

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**

**ÉRICA DE OLIVEIRA SILVA**

**DINÂMICA DO CARBONO E ATIVIDADES ENZIMÁTICAS EM SOLO  
DO TRÓPICO SEMI-ÁRIDO SOB DIFERENTES USOS**

**RECIFE**

**2017**



Érica de Oliveira Silva  
Engenheira Agrônoma

**Dinâmica do carbono e atividades enzimáticas em solo do trópico semi-árido sob diferentes usos**

Tese apresentada ao Programa de PósGraduação em Agronomia - Ciências do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Agronomia – Ciências do Solo

Orientador: Prof. PhD. Mario de Andrade Lira Junior  
Co-Orientadora: Profa. Dra. Erika Valente de Medeiros  
Co-Orientador: Prof. Dr. Gustavo Pereira Duda

Recife  
2017

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE  
Nome da Biblioteca, Recife-PE, Brasil

S586d Silva, Érica de Oliveira  
Dinâmica do carbono e atividades enzimáticas em solo do trópico semi-árido sob diferentes usos / Érica de Oliveira Silva. – 2017.  
96 f. : il.

Orientador: Mario de Andrade Lira Junior.

Coorientadores: Erika Valente de Medeiros e Gustavo Pereira Duda.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo, Recife, BR-PE, 2017.

Inclui referências.

1. Caatinga 2. Substâncias húmicas 3. Frações oxidáveis 4. Enzimas extracelulares  
5. Análise de componentes principais I. Lira Junior, Mario de Andrade, orient.  
II. Medeiros, Erika Valente de, coorient. III. Duda, Gustavo Pereira, coorient. IV. Título

CDD 631.4

ÉRICA DE OLIVEIRA SILVA

**Dinâmica do carbono e atividades enzimáticas em solo do trópico semi-árido sob diferentes usos**

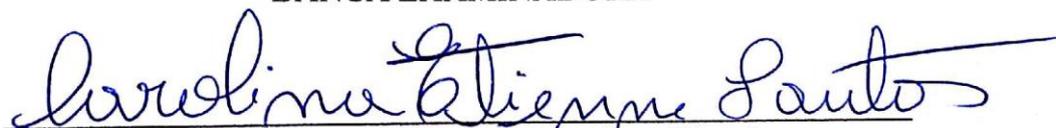
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciências do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Agronomia – Ciências do Solo.

Aprovada em 24 de Fevereiro de 2017



Prof. PhD. Mario de Andrade Lira Junior  
Orientador  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

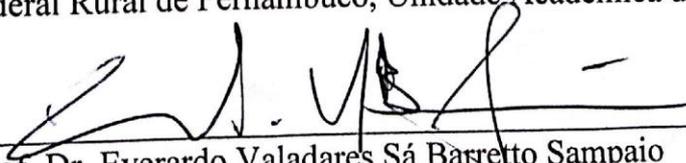
BANCA EXAMINADORA



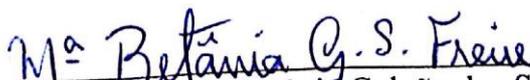
Prof. Dr. Carolina Etienne de Rosália e Silva Santos  
Universidade Federal Rural de Pernambuco



Prof. Dr. Erika Valente de Medeiros  
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Garanhuns



Prof. Dr. Everardo Valadares Sá Barretto Sampaio  
Universidade Federal de Pernambuco



Prof. Dr. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire  
Universidade Federal Rural de Pernambuco



*“Dominus pascit me, et nihil mihi deerit”*

*Salmo 23:1*

*"Ninguém escapa ao sonho de voar, de ultrapassar os limites do espaço onde nasceu, de ver novos lugares e novas gentes. Mas saber ver em cada coisa, em cada pessoa, aquele algo que a define como especial, um objecto singular, um amigo,- é fundamental. Navegar é preciso, reconhecer o valor das coisas e das pessoas, é mais preciso ainda."*

*Antoine de Saint-Exupery*



*À minha família, meus pais e meus irmãos que sempre estiveram ao meu lado, especialmente acompanhando meu filho dando toda atenção nos momentos em que precisei estar ausente. Minha forraleza, onde encontro paz e amor.*

*Ao meu filho, João Manoel, fonte de força e inspiração. Pelo seu sorriso, pelo seu pedido para brincar, pelo seu olhar carente de companhia, pelo seu abraço apertado cheio de amor e esperança.*

*Dedico e ofereço.*



## AGRADECIMENTOS

Apesar da redação de uma tese de doutorado ser um produto de responsabilidade e “stress” de natureza individual, sem o apoio contínuo e incondicional da família e a contribuição e a dedicação coletiva dos amigos, certamente este trabalho não chegaria a sua conclusão.

Quero agradecer primeiramente a Deus que me concedeu a força e a coragem necessária para me manter firme na busca dos meus objetivos.

Ao João Manoel, meu filho amado, que com, seus um ano e 10 meses cheios de vida e de graça, ensina-me a ser mãe. Filho, perdão pelos momentos de ausência exigidos para minha formação no doutorado. Agora a tese chegou ao fim. Prometo ser muito mais sua. Vamos poder brincar juntos, cantar juntos, ler juntos, passear juntos e viver muito mais vezes juntos...

Aos meus pais, João Pedro e Edi, pela sabedoria em me educar, por seus gestos solidários, pela sua espiritualidade, pelo amor e carinho de mãe e pai que souberam me proteger e me ensinar os limites da vida, por ter investido e acreditado sempre na educação, me mostrando o quanto era importante estudar, mesmo não tendo eles a mesma oportunidade. Pai, Mãe, vocês são presença marcante em minha vida. Obrigada por me ensinar a não desistir dos meus sonhos, por acreditar em mim. Agradeço a vocês por ser serem meus pais.

Às minhas irmãs Jeane e Edjane, por serem as mais brilhantes interlocutoras, com quem tenho oportunidade de dividir meus pensamentos, inseguranças e ambições, que sempre me motivaram, entenderam as minhas faltas e momentos de afastamento e reclusão. Ao meu irmão Jerlan, que mesmo mais distante sempre torceu pelo meu sucesso. Aos meus sobrinhos, Maria Eduarda, Lucas, Letícia, Gabriel e Matheus, que o meu esforço e dedicação seja pra eles fonte de inspiração em seus sonhos.

Ao Merinaldo, pai do meu filho, a pessoa que a vida escolheu para ser meu companheiro nas horas boas e ruins. Pela sua compreensão, motivação e apoio, muito obrigada!

Ao Prof. PhD. Mario de Andrade Lira Junior, a este devo a confiança em aceitar a me orientar quando eu já estava com seis meses de gestação, pessoa que acreditou na minha capacidade como pesquisadora.

Aos meus Co-orientadores, Profa. Dra. Erika Valente de Medeiros e Prof. Dr. Gustavo Pereira Duda, resumí-los a meus co-orientadores é muito pouco e tenho certeza de que eles sabem da importância que tiveram e tem para mim não só na condução do trabalho, mas

também como conselheiros, desde a graduação, passando pelo mestrado e no doutorado, sempre me apoiando, na certeza que tudo iria dar certo. Muito obrigada! Serei sempre grata por tudo!

Aos membros da banca, Profa. Dra. Carolina Etienne, Profa. Erika Velente, Profa. Dra. Maria Betânia e Prof. Dr. Everardo Sampaio, pela generosidade, compreensão, dedicação e delicadeza com a qual trataram a mim e o meu trabalho, pela valorosa contribuição com sugestões e críticas construtivas.

À equipe que trabalhou comigo no laboratório, Marise, Francisco, Rafaela, Henrique, Renata, Argemiro, Jenifer Juliana e Lucas, desde a coleta de amostras até a realização das análises desta. Em especial, Juliana e Rafaela que se dedicaram muito na realização deste trabalho, em horários noturnos, abdicaram dos seus finais de semana, tornaram meus dias mais leves... Muito Obrigada!

Aos professores, funcionários e colegas do Curso de Pós-Graduação pela troca de conhecimento, apoio prestado, conselhos... Em especial a Patrícia, pessoa de sorriso lindo, iluminada que mesmo em meio a turbulência consegue passar tranquilidade a todos que estão a sua volta e Raquel, pessoa com a qual dividi muitos momentos desde a infância.

À Maria do Socorro, secretária do programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do solo, pela solicitude, prontidão, suporte administrativo, conselhos e apoio prestado.

Ao Uemeson, pessoa que deu início a essa pesquisa, me acompanhou do início ao fim desde a coleta de amostras até conclusão deste. Pelos conselhos científicos e pessoais, pelo apoio e força de sempre. Amigo que a vida acadêmica me trouxe e que levo para a vida.

Às minhas amigas Camila, Carol, Juliana, Pollyanna, que sempre acreditaram em mim e me deram todo apoio, força e carinho para tornar mais leve a minha jornada.

Às minhas companheiras de mais longa data, Célida, Jossayra, Juliana e Lidianne, que compartilharam comigo todas as minhas angústias e vibraram comigo todas as conquistas diárias, sempre me motivando e mesmo distantes, sempre muito presentes! A distância não nos separa. Seus corações estão comigo e o meu com vocês.

A todos os FUNCIONÁRIOS da UFRPE que, de forma direta ou indireta, colaboraram para este trabalho.

À FACEPE e CNPq pelo financiamento do projeto e a Capes pela concessão de bolsa.

Com vocês, queridos, divido a alegria desta experiência.

## **Dinâmica do carbono e atividades enzimáticas em solo do trópico semi-árido sob diferentes usos**

### **RESUMO**

Com o aumento das emissões do dióxido de carbono atmosférico, tornou-se cada vez mais necessário compreender o ciclo global do carbono e, em particular, o papel de vários potenciais sumidouros. A agricultura contribui diretamente com as emissões globais de gases de efeito estufa, principalmente nas práticas de conversão de uso da terra de ecossistema natural para áreas de uso agrícola. Poucos são os estudos sobre os impactos das conversões de florestas em áreas agrícolas e da variação sazonal sobre a qualidade do solo, em ambientes tropicais secos. Assim, o presente estudo teve por objetivo avaliar o impacto de diferentes sistemas de manejo e da variação sazonal no C do solo e nas atividades enzimáticas do solo, no semi-árido brasileiro. O estudo foi realizado na fazenda Buenos Aires, no município de Serra Talhada – PE. Foram feitas três amostragens de solo, nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm, em abril de 2014 (PC1), outubro de 2015 (PS) e abril de 2016 (PC2), em áreas com diferentes usos: área preservada com vegetação nativa da Caatinga (CAA); área protegida com Angico (ANG); área protegida com Ipê (IPE); área de Capoeira (CAP); e área de cultivo agrícola com Milho (M). Foram analisados carbono orgânico total do solo (COT), estoques de COT, frações oxidáveis de carbono orgânico do solo (F1, F2, F3 e F4), fracionamento químico das substâncias húmicas (SH) e atividades enzimáticas de  $\beta$ -glucosidase, urease e fosfatase ácida. Os dados foram submetidos à análise de variância pelo teste de Tukey ao nível de 10% de probabilidade em cada camada. Foi aplicada análise multivariada de componentes principais (ACP) separadamente a cada camada. A área de Caatinga apresentou os maiores teores de COT, se mantendo estável no decorrer do tempo. Os maiores estoques de COT foram na área de Caatinga. As concentrações de C em ácido fúlvico (C-AF) foram maiores na área de Caatinga na camada mais superficial. As concentrações de C em ácido húmico (C-AH) foram menores na área de cultivo agrícola em relação à área de Caatinga. A área de Caatinga apresentou os maiores teores de C na F2, F3 e F4. As atividades enzimáticas de solo foram mais elevadas na área de Caatinga, enquanto as menores atividades foram detectadas nas áreas de Capoeira e Milho. As atividades enzimáticas não apresentam uma tendência sazonal clara. A partir da análise da componente principal dos dados (ACP), é possível notar nas duas primeiras camadas, nos diferentes períodos amostrados, uma maior distinção entre a área de Caatinga e as demais áreas. Todos os indicadores utilizados nesse estudo mostraram que a conversão de áreas de vegetação nativa em áreas agrícolas promove efeitos negativos, detectáveis mesmo em longo prazo, indicando que a recuperação dessas áreas é um processo lento. Sendo os resultados obtidos nesse estudo importantes para o entendimento da dinâmica e variação do C no solo sob diferentes manejos e o efeito da sazonalidade em áreas extremamente secas com baixíssimas precipitações (2014-2016).

**Palavras-chave:** Caatinga. Substâncias húmicas. Frações oxidáveis. Enzimas extracelulares. Análise de componentes principais.



## Carbon dynamics and enzymatic activities in semi-arid tropic soil under different uses

### ABSTRACT

With the increase in emissions of atmospheric carbon dioxide, it has become increasingly necessary to understand the global carbon cycle, and in particular the role of several potential sinks. Agriculture contributes directly to global emissions of greenhouse gases, mainly in the conversion practices of land use from natural ecosystem to areas of agricultural use. There are few studies on the impacts of forest conversion on agricultural areas and seasonal variation on soil quality in dry tropical environments. Thus, the present study aimed to evaluate the impact of different management systems and the seasonal variation in soil C and enzymatic activities of the soil in the Brazilian semi-arid region. The study was carried out at the Buenos Aires farm, in the municipality of Serra Talhada - PE. Three soil samples were collected in layers 0-5, 5-10 and 10-20 cm, in April 2014 (PC1), October 2015 (PS) and April 2016 (PC2), in areas with different uses: Preserved area with vegetation native to the Caatinga (CAA); Protected area with Angico (ANG); Protected area with Ipê (IPE); Capoeira area (CAP); And agricultural area with corn (M). Total soil organic carbon (TOC), TOC stocks, oxidizable organic carbon fractions (F1, F2, F3 and F4), chemical fractionation of humic substances (SH) and enzymatic activities of  $\beta$ -glucosidase, urease and Acid phosphatase. The data were submitted to analysis of variance by the Tukey test at the level of 10% of probability in each layer. Multivariate principal component analysis (PCA) was applied separately to each layer. The Caatinga area presented the highest TOC levels, remaining stable over time. The largest stocks of COT were in the Caatinga area. Concentrations of C in fulvic acid (C-AF) were higher in the Caatinga area in the more superficial layer. The concentrations of C in humic acid (C-AH) were lower in the agricultural area compared to the Caatinga area. The Caatinga area presented the highest levels of C in F2, F3 and F4. The enzymatic activities of soil were higher in the Caatinga area, while the smaller activities were detected in the areas of Capoeira and Maize. Enzymatic activities did not show a clear seasonal trend. From the analysis of the main component of the data (ACP), it is possible to notice in the first two layers, in the different periods sampled, a greater distinction between the Caatinga area and the other areas. All indicators used in this study showed that the conversion of native vegetation areas into agricultural areas has negative effects, detectable even in the long term, indicating that the recovery of these areas is a slow process. The results obtained in this study are important for the understanding of the dynamics and variation of C in soil under different management and the effect of seasonality in extremely dry areas with very low rainfall (2014-2016).

**Keywords:** Caatinga. Humic substances. Oxidizable fractions. Extracellular enzymes. Principal component analysis.



## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	15
1.1 Hipóteses.....	16
1.2 Objetivo geral .....	16
1.3 Objetivos específicos .....	16
2.1 O Bioma Caatinga.....	17
2.2 Carbono do solo .....	18
2.3 Substâncias húmicas .....	22
2.4 Frações oxidáveis da matéria orgânica .....	24
2.5 Atividades enzimáticas do solo.....	25
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	27
3.1 Áreas de estudo e coleta das amostras de solo.....	27
3.3 Atividades enzimáticas dos solos .....	35
3.4 Análise estatística .....	35
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	36
4.1 Carbono orgânico total (Cot) .....	36
4.2 Estoques de Carbono (EC).....	39
4.3 Substâncias húmicas .....	42
4.4 Frações de carbono oxidáveis .....	54
4.5 Atividades Enzimáticas.....	65
4.5.1 $\beta$ -glucosidase .....	65
4.5.2 Urease .....	67
4.5.3 Fosfatase ácida.....	70
4.6 Análise multivariada de componentes principais .....	73
5. CONCLUSÕES.....	77
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	78



## 1. INTRODUÇÃO

Atualmente uma das questões mais debatidas no âmbito global é a mudança climática, devido às consequências que os aumentos na temperatura podem causar no meio ambiente. A conversão de uso da terra de ecossistema natural para áreas de uso agrícola contribui com aproximadamente 17% das emissões globais de gases de efeito estufa (GEE) (LYBBERT; SUMMER, 2012). As florestas tropicais cobrem menos de 10% da superfície terrestre do planeta (SÄRKINEN et al., 2011), sendo a maior quantidade de estudos realizados em florestas tropicais úmidas (NDAGIJIMANA et al., 2015). Nos ecossistemas tropicais sazonalmente secos as mudanças de cobertura terrestre são bem menos quantificadas e compreendidas (HOEKSTRA et al., 2005; SÁNCHEZ-AZOFEIFA et al., 2005; MILES et al., 2006; BLACKIE et al., 2014).

As florestas tropicais secas estão entre as florestas mais ameaçadas (LAMBIN et al., 2003; LEPERS et al., 2005), com poucas áreas sob status legal protegido (FAO, 2010; GREEN et al., 2013). A América do Sul concentra mais da metade (54,2%) das florestas secas remanescentes, incluindo as duas áreas contíguas mais extensas, uma no nordeste do Brasil e outra no sudeste da Bolívia, Paraguai e norte da Argentina (MILES et al., 2006; SÄRKINEN et al., 2011). O Brasil possui apenas cerca 4,0% de florestas secas protegidos (ESPÍRITO SANTO et al., 2008), sendo a região brasileira da Caatinga uma das mais extensas formações de florestas secas e das mais ricas em espécies (BLACKIE et al., 2014).

A Caatinga é o único bioma exclusivamente brasileiro e ocupa 11% do território nacional, cobrindo aproximadamente 70% do Nordeste com cerca de 900.000 km<sup>2</sup> (BRASIL, 2012). Abrange 10 estados brasileiros: Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais. Cobre a maior parte da área com clima semi-árido e é a maior área remanescente de floresta tropical seca do mundo (ALMEIDA-CORTEZ et al., 2016). Alterações antrópicas na cobertura natural dos solos do semi-árido influenciam diretamente a dinâmica dos nutrientes ali presentes, principalmente o ciclo do C e N (BORTOLON et al., 2009; MENEZES et al., 2012; SOUSA et al., 2012), porém pouco se sabe a respeito da dinâmica dos ciclos biogeoquímicos nesse ambiente (MENEZES et al., 2012; SOUSA et al., 2012). Estudos que ajudem a esclarecer a dinâmica do C e N nos solos de regiões semi-áridas são de extrema importância para adoção de estratégias que visem a minimizar os impactos causados pela mudança climática global, uma vez que estes elementos químicos afetam a emissão dos GEE.

Por desempenhar um papel importante na influência da dinâmica dos solos e funções microbianas, o carbono orgânico do solo (COS) e as atividades enzimáticas podem ser um indicador sensível de mudanças nos processos ecológicos (BOLAN et al., 2011; PANETTIERI et al., 2014).

