabalho), uma vez que estes indicadores de qualidade do solo estão correlacionados (Vyn e Raimbault, 1993). Em contraste, os Argissolos no presente trabalho, são caracterizados pelo horizonte B textural com alto teor de argila, principalmente nas camadas mais profundas (Chepote et al., 2012), que pode limitar o crescimento radicular pela presença de concreções devido a fenômenos de coesão mais intensos (Daniells, 2012; Lima et al. 2006b), resultando em menor contribuição de raízes para o estoque de C nos macroagregados.

A média de 28% de COT ocluso nessa fração em relação ao COT do solo, em todos os sistemas estudados provavelmente foi influenciada pela textura argilosa em todas as profundidades. O aumento do estoque de C ocluso em relação ao COT do solo, no perfil do solo, seguiu o aumento do teor de argila, igualmente à massa de microagregados. Considerando as diferenças de manejos dos sistemas (estoque de C e massa de agregados), estes resultados podem indicar que um fator foi preponderante na formação e oclusão do COT em microagregados. O teor e tipo de argila possuem influência indireta na proteção do COT do solo, pois exercem papel importante na microagregação. Em revisão sobre a estabilização do C em agregados, Six et al. (2002) reportaram que diversos mecanismos de agregação são influenciados por diferentes tipos de argila. Por exemplo, minerais de argilas do tipo 2:1, como a montmorilonita e vermiculita, que possuem maior CTC e superfície específica, possuem maior potencial ligante do que minerais de argila com menor CTC e menor superfície específica como a illita. Os autores hipotetizaram que a máxima capacidade de proteção física de C é influenciada pela máxima microagregação, a qual é determinada pelo conteúdo de argila e tipo de argila. Nenhuma caracterização referente ao tipo de argila foi realizada neste estudo. No entanto, Chepote et al. (2012) reportaram, em Argissolo Vermelho-Amarelo de municípios próximos ao local de coleta deste estudo, B textural com elevado teor de argila e silte e que este horizonte pode alcançar 50 a 100 cm de profundidade. Adicionalmente, os autores verificaram a ocorrência de goetita; óxidos de ferro, que funcionam como agentes ligantes na estabilização de agregados. Outros trabalhos são sugeridos

como objetivo de identificar quais mecanismos os minerais de argila exercem sobre os agregados (principalmente microagregados) afim de estabilização do C nestes solos.

Alguns trabalhos têm reportado a capacidade dos SAFs de cacau no Sul da Bahia de acumulação do C no solo na forma lábil (Barreto et al., (2011), e ocluso em diferentes classes de agregados, principalmente em macroagregados (Rita et al., 2011; Gama-Rodrigues et al., 2010). Neste estudo, SAFs de cacau também apresentaram forte acumulação de C em macroagregados. No entanto, o C ocluso em macroagregados foi menor em sistemas mais jovens (SCSFN) em comparação aos sistemas mais antigos (SCE, SCS, SCA, PA e FN) nas camadas superficiais. Estes resultados demonstram a importância da manutenção de sistemas de produção que utilizem práticas de manejo conservacionistas e que diminuam o revolvimento do solo, conseqüentemente as perdas de C devido à quebra de agregados estáveis (Albrecht e Kandj al., 2003). O estoque de C no interior de agregados estáveis é potencializado pela manutenção dos SAFs de cacau e pode ser utilizada como forma de sequestro de C.

## RESUMO E CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho indicam maior quantidade de agregados na classe de 2000-250  $\mu\text{m}$  seguindo da classe de 250-53  $\mu\text{m}$  e silte+argila nas camadas superficiais. No estoque de COT em 0-100 cm, 49, 35 e 24% do COT estocado no solo está ocluso nos macroagregados nas profundidades de 0-20, 20-60 e abaixo de 60 cm, respectivamente. Enquanto que nos microagregados a tendência foi inversa, ou seja, 18, 31 e 39% do COT do solo encontra-se ocluso nestas mesmas profundidades. Os resultados deste trabalho mostram que macroagregados podem sofrer “turnover” após a conversão de pastagem e floresta natural em SAFs de cacau, como observado nos sistemas mais jovens. Microagregados, por sua vez, compõem uma fração mais estável, menos afetada pelo manejo do solo e correlacionada com o aumento no teor de argila do solo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albrecht, A., Kandji, S.T (2003) Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99:15–27.
- Arias, D., Calvo-Alvarado, J., Richter, D.B., Dohrenbusch, A. (2011) Productivity, aboveground biomass, nutrient uptake and carbon content in fast-growing tree plantations of native and introduced species in the Southern Region of Costa Rica. *Biomass and Bioenergy*, 35:1779-1788.
- Ashagrie, Y., Zech, W., Guggenberger, G., Mamo, T. (2007) Soil aggregation, and total and particulate organic matter following conversion of native forests to continuous cultivation in Ethiopia. *Soil and Tillage Research*, 94:101-108.
- Bachmann, J., Guggenberger, G., Baumgartl, T., Ellerbrock, R.H., Urbanek, E., Goebel, M.O., Kaiser, K., Horn, R., Fischer, W.R. (2008) Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171:14-26.
- Boix-Fayos, C.A., Calvo-Cases, A.C., Imeson, A.C., Soriano-Soto, M.D. (2001) Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena*, 44:47–67.
- Chenu, C., Stotzky, G. (2002) Interactions between Microorganisms and Soil Particles: An Overview. In: Huang, P.M., Bollag, J.M., Senesi, N. (Eds) *Interactions between Soil Particles and Microorganisms*. John Wiley and Sons, p. 3-40.
- Chepote, R.E., Santana, S.O., Araújo, Q.R., Sodr e, G.A., Reis, E.L., Pacheco, R.G., Marrocos, P.C.L., Ser odio, M.H.C.F., Valle, R.R. (2012) *Aptid o Agr cola e fertilidade de solos para a cultura do cacauero*. In: VALLE, R. R. M. *Ci ncia, tecnologia e manejo do cacauero*. Bras lia. 67-113 p.
- Christensen, B.T. (2000) *Organic matter in soil – structure, function and turnover*. Tjele: DIAS Report N. 30, Plant Production, 95p.
- Daniells, I.G. (2012). Hardsetting soils: a review. *Soil Research*, 50:349–359.
- Dawoe, E.K., Issac, M.E., Quashie-Sam, J (2010) Litterfall and litter nutrient dynamics under cocoa ecosystems in lowland humid Ghana. *Plant and Soil*, 330:55-64.

- Dechert, G., Veldkamp, E., Brumme, R. (2005) Are partial nutrient balances suitable to evaluate nutrient sustainability of land use systems? Results from a case study in Central Sulawesi, Indonesia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72:201–212.
- Demaneche, S., Kay, E., Gourbiere, F., Simonet, P. (2001) Natural transformation of *Pseudomonas fluorescens* and *Agrobacterium tumefaciens* in soil. *Applied Environmental Microbiology*, 67: 2617–2621.
- Denef, K., Six, J., Merckx, R., Paustian, K. (2004) Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 68:1935–1944.
- Elliot, E.T. (1986) Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*. 50:627–633.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (1997). *Manual de métodos de análises de solo*. 2.ed. Rio de Janeiro.
- Fontes, A., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., Costa, M.G., Machado, R.C.R. (2014) Nutrient stocks in litterfall and litter in cocoa agroforests in Brazil. *Plant and Soil*, 383: 313-335.
- Gama-rodrigues, A.C., Cadima-Zevallos, A. (1991) Efectos de fertilización sobre sistema radicular de cacao en suelos de "tabuleiros" del sur de Bahia, Brasil. *Turrialba*, 41:135-141.
- Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Nair, P.K.R. (2011) Soil carbon sequestration in cacao agroforestry systems: a case study from Bahia, Brazil. In: Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems. *Advances in Agroforestry*, 8:85-99.
- Gama-Rodrigues, E.F., Nair, P.K.R., Nair, V.D., Gama-Rodrigues, A.C., Baligar, V., Machado, R.C.R. (2010) Carbon storage in soil size fractions under two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Environmental Management*, 45:274–283.
- Gentile, R., Vanlauwe, B., Six, J. (2011) Litter quality impacts short- but not long-term soil carbon dynamics in soil aggregate fractions. *Ecological Applications*, 21:695-703.

- Inda Junior, A.V., Bayer, C., Conceição, P.C., Boeni, M., Salton, J.C., Tonin, A.T. (2007) Variáveis relacionadas à estabilidade de complexos organo-minerais em solos tropicais e subtropicais brasileiros. *Ciência Rural*, 37:1301-1307.
- Isaac, M.E., Timmer, V.R., Quashie-Sam, S.J. (2007) Shade tree effects in an 8-year-old cocoa agroforestry system: biomass and nutrient diagnosis of *Theobroma cacao* by vector analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78:155-165.
- Kölbl, A., Kögel-Knabner, I. (2004) Content and composition of free and occluded particulate organic matter in a differently textured arable Cambisol as revealed by solid-state <sup>13</sup>C NMR spectroscopy. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 167:45–53.
- Ladd, J.N., Foster, R.C., Skjemstad, J.O. (1993) Soil structure: Carbon and nitrogen metabolism. *Geoderma*, 56:401-434.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123:1–22.
- Lima, A.M.N., Silva, I.R., Neves, J.C.L., Novais, R.F., Barros, N.F., Mendonça, E.S., Smyth, T.J., Moreira, M.S., Leite, F.P. (2006a) Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in Southeastern Brazil. *Forest Ecology Management*, 235:219-231.
- Lima, H.V., Silva, A.P., Santos, M.C., Coopera, M., Romeroc, R.E. (2006b) Micromorphology and image analysis of a hardsetting Ultisol (Argissolo) in the state of Ceará (Brazil). *Geoderma*, 132:416–426.
- Lützw, M.V., Koegel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. (2006) Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions: A review. *European Journal of Soil Science*, 57:426-445.
- Marques, J.R.B., Monteiro, W. R., Lopes, U. V., Valle, R. R. M. (2012) O cultivo do cacauero em sistemas agroflorestais com a seringueira. In: *Ciência, Tecnologia e Manejo do Cacauero*. 2ª Ed, Brasília-DF. 688p.
- Montagnini, F., Nair, P.K.R. (2004) Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61:281-295.
- Mutuo, P.K., Cadisch, G., Albrecht, A., Palm, C.A., Verchot, L. (2005) Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas

- emissions from soils in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71:43–54.
- Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M., Showalter, J.M. (2010). Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in Agronomy*, 108: 237 – 307.
- Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M., Haile, S.G. (2009) Soil carbon sequestration in tropical agroforestry systems: A feasibility appraisal. *Environmental Science and Policy*, 12:1099-1111.
- Norgrove, L., Hauser, S. (2013) Carbon stocks in shaded *Theobroma cacao* farms and adjacent secondary forests of similar age in Cameroon. *Tropical Ecology*, 54:15-22.
- Oades, J.M. (1984) Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76:319-337.
- Oades, J.M., Gillman, G.P., Uehara, G. (1989) *Interactions of soil organic matter and variable-change clays*. In: Coleman, D.C. (ed). Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems, p.69-96.
- Oades, J.M., Waters, A.G. (1991) Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research*, 29:815-828.
- Oelbermann, M., Voroney, R.P. (2007) Carbon and nitrogen in a temperate agroforestry system: using stable isotopes as a tool to understand soil dynamics. *Ecological Engineering*, 29:342–349.
- Oelbermann, M., Voroney, R.P., Gordon, A.M., Kass, D.C.L., Schlönvoigt, A.M., Thevathasan, N.V. (2006) Carbon input, soil carbon pools, turnover and residue stabilization efficiency in tropical and temperate agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 68:27–36.
- Pillon, C.N. (2000) *Alterações no conteúdo e qualidade da matéria orgânica do solo induzidas por sistemas de cultura em plantio direto*. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Porto Alegre – RS, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, 232f.
- Plante, A.F., Feng, Y., McGill, W.B., (2002) A modeling approach to quantifying soil macroaggregate dynamics. *Canadian Journal of Soil Science*, 82:181–190.



- Rillig, M.C., Wright, S.F., Shaw, M.R., Field, C.B. (2002). Artificial climate warming positively affects arbuscular mycorrhizae but decreases soil aggregate water stability in an annual grassland. *Oikos*, 97: 52-58.
- Rita, J.C.O., Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Polidoro, J.A.C., Machado, R.C. (2011) C e N contents in density fraction of whole soil and soil size fraction under cacao agroforest system and natural forests in Bahia, Brazil. *Environment Management*, 48:134-141.
- Sá, M.A.C. (2005) *Energia ultra-sônica: uma ferramenta em ciência do solo*. Embrapa Cerrados: Documentos 139, 29p.
- Sá, M.A.C., Lima, J.M. (2005) *Energia ultra-sônica: uma ferramenta em ciência do solo*. Embrapa Cerrados: Documentos 139, 29p.
- Saha, S.K., Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M. (2010). Carbon storage in relation to soil size fractions under some tropical tree-based land-use systems. *Plant and Soil*, 328: 433 - 446.
- Santana, S.O., Mota, J.R., Araújo, Q.R., Mendonça, J.R., Faria Filho, A.F. (2011) *Atualização da classificação de solos da região Sudeste da Bahia, Brasil*. CEPLAC/CEPEC. Ilhéus, Bahia. 98p.
- Sarkhot, D.V., Comerford, N.B., Jokela, E.J., Reeves, J.B., Harris, W.G. (2007) Soil aggregation and aggregate carbon in a forested southeastern Coastal Plain Spodosol. *Soil Science Society of America Journal*, 71:1779–1787.
- Sarkhot, D.V., Jokela, E.J., Comerford, N.B. (2008) Surface soil carbon size–density fractions altered by loblolly pine families and forest management intensity for a Spodosol in the southeastern US. *Plant and Soil*, 307:99–111.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K. (2000) Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32:2099-2103.
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Sá, J.C.M., Albrecht, A. (2002) Soil carbon matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: Effects of no-tillage. *Agronomie*, 22:755-775.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K. (2004) A History of research on the link between (micro) aggregates, soil biota and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79:7-31.
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B.A. (1996) Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74:65-105.

- Somarriba, E., Cerda, R., Orozco, L., Cifuentes, M., Dávila, H., Espin, T., Mavisoy, H., Avila, G., Alvarado, E., Poveda, V., Astorga, C., Say, E., Deheuveld, O. (2013) Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 173:46-57.
- Takimoto, A., Nair, P.K.R., Nair, V.D. (2008) Carbon stock and sequestration potential of traditional and improved agroforestry systems in the West African Sahel. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125:159–166.
- Tisdall, J.M., Oades, L.M. (1982) Organic matter and water-stable aggregates in soil. *Journal of Soil Science*, 33:141-163.
- Verchot, L.V., Dutaur, L., Shepherd, K.D., Albrecht, A. (2011) Organic matter stabilization in soil aggregates: understanding the biogeochemical mechanisms that determine the fate of carbon inputs in soils. *Geoderma*, 161:182-193.
- Vyn, T.J., Raimbault, B.A. (1993) Long-term effect of five systems on corn response and soil structure. *Agronomy Journal*, 85:1074-1079.
- Zotarelli, L., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., Six, J. (2007) Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two oxisols. *Soil and Tillage Research*, 95:196-206.