A conexão entre pesquisas que investigam mudanças quantitativas nos estoques de C com aqueles que examinam mudanças na composição da matéria orgânica do solo é de extrema importância para uma melhor compreensão da dinâmica da matéria orgânica em solos tropicais e subtropicais relacionados a diferentes sistemas de manejo (DIECKOW et al., 2009). Tendo em vista a grande necessidade e importância dos estudos sobre os impactos das conversões de florestas em áreas agrícolas e da variação sazonal sobre a qualidade do solo, em ambientes tropicais secos, o presente estudo teve por objetivo avaliar o impacto de diferentes sistemas de manejo e da variação sazonal no C do solo e nas atividades enzimáticas do solo, no semi-árido brasileiro.

### **1.1 Hipóteses**

- A conversão de floresta tropical seca em áreas agrícolas reduz a qualidade do solo;
- A sazonalidade é fator determinante nos atributos químicos e bioquímicos do solo;
- Os estoques de carbono do solo são superiores em área de vegetação nativa;
- As frações de carbono do solo são sensíveis à mudança de uso do solo;
- As atividades enzimáticas do solo refletem a qualidade do solo;
- A determinação dos atributos químicos e bioquímicos do solo possibilitará a melhor compreensão dos processos que envolvem a dinâmica do carbono no solo.

### **1.2 Objetivo geral**

Avaliar os impactos da conversão de floresta tropical seca e da sazonalidade na dinâmica do carbono no solo e nas atividades enzimáticas no semiárido pernambucano.

### **1.3 Objetivos específicos**

- Caracterizar física e quimicamente solos com vegetação de caatinga, áreas em sucessão e sob cultivo agrícola;
- Quantificar os estoques de carbono do solo em todos os sistemas de uso do solo;
- Fracionar quimicamente a matéria orgânica do solo em áreas sob diferentes manejos;
- Determinar as frações oxidáveis do carbono do solo nas áreas em estudo;

- Quantificar as atividades enzimáticas dos solos sob os diferentes sistemas de uso.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 O Bioma Caatinga**

A Caatinga é o único bioma exclusivamente brasileiro e ocupa 11% do território nacional, cobrindo aproximadamente 70% do Nordeste com cerca de 900.000 km<sup>2</sup> (BRASIL, 2012). Abrange 10 Estados brasileiros: Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais. Cobre a maior parte da área com clima semi-árido e é a maior área remanescente de floresta tropical seca do mundo (ALMEIDA-CORTEZ et al., 2016). Segundo o Ministério do Meio Ambiente - MMA (Brasil, 2012) é um dos ecossistemas mais heterogêneos e possui centenas de diferentes tipos de paisagens, ocorrendo comumente sobre Latossolos, Argissolos, Luvisolos, Planossolos, Cambissolos, Vertissolos e Neossolos. A temperatura média entre 25 e 27 °C e precipitação que pode variar entre 240 a 1.500 mm, porém a distribuição na região não é homogênea (LEAL et al., 2005; PRADO, 2003; INMET, 2017) podendo apresentar períodos de estiagem de até 11 meses (Prado, 2003) e regime de chuvas variável a cada ano (KROL et al., 2001; CHIANG; KOUTAVAS, 2004).

O nome “Caatinga” significa “mata-branca” em Tupi e refere-se a sua paisagem esbranquiçada, por apresentar árvores sem folhas na estação seca. Tipicamente apresenta-se com características bem definidas, tais como: estrato arbóreo baixo, arbustos e cactáceas. Giulietti et al., (2006) informaram que existem aproximadamente 18 gêneros e 318 espécies de plantas endêmicas da Caatinga. As famílias mais comumente encontradas na região semi-árida são Fabaceae e Euphorbiaceae (SOUZA et al., 2015), sendo a Fabaceae a mais diversa (CARDOSO; QUEIROZ, 2010).

Ao longo do tempo esse bioma vem sofrendo modificações antrópicas e seus recursos naturais vêm sendo degradados, principalmente pelo uso intensivo do solo e consequentemente a redução da cobertura vegetal nativa (MENEZES; SAMPAIO, 2002). Avaliando imagens do Landsat, Beuchle et al. (2015) verificaram que o bioma Caatinga apresentou uma perda líquida total de cobertura de árvores em cerca de 15.000 km<sup>2</sup>, de 1990 a 2010. Sousa et al. (2012) afirmaram que grandes áreas com vegetação nativa da Caatinga foram convertidas em pastagens e terras de cultivo, sendo estas mais vulneráveis aos processos de desertificação.

A retirada da cobertura vegetal associada ao clima semi-árido provoca grandes mudanças na dinâmica dos ciclos biogeoquímicos no solo, podendo reduzir seu potencial de produção por perdas de nutrientes e levando a degradação do solo (TREVISAN et al., 2002). Alterações antrópicas na cobertura natural dos solos do semi-árido influenciam diretamente a dinâmica dos nutrientes ali presentes, principalmente o ciclo do C e N (BORTOLON et al., 2009; MENEZES et al., 2012; SOUSA et al., 2012). Estudos recentes demonstram o impacto das mudanças climáticas nas florestas tropicais secas (DEBLAUWE et al., 2008; ALBUQUERQUE et al., 2012; D'ODORICO et al., 2013; SCHULZ, 2017). Contudo, pouco se sabe a respeito da dinâmica dos ciclos biogeoquímicos nesse ambiente e como essas mudanças afetam as emissões de GEE (MENEZES et al., 2012; SOUZA et al., 2012). Portanto, estudos que ajudem a esclarecer a dinâmica do C e N nos solos de regiões semi-áridas são de extrema importância para adoção de estratégias que visem a minimizar os impactos causados pela mudança climática global, uma vez que estes elementos químicos afetam a emissão dos GEE.

Avaliando as emissões de gases do solo de uma floresta natural (Caatinga) e de um pasto, Ribeiro et al. (2016) verificaram que a alteração do uso solo afeta a temperatura, a umidade e a estrutura. Os mesmos autores ainda observaram que as variáveis ambientais, como a temperatura e umidade do solo também influenciam as emissões de GEE, uma vez a dinâmica da atividade microbiana é alterada. Sousa et al. (2012) verificaram que a regeneração natural de pastagens em áreas ameaçadas de desertificação de regiões tropicais secas é uma boa estratégia recuperação dessas áreas. Medeiros et al. (2017) verificaram que os efeitos negativos no solo causados pela conversão de florestas nativas em áreas agricultáveis ainda são detectados a longo prazo. Contudo, ainda são poucos os estudos disponíveis sobre o uso do solo nesta região (LEAL et al., 2005; ALBUQUERQUE et al., 2012; SANTOS et al., 2014 e SCHULZ et al., 2017).

## **2.2 Carbono do solo**

Atualmente, uma das questões mais debatidas no âmbito global é a mudança climática, devido às consequências que os aumentos na temperatura podem causar no meio ambiente. Segundo o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2013), a adaptação a mudança climática, bem como a mitigação das emissões antrópicas de gases de efeito estufa – GEE são de extrema importância para resiliência das populações.

O aquecimento global é causado pelo aumento na concentração excessiva dos gases de efeito estufa na atmosfera, especialmente o dióxido de carbono. As emissões são advindas principalmente da queima de combustíveis fósseis e pela mudança no uso da terra (IPCC, 2013). O maior reservatório terrestre de carbono é o solo, que armazena aproximadamente quatro vezes mais C do que a biomassa vegetal e três vezes mais do que a atmosfera, sendo considerado como o maior sumidouro em potencial (WATSON, 2001; CHAPIN et al., 2009).

A agricultura contribui diretamente com aproximadamente 31% das emissões globais de gases de efeito estufa, sendo 17% correspondentes à conversão de uso da terra de ecossistema natural para áreas de uso agrícola (LYBBERT; SUMMER, 2012). O manejo dos solos agrícolas é um dos fatores determinantes nos estoques de carbono no solo. Contudo, a agricultura também sofre as consequências das alterações climáticas, que podem alterar a produtividade primária líquida e a qualidade dos produtos agrícolas, além de redução de áreas adequadas para a produção agrícola (CAMPO et al., 2016).

A conversão de florestas em sistemas agrícolas pode alterar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo devido a mudanças na quantidade e qualidade dos compostos de carbono orgânico do solo (COS) e na decomposição (MURTY et al., 2002). Uma estimativa das variações dos teores de C de solos tropicais (0-30 cm) após a mudança do uso da terra constatou que a conversão de florestas, especialmente de florestas primárias em sistemas agrícolas, sempre leva a perdas de COS, verificando-se maiores perdas na conversão de floresta primária para culturas perenes (-32%) (DON et al., 2011). Wei et al. (2014) avaliaram 119 publicações e observaram que os estoques de COS caíram em 98% dos locais após a conversão de florestas em terras agrícolas. Os mesmos autores notaram ainda que, nas regiões tropicais, a queda nos estoques de C estava associada principalmente à precipitação anual média, ao teor de argila do solo, à densidade aparente, à concentração inicial de COS e pela concentração total inicial de nitrogênio.

O armazenamento de C no solo é influenciado por três tipos de variáveis: ambientais ou condições edafoclimáticas; bióticas da fauna edáfica (SILVA et al., 2006; MCSHERRY; RITCHIE, 2013); e antrópicas ou práticas agrícolas e suas interações. Os processos de erosão, decomposição, volatilização e lixiviação são os principais responsáveis pela dinâmica do C no solo (PAULA; VALLE, 2007; PRUSKI, 2011; MCSHERRY; RITCHIE, 2013). O COS geralmente compõe aproximadamente 58% da matéria orgânica do solo (MOS) (STOCKMANN et al., 2013) e é derivado de resíduos animais, vegetais e de micro-

organismos, materiais carbonizados e compostos humificados (ROSCOE; MACHADO, 2002).

O sequestro de C no solo se dá pelo processo de transformação da MOS pela ação dos micro-organismos em húmus (estágio mais resistente à ação microbiana) e agregação do solo, pelo rearranjo das partículas primárias do solo, protegendo a MOS (BAYER; MIELNICZUK, 2008). A decomposição da MOS é fortemente influenciada pelas condições climáticas, estrutura da comunidade microbiana e composição molecular dos compostos de carbono (SCHMIDT et al., 2011).

Os estudos com relação às variações sazonais em ambientes tropicais secos ainda são escassos para uma melhor compreensão sobre a extensão e magnitude dos impactos nesses ambientes (CAMPO; MERINO, 2016). Campo e Merino (2016) avaliando os efeitos do regime de precipitação sobre o ciclismo do C em ecossistemas de climas semi-árido, úmido e sub-úmido, na Península de Yucatán, verificaram que os estoques de carbono no solo em ecossistemas de florestas tropicais sazonalmente secas tem maior potencial em estocar carbono no solo quando comparada as áreas tropicais úmidas e sub-úmidas e atribuíram este resultado a decomposição mais lenta da matéria orgânica no período seco. Cuevas et al. (2013) avaliando a dinâmica da matéria orgânica do solo em florestas tropicais sazonalmente secas também na Península de Yucatán, verificaram maiores concentrações de carbono no solo em períodos secos.

Entretanto, Marín-Spiotta e Sharma (2013), compilaram 81 estudos de áreas tropicais secas, úmidas e sub-úmidas e constataram que as florestas secas apresentaram reservas de C do solo significativamente menores em comparação as florestas úmidas e sub-úmidas. Os mesmos autores verificaram ainda que a temperatura e pluviosidade média foram as variáveis mais significativas com relação às modificações nos estoques de C.

Alguns estudos sobre solos de regiões tropicais e subtropicais indicaram a importância de estoque do COS sobre a qualidade do solo e sustentabilidade em longo prazo da produção agrícola, considerando o C do solo uma variável sensível às modificações do ambiente (SINGH et al., 2004; CHAUDHURY et al., 2005; MANDAL, 2005; SHARMA et al., 2005; MAJUMDER et al., 2008; MANDAL et al., 2007). O COS pode ser considerado como um bom indicador da qualidade do solo (LIU et al., 2005; NEVES et al., 2009; BOLAN et al., 2012) uma vez que está intimamente ligado as propriedades intrínsecas do solo, como mineralogia, textura, estrutura, além de apresentar correlações com a vegetação, as práticas de

manejo, o clima e a drenagem (RESCK et al., 2008; LEHMANN; KLEBER, 2015; BLANCO-MOURE et al., 2016).

A conversão de florestas em áreas agrícolas pode ocasionar a oxidação microbiana dos materiais orgânicos previamente protegidos nos agregados do solo, que são destruídos pelas práticas agrícolas, promovendo assim a redução da matéria orgânica e consequente perda de C (NAVARRETE; TSUTSUKI, 2008). Diversos estudos têm constatado a associação do C aos agregados do solo, como o de Castro Filho et al. (2002) no qual foi verificado que o aumento do teor de carbono orgânico proporcionou melhor agregação das partículas do solo. Haile et al. (2008) observaram que os agregados de solo são importantes agentes de retenção de COS. Barreto et al. (2009), Salomé et al. (2010) e Thevenot et al. (2010) sugeriram que a formação de agregados pode estar intimamente ligada ao armazenamento e estabilidade COS. Diversos autores (PULLEMAN; MARINISSEN 2004; BOSSUYT et al., 2005; RAZAFIMBELO et al., 2008; SIX; PAUSTIAN et al., 2014) relataram que a agregação do solo proporciona proteção física contra a decomposição rápida pela microbiota do solo, proporcionando acúmulo de C.

A mineralogia e a textura do solo exercem papel fundamental na retenção de COS (ZINN et al., 2007a; ZINN et al., 2007b), principalmente em ambientes tropicais, onde as altas temperaturas e precipitações tendem a acelerar a taxa de decomposição da MOS e reduzir o COS (KLUMPP et al., 2009; STOCKMANN et al., 2013; LEHMANN; KLEBER, 2015). Lal (2007) relataram que os solos de textura arenosa tendem a apresentar maior perda de C, principalmente aqueles que apresentam argilas de baixa atividade, menor agregação das partículas do solo e maior lixiviação. Toriyama et al. (2015) verificaram que o tipo de floresta e a mineralogia do solo influenciaram fortemente os estoques de C do solo num ambiente tropical seco, no Sudeste da Ásia.

Apesar de considerar o estoque de C no solo um indicador chave da qualidade do solo, Lal (2015) considerou que além de sua quantidade deve-se determinar outros parâmetros de COS, como sua distribuição em profundidade, qualidade e atributos (físicos, químicos, biológicos). A variação do C do solo pode não ser suficiente para a compreensão dos impactos do manejo do solo (BARRETO et al., 2011). Assim, a identificação das formas de distribuição de COS nos diferentes compartimentos que constituem a MOS (BEZERRA et al., 2013) pode contribuir no estabelecimento de estratégias de manejo que minimizem os impactos causados ao solo pelos cultivos agrícolas (ROSSI et al., 2011). Além do C e seus compartimentos, a atividade enzimática do solo também são consideradas bons indicadores dos impactos causados pelo manejo do solo (PEREZ et al, 2004; NUNES et al., 2009).

Diversos estudos realizados em regiões tropicais secas têm constatado que a conversão de áreas de vegetação nativa promove reduções nos estoques do carbono do solo e que a recuperação desses estoques pode ser muito lenta. Estudos na Caatinga como realizado por Maia et al. (2007), Sacramento et al. (2013), Barros et al. (2015), Schulz et al. (2016), Medeiros et al. (2017) verificaram que os teores de carbono do solo foram superiores em áreas de vegetação nativa quando comparados aos teores de áreas em estágios sucessionais ou sob cultivos. Entretanto os estudos em

### **2.3 Substâncias húmicas**

A MOS é composta de componentes vivos (raízes de plantas e organismos do solo) e não-vivos (resíduos de plantas e animais em decomposição, substâncias humificadas e as não humificadas) (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004; PRIMO et al., 2011). As substâncias não-húmicas são compostos lábeis com uma rotação relativamente rápida no solo, uma vez que são facilmente utilizados como substratos por micro-organismos do solo (SCHMIDT et al., 2011). Já as substâncias húmicas (SH) são compostos de matéria orgânica mais estáveis e constituem uma porção significativa do C e N orgânicos do solo total (MILORI et al., 2002; GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004). As SH's compõe cerca de 40 a 60% da MOS (PAUL et al., 2001; GUIMARÃES et al., 2013) e influenciam as propriedades químicas (capacidade de troca catiônica, capacidade tampão, reações ácido-base e complexação de metais) e físicas (capacidade de retenção de água e estrutura) do solo (STEVENSON, 1994; WANDER, 2004).

A baixa taxa de decomposição e o elevado tempo de residência das SH nos solos ocorrem provavelmente por não serem uma fonte de energia prioritária para as comunidades de decompositores e apresentarem natureza recalcitrante por possuírem ligações múltiplas que são clivadas por um grupo especial de fungos (LÜTZOW et al., 2006; GRINHUT et al., 2007; GUIMARÃES et al., 2013; MUSCOLO et al., 2013). No entanto, o tempo de residência de substâncias húmicas no solo é determinado não só pela sua recalcitrância primária, mas também pelo do uso do solo e pelas práticas agrícolas associadas (Kotzé et al., 2016). As variações climáticas também influenciam a composição das frações húmicas do solo, principalmente por meio de mudanças na vegetação (ARMAS-HERRERA et al., 2013).

As SH apresentam estruturas complexas, com orientação molecular variável, e são separadas em C-ácidos fúlvicos (C-AF), C-ácidos húmicos (C-AH) e C-humina (C-HUM), por meio de uso de soluções alcalinas e ácidas (BENITES et al., 2003; GRINHUT Et al., 2007; SCHIAVO et al., 2007). Os ácidos fúlvicos (AF) são a fração mais reativa, de maior

solubilidade (solúveis em meio alcalino e em ácido diluído) e mobilidade, que apresenta compostos de baixa massa molecular, como polissacarídeos, aminoácidos e compostos fenólicos. Os ácidos húmicos (AH) apresentam coloração escura e composição macromolecular mais elevada do que os AF, provavelmente pela maior proporção de compostos mais aromáticos e menos carboxílicos, são solúveis em meio alcalino e insolúvel em meio ácido diluído. Já a humina (HUM) apresenta composição variada, elevada hidrofobicidade e é insolúvel tanto em meio alcalino quanto em meio ácido (STEVENSON, 1994).

A humina geralmente tem predominância na fração orgânica de solos tropicais, pois as frações húmicas menos evoluídas (ácidos fúlvicos e húmicos) tendem a ser oxidadas, enquanto as mais estáveis (ácidos húmicos e humina) se acumulam (CANELLAS; SANTOS, 2005). Esta fração é menos propensa a mudanças, mesmo em sistemas de manejo diferentes, devido a sua composição mais recalcitrante e a sua insolubilidade (PRIMO et al., 2011).

Um solo de boa qualidade, entre outras características, deve apresentar equilíbrio entre formas estáveis e mineralizáveis da matéria orgânica. Assim, as substâncias húmicas são um bom indicador da qualidade do solo (SILVA; MENDONÇA, 2007; GUIMARÃES et al., 2013). Caetano et al. (2013) observaram que a fração ácido fúlvico foi mais sensível às alterações causadas pela conversão da cobertura com vegetação original para o uso agrícola em Neossolo Quartzarênico do que o carbono orgânico total. Guimarães et al. (2013) também constataram que o ácido fúlvico foi eficaz na discriminação das mudanças no uso da terra, devido à sua característica labilidade. Spaccini et al. (2006) observaram que as substâncias húmicas reduziram com a conversão de áreas nativas em áreas agrícolas e também indicaram as SH como indicadores da perturbação do solo (MORAES et al., 2011).