#### 4. RESUMO E CONCLUSÕES

Os trabalhos contidos nesta tese apresentam o potencial de estoque de C no solo dos SAFs de cacau, similar ou até superior à floresta natural. Maior estoque de C do solo dos SAFs foi encontrado nas camadas superficiais em comparação às camadas mais profundas do solo, provavelmente pela forte contribuição das raízes finas e adição de resíduos. Em quatro anos após a conversão de pastagens em SAFs seringueira cacau, as linhas do cacau e da seringueira proporcionam a substituição do C-C<sub>4</sub> da PA no solo.

Os resultados deste trabalho indicam maior quantidade de agregados na classe de 2000-250 µm seguido da classe de 250-53 µm e silte+argila nas camadas superficiais. No estoque de COT em 0-100 cm, 49, 35 e 24% do COT estocado no solo está ocluso nos macroagregados nas profundidades de 0-20, 20-60 e abaixo de 60 cm, respectivamente. Enquanto que nos microagregados a tendência foi inversa, ou seja, 18, 31 e 39% do COT do solo encontra-se ocluso nestas mesmas profundidades. Os resultados deste trabalho mostram que macroagregados podem sofrer “turnover” após a conversão de pastagem e floresta natural em SAFs de cacau, como observado nos sistemas mais jovens. Microagregados, por sua vez, compõem uma fração mais estável, menos afetada pelo manejo do solo e correlacionada com o aumento no teor de argila do solo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albrecht, A., Kandji, S.T (2003) Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99:15–27.
- Alcantara Neto, F., Leite, L.F.C., Arnhold, E., Maciel, G.A., Carneiro, R.F.V. (2011) Compartimentos de carbono em latossolo vermelho sob cultivo de eucalipto e fitofisionomias de cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 35:849-856.
- Alvim, R., Nair, P.K.R. (1986) Combination of cacao with other plantation crops — an agroforestry system in southeast Bahia, Brazil. *Agroforestry Systems*, 4:3-15.
- Arias, D., Calvo-Alvarado, J., Richter, D.B., Dohrenbusch, A. (2011) Productivity, aboveground biomass, nutrient uptake and carbon content in fast-growing tree plantations of native and introduced species in the Southern Region of Costa Rica. *Biomass and Bioenergy*, 35:1779-1788.
- Ashagrie, Y., Zech, W., Guggenberger, G., Mamo, T. (2007) Soil aggregation, and total and particulate organic matter following conversion of native forests to continuous cultivation in Ethiopia. *Soil and Tillage Research*, 94:101-108.
- Bachmann, J., Guggenberger, G., Baumgartl, T., Ellerbrock, R.H., Urbanek, E., Goebel, M.O., Kaiser, K., Horn, R., Fischer, W.R. (2008) Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171:14-26.

- Balesdent, J., Balabane, M. (1996) Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 28:1261-1263.
- Barreto, P.A.B., Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Fontes, A.G., Polidoro, J.C., Moç,o M.K.S., Machado, R.C.R., Baligar, V.C. (2011) Distribution of oxidizable organic C fractions in soils under cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agroforestry Systems*, 81:213-220.
- Bayer, C., Mielniczuk, J., Amado, T. J. C., Martin-Neto L., Fernandes, S. V. (2000) Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 54:101-109, 2000.
- Bernoux, M., Feigl, B.J., Cerri, C.C., Geraldés, A.P.A., Fernandes, S.A.P. (1999) Soil carbon and nitrogen of a pasture-forest cronossequence in Paragominas, Pará, Brazil. *Scientia Agrícola*. 56:1-11.
- Boix-Fayos, C.A., Calvo-Cases, A.C., Imeson, A.C., Soriano- Soto, M.D. (2001) Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena*, 44:47–67.
- Cadisch, G., Handayanto, E., Malama, C., Seyni, F., Giller, K.E. (1998) N recovery from legume prunings and priming effects are governed by the residue quality *Plant and Soil*, 205:125–134.
- Carmo, C.A.F.S., Tosto, S.G., Alvarenga, A.P., Motta, P.E.F., Kindela, A., Meneguelli, N.A., Lima, J.A.S. (2004) *Estimativa do estoque de carbono na biomassa de clones de seringueira em solos da Zona da Mata/MG*. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, EXPOBOR. 14 p.
- Cheng, C., Wang, R., Jiang, J. (2007) Variation of soil fertility and carbon sequestration by planting *Hevea brasiliensis* in Hainan Island, China. *Journal Environmental Science*, 19:348–352.
- Chenu, C., Stotzky, G. (2002) Interactions between Microorganisms and Soil Particles: An Overview. In: Huang, P.M., Bollag, J.M., Senesi, N. (Eds) *Interactions between Soil Particles and Microorganisms*. John Wiley and Sons, p. 3-40.
- Chepote, R.E., Santana, S.O., Araújo, Q.R., Sodr e, G.A., Reis, E.L., Pacheco, R.G., Marrocos, P.C.L., Ser odio, M.H.C.F., Valle, R.R. (2012) *Aptid o*