As relações entre as frações humificadas também podem ser utilizadas como indicadores da qualidade do solo. A relação entre os ácidos húmicos e fúlvicos (AH/AF) reflete a mobilidade do carbono orgânico do solo, sendo um indicador da condensação da MO, expressando o grau de evolução do processo de humificação (CANELLAS; SANTOS, 2005; GUIMARÃES et al., 2013). Quando esta relação apresenta valores inferiores a 1,0 significa que a MOS apresenta um baixo grau de humificação (CANELLAS; SANTOS, 2005; GUIMARÃES et al., 2013). Valores acima de “1” podem ser indicativos da perda da fração AF devido a sua maior solubilidade e mobilidade (PRIMO et al., 2011; ZANINETTI et al., 2016). Em geral, os solos arenosos apresentam maiores proporções devido à solubilidade e

perda seletiva de ácidos fúlvicos durante a decomposição da MOS (GUIMARÃES et al., 2013).

Já a relação entre ácidos húmico e fúlvico combinados e a humina ((AH + FA = Extrato alcalino - EA) / humina) pode fornecer informações sobre a perda de MOS através do perfil do solo ou ainda fornecer informações sobre a gênese do solo, identificando zonas de movimentação ou acúmulo de carbono (BENITES et al., 2003). Valores da relação C-EA/C-HUM maiores que 1,0 podem indicar a translocação e o acúmulo das frações mais solúveis no perfil (FONTANA et al., 2010).

## **2.4 Frações oxidáveis da matéria orgânica**

A determinação das frações mais lábeis do solo é de extrema importância na compreensão dos impactos do manejo do solo. Embora as frações mais lábeis de C do solo representem apenas uma pequena porcentagem do COT, alterações na qualidade e quantidade podem indicar mudanças no COS (GONG et al., 2008; CHEN et al., 2012), uma vez que estas frações são as mais sensíveis às alterações ambientais (MAIA et al., 2007; LOSS et al., 2009; BARRETO et al., 2011). As frações mais recalcitrantes também possuem papel fundamental na determinação do estado da qualidade do solo, podendo fornecer informações sobre a recalcitrância dos compostos orgânicos presentes, dando indicações sobre a sua estabilidade em diferentes tipos de solos comuns ao respectivo ecossistema (MARTINS et al., 2015).

Com relação ao grau de oxidação, o carbono do solo é dividido em quatro frações (F1, F2, F3 e F4), sendo as frações F1 e F2 mais lábeis e associadas com a mineralização de nutrientes e a formação e estabilização de macroagregados (CHAN et al., 2001). Já as frações F3 e F4 são mais recalcitrantes, por apresentar em composição química de estrutura mais complexa, resultantes da decomposição e humificação da MOS (STEVENSON, 1994), sendo a F4 denominada por CHAN et al. (2001) como compartimento passivo da MOS.

Diversos estudos do solo (BARRETO et al., 2011; LI et al., 2016; BHARALI et al., 2017; YU et al., 2017) têm utilizado os diferentes graus de oxidação da MOS como indicadores da qualidade do solo, tendo as frações lábeis se mostrado mais sensíveis às práticas de manejo no. Oliveira et al. (2016b) constataram que o C da F1 foi indicador sensível de mudanças nos níveis de COT causadas por modificações no manejo da cobertura do solo e recomendaram esta fração como ferramenta útil para monitorar os níveis de matéria orgânica do solo em curto prazo. Avaliando a influência de diferentes usos da terra sobre as

frações de C oxidáveis, Datta et al. (2015) também observaram que maiores variações ocorreram nas frações de C facilmente oxidáveis, e apenas pequenas alterações foram detectadas nas frações de C recalcitrantes.

Um estudo realizado por Rangel et al. (2008) verificou maiores concentrações de C nas frações F3 e F4 numa área de mata, enquanto nas áreas com cultivos apresentaram maiores teores de C nas frações F1 e F2. As frações mais lábeis (F1 e F2) também se mostraram sensíveis em relação a umidade do solo. Loss et al. (2013) e Costa et al. (2013) observaram que áreas de cultivos irrigados apresentaram maiores teores de C que as áreas não irrigadas, sendo esse aumento concentrado nas frações mais lábeis (F1 e F2).

## **2.5 Atividades enzimáticas do solo**

As enzimas são definidas como moléculas natureza normalmente proteicas ou constituídas de RNA (riboenzimas) e catalizam reações diversas, reduzindo a energia de ativação da reação (SHIJIE, 2017). A atividade enzimática do solo é determinada principalmente pelos organismos decompositores da MOS. As enzimas extracelulares mineralizam o carbono orgânico, nitrogênio e fósforo da MOS (WARING et al., 2014). A recuperação de nutrientes a partir de resíduos orgânicos e da MOS é essencial no fornecimento de nutrientes às plantas, bem como para manter a biodiversidade da comunidade microbiana do solo (SINSABAUGH et al., 2008; WANG et al., 2012).

As enzimas têm participação essencial nos processos relacionados a qualidade do solo. Assim, o estudo das enzimas é de fundamental importância como indicador nas alterações no solo causada pelos diversos usos e manejos do solo (QUILCHANO; MARANÓN, 2002; PANETTIERI et al, 2014) e na degradação de substâncias tóxicas (KENNEDY; DORAN, 2002), além de desempenharem o papel de catalizadoras de diversas reações dos ciclos biogeoquímicos (MENDES; VIVALDI 2001).

A atividade enzimática do solo é afetada pelas propriedades deste, como disponibilidade e composição de carbono, pH, temperatura, umidade, textura e mineralogia (STEINWEG et al., 2013; VINHAL-FREITAS et al., 2013; RAIEZI; BEHESHTI, 2014). Kotroczó et al. (2014) e Kivlin e Treseder (2014) afirmaram que a sazonalidade também exerce forte influência sobre a atividade das enzimas, uma vez que as mudanças climáticas modificam a estrutura da comunidade microbiana.

Análises de atividades enzimáticas como as de  $\beta$ -glucosidade, fosfatases e urease, podem ser usadas para avaliar a atividade dos micro-organismos e também a mineralização de substratos específicos, podendo indicar como está o equilíbrio no sistema solo-planta, através da avaliação de ciclagem de nutrientes, nitrificação e oxidação, dentre outros processos (DICK et al., 1996). Muitos trabalhos demonstram a importância da determinação da atividade enzimática para avaliação da qualidade do solo (DICK et al., 1996; MENDES; VIVALDI, 2001; GARCIA et al., 2002; MATSUOKA, 2003; SINSABAUGH et al., 2008; BEHESHTI et al., 2012; EVANGELISTA et al., 2012; MEDEIROS et al., 2015).

A  $\beta$ -glucosidase é catalizadora das reações de hidrólise terminal (à glicose) de fragmentos de celobiose por hidrólise de celulose, principal componente de polissacarídeos de plantas (UEDA et al., 2010; MAEDA et al., 2012). Atua na degradação de compostos orgânicos reduzindo o tamanho molecular das estruturas orgânicas, formando no final o açúcar  $\beta$ -D-glucose (TABATABAI, 1994). A atividade desta enzima correlaciona-se positivamente com os teores de C no solo (MATSUOKA, 2003).

A enzima urease atua na hidrólise da uréia a  $\text{CO}_2$  e  $\text{NH}_3$  (DICK et al., 1996). Trata-se de uma enzima intra e extracelular, que fora das células dos micro-organismos comumente encontra-se estabilizada por adsorção aos colóides do solo, particularmente argilas e matéria orgânica, e pode continuar a funcionar neste estado (KRAJEWSKA, 2009).

As fosfatases hidrolisam fosfatos orgânicos que podem ser absorvidos pelas plantas. A diferenciação em ácida ou alcalina é dada de acordo com o pH do meio, em pH 6,5 é chamada de fosfatase ácida e em pH 11 fosfatase alcalina (ALEF; NANNIPIERI, 1995). Diversos fatores interferem na velocidade das reações como a concentração de P no solo (ALEF; NANNIPIERI, 1995), a profundidade no perfil (BABUJIA et al., 2010), a umidade no solo (FRAZÃO et al., 2010), e a matéria orgânica do solo (PEREZ et al., 2004), o pH (ALEF; NANNIPIERI, 1995), entre outros fatores.

O potencial de síntese e a produção enzimática são determinados, direta ou indiretamente, pela composição da comunidade microbiana e o seu tamanho. Alterações na comunidade microbiana do solo devido à intervenção humana refletem-se nas atividades enzimáticas do solo (ACOSTA-MARTÍNEZ et al., 2008; SCHMIDT et al., 2011; BOWLES et al., 2014; SMITH et al., 2015). Medeiros et al. (2017) comparando áreas em com diferentes idades de estágios sucessionais, contaram que as atividades enzimáticas em solos em ambiente de regeneração tardia foram mais elevadas. Já em outro estudo em estudo numa região tropical seca de Pernambuco, Brasil, Medeiros et al. (2015) observaram que a

conversão de floresta nativa em monocultura não afetou a atividade das enzimas do solo, constatando maior atividade na área de monocultivo.

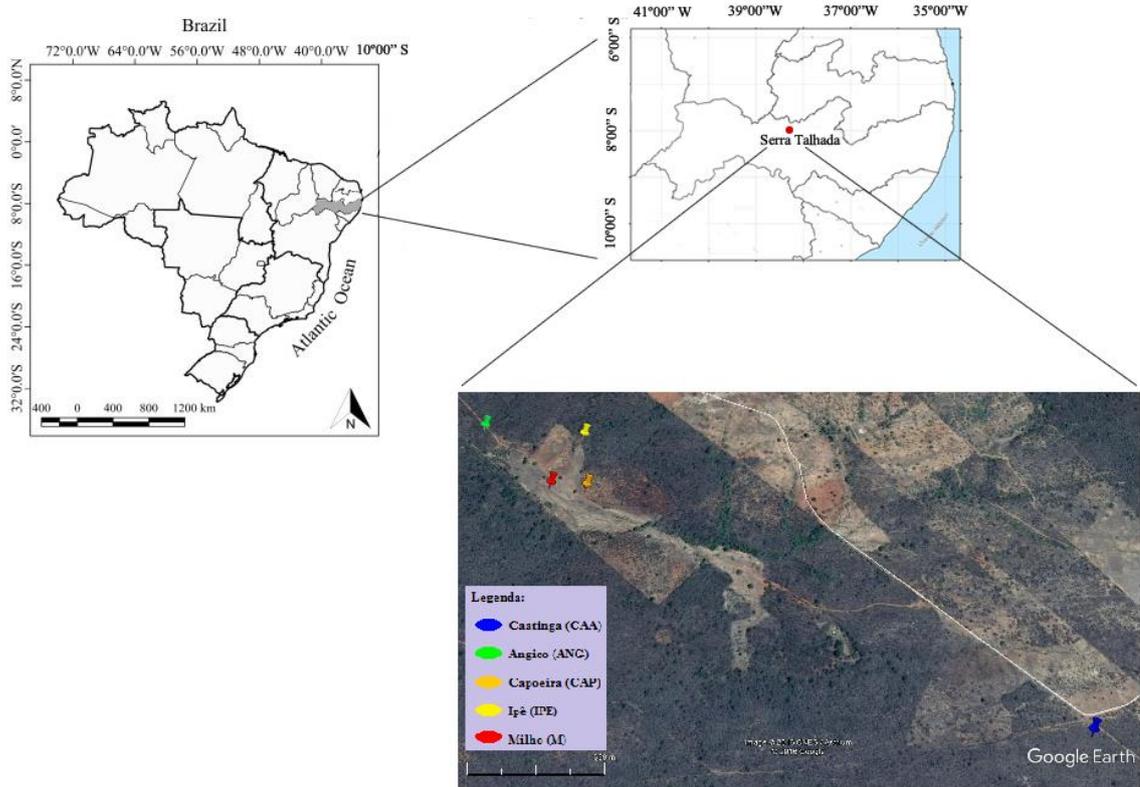
Contudo, as atividades enzimáticas totais no solo são devidas à contribuição de atividades enzimáticas tanto extracelulares quanto intracelulares (Dick, 1997; Nannipieri et al., 2002). Como as enzimas extracelulares estão imobilizadas na fração húmica e mineral do solo a sua atividade nos solos está condicionada a outros fatores além da comunidade microbiana, como composição da vegetação, práticas de gestão, o pH do solo, teor de umidade e temperatura do solo, a estabilidade de agregados e a compactação (BENITEZ et al., 2005; RAIEZI; BEHESHTI, 2014). Alguns estudos têm demonstrado que as atividades enzimáticas do solo são menos sensíveis às variações sazonais (LEBRUN et al., 2012; ADAMCZYK et al., 2014). Steinweg et al. (2013) avaliando a resposta de atividades de enzimas hidrolíticas em um experimento de mudança climática multifatorial, a fim de verificar os efeitos sazonais, constataram após um ano de manipulações climáticas que nem o aquecimento experimental nem a manipulação da umidade afetaram consistentemente atividades enzimáticas potenciais.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

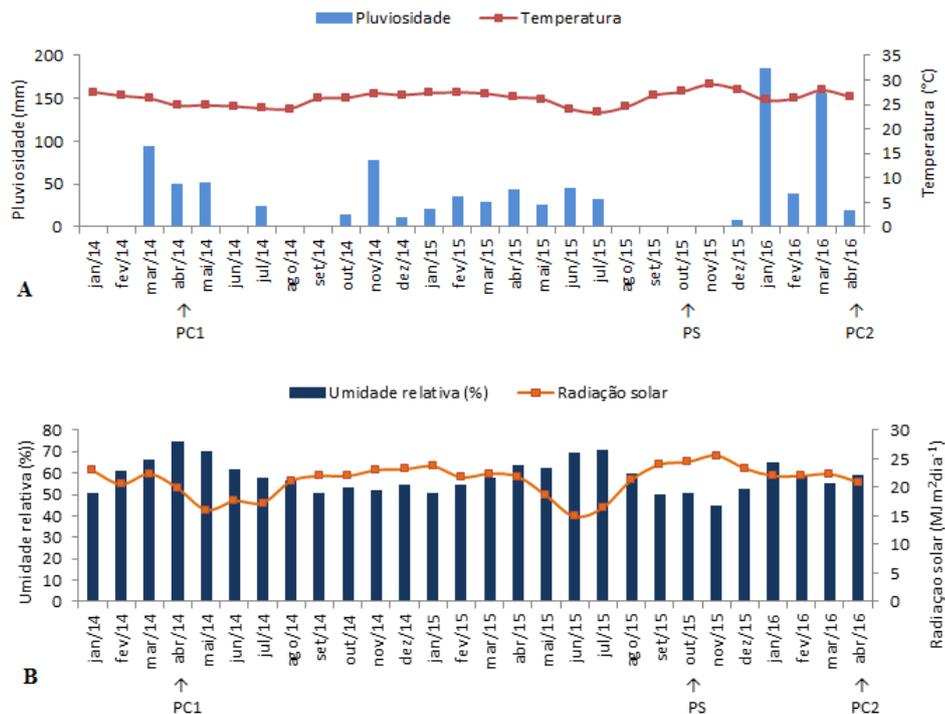
#### **3.1 Áreas de estudo e coleta das amostras de solo**

O estudo foi realizado na fazenda Buenos Aires, no município de Serra Talhada – PE (7°59'31" S e 38°17'59" O, 430 m), Microrregião do Vale do Pajeú, Pernambuco, Brasil (Figura 1).

O clima local é classificado de acordo com Köppen (ALVARES et al., 2013) como BSh, semi-árido quente, com temperatura média anual de 28 °C. A precipitação média anual é de 600 mm, com distribuição concentrada de janeiro a abril, enquanto os meses entre maio e novembro são relativamente secos. Os dados de precipitação pluviométrica, temperatura, umidade e radiação solar durante o período de estudo estão expressos na Figura 2. O solo foi caracterizado como Luvissole Crômico (SANTOS et al., 2013).



**Figura 1.** Mapa do Brasil, de Pernambuco com o município de Serra Talhada e pontos de coleta de amostras de solo na fazenda Buenos Aires (Serra Talhada, Pernambuco, Brasil)



**Figura 2.** Valores médios de precipitação pluviométrica e temperatura média (A). Fonte: Estação automática localizada na área experimental (UFRPE/UAST). Umidade relativa média do ar e radiação solar (B). Fonte: INMET

Foram selecionadas cinco áreas a fim de verificar os impactos na qualidade do solo, após a conversão da vegetação primária em área de monocultivos, uma com vegetação nativa; três em estágios sucessionais após monocultivo; e uma área sob cultivo agrícola.

Segue abaixo a descrição do uso e histórico das áreas:

- Vegetação nativa - Caatinga (CAA – 7°57'47.0"S, 38°23'01.5"W): preservada (ex.: Utilizada no pastejo do gado) (Figura 3).



**Figura 3.** Área de vegetação nativa – Caatinga (Caa), Fazenda Buenos Aires, Serra Talhada. Período chuvoso - PC1 (A); período seco - PS (B); período chuvoso - PC2 (C)

- Floresta de Angico (ANG – 7°57'07.5"S, 38°23'56.1"W): é coberta com Angico (*Anadenanthera* sp.) desde 1978. Antes de 1978 foi cultivada com algodão (*Grossypium hirsutum*) e palma (Figura 4).



**Figura 4.** Área coberta com angico (ANG), Fazenda Buenos Aires, Serra Talhada. Período chuvoso - PC1 (A); período seco - PS (B); período chuvoso - PC2 (C)

- Floresta de Ipê (IPE – 7°57'10.1"S, 38°23'45.5"W): cultivada com capim buffel (*Cenchrus ciliaris*) e algodão (*Grossypium hirsutum*). Em 1998 realizou-se uma aração e sementes de Ipê quiescentes germinaram e predominam até os dias atuais. Verifica-se trânsito de animais (Figura 5).



**Figura 5.** Área coberta com Ipê (IPE), Fazenda Buenos Aires, Serra Talhada. Período chuvoso - PC1 (A); período seco - PS (B); período chuvoso - PC2 (C)

- Capoeira (CAP – 7°57'16.2"S, 38°23'45.4"W): coberta com capoeira há mais de 20 anos. Predominância de plantas como jurema preta (*Mimosa tenuiflora*), jurema branca (*Piptadenia stipulacea*), marmelo (*Croton sonderianus*), malva (*Waltheria indica*), Juá (*Zizyphus joazeiro*) e plantas herbáceas (Figura 6).



**Figura 6.** Área de capoeira (CAP), Fazenda Buenos Aires, Serra Talhada. Período chuvoso - PC1 (A); período seco - PS (B); período chuvoso - PC2 (C)

- Milho (M – 7°57'15.4"S , 38°23'49.1"W): área em pousio. Cultivada com milho (*Zea mays*) de forma convencional de 2005 a 2015, passou por um período de pousio, de 2011 a 2013, devido à seca. Recebe aplicação de adubo orgânico (esterco de ovinos) (Figura 7).



**Figura 7.** Área cultivada com Milho (M), Fazenda Buenos Aires, Serra Talhada. Período chuvoso - PC1 (A); período seco - PS (B); período chuvoso - PC2 (C)

As cinco áreas selecionadas possuíam 100 m<sup>2</sup>, em relevo plano e na mesma classe de solo. Foram realizadas três amostragens de solo em abril de 2014 e abril de 2016, caracterizados como períodos chuvosos (PC1 e PC2, respectivamente); e outubro de 2015, caracterizado como período seco (PS). Em todos os períodos, para cada área, foram abertas cinco “mini-trincheiras” nas dimensões de 20 × 20 × 20 cm, sendo cada uma destas considerada como uma repetição. As amostras de solo foram coletadas nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm.

As amostras para avaliação das características biológicas e bioquímicas foram mantidas sob refrigeração à 4°C imediatamente após a coleta e durante o transporte. Para determinação da densidade do solo foram coletadas amostras não deformadas, com auxílio de anéis de Kopecky, com volume interno conhecido (78,3 cm<sup>3</sup>), em todas as camadas. As amostras de solo com estrutura deformada e preservada foram coletadas no mesmo ponto amostral.

Todas as amostras foram transportadas para a Central de Laboratórios de Garanhuns (CENLAG). As análises químicas e biológicas foram realizadas no Laboratório de Química Agrícola e Ambiental (LQAA) e as análises enzimáticas foram realizadas no Laboratório de Enzimologia e Microbiologia Ambiental (LEMA), ambos localizados na Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Garanhuns – UFRPE/UAG.

### **3.2 Atributos químicos e físicos dos solos**

Para determinação dos atributos químicos e físicos as amostras foram secas ao ar e passadas em peneira com malha de 2 mm. As amostras para fins de análises biológicas e bioquímicas foram retiradas do refrigerador, peneiradas e novamente armazenadas a 4,0 °C.

A caracterização química do solo foi realizada de acordo com manual da Embrapa (2009). As análises químicas analisadas foram: pH, fósforo (P), sódio (Na<sup>+</sup>), potássio (K<sup>+</sup>), alumínio (Al<sup>3+</sup>), cálcio (Ca<sup>2+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>) e acidez potencial (H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup>). O pH foi determinado em água (1:2,5). O P, Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup> foram extraídos com Mehlich-1, sendo o P determinado por colorimetria em comprimento de onda 725 nm (Braga; Defelipo, 1974) e Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup> por fotometria de chama. A acidez potencial (H+Al) foi extraída com solução tamponada de acetato de cálcio a pH 7,0, sendo determinada por titulometria. O cálcio (Ca<sup>2+</sup>) e magnésio (Mg<sup>2+</sup>) foram extraídos com solução de KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e determinados por espectrofotometria de absorção atômica. Com os resultados foram calculados a soma de bases (SB) e a capacidade de troca de cátions (CTC) (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização química do Luvissole das áreas estudadas em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil

Áreas	pH (H <sub>2</sub> O) Ca <sup>2+</sup> Mg <sup>2+</sup> K <sup>+</sup> Na <sup>+</sup> ----- Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----					pH (H <sub>2</sub> O) Ca <sup>2+</sup> Mg <sup>2+</sup> K <sup>+</sup> Na <sup>+</sup> :----- Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----					pH (H <sub>2</sub> O) Ca <sup>2+</sup> Mg <sup>2+</sup> K <sup>+</sup> Na <sup>+</sup> :----- Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				
	PC1					PS					PC2				
	0-5 cm														
Caatinga	7,4	6,3	2,9	0,3	0,0	7,7	8,3	3,0	1,3	0,3	7,3	10,1	2,1	0,7	0,1
Angico	6,6	3,6	3,5	0,3	0,0	6,7	6,6	2,5	1,9	0,3	6,3	6,6	2,0	0,6	0,1
Capoeira	6,8	4,7	3,1	0,4	0,0	7,0	4,6	2,4	0,7	0,2	6,9	5,4	2,0	0,6	0,2
Ipê	6,9	5,7	3,7	0,4	0,0	7,1	8,5	2,5	0,5	0,1	7,1	8,3	2,5	0,8	0,2
Milho	7,2	6,0	4,8	0,5	0,1	6,7	8,3	3,5	0,7	0,2	6,6	8,0	2,9	0,7	0,3
	5-10 cm														
Caatinga	7,3	5,2	2,4	0,3	0,0	7,3	6,8	2,9	0,7	0,3	7,2	8,0	2,5	0,8	0,2
Angico	6,4	3,8	3,4	0,2	0,0	6,5	6,4	2,7	0,9	0,2	6,6	5,5	1,9	0,6	0,1
Capoeira	6,7	5,0	3,4	0,3	0,0	6,9	6,0	2,9	0,4	0,1	6,7	6,0	2,2	0,6	0,1
Ipê	7,0	6,5	3,7	0,4	0,1	7,0	8,8	2,4	0,7	0,2	7,0	9,4	2,9	0,7	0,2
Milho	7,2	6,0	4,8	0,3	0,2	6,7	9,2	3,6	0,5	0,1	6,7	9,5	3,2	0,6	0,2
	10-20 cm														
Caatinga	7,1	5,0	2,9	0,2	0,0	6,8	6,7	3,2	0,6	0,2	7,1	7,4	2,1	0,5	0,1
Angico	6,5	4,2	3,9	0,2	0,0	6,5	5,7	2,6	0,9	0,3	6,6	6,0	2,4	0,4	0,1
Capoeira	6,7	5,7	4,1	0,3	0,0	6,9	6,8	3,1	0,4	0,1	6,2	7,4	2,8	0,3	0,1
Ipê	7,0	6,5	3,9	0,3	0,1	7,0	11,1	2,2	0,7	0,3	7,2	9,3	2,7	0,6	0,2
Milho	6,8	6,2	4,7	0,3	0,0	6,8	10,0	3,8	0,4	0,2	6,7	10,3	3,3	0,4	0,2
	P	H+Al	SB	CTC	P	H+Al	SB	CTC	P	H+Al	SB	CTC			
	(mg dm <sup>-3</sup> )	----- Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----			(mg dm <sup>-3</sup> )	----- Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----			(mg dm <sup>-3</sup> )	----- Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----					
	0-5 cm														
Caatinga	7,3	0,7	9,5	10,2	30,1	1,7	12,8	14,5	34,6	2,1	13,0	15,0			
Angico	34,5	1,5	7,4	8,9	90,4	3,4	11,3	14,7	105,8	1,6	9,3	11,0			
Capoeira	14,2	1,3	8,1	9,5	36	1,0	7,8	8,8	28,5	1,3	8,2	9,8			
Ipê	30,3	1,4	9,8	11,2	79,8	2,9	11,6	14,5	102,2	1,7	11,7	13,4			
Milho	21,8	1,0	11,4	12,4	46,8	2,2	12,6	14,8	79,6	1,4	11,9	13,2			
	5-10 cm														
Caatinga	2,5	0,7	7,9	8,6	15,5	2,0	10,8	12,8	48,4	2,1	11,5	15,1			
Angico	32,5	1,3	7,5	8,8	108,3	2,2	10,2	12,3	112,8	2,5	8,2	10,6			
Capoeira	2,0	1,4	8,8	10,2	13,8	1,4	9,4	10,7	13,7	3,4	9,0	12,3			
Ipê	32,7	1,2	10,7	12,0	51,3	3,1	12,1	15,1	72,5	2,1	13,1	15,1			
Milho	24,3	1,2	11,3	12,5	54,2	1,9	13,5	15,3	70,5	2,0	13,5	15,5			
	10-20 cm														
Caatinga	0,3	1,2	8,2	9,4	11,2	1,9	10,7	12,6	11,6	1,9	10,1	11,9			
Angico	29,9	1,6	8,3	10,0	82,5	2,5	9,5	11,9	95,7	1,6	9,0	10,5			
Capoeira	3,9	1,4	10,1	11,5	8,4	2,9	10,4	13,3	8,7	2,6	10,6	13,2			
Ipê	14,4	1,2	10,7	12,0	70,1	4,1	14,3	18,3	65,7	1,7	12,7	14,4			
Milho	18,2	1,1	11,1	12,2	23,3	2,7	14,4	17,1	66,8	1,7	14,3	16,0			

SB – Soma de bases; CTC – capacidade de troca de cátions; PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015); e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

Na caracterização física as frações granulométricas dos solos foram determinadas pelo método do hidrômetro, como proposto por Gee e Or (2002), utilizando hexametáfosfato de sódio, com agitação lenta (Tabela 2).

Tabela 2. Composição granulométrica e classe textural dos solos sob diferentes históricos de uso em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil

Áreas	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Textura
0-5 cm				
Caatinga	59,0	25,4	15,6	Franco Arenosa
Angico	76,5	15,4	8,1	Franco Arenosa
Capoeira	68,5	17,9	13,5	Franco Arenosa
Ipê	59,8	24,9	15,3	Franco Arenosa
Milho	53,8	30,5	15,7	Franco Arenosa
5-10 cm				
Caatinga	58,4	23,3	18,4	Franco Arenosa
Angico	72,1	17,1	10,8	Franco Arenosa
Capoeira	62,3	16,5	21,2	Franco Argilosa Arenosa
Ipê	56,4	26,2	17,4	Franco Arenosa
Milho	51,7	30,6	17,7	Franco Arenosa
10-20 cm				
Caatinga	56,2	20,7	23,2	Franco Argilosa Arenosa
Angico	71,0	16,8	12,2	Franco Arenosa
Capoeira	61,7	16,9	21,4	Franco Argilosa Arenosa
Ipê	54,7	27,6	17,4	Franco Arenosa
Milho	55,1	25,8	19,1	Franco Arenosa

Para a densidade do solo (Ds), utilizou-se o método do anel volumétrico, descrito por EMBRAPA (2011), que consiste no uso de anéis cilíndricos de volume conhecido, obtendo-se os valores pela razão entre a massa da amostra seca a 105–110 °C e o volume do anel (Tabela 3).

Tabela 3. Densidade do solo sob diferentes históricos de uso, em três épocas de coleta nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, em Luvissole em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil

Áreas	Densidade do solo								
	PC1	PS	PC2	PC1	PS	PC2	PC1	PS	PC2
	0-5 cm			5-10 cm			10-20 cm		
	g cm <sup>3</sup>								
Caatinga	1,42	1,57	1,36	1,39	1,59	1,16	1,37	1,45	1,28
Angico	1,49	1,46	1,48	1,28	1,27	1,17	1,18	1,43	1,26
Capoeira	1,6	1,51	1,67	1,5	1,36	1,59	1,27	1,04	1,67
Ipê	1,33	1,25	1,3	1,16	0,95	1,45	1,08	0,83	1,32
Milho	1,52	1,42	1,49	1,4	1,19	1,58	1,25	1,09	1,41

PC1 – período chuvoso (abril/2014); PS – período seco (outubro/2015); e PC2 – período chuvoso (abril/2016).

O nitrogênio (N) e carbono orgânico total (COT) foram determinados via combustão seca a uma temperatura de 925° C em analisador elementar CHNS-O (Perkin Elmer PE-2400). Para o cálculo do estoque de carbono total (ECt) foram utilizados os solos coletados nas trincheiras, sendo estimado a partir da expressão:

$$EC = \frac{COT \times Ds \times e}{10}$$

Onde: o estoque de carbono (EC) no solo representa o C acumulado (Mg ha<sup>-1</sup>); COT indica o teor de carbono total na camada (g kg<sup>-1</sup>); Ds, a densidade do solo (Mg m<sup>-3</sup>) e a espessura da camada em análise em cm (Freixo et al., 2002).

Para verificar tendências de acúmulo ou perda de COT na seção de 0–20 cm, foi calculada a variação do estoque de carbono ( $\Delta EC$ ) de cada fração, em comparação à da Caatinga (referência) ( $\Delta EC$ , Mg ha<sup>-1</sup> cm<sup>-1</sup>).

O fracionamento do carbono foi feito conforme Chan et al. (2001), adaptado por Mendonça e Matos (2005). Este fracionamento resultou em quatro frações com graus decrescentes de oxidação. As frações de C oxidáveis obtidas foram:

- F1 - constituída pelo C orgânico oxidável obtido da solução de 3 mol L<sup>-1</sup> H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, e correspondente à fração lábil do C orgânico;
- F2 - obtida pela diferença entre o C orgânico oxidável extraído das soluções de 6 e 3 mol L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, que correspondente à fração moderadamente lábil;
- F3 - obtida pela diferença entre o C orgânico oxidável extraído das soluções de 9 e 6 mol L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, que correspondente à fração moderadamente recalcitrante;
- F4 - foi obtida pela diferença entre o C orgânico oxidável extraído das soluções de 12 e 9 mol L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, que corresponde à fração recalcitrante do C orgânico.

Com a separação das frações de C em F1, F2, F3 e F4, em que o C na fração F1 é considerado como carbono lábil ( $C_L$ ), e o carbono não lábil ( $C_{NL}$ ) é obtido por diferença:  $C_{NL} = COT - C_L$ . Posteriormente, calculou-se a relação  $C_L/COT$ , bem como as relações entre as frações  $F1+F2/F3+F4$ .

As substâncias húmicas (SH) foram identificadas segundo técnica de solubilidade diferencial estabelecida pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (Swift, 1996), conforme adaptação feita por Benites et al. (2003). Foram quantificados os teores de carbono orgânico das frações ácidos fúlvicos (C-FAF), ácidos húmicos (C-FAH) e humina (C-HUM). Foram calculadas as relações  $C-FAH/C-FAF$  e  $C-EA/C-HUM$ , onde  $C-EA =$  carbono do extrato alcalino ( $C-EA=C-FAF+C-FAH$ ) (Benites et al., 2003). Posteriormente, foram calculados os estoques de C das SH, conforme o método descrito por FREIXO et al. (2002).

### **3.3 Atividades enzimáticas dos solos**

As enzimas de solo fosfatases ácida (Fac) (E.C. 3.1.3) absoluta foi estimada conforme Eivazi e Tabatabai (1977); a  $\beta$ -glucosidase (Beta) (E.C. 3.2.1.21) como descrito por Eivazi & Tabatabai (1988), através da quantificação do  $p$ -nitrofenol resultante da reação das enzimas com os substratos  $p$ -nitrofenilfosfato e  $p$ -nitrofenil- $\beta$ -D-glicosídeo, respectivamente. Também se determinou a atividade de urease (Ure) (E.C. 3.5.1.5), pelo método de Kandeler e Gerber (1988).

### **3.4 Análise estatística**

Os dados foram submetidos à análise de variância para verificar a significância do efeito do uso e da sazonalidade nos atributos do solo. As médias foram comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 10% de probabilidade em cada camada. Análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para identificar entre todos os atributos (químicos, microbianos e bioquímicos) quais foram mais sensíveis a variação entre os diferentes usos do solo e a sazonalidade. A análise multivariada foi aplicada separadamente a cada camada (0-5, 5-10 e 10-20 cm). As análises foram feitas com o software STATISTICA 8.0 (Statsoft Inc., Tulsa, USA).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Carbono orgânico total (Cot)

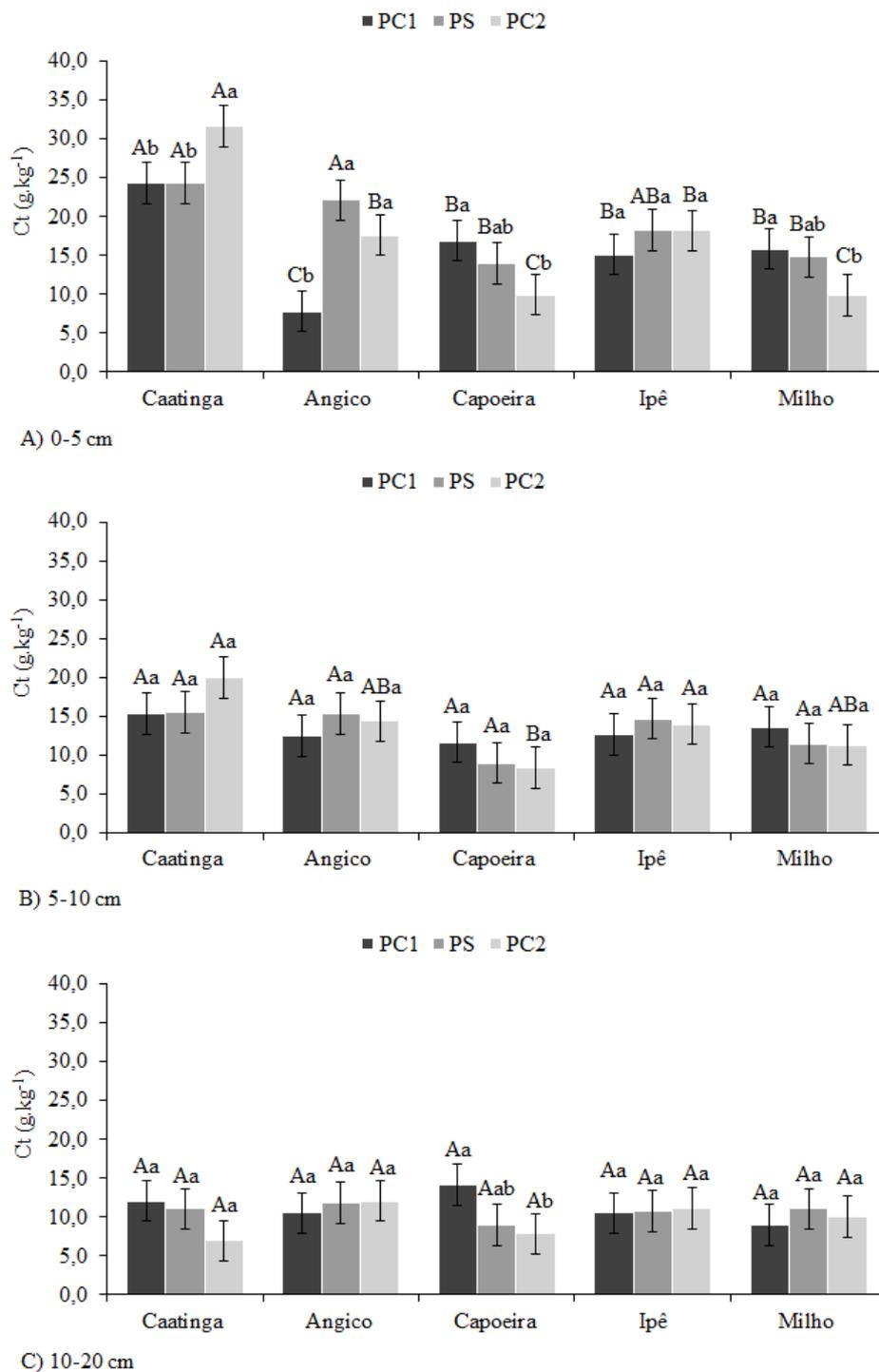
As concentrações médias de COT nos sistemas de uso do solo e períodos de estudo variam entre 7,0 e 31,0 g kg<sup>-1</sup> (Figura 8). O uso do solo e a sazonalidade afetaram significativamente a concentração de COT na camada mais superficial, o que pode estar relacionado ao contato direto da serapilheira com o solo na superfície. Nas camadas mais inferiores (5-10 e 10-20 cm) não houve efeito significativo do uso dos solos, exceto no 2º período chuvoso (PC2) na camada de 5-10 cm, podendo esta diferenciação entre as áreas estar associada ao índice pluviométrico registrado neste período chuvoso (jan-abr/2016) que foi aproximadamente 174% maior em relação ao período chuvoso anterior (PC1).