- Agrícola e fertilidade de solos para a cultura do cacauero*. In: VALLE, R. R. M. Ciência, tecnologia e manejo do cacauero. Brasília. 67-113 p.
- Christensen, B.T. (1996) Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: Revision of model structure. *NATO ASI Series 1*, v. 38:143-159.
- Christensen, B.T. (2000) *Organic matter in soil – structure, function and turnover*. Tjele: DIAS Report N. 30, Plant Production, 95p.
- Clark, D.A., S. Brown, D.W. Kicklighter, J.Q. Chambers, J.R. Thomlinson, J.N.L., Holland, E.A. (2001) NPP in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*. 11:371–384.
- Correia, M.E.F., Andrade, A.G. (2008) *Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes*. In: Santos, G.A.; Silva, L.S.; Canellas, L.P.; Camargo, F.A.O. (eds.) Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópole. p.137-158.
- Cotta, M.K., Jacovini, A.G., Paiva, H.N., Soares, C.P.B., Virgens Filho, A.C., Valverde, S.R. (2008) Quantificação de biomassa e geração de certificados de emissões reduzidas no consórcio seringueira-cacau. *Revista Árvore*, 32:969-978.
- D'andréa, A.F., Silva, M.L.N., Curi, N., Siqueira, J.O., Carneiro, M.A.C. (2002) Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26:913-924.
- Daniells, I.G. (2012). Hardsetting soils: a review. *Soil Research*, 50:349–359.
- Dawoe, E.K., Issac, M.E., Quashie-Sam, J (2010) Litterfall and litter nutrient dynamics under cocoa ecosystems in lowland humid Ghana. *Plant and Soil*, 330:55-64.
- Dea, G., Assiri, A.A., Gabla, O.R., Boa, D. (2001) Influence of soil preparation method on root and vegetative growth of rubber tree (*Hevea brasiliensis*) in the southwest Côte d'Ivoire. *Soil and Tillage Research*, 59:3-11.
- Dechert, G., Veldkamp, E., Brumme, R. (2005) Are partial nutrient balances suitable to evaluate nutrient sustainability of land use systems? Results from a case study in Central Sulawesi, Indonesia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72:201–212.

- Deheuvelds, O., Avelino, J., Somarriba, E., Malézieux, E. (2012). Vegetation structure and productivity in cocoa-based agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 141: 3-4.
- Demaneche, S., Kay, E., Gourbiere, F., Simonet, P. (2001) Natural transformation of *Pseudomonas fluorescens* and *Agrobacterium tumefaciens* in soil. *Applied Environmental Microbiology*, 67: 2617–2621.
- Denef, K., Six, J., Merckx, R., Paustian, K. (2004) Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 68:1935–1944.
- Dixon, R.K.S., Brown, R.A., Houghton, A.M., Solomon, M.C., Trexler, J. Wisniewski (1994) Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263:185-190.
- Duxbury, J.M., Smith, M.S., Doran, J.M. (1989) *Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients*. In: Coleman, D.C.; Oades, J.M. and Uehara, G. eds. Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. Honolulu, University of Hawaii. p.33-67.
- Ellert, B.H., Bettany, J.R. (1995) Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75:529-538.
- Elliot, E.T. (1986) Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*. 50:627–633.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (1997). *Manual de métodos de análises de solo*. 2.ed. Rio de Janeiro.
- Farquhar, G.D., Ehleringer, J.R., Hubick, K.T. (1989). Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 40: 503-537.
- Fay, P.A., Carlisle, J.D., Knapp, A.K., Blair, J.M., Collins, S.L. (2003). Productivity responses to altered rainfall patterns in a C4-dominated grassland. *Oecologia*, 137: 245-251.
- Fearnside, P.M., Barbosa, R..I (1998) Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 108: 147-166.

- Feller, C., Beare, M.H. (1997) Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79:69-116.
- Fernandes, T.J.G., Soares, C.P.B., Jacovinc, L.A.G., Alvarenga, A.P. (2007) Quantificação do carbono estocado na parte aérea e raízes de Hevea sp., aos 12 anos de idade, na Zona da Mata Mineira. *Revista Árvore*, 31:657-665.
- Fontes, A., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., Costa, M.G., Machado, R.C.R. (2014) Nutrient stocks in litterfall and litter in cocoa agroforests in Brazil. *Plant and Soil*, 383: 313-335.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAO Statistical Database. Disponível em: [www.fao.org/docrep/006/y5143e/y5143e0x.htm](http://www.fao.org/docrep/006/y5143e/y5143e0x.htm)> Acesso em: 08 de abril de 2014.
- Gama-rodrigues, A.C., Cadima-Zevallos, A. (1991) Efectos de fertilización sobre sistema radicular de cacao en suelos de "tabuleiros" del sur de Bahia, Brasil. *Turrialba*, 41:135-141.
- Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Nair, P.K.R. (2011) Soil carbon sequestration in cacao agroforestry systems: a case study from Bahia, Brazil. In: Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems. *Advances in Agroforestry*, 8:85-99.
- Gama-Rodrigues, E.F., Nair, P.K.R., Nair, V.D., Gama-Rodrigues, A.C., Baligar, V., Machado, R.C.R. (2010) Carbon storage in soil size fractions under two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Environmental Management*, 45:274–283.
- Gentile, R., Vanlauwe, B., Six, J. (2011) Litter quality impacts short- but not long-term soil carbon dynamics in soil aggregate fractions. *Ecological Applications*, 21:695-703.
- Hassink, J., Whitmore, A.P. (2009) A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*. 61:131-139.
- Hertel, D., Harteveld, M.A., Leuschner, C. (2009). Conversion of a tropical forest into agroforest alters the fine root-related carbon flux to soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 481-490.