O efeito sazonal nas camadas abaixo dos 5 cm da superfície foi aparente apenas na área de Capoeira na última camada. Uma maior variação nesta camada mais superficial é esperada, uma vez que em superfície a quantidade de matéria orgânica é mais abundante variável e sensível a alterações (ARMAS-HERRERA et al., 2013).

Durante o período de estudo a maior concentração média de COT foi registrada nos solos com vegetação nativa (Caatinga) (24,3 – 31,6 g kg<sup>-1</sup>), que foi em média 49% maior que as áreas de Capoeira e Milho e 40 e 35% maior que as áreas de Angico e Ipê, respectivamente, na camada de 0-5 cm. Já no PC2, na camada intermediária, os valores de COT da Caatinga foram aproximadamente 63 e 48% maiores do que a área de Capoeira e demais sistemas de uso, respectivamente. Os valores de COT nos solos de Capoeira e Milho, na camada de 0-5 cm reduziram significativamente cerca de 40% no decorrer dos períodos avaliados, enquanto as demais apresentaram acúmulo. Essa mesma redução foi observada na camada de 10-20 cm para área de Capoeira.

A ausência de alterações significativas nas concentrações de COT no solo abaixo da camada de 0-5 cm, observado no presente estudo sugere que mudanças biogeoquímicas no carbono do solo ocorrem principalmente nas camadas superiores do solo. Esses resultados também foram observados em estudo realizado na região semiárida do Nordeste do Brasil, com vegetação nativa do bioma Caatinga, em Luvisolo. Schulz et al. (2016), avaliando o impacto de diferentes intensidades de pastejo de gado, verificaram alterações significativas nas concentrações do COT do solo apenas na camada de 0-5 cm, registrando concentrações entre 3,18 e 16,66 g kg<sup>-1</sup>, nas camadas de 0-5 e 5-60 cm. Já Sacramento et al. (2013), avaliando diversos sistemas de uso, na camada de 0 a 60 cm encontraram valores entre 10,1 e

20,8 g kg<sup>-1</sup>, na camada de 0-60 cm, porém constataram diferenças significativas nos teores de COT somente até 12 cm de profundidade.



**Figura 8.** Carbono orgânico total do solo (COT) nas camadas de 0-5 (A), 5-10 (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguidas de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragem, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso1 (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso 2 (abril/2016)

Pesquisas realizadas em áreas tropicais secas, porém em solos diversos também verificaram teores de COT inferiores aos deste estudo. Medeiros et al. (2015), em suas avaliações em Neossolo Regolítico, constataram valores de COT entre 11,3 e 23,8 g kg<sup>-1</sup>, na camada 0-10 cm. Barros et al. (2015), em um Vertissolo, verificaram que as concentrações de COT nas camadas estratificadas de 0-40 cm variaram entre 3,95 e 11,10 g kg<sup>-1</sup>; Moura et al. (2016), avaliando a camada de 0-20 cm, e Medeiros et al. (2017), a camada de 0-10 cm, ambos em Cambissolo, observaram que as concentrações de C variaram entre 11,3 e 23,8 g kg<sup>-1</sup> e 15,3 e 21,41 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

A composição granulométrica e o tipo de argila podem desempenhar um papel fundamental dentro do mesmo sistema de uso da terra em relação à manutenção do carbono no solo (WEI et al., 2014; VINHAL-FREITAS et al., 2017). Os resultados obtidos neste estudo mostram que o teor de argila, aliado a maior cobertura vegetal pode ter contribuído para os maiores teores de COT encontrados na área de Caatinga, outro fator que pode ter contribuído nas mudanças dos teores de COT, de forma indireta, é a sazonalidade. Pois as taxas de decomposição da matéria orgânica e de decaimento da biomassa vegetal, com consequente formação da serapilheira, bem como a composição e desenvolvimento da comunidade microbiana e os fluxos de gases do solo são fortemente influenciadas pela temperatura, umidade e radiação solar (RAI et al., 2016; RIBEIRO et al., 2016; MEDEIROS et al., 2017).

A comparação entre as áreas de sucessão e de cultivos agrícolas com áreas de vegetação nativa indica que o tipo, a intensidade e a duração do uso do solo anterior têm influência na recuperação do carbono (ARYAL et al., 2014). As concentrações de COT obtidos neste estudo possibilitaram constatar, em geral, a superioridade da área de vegetação nativa (Caatinga) em relação aos outros sistemas do uso solo. Estudos realizados em ambientes tropicais secos, no bioma Caatinga (SACRAMENTO et al., 2013; BARROS et al., 2015; SCHULZ et al., 2016; SILVA et al., 2016; MEDEIROS et al., 2017) também verificaram maiores concentrações do COT do solo em áreas preservadas.

As maiores concentrações de COT em solos de áreas preservadas podem estar relacionadas à maior cobertura vegetal e diversidade florística presente, proporcionando maior quantidade de serapilheira e biomassa de raízes, composta por substâncias com estágios de decomposição variados, além de promover condições adequadas, por maior tempo, para os organismos decompositores (PELLEGRINI et al., 2014; RAI et al., 2016; SINGH et al.,

2017). MEDEIROS et al. (2017) verificaram que as áreas com maior diversidade de espécies arbóreas tiveram as maiores concentrações de C no solo.

O efeito sazonal nas camadas mais superiores foi mais aparente, o que está relacionado ao fato desta camada estar mais exposta às intempéries climáticas, sendo estes mais atuantes nas áreas com menor cobertura vegetal, alterando as propriedades microbianas do solo (SINGH et al., 2017) como é o caso das áreas de Milho e Capoeira. Campo e Merino (2016) sugerem a recalcitrância química depende da disponibilidade de água, podendo limitar a atividade microbiana e o aumento na precipitação promove uma maior umidade do solo, favorecendo a maior decomposição da matéria orgânica.

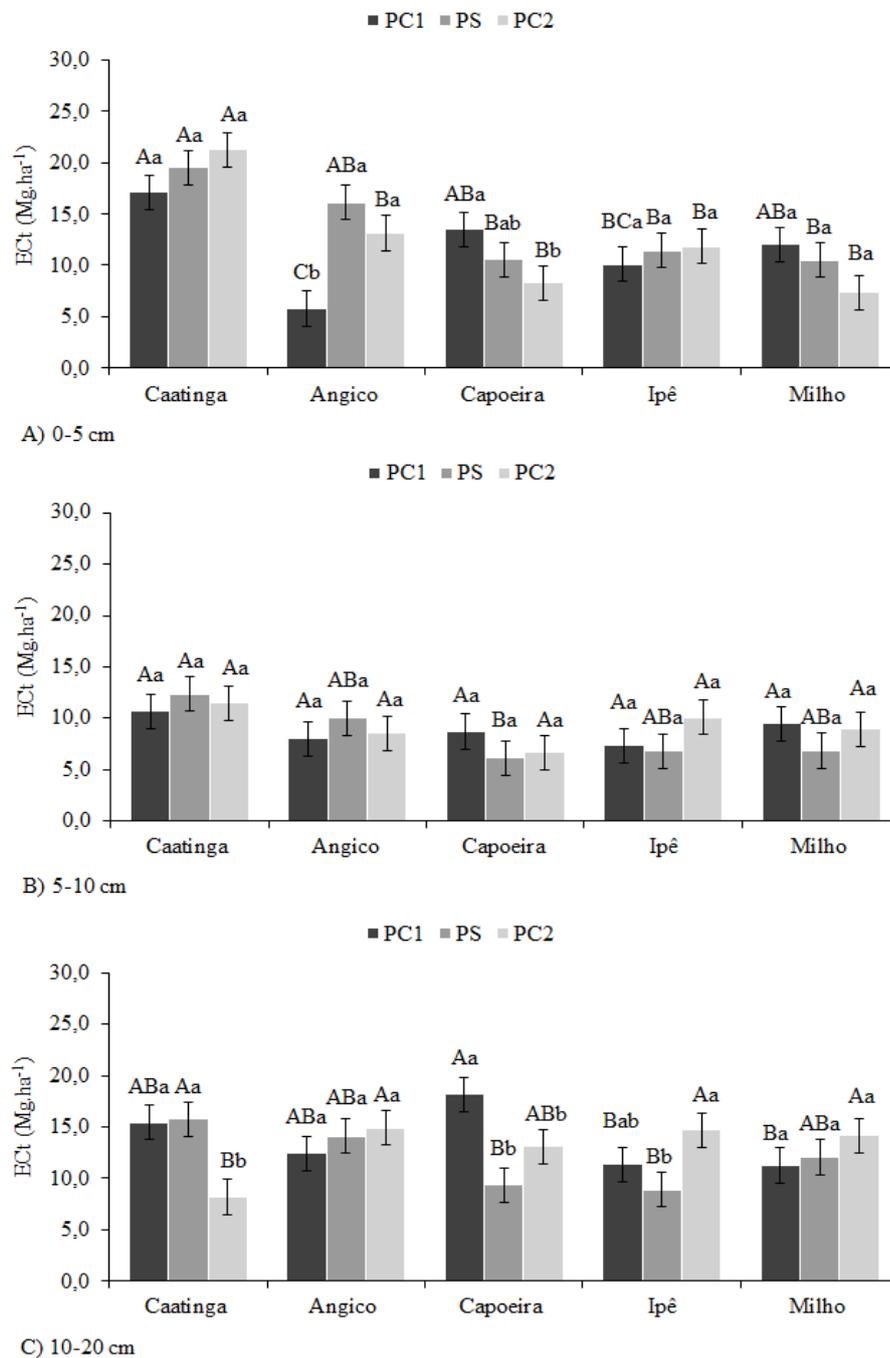
#### **4.2 Estoques de Carbono (EC)**

Os estoques de carbono no solo encontrados em solos arenosos de floresta tropical seca do semiárido pernambucano apresentaram efeito do uso do solo e sazonalidade (Figura 9). Em geral, a área considerada como padrão (Caatinga) teve os maiores estoques de COT. Os estoques médios de COT nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm variaram entre 10,0–19,3, 8,1–11,5 e 11,6–13,8 Mg ha<sup>-1</sup> de C, respectivamente.

Avaliando os estoques de carbono no solo (0 a 5 cm), observou-se que houve redução em relação à vegetação nativa (Caatinga), em todos os períodos avaliados. Foram encontrados, em média, 40, 43, 42 e 47% de redução no estoque nas áreas de Angico, Capoeira, Ipê e Milho, respectivamente. As reduções na camada intermediária foram menos acentuadas 23, 37, 29 e 26% para Angico, Capoeira, Ipê e Milho, respectivamente. Já na camada de 10-20 cm verificou-se um ganho em relação à área de Caatinga, que foi de 17, 12, 3 e 7% para Angico, Capoeira, Ipê e Milho, respectivamente, devido ao aumento de COT registrados nessas áreas, no segundo período chuvoso, que foram em média entre 60 e 80%. Além disso, a área de Caatinga teve redução no estoque de C em relação ao período anterior, enquanto as outras áreas se mantiveram estáveis ou conseguiram aumentar o conteúdo do C no solo.

Estudos em áreas tropicais secas, como realizado por Maia et al. (2007) em Luvisolo Crômico, verificaram que as maiores perdas no estoque de C no solo pela conversão de áreas de vegetação nativa em área cultivadas ocorreram em superfície (0-6 cm), nas proporções de 40,3, 38,3 e 35,3% para um sistema de cultivo intensivo, agrossilvipastoril e tradicional agrossilvipastoril, respectivamente. Barros et al. (2015) também constataram que a área de

vegetação nativa apresentou maior estoque de COT em relação à área de cultivos permanentes na camada mais superficial, essa diferença foi de aproximadamente 35%.

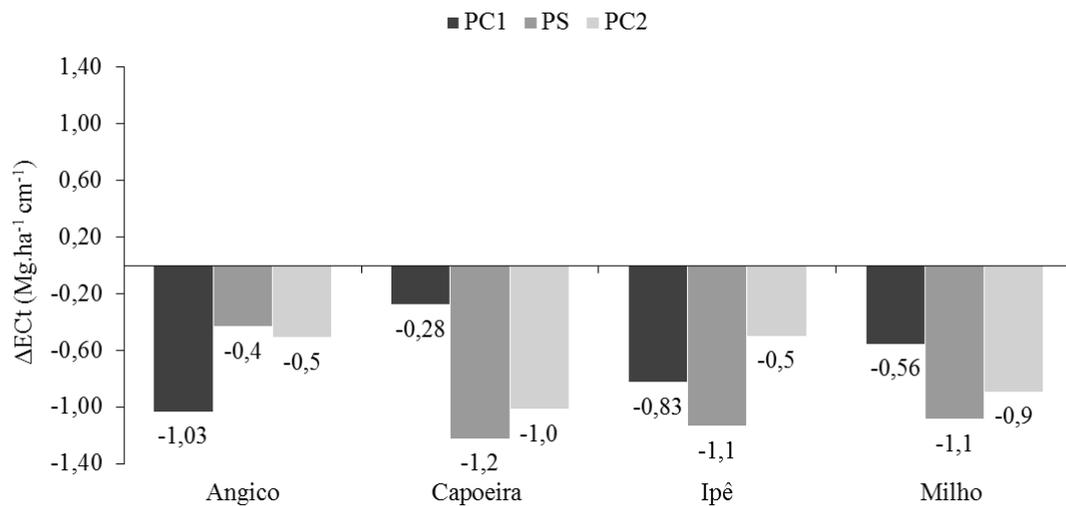


**Figura 9.** Estoque do carbono total do solo (EC) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguidas de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

Em superfície, a área de Angico acumulou carbono no solo ao longo do tempo, enquanto a de Capoeira perdeu. Na camada de 5-10 cm todas as áreas de mantiveram estáveis

nos períodos avaliados. Na camada de 10-20 cm, a área de Caatinga perdeu 47% do seu estoque de C no PC2. As áreas de Capoeira e Ipê apresentaram perdas no estoque de COT no período seco de 48 e 22%, respectivamente, se recuperando no segundo período chuvoso. A partir desses resultados, não é possível observar uma tendência sazonal clara, o que pode estar relacionado ao fato de que o estoque de COT pode não seguir uma relação unidirecional com o tempo (MARÍN-SPIOTTA; SHARMA, 2013).

O estoque médio de COT na camada de 0-20 cm entre os sistemas de uso solo, nos períodos avaliados variou entre 1,3 e 2,6 Mg ha<sup>-1</sup> cm<sup>-1</sup>. A conversão da área de vegetação nativa (Caatinga) em áreas agricultáveis resultou em reduções nos estoques de C no solo dos sistemas de uso avaliados. A variação do estoque de C no solo na seção de 0-20 cm dos sistemas de uso do solo comparados à área de vegetação nativa pode ser observada na Figura 10.



**Figura 10.** Variação do estoque de carbono do solo ( $\Delta EC$ ) na camada de 0-20 cm, em função do uso do solo e da sazonalidade. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

As áreas em sucessão, independentemente da idade de recuperação, ainda refletem as consequências causadas pela modificação do ambiente primário. A maior perda de estoque de C no solo, comparada à área de Caatinga, foi verificada no período seco na área de Capoeira (-46%). Entretanto, avaliando todos os períodos, as áreas apresentaram em média perdas de 27, 33, 33 e 34% para Angico, Capoeira, Ipê e Milho, respectivamente. Maia et al. (2007) verificaram que a conversão de área de floresta nativa para áreas agrícolas promoveu perda de C do solo de até 39%, enquanto Sacramento et al. (2013) registraram perda de até 49%.

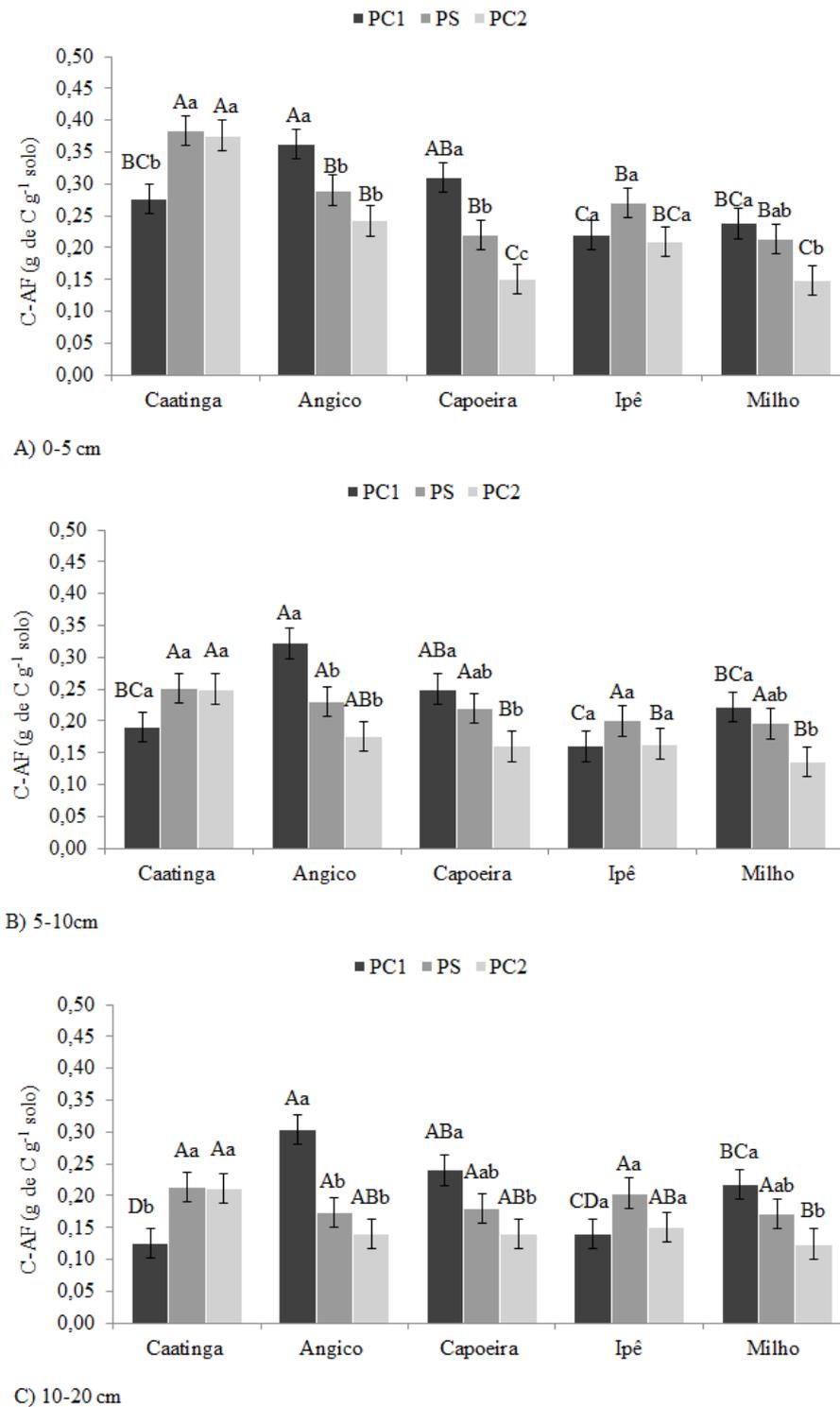
Resultados semelhantes de estoques de COT da vegetação nativa em áreas de Caatinga em Luvisolo foram encontrados por Maia et al. (2007), com  $1,8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$  e Schulz et al. (2016), com  $1,75 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ . Já Sacramento et al. (2013) verificaram estoque superior,  $3,35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ . Outros estudos realizados em áreas de vegetação nativa ou em estágios sucessionais mais avançados ( $> 30$  anos) na Caatinga, sob diversos tipos de solo mostraram estoques parecidos aos encontrado neste trabalho. Barros et al. (2015), com  $2,70 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ ; Moura et al. (2016), com  $1,80 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ . Resultados semelhantes de estoques de COT da vegetação nativa (Caatinga) também foram encontrados por Toriyama et al. (2015) e Campo e Merino (2016), em florestas tropicais sazonalmente secas, no sudeste da Ásia continental e no semiárido na Península de Yucatán, México, respectivamente.