- Inda Junior, A.V., Bayer, C., Conceição, P.C., Boeni, M., Salton, J.C., Tonin, A.T. (2007) Variáveis relacionadas à estabilidade de complexos organo-minerais em solos tropicais e subtropicais brasileiros. *Ciência Rural*, 37:1301-1307.
- Isaac, M.E., Gordon, A.M., Thevathasan, N., Oppong, S.K., Quashie-Sam, J. (2005) Temporal changes in soil carbon and nitrogen in west African multistrata agroforestry systems: a consequence of pools and fluxes. *Agroforestry Systems*, 65:23-31.
- Isaac, M.E., Timmer, V.R., Quashie-Sam, S.J. (2007) Shade tree effects in an 8-year-old cocoa agroforestry system: biomass and nutrient diagnosis of *Theobroma cacao* by vector analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78:155-165.
- Jackson, R.B., Mooney, H.A., Schulze, E.D. (1997) A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94:7362–7366.
- Jose, S. (2009) Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76:1-10.
- Kölbl, A., Kögel-Knabner, I. (2004) Content and composition of free and occluded particulate organic matter in a differently textured arable Cambisol as revealed by solid-state <sup>13</sup>C NMR spectroscopy. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 167;45–53.
- Kummerow, J., Kummerow, A., Alvim, P.T. (1981) Root biomass in a mature cacao (*Theobroma cacao* L.) plantation. *Rev. Theobroma*, 11:77-86.
- Ladd, J.N., Foster, R.C., Skjemstad, J.O. (1993) Soil structure: Carbon and nitrogen metabolism. *Geoderma*, 56:401-434.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123:1–22.
- Leite, I.F.C., Mendonça, E. de S. (2003) Modelo Century de dinâmica de matéria orgânica do solo; Equações e pressupostos. *Ciência Rural*, 33:679-686.
- Lemma, B., Klejac, D.B., Nilssonc, I., Olssonb, M. (2006) Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the southwestern highlands of Ethiopia. *Geoderma*, 136:886–898.
- Lima, A.M.N., Silva, I.R., Neves, J.C.L., Novais, R.F., Barros, N.F., Mendonça, E.S., Smyth, T.J., Moreira, M.S., Leite, F.P. (2006a) Soil organic carbon

- dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in Southeastern Brazil. *Forest Ecology Management*, 235:219-231.
- Lima, H.V., Silva, A.P., Santos, M.C., Cooper, M., Romeroc, R.E. (2006b) Micromorphology and image analysis of a hardsetting Ultisol (Argissolo) in the state of Ceará (Brazil). *Geoderma*, 132:416–426.
- Losi, C.J., Siccama T.G., Conditb, R., Morales, J.E. (2003) Analysis of alternative methods for estimating carbon stock in young tropical plantations. *Forest Ecology and Management*, 184:355-368.
- Lützw, M.V., Koegel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. (2006) Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions: A review. *European Journal of Soil Science*, 57:426-445.
- Maggiotto, S.R., Oliveira, D., Marur, C.J., Stivari, S.M.S., Leclerc, M., Wagner-Riddle, C. (2014). Potential carbon sequestration in rubber tree plantations in the northwestern region of the Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum, Agronomy* 36:239-245.
- Marques, J.R.B., Monteiro, W. R., Lopes, U. V., Valle, R. R. M. (2012) O cultivo do cacauero em sistemas agroflorestais com a seringueira. In: *Ciência, Tecnologia e Manejo do Cacauero*. 2ª Ed, Brasília-DF. 688p.
- Mendez-Millan, M., Dignac, M-F., Rumpel, C., Rasse, D.P., Bardouxa, G., Derennec, S. (2011) Contribution of maize root derived C to soil organic carbon throughout an agricultural soil profile assessed by compound specific <sup>13</sup>C analysis. *Organic Geochemistry*, 42:1502-1511.
- Mendonça, L.A.R., Frischkorn, H., Santiago, M.F., Camargo, P.B., Lima, J.O.G.; Mendes, F.J. (2010) Identificação de mudanças florestais por <sup>13</sup>C e <sup>15</sup>N dos solos da Chapada do Araripe/Ceará. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14:314-319.
- Montagnini, F. (2000) Accumulation in above-ground biomass and soil storage of mineral nutrients in pure and mixed plantations in a humid tropical lowland. *Forest Ecology and Management*. 134:257–270.
- Montagnini, F., Nair, P.K.R. (2004) Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61:281-295.

- Monteiro, M.T., Gama-Rodrigues, E.F. (2004) Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28:819-826.
- Moraes, J.F.L., Volkoff, B., Cerri, C.C., Bernoux, M. (1996) Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, 70:63-81.
- Müller, M.W., Gama-Rodrigues, A.C. (2007) *Sistemas agroflorestais com cacauero*. In: Valle, R.R. Ciência, Tecnologia e Manejo do Cacauero. Ilhéus: CEPLAC, 467p.
- Muñoz, F., Beer, J. (2001) Fine root dynamics of shaded cacao plantations in Costa Rica. *Agroforestry System*, 51:119-130.
- Mutuo, P.K., Cadisch, G., Albrecht, A., Palm, C.A., Verchot, L. (2005) Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71:43–54.
- Nair, P.K.R. (1993) *Introduction to Agroforestry*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 499p.
- Nair, P.K.R., Gordon, A.M., Mosquera-Losada, M.R. (2008) Agroforestry. In: Jorgensen SE, Fath BD (eds.), *Ecological Engineering, Encyclopedia of Ecology*, 1:101–110.
- Nair, P.K.R., Kumar, B.M., Nair, V.D. (2009a) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal Plant Nutrition and Soil Science*, 172:10–23.
- Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M., Showalter, J.M. (2010). Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in Agronomy*, 108: 237 – 307.
- Nair, P.K.R., Nair,V.D., Kumar, B.M., Haile, S.G. (2009b) Soil carbon sequestration in tropical agroforestry systems: A feasibility appraisal. *Environmental Science and Policy*, 12:1099-1111.
- Neves, C.M.N., Silva, M.L.N., Curi, N., Macedo, R.L.G., Tokura, A.M. (2004) Estoque de carbono em sistemas agrossilvopastoril, pastagem e eucalipto sob cultivo convencional na região Noroeste do Estado de Minas Gerais. *Revista Ciência Agrotécnica*, 28:1038-1046.

- Norgrove, L., Hauser, S. (2013) Carbon stocks in shaded *Theobroma cacao* farms and adjacent secondary forests of similar age in Cameroon. *Tropical Ecology*, 54:15-22.
- Oades, J.M. (1984) Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76:319-337.
- Oades, J.M., Gillman, G.P., Uehara, G. (1989) *Interactions of soil organic matter and variable-charge clays*. In: Coleman, D.C. (ed). Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems, p.69-96.
- Oades, J.M., Waters, A.G. (1991) Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research*, 29:815-828.
- Oelbermann, M., Voroney, R.P., Kass, D.C.L., Schlönvoigt, A.M. (2006) Soil carbon and nitrogen dynamics using stable isotopes in 19- and 10-year old tropical agroforestry systems. *Geoderma*, 130:356–367.
- Oelbermann, M., Voroney, R.P. (2007) Carbon and nitrogen in a temperate agroforestry system: using stable isotopes as a tool to understand soil dynamics. *Ecological Engineering*, 29:342–349
- Oelbermann, M., Voroney, R.P., Gordon, A.M., Kass, D.C.L., Schlönvoigt, A.M., Thevathasan, N.V. (2006) Carbon input, soil carbon pools, turnover and residue stabilization efficiency in tropical and temperate agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 68:27–36.
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D. (1987) Analysis of factors controlling soil organic levels of grasslands in the Great Plains. *Soil Science Society of America Journal*, 58:530-536.
- Pillon, C.N. (2000) *Alterações no conteúdo e qualidade da matéria orgânica do solo induzidas por sistemas de cultura em plantio direto*. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Porto Alegre – RS, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, 232f.
- Pinheiro, E.F.M., Pereira, M.G., Anjos, L.H.C. (2004) Fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo e cobertura vegetal em Paty do Alferes (RJ). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28:731-737.
- Plante, A.F., Feng, Y., McGill, W.B., (2002) A modeling approach to quantifying soil macroaggregate dynamics. *Canadian Journal of Soil Science*, 82:181–190.

- Redondo-Brenes, A., Montagnini, F. (2000) Growth, productivity, aboveground biomass, and carbon sequestration of pure and mixed native tree plantations in the Caribbean lowlands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 232:168–178.
- Rhoades, C.C., Eckert, G.E., Coleman, D.C. (2000) Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecological Applications*, 10:497–505.
- Rita, J.C.O., Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Polidoro, J.A.C., Machado, R.C. (2011) C e N contents in density fraction of whole soil and soil size fraction under cacao agroforest system and natural forests in Bahia, Brazil. *Environment Management*, 48:134-141.
- Roscoe, R., Buurman, P., Velthorst, E.J., Vasconcellos, C.A. (2001) Soil organic matter dynamics in density and particle-size fractions as revealed by the  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. *Geoderma*, 104:185-202.
- Roscoe, R., Machado, P.L.O.A. (2002) *Fracionamento físico do solo em estudos da matéria*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 86p.
- Sá, M.A.C., Lima, J.M. (2005) *Energia ultra-sônica: uma ferramenta em ciência do solo*. Embrapa Cerrados: Documentos 139, 29p.
- Saha, S.K., Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M. (2010). Carbon storage in relation to soil size fractions under some tropical tree-based land-use systems. *Plant and Soil*, 328: 433 - 446.
- Santana, S.O., Mota, J.R., Araújo, Q.R., Mendonça, J.R., Faria Filho, A.F. (2011) *Atualização da classificação de solos da região Sudeste da Bahia, Brasil*. CEPLAC/CEPEC. Ilhéus, Bahia. 98p.
- Sarkhot, D.V., Comerford, N.B., Jokela, E.J., Reeves, J.B., Harris, W.G. (2007) Soil aggregation and aggregate carbon in a forested southeastern Coastal Plain Spodosol. *Soil Science Society of America Journal*, 71:1779–1787
- Sarkhot, D.V., Jokela, E.J., Comerford, N.B. (2008) Surface soil carbon size–density fractions altered by loblolly pine families and forest management intensity for a Spodosol in the southeastern US. *Plant and Soil*, 307:99–111.
- Schroth, G., D'angelo, S.A., Teixeira, W.G., Haag, D., Lieberei, R. (2002) Conversion of secondary Forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazônia: Consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. *Forestry Ecology and Management*, 163:131-150.