Uma estimativa das variações do C de solos tropicais (0-30 cm) após a mudança do uso da terra realizada por Don et al. (2011), constatou que a conversão de florestas, especialmente de florestas primárias em sistemas agrícolas, sempre leva a perdas de COT, com maior perda na conversão de floresta primária para culturas perenes (-32%). Lemenih et al. (2005), buscando melhor compreender as mudanças de C do solo após a conversão de florestas em áreas agrícolas, verificaram que a perda total do COT numa área de floresta tropical seca, na camada de 10-20 cm, após 53 anos de cultivo foi de 74,6% de COT.

### 4.3 Substâncias húmicas

Os valores médios de C-AF variaram de 0,12 a  $0,38 \text{ g kg}^{-1}$  (Figura 11). Com exceção do primeiro período chuvoso, a área de Caatinga apresentou os maiores teores de C-AF, enquanto os menores teores foram verificados na área de Milho. As camadas de 5-10 e 10-20 cm não apresentaram efeito significativo para os teores de C-AF no período seco.

As maiores concentrações de C-AF verificadas na área de vegetação nativa podem estar associada à deposição constante de material orgânico ao solo, composto por substâncias de complexidade diversa. Isto pode ter sido proporcionado pela maior diversidade florística do local, estimulando assim a atividade microbiana. Estes resultados corroboram os de Vinhal-Freitas et al. (2017), que também verificaram maiores concentrações de C-AF nas áreas de vegetação nativa. Já nas pesquisas realizadas por Kotzé et al. (2016) e Sousa et al. (2012) foram verificadas maiores concentrações de C-AF em áreas cultivadas. Os autores relacionaram estes resultados às condições edafoclimáticas e diversidade florística de cada local e a uma maior taxa de decomposição do C-AF, por se tratar de compostos mais facilmente decomponíveis, ou ainda ao equilíbrio das áreas de vegetação nativa.



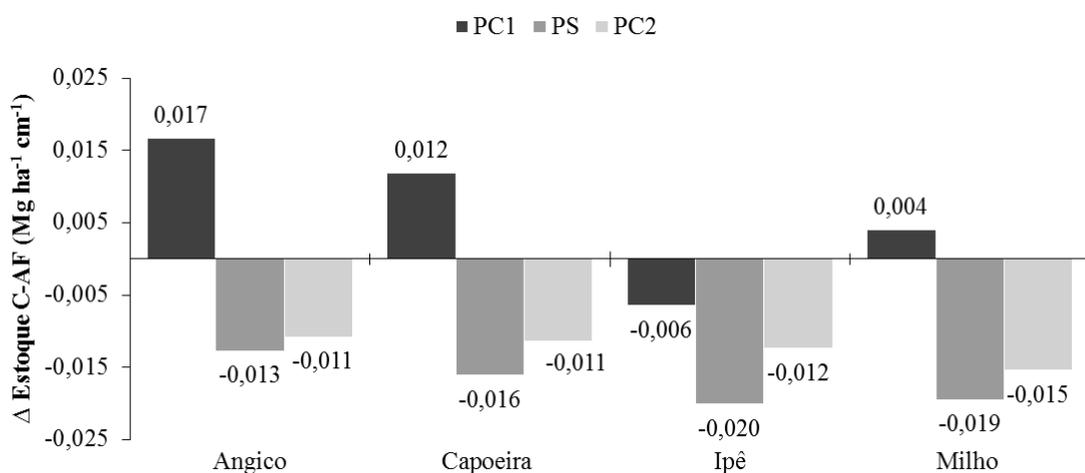
**Figura 11.** Concentrações de carbono orgânico em ácidos fúlvicos (C-AF) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

Alterações na fração de ácidos fúlvicos são esperadas, por se tratar da fração menos estável (ROSA et al., 2017). Os teores de C-AF da área de Angico, Capoeira e Milho foram

reduzidos com o passar do tempo, enquanto nas áreas de Caatinga e Ipê estes foram mantidos estáveis. Isto sugere que a entrada de ácidos fúlvicos no sistema é constante ao longo do tempo, provavelmente, pela deposição de resíduos orgânicos com composição de substâncias mais reativas, como grupos carboxílicos e fenólicos (PRIMO et al., 2011; GUIMARÃES et al., 2013).

Considerando a variação nos estoques de C-AF na camada de 0-20 cm em relação à área de Caatinga, no PC1 houve uma variação positiva para as áreas, com exceção da área de Ipê. Os sistemas de uso sob Angico, Capoeira e Milho tiveram ganhos em relação à área de Caatinga no primeiro período chuvoso de 62, 44 e 15%, respectivamente (Figura 12). Nos períodos seguintes, PS e PC2, as áreas em sucessão e sob cultivo agrícola tiveram redução no estoque de C-AF de 29, 37, 46 e 45% e 30, 32, 35 e 43% para Angico, Capoeira, Ipê e Milho, respectivamente.

Avaliando os estoques de C-AF num contexto geral, a área de Milho teve a maior perda em relação à área de vegetação nativa (Figura 12). Este resultado já era esperado, uma vez que o manejo convencional do cultivo no solo desestabiliza os processos de formação da MOS mais estável, proporcionando uma taxa de mineralização mais rápida (SUN et al., 2012). Estes resultados diferem dos observados no estudo de Maia et al. (2007), os quais constataram que áreas de cultivo apresentaram estoques de C-AF superiores a área sob vegetação nativa. Contudo, os mesmos autores sugeriram que os estoques de C-AF foram obtidos a partir da degradação da fração humina, indicando que as áreas se encontram em processo de degradação.

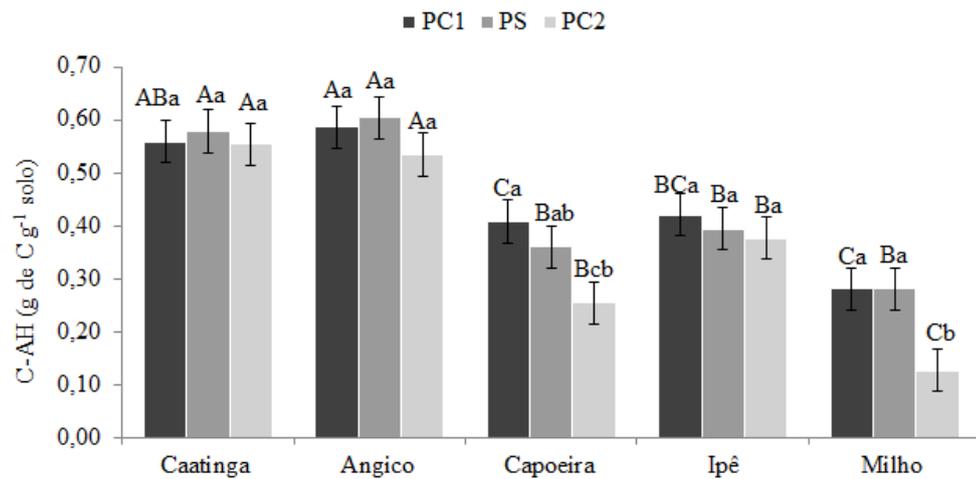


**Figura 12.** Variação do estoque de carbono da fração de ácidos fúlvicos do solo ( $\Delta EC-AF$ ) na camada de 0-20 cm, das áreas manejadas, em relação à área de vegetação nativa (Caatinga). PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

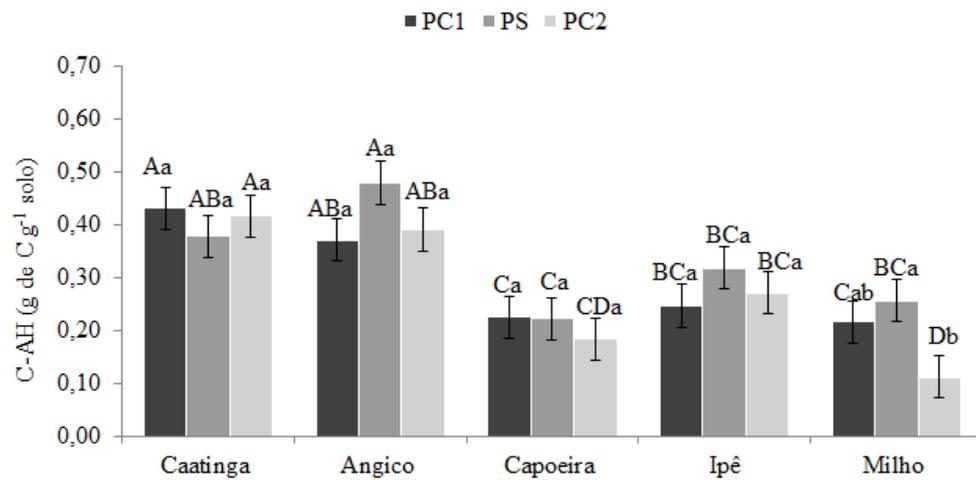
Em relação às concentrações do carbono na fração ácidos húmicos, os sistemas de uso foram significativamente influenciados, já o efeito sazonal em cada área foi menos expressivo (Figura 13). A área de Angico e Caatinga tiveram concentrações de C-AH semelhantes em todas as camadas e períodos avaliados. As maiores concentrações também foram verificadas nestas áreas. Por se tratar de uma área em sucessão a mais de 38 anos, a área de Angico tende a apresentar maior estabilidade em relação às demais áreas em sucessão. A área de Ipê teve valores intermediários, e as menores concentrações de C-AH encontradas na área de Capoeira e Milho. As baixas concentrações na área de Capoeira podem ser justificadas pela menor cobertura vegetal em relação às outras áreas em sucessão. Em relação à área de Milho os menores teores já eram esperados, uma vez que o maior revolvimento do solo nesse sistema de uso favorece a mineralização da MOS, devido a sua exposição à ação da microbiota causada pela ruptura dos agregados (SEDDAIU et al., 2013). A área de Milho apresentou, em geral, 58% menos C-AH do que as áreas de Caatinga e Angico.

Os resultados observados no presente estudo corroboram os resultados obtidos por Sousa et al. (2012) e Kotzé et al. (2016) em áreas tropicais secas, que também constataram que as áreas de vegetação nativa tiveram as maiores concentrações de C-AH. Já Vinhal-Freitas et al. (2017) verificaram que as áreas sob cultivo e vegetação nativa não apresentaram diferença e atribuíram este resultado às práticas de manejo conservacionista e qualidade do resíduo orgânico, que proporcionaram aumento da taxa de decomposição.

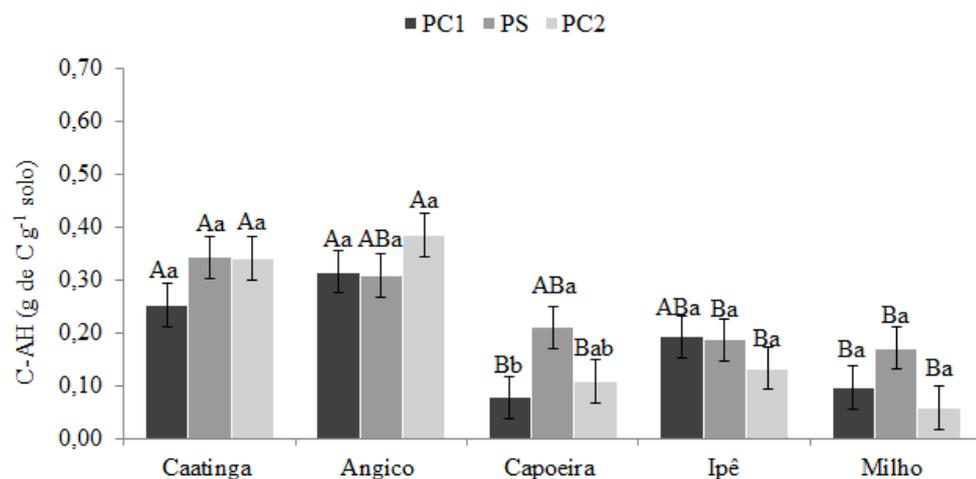
As alterações ao longo do tempo foram aparentes apenas nas áreas de Milho e Capoeira, onde os menores teores foram registrados em períodos chuvosos. As menores concentrações de C-AH verificadas na área de Milho até a profundidade de 10 cm, no último período avaliado podem ser justificadas pela ausência de cultivo neste período, ocasionando a redução da atividade microbiana, uma vez que o volume de raízes é reduzido e não houve adição de adubos orgânicos, aliada à precipitação registrada no período. Já a menor concentração de C-AH na área de Capoeira nos períodos chuvosos na camada mais superficial (PC2) pode estar relacionada à menor cobertura vegetal ocorrida nesse período, deixando o solo mais exposto às intempéries climáticas, ocasionando a perda de C-AH por lixiviação, erosão, volatilização e, ou decomposição (PULRONIK et al., 2009; PRUSKI et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2016b). Kotzé et al. (2016) também sugeriram que a precipitação foi um dos fatores que mais contribuiu para a perda de ácidos húmicos.



A) 0-5 cm



B) 5-10 cm

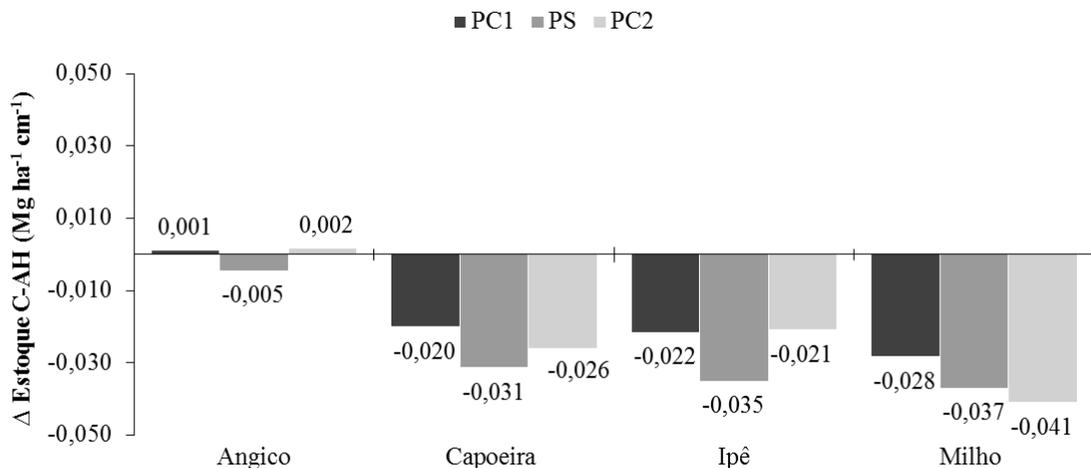


C) 10-20 cm

**Figura 13.** Concentrações de carbono orgânico em ácidos húmicos (C-AH) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguidas de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

As variações do estoque C-AH na camada de 0-20 cm estão apresentadas na Figura 14. Os estoques e C-AH correspondentes à área de Angico foram próximos aos da Caatinga, apresentando leves perdas nos períodos chuvosos. Já as áreas de Capoeira, Ipê e Milho comparadas a área de Caatinga tiveram perdas de 36, 38 e 50% no PC1; 47, 53 e 55% no PS; e 46, 37 e 73% no PC2, respectivamente.

Os maiores estoques de C-AH em área de vegetação nativa, seguida das áreas em sucessão já eram esperados, uma vez que esses ambientes favorecem a atividade microbiana, proporcionando altas taxas de decomposição, intensificando o processo de humificação do material orgânico depositado no solo. As áreas com maior cobertura vegetal apresentam maior volume de raízes, favorecendo o acúmulo de carbono no solo. Segundo Kotzé et al. (2016), as raízes finas servem como uma importante fonte de carbono nas frações estáveis da MOS.



**Figura 14.** Variação do estoque de carbono da fração de ácido húmico do solo ( $\Delta EC-AH$ ) na camada de 0-20 cm, das áreas manejadas, em relação à área de vegetação nativa (Caatinga). PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

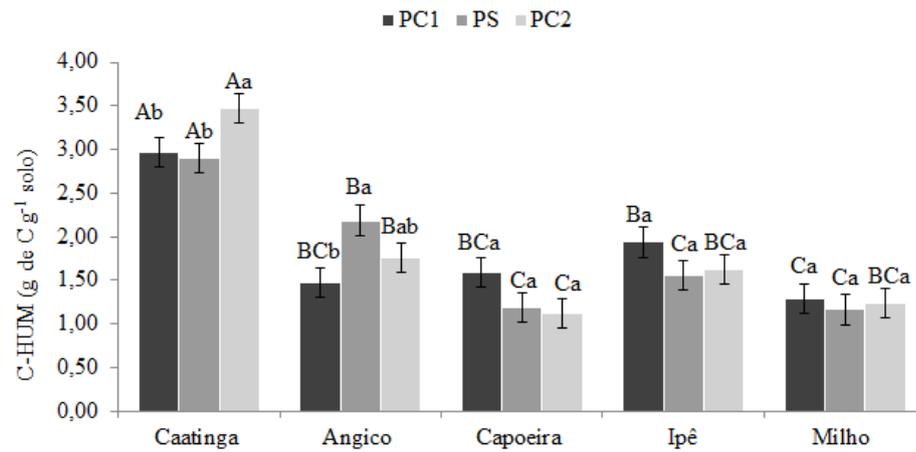
O carbono da fração humina foi sensível à modificação de uso do solo e da sazonalidade. As concentrações de C-HUM nos solos dos sistemas de uso avaliados, nas camadas de 0-5, 5-10 10-20 cm variaram entre 1,12 – 3,47, 0,87 – 2,09 e 0,66 e 1,62 g kg<sup>-1</sup> (Figura 15). A maior concentração de C na fração humina na camada mais superficial pode estar relacionada à intensa atividade microbiana, com consequente aumento da taxa de decomposição.

Em todas as áreas, os teores de C-HUM, foram mais elevados do que os C-AF e C-AH, demonstrando a predominância sobre as outras frações humificadas (Figuras 11, 13 e 15). Isto ocorreu principalmente na área de vegetação nativa, onde se observam as maiores concentrações de C-HUM em relação às demais, com exceção das camadas 5-10 e 10-20 cm

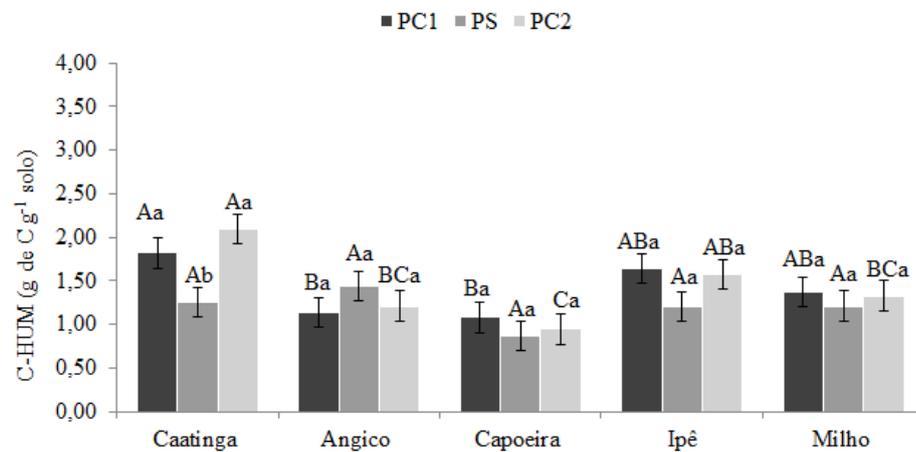
para o período seco, a não foram observadas diferenciações entre as áreas. Esses resultados corroboram os de Maia et al. (2007), obtidos em Luvissole, numa área de Caatinga. Contudo, estes mesmos autores verificaram valores de substâncias húmicas superiores ao encontrado neste estudo, indicando que as áreas avaliadas no presente estudo apresentam uma MOS composta por um maior conteúdo de substâncias não-húmicas.

Todas as áreas apresentaram perdas de C-HUM em relação à área de Caatinga, causadas pela conversão em áreas agrícolas (Figura 15). Na camada mais superficial, as perdas médias foram maiores do que nas camadas mais profundas, 42, 58, 45 e 60% para Angico, Capoeira, Ipê e Milho respectivamente. Na camada intermediária, essas perdas foram de 27, 44, 14 e 24% para Angico, Capoeira, Ipê e Milho respectivamente. Já na última camada avaliada, as perdas foram de 58, 44 e 42% para Angico, Capoeira e Milho, respectivamente. Esses resultados corroboram outros estudos realizados na área de Caatinga, mas sob diferentes condições de manejo do solo. Por exemplo, Maia et al. (2007), Sousa et al. (2012) e Vinhal-Freitas et al. (2017) verificaram que o C-HUM além de ser afetado pelas práticas de manejo, também apresentou as maiores concentrações em áreas de vegetação nativa. Guimarães et al. (2013) verificaram que a fração húmica foi menos afetada pelo uso do solo, e atribuíram este resultado à estabilidade e recalcitrância desta fração.

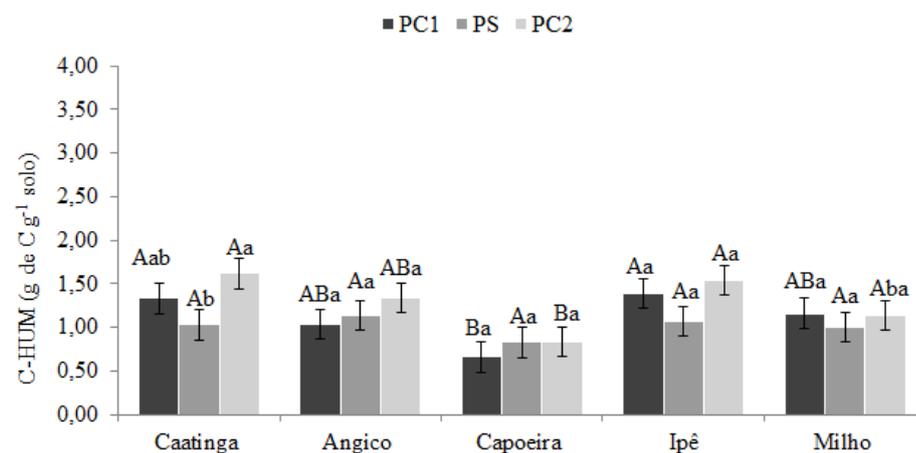
O efeito da sazonalidade foi significativo apenas na área de Caatinga em todas as camadas avaliadas e na área de Angico superficialmente (Figura 15). Os menores teores de C-HUM na área de Caatinga foram observados no período seco em todas as camadas, o que pode ser resultante de uma maior intensificação da atividade microbiana, proporcionando uma intensa humificação nos períodos chuvosos ocasionados pelo ciclo de umedecimento e secagem (MANZONI et al., 2014). Já na área de Angico, a maior concentração de C-HUM foi no período seco, indicando que nesta área provavelmente ocorre acúmulo de C-HUM, provavelmente em função de uma menor taxa de decomposição nesse período devido à restrição de água.



A) 0-5 cm



B) 5-10 cm

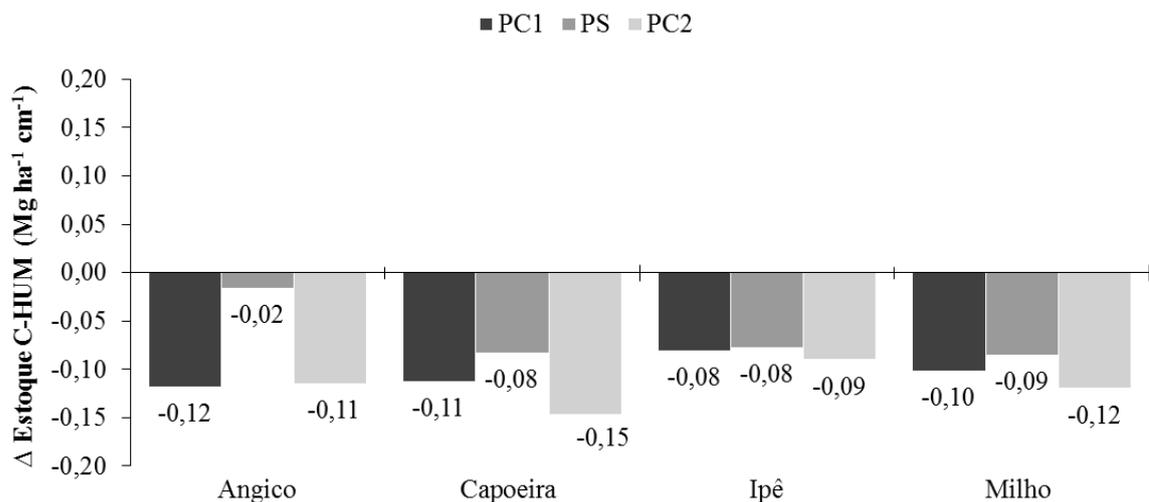


C) 10-20 cm

**Figura 15.** Concentrações de carbono orgânico na fração humina (C-HUM) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

A conversão de áreas de vegetação nativa em áreas agricultáveis ocasionou perdas nos estoques de C-HUM na camada de 0-20 cm, corroborando com os resultados encontrados por Maia et al. (2007), que também verificaram maior estoque de C-HUM em área de vegetação nativa (caatinga), sob Luvissole. O estoque de C-HUM na área de Caatinga no PC1, PS e PC2 foi de 0,28, 0,11 e 0,31  $\text{Mg ha}^{-1} \text{cm}^{-1}$ . As áreas de sucessão e a área sob cultivo apresentaram perdas de C-HUM em relação à área de Caatinga, em todos os períodos avaliados e a variação de estoque negativa em relação à área de Caatinga pode ser observada na Figura 16. As maiores reduções foram verificadas no período seco, com exceção da área de Angico, que teve uma menor redução neste período comparada às demais áreas, indicando que esta área possivelmente possui uma microbiota mais estável.

As reduções no estoque de C-HUM no período seco para Angico, Capoeira, Ipê e Milho comparadas à área de Caatinga foram de 15, 79, 73 e 81%, respectivamente. Já para os períodos chuvosos as reduções foram de 42, 40, 29 e 36% no PC1; e 37, 48, 29 e 39% no PC2 para Angico, Capoeira, Ipê e Milho, respectivamente. Esses resultados sugerem que todas as áreas com exceção da área de Angico apresentam uma maior humificação em relação ao período anterior, favorecida pelo aumento da atividade microbiana, em consequência da maior disponibilidade hídrica (GUIMARÃES et al., 2013).



**Figura 16.** Variação do estoque de carbono da fração humina do solo ( $\Delta\text{EC-HUM}$ ) na camada de 0-20 cm, das áreas manejadas, em relação à área de vegetação nativa (Caatinga). PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

O índice utilizado para avaliar o grau de evolução do processo de humificação do carbono do solo, a partir das frações humificadas (C-AH/C-AF) variou de 0,84 a 2,85 (0-5 cm), 0,80 a 2,37 (5-10 cm) e de 0,46 a 2,74 (10-20 cm) (Figura 17). Os resultados observados neste estudo não apresentaram uma tendência clara entre os diferentes usos do solo, nas camadas avaliadas e períodos amostrados. Este índice reflete a mobilidade do carbono orgânico do solo e valores acima de “1” podem ser um indicativo da perda da fração AF, muito comum em solos arenosos, devido a sua maior solubilidade e mobilidade (PRIMO et al., 2011; ZANINETTI et al., 2016).

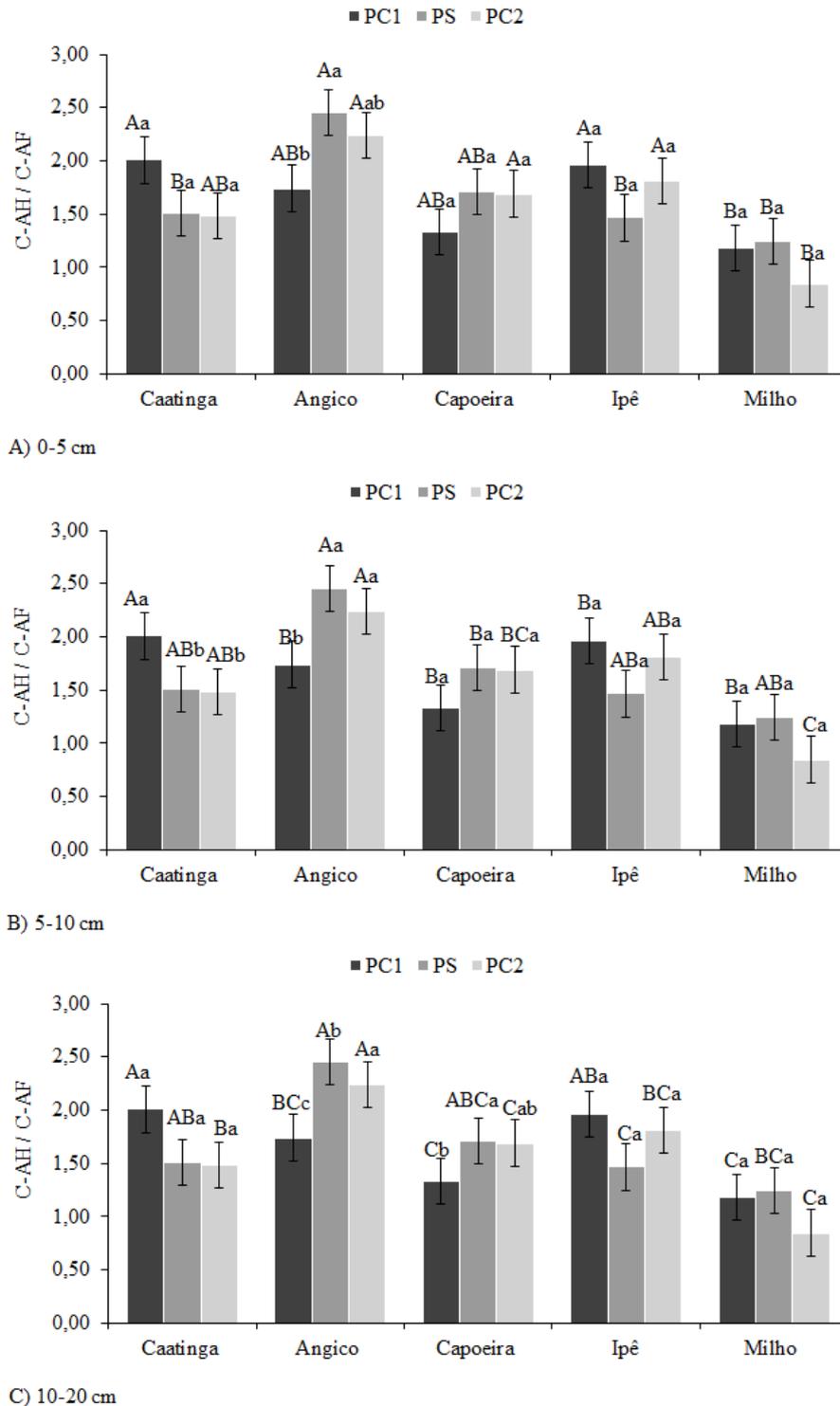
Em geral, houve uma predominância do carbono na fração ácidos húmicos em relação à fração ácidos fúlvicos, para todos os sistemas de uso avaliados, com exceção da área de Milho, que apresentou índices  $<1$  no PC1 na seção 5-20 cm e em todas as camadas avaliadas no PC2 (Figura 17). Estes resultados podem ser justificados pelo manejo adotado, pois a presença das plantas de milho e a adição de adubo orgânico, na forma de esterco animal deve ter proporcionado um aumento da taxa de decomposição, em função de uma maior diversidade da comunidade microbiana (COTRUFO et al., 2015), favorecendo a humificação dos compostos orgânicos em superfície no primeiro período chuvoso.

Os índices inferiores a “1” observados na área de milho a partir dos 5 cm no PC1 podem estar relacionados ao revolvimento do solo por ocasião do preparo do solo para o plantio, onde há exposição da MOS e quebra de agregados, podendo promover perda de AH (SILVA et al., 2014). Já no período seco, devido à restrição hídrica e a ausência de cultivo, a atividade microbiana pode ter sido reduzida, favorecendo o acúmulo de C na fração de ácidos húmicos, uma vez que os compostos mais facilmente decomponíveis foram inicialmente degradados, ou ainda essa prevalência dos ácidos húmicos sobre os fúlvicos pode estar associada à perda de C-AF. Em solos arenosos, é muito comum que isto ocorra, pela sua maior solubilidade e mobilidade (PRIMO et al., 2011; ZANINETTI et al., 2016).

No segundo período chuvoso, a relação C-AH/C-AF da área de Milho se inverte (índice $<1$ ), provavelmente, em virtude da adição de compostos de baixa massa molecular ao solo, oriundo da vegetação espontânea, onde a taxa de decomposição pode ter aumentado, devido à qualidade do material adicionado e favorecimento das condições climáticas (CANELLAS; SANTOS, 2005; GUIMARÃES et al., 2013).

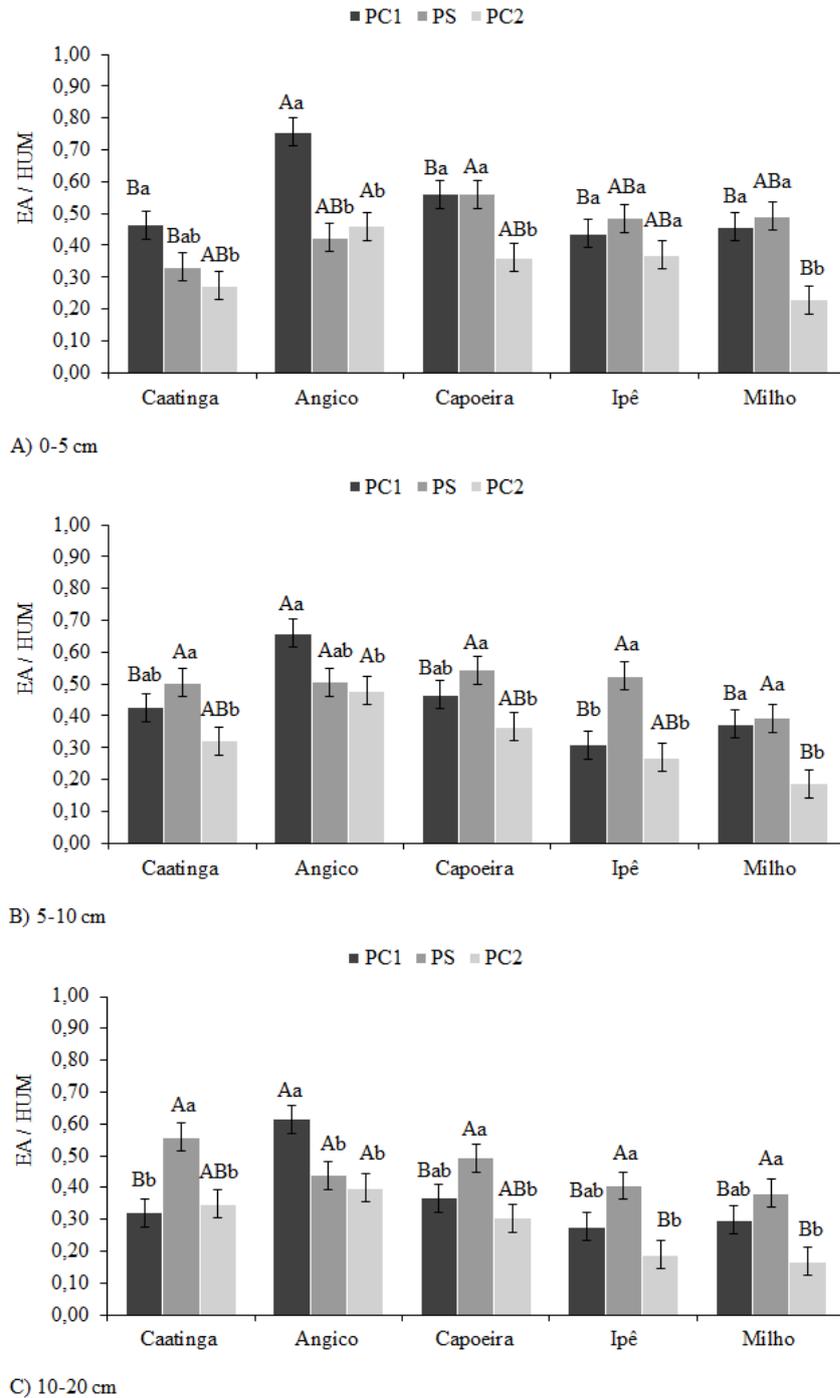
A área de Angico teve os maiores índices de humificação (C-AH/C-AF), seguida da área de Caatinga > Ipê > Capoeira, indicando que a área de Angico provavelmente possui uma MOS mais humificada. Isto pode ter sido proporcionado pela estabilização da estrutura do

solo, cobertura do solo e entradas contínuas de material orgânico recalcitrante (SEDDAIU et al., 2013).



**Figura. 17.** Relação entre o carbono dos ácidos fúlvicos e o carbono dos ácidos húmicos (C-AH/C-AF) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

A relação entre os ácidos fúlvicos e húmicos combinados (C-AF + C-AH), denominados de extrato alcalino (EA) e a humina (C-HUM) (EA/HUM), para os diferentes usos do solo variou de 0,23 a 0,76 (0-5 cm), 0,19 a 0,66 (5-10 cm) e de 0,54 a 0,61 (10-20 cm), indicando a presença predominante de humina (Figura 18).



**Figura 18.** Relação entre o extrato alcalino (EA = C-AF + C-AH) e o carbono do ácido húmico (EA / C-HUM) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

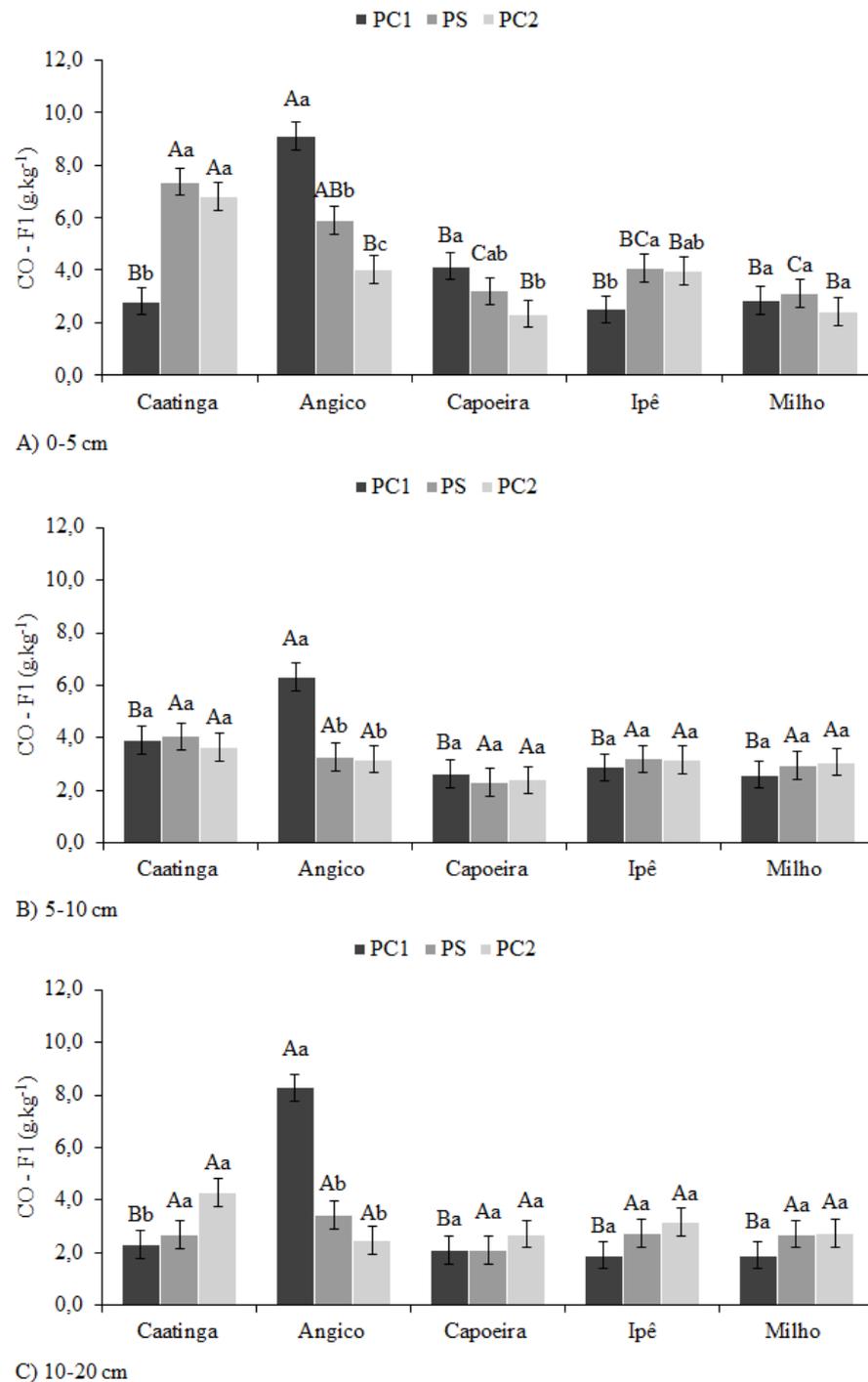
Estes resultados já eram esperados, uma vez que é comum a perda seletiva de C-AF em solos arenosos, devido a sua solubilidade (BENITES et al., 2003). Guimarães et al. (2013), investigando as alterações no conteúdo de substâncias húmicas na MOS sob diferentes usos do solo, na região Nordeste do Brasil, também verificaram presença predominante da fração humina em relação ao EA.

Em relação aos períodos avaliados, todos os sistemas de uso do solo, em todas as camadas avaliadas tiveram menores relações EA/HUM, indicando maior humificação no segundo período chuvoso. Pode estar relacionado à perda do extrato alcalino ou, ainda, ao acúmulo de carbono na fração humina, contudo, para afirmar que está ocorrendo acúmulo de C-HUM se faz necessário a determinação dessas frações por vários períodos.

#### **4.4 Frações de carbono oxidáveis**

Em relação às frações oxidáveis do COT, de maneira geral, a área de Caatinga teve os maiores teores de C nas frações F1, F2, F3 e F4 (Figuras 19, 20 21 e 22). Estes resultados já eram esperados, uma vez que esta área conta com o aporte constante de material orgânico, advindo da camada de serapilheira, principal fonte de biomassa de ambientes nativos sob Floresta Estacional Decidual (GIÁCOMO et al., 2015; MARTINS et al., 2015). Para todas as frações oxidáveis na camada 0-5 cm observou-se uma maior variação, isto devido ao contato direto com material orgânico depositado em superfície. Com o aumento da profundidade do solo, verificou-se que todas as quatro frações do COT (F1 a F4) diminuíram, independentemente dos diferentes usos do solo. Esta observação também foi constatada por outros autores (BATISTA et al., 2014; MARTINS et al., 2015; YU et al., 2017) o que pode estar relacionado ao maior aporte de matéria orgânica na camada mais superficial (MELO et al., 2016).

O teor de F1 foi significativamente afetado na camada superficial em todos os períodos avaliados, porém em profundidade o efeito do uso do solo foi aparente apenas no primeiro período chuvoso (Figura 19). Os teores de F1 para os diferentes usos do solo variaram de 2,3 a 9,1 g kg<sup>-1</sup> (0-5 cm), 2,6 a 6,3 g kg<sup>-1</sup> (5-10 cm) e de 1,9 a 8,3 g kg<sup>-1</sup> (10-20 cm). A área de Angico apresentou os maiores teores de F1 em todas as camadas avaliadas no PC1, a maior cobertura vegetal verificada nessa área pode ter contribuído na F1. Contudo, no decorrer dos períodos avaliados esta área apresentou perdas de F1, sugerindo uma intensa atividade microbiana, reduzindo assim a quantidade de compostos lábeis.



**Figura 19.** Fração oxidável lábil do carbono orgânico (CO-F1) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

A área de Caatinga também apresentou modificações nos teores de F1 nos períodos avaliados, porém somente na camada superficial (Figura 19). No período seco verificou-se aumento em relação ao PC1, se mantendo estável no período seguinte. No período seco a

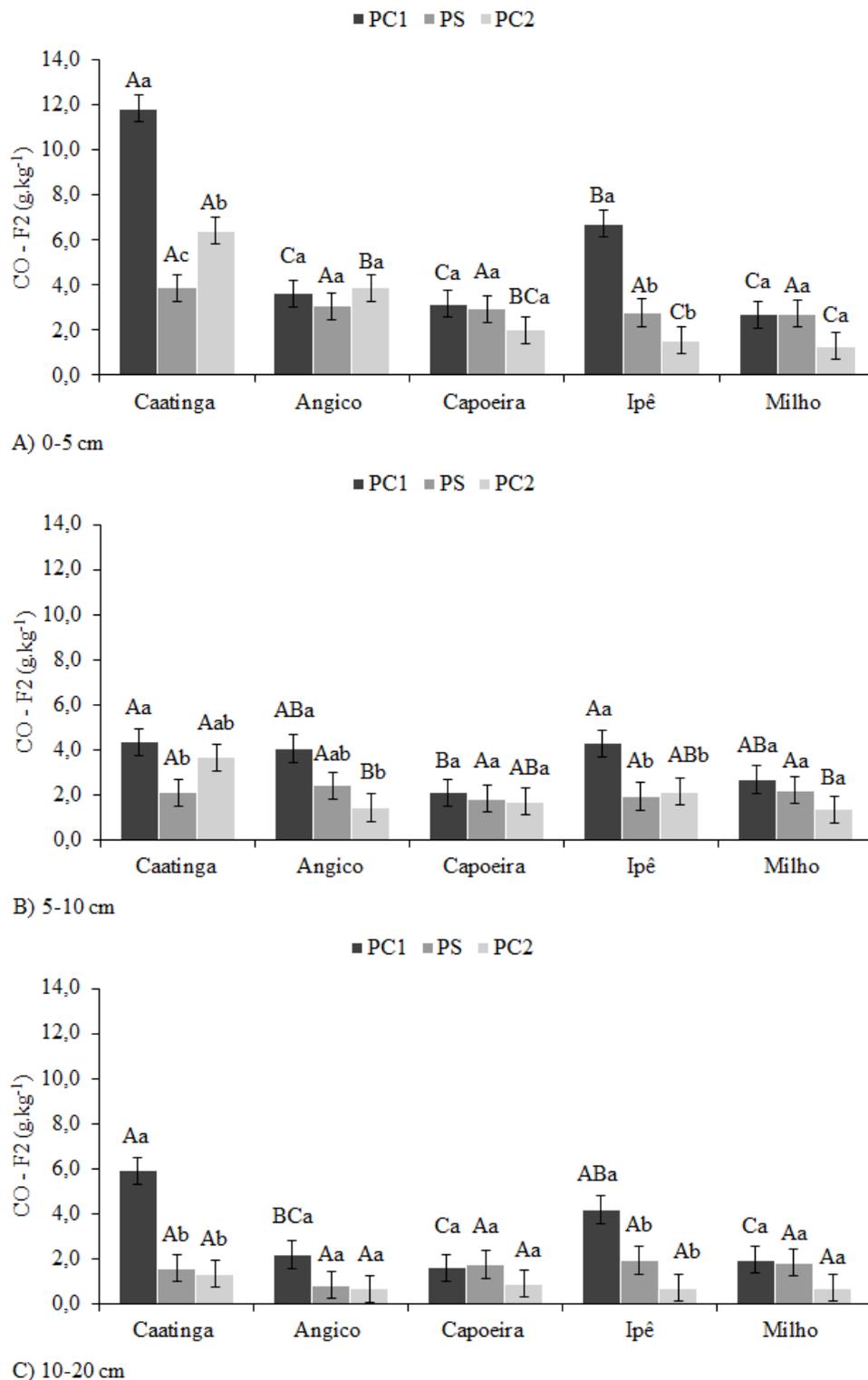
atividade microbiana tende a ser mais limitada devido à restrição de água. No entanto, em florestas secas decíduais as folhas começam a cair no final do período chuvoso/início do período seco (LOPES et al., 2009), proporcionando nesse período maior quantidade de resíduos orgânicos com compostos facilmente decomponíveis. Já em períodos chuvosos, a atividade microbiana é estimulada, proporcionando aumento da taxa de decomposição, reduzindo primeiramente os compostos orgânicos de menor complexidade. Contudo, neste estudo, o segundo período chuvoso teve maior pluviosidade comparado ao primeiro, o que pode ter ocasionado também a perda de C por lixiviação (SOUSA et al., 2012).

Avaliando os teores de F1 nas camadas, observou-se que o teor da camada de 10-20 cm da área de Caatinga no PC2, foi maior que na camada de 5-10, sugerindo um movimento vertical do C presente na F1. É possível que tenha ocorrido uma tendência de acúmulo em camadas mais abaixo, pela associação com a fração mineral do solo, uma vez que a taxa de decomposição em camadas subsuperficiais tende a ser menor, pelo reduzido volume de raízes e compostos orgânicos (SOUSA et al., 2012).

Os menores teores de C na F1 observados nas áreas de Capoeira e Milho, provavelmente estão associados a menor cobertura vegetal verificada nessas áreas, podendo ocasionar perda de C nas diversas frações pela erosão da chuva e do vento (YU et al., 2017). Considerando a camada de 0-20 cm, nos três períodos avaliados, os teores de F1 nas áreas de Capoeira e Milho foram 38% menores comparados à área de Caatinga. Maia et al. (2007) também constataram menores teores de F1 na área sob cultivo intensivo, com redução de 43% comparada a área de vegetação nativa.

As concentrações de C na fração moderadamente lábil (F2) foram influenciadas pelos sistemas de uso em função da sazonalidade e variaram de 1,3 a 11,8 g kg<sup>-1</sup> (0-5 cm), 1,4 a 4,4 g kg<sup>-1</sup> (5-10 cm) e de 0,7 a 5,9 g kg<sup>-1</sup> (10-20 cm) (Figura 20). Entretanto, no período seco em todas as camadas avaliadas não houve diferença significativa entre os sistemas de uso solo. A proximidade entre os teores de F2 encontrado entre os sistemas de uso do solo está relacionada à redução da concentração de F2 nas áreas de grande aporte de matéria orgânica, como Caatinga, Angico e Ipê e manutenção dos teores das áreas de Capoeira e Milho. A redução dos teores de F2 observadas nas áreas de Caatinga, Angico e Ipê, possivelmente esta associada à atividade de micro-organismos, uma vez que estes se encontram ativos mesmo no período seco (CUEVAS et al., 2013), sendo sua atividade favorecida pela serapilheira e microclima verificado em áreas de floresta (LOPES et al., 2015). Já nas áreas de Capoeira e

Milho devido a menor cobertura de vegetal e maior exposição do solo, a atividade microbiana tende a ser reduzida e os teores de F2 também tendem a reduzir, porém em menor escala.



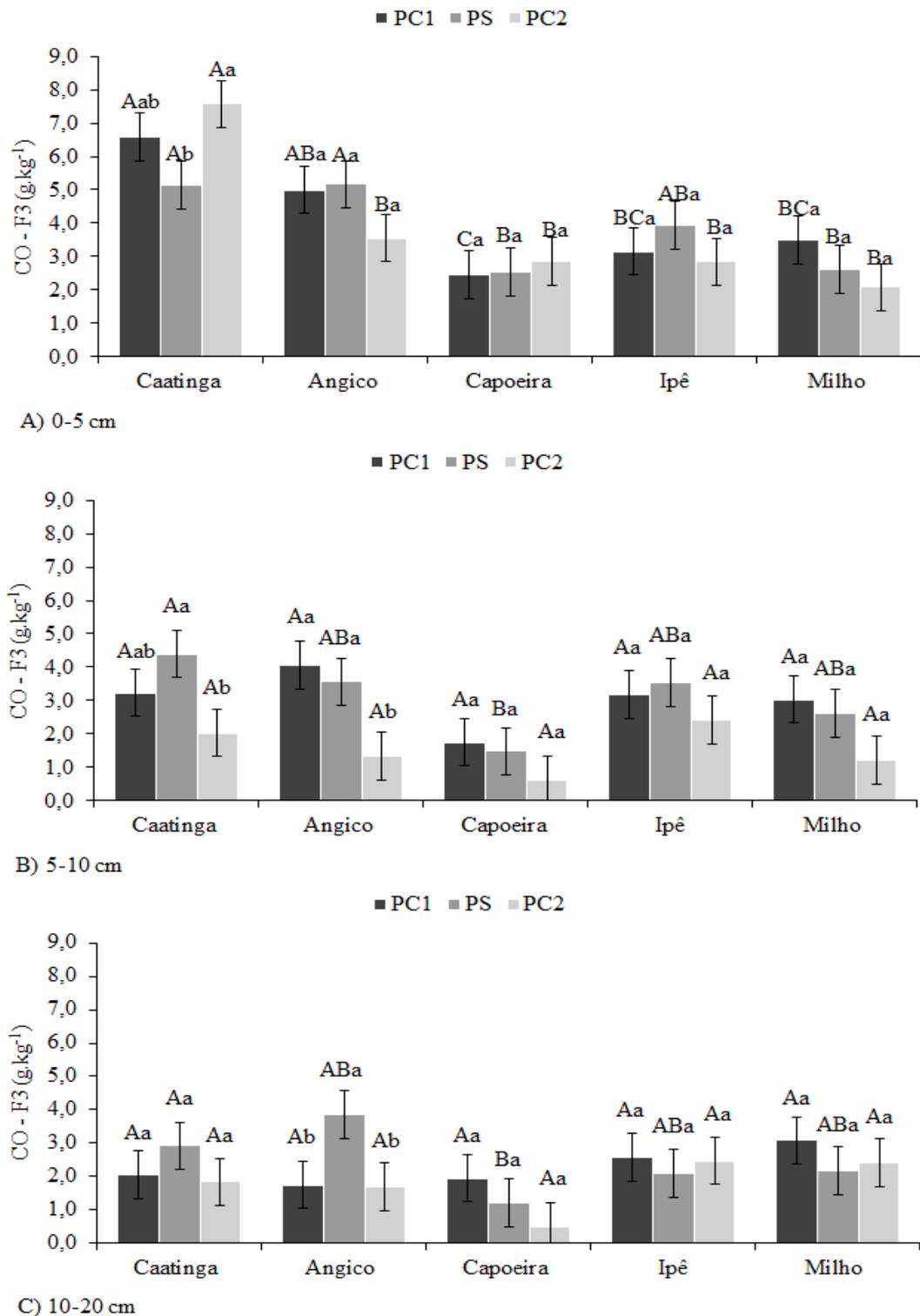
**Figura 20.** Fração oxidável moderadamente lábil do carbono orgânico (CO-F2) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

A área de Caatinga apresentou os maiores teores de F2, seguida da área de Ipê > Angico > Capoeira > Milho. As perdas em relação à área de Caatinga, considerando a seção de 0-20 cm foram de 54, 68, 31 e 67% no PC1; 13, 17, 16 e 14% no PS; e 47, 61, 62 e 72% no PC2; para Angico, Capoeira, Ipê e Milho, respectivamente. Os períodos chuvosos proporcionaram as maiores reduções de F2, possivelmente em virtude do estímulo da atividade microbiana e consequente aumento da taxa de decomposição, uma vez que a umidade do solo é um dos fatores preponderantes na atividade da microbiota (CUEVAS et al., 2013; CAMPO; MERINO, 2016) . A perda de C na F2 também pode ser consequência da erosão hídrica, principalmente nas áreas com pouca cobertura vegetal, proporcionada pelas chuvas torrenciais da estação chuvosa (SOUSA et al., 2012).

Para as concentrações de C do solo na fração moderadamente recalcitrante (F3), as diferenças entre os sistemas de uso solo foram significativas em todos os períodos avaliados, na camada mais superficial e nas camadas de 5-10 e 10-20 cm do período seco. O efeito da sazonalidade foi pouco expressivo, sendo aparente apenas nas áreas de Caatinga e Angico. Os teores variaram entre 2,1 a 7,6 g kg<sup>-1</sup> (0-5 cm), 0,6 a 4,4 g kg<sup>-1</sup> (5-10 cm) e de 0,5 a 3,9 g kg<sup>-1</sup> (10-20 cm) (Figura 21). Mais uma vez, no geral, a área de Caatinga apresentou os maiores teores de C na F3, enquanto os teores mais baixos foram observados na área de Capoeira e Milho. Todas as áreas apresentaram perdas nos teores de F3 comparadas a área de Caatinga, em todos os períodos avaliados.

As reduções dos teores de F3 nas áreas de sucessão e cultivada comparadas à área de Caatinga, na camada