- Silva, J.E., Resck, D.V.S., Corazza, E.J., Vivaldi, L. (2004) Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the “Cerrado” region, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103:357-363.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K. (2000) Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32:2099-2103.
- Six, J., Feller, C., Deneff, K., Ogle, S.M., Sá, J.C.M., Albrecht, A. (2002) Soil carbon matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: Effects of no-tillage. *Agronomie*, 22:755-775.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Deneff, K. (2004) A History of research on the link between (micro) aggregates, soil biota and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79:7-31.
- Smiley, G.L., Kroschel, J. (2008) Temporal change in carbon stocks of cocoa–gliricidia agroforests in Central Sulawesi, Indonesia. *Agroforestry Systems*, 73:219–231.
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B.A. (1996) Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74:65-105.
- Somarriba, E., Cerda, R., Orozco, L., Cifuentes, M., Dávila, H., Espina, T., Mavisoya, H., Ávila, G., Alvarado, E., Poveda, V., Astorga, C., Say, E., Deheuvels, O. (2013) Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America Agriculture. *Ecosystems and Environment*, 173:46– 57.
- Sparling, G.P. (1992) Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of the changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research*, 30:195–207.
- STATSOFT INC. (1974-2009). *Estatística for windows* (Software-system for data-analys). Version 8.0, Tulsa, USA.
- Stevenson, F.J., Cole, M.A. (1999) *Cycles of soil: Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2.ed. New York, John Wiley and Sons, 427p.
- Strand, A.E., Pritchard, S.G., McCormack, M. L., Davis, M.A., Oren, R. (2008) Irreconcilable differences: fine-root life spans and soil carbon persistence. *Science*, 319:456–458.
- SYSTAT SOFTWARE INC. *Sigmaplot for windows* (development and testing procedure) Version 11.0.

- Szott, L.T., Fernandes, E.C.M., Sanchez, P.A. (1991) Soil-plant interactions in agroforestry systems. *Forest Ecology and management*, 45:127-152.
- Takimoto, A. Nair, V.D., Nair, P.K.R. (2009) Contribution of trees to soil carbon sequestration under agroforestry systems in the west African Sahel. *Agroforestry Systems*, 76:11-25.
- Takimoto, A., Nair, P.K.R., Nair, V.D. (2008) Carbon stock and sequestration potential of traditional and improved agroforestry systems in the West African Sahel. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125:159–166.
- Tarré, R.M., Macedo, R., Cantarutti, R.B. de P., Rezende, C., Pereira, J.M., Ferreira, E., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M. (2001) The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant and Soil*, 234:15–26.
- Tisdall, J.M., Oades, L.M. (1982) Organic matter and water-stable aggregates in soil. *Journal of Soil Science*, 33:141-163.
- Verchot, L.V., Dutaur, L., Shepherd, K.D., Albrecht, A. (2011) Organic matter stabilization in soil aggregates: understanding the biogeochemical mechanisms that determine the fate of carbon inputs in soils. *Geoderma*, 161:182-193.
- Vitorello, V.A., Cerri, C.C., Anderson, F., Feller, C., Victoria, R.L. (1989) Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated Oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, 53:773-778.
- Vogel, J.C. (1993) Variability of carbon isotope fractionation during photosynthesis. In: Ehleringer JR, Hall AE, Farquhar GD, editors. *Stable isotopes and plant carbon-water relations*. San Diego: *Academic Press*, p. 29-46.
- Vyn, T.J., Raimbault, B.A. (1993) Long-term effect of five systems on corn response and soil structure. *Agronomy Journal*, 85:1074-1079.
- Woomer, P.I., Palm, C.A., Alegre, J.C., Castilla, C., Cordeiro, D.G., Hairiah, K., Kotto-Same, J., Moukam, A., Ricse, A., Rodriguez, V., Noordwijk, M. Van (2000) Slash-and-burn effects on carbon stocks in the humid tropics. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; STEWART, B. A. (Ed.). *Global climate change and tropical ecosystems*. *Advances in Soil Science*, 99-115.

- Zhang, M., Fu, X., Feng, W., Zou, X. (2007) Soil organic carbon in pure rubber and tea-rubber plantations in South-western China. *Tropical Ecology*, 48:201-207.
- Zinn, Y.L., Lal, R., Resck, D.V.S. (2005) Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. *Soil and Tillage Research*. 84:28–40.
- Zotarelli, L., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., Six, J. (2007) Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two oxisols. *Soil and Tillage Research*, 95:196-206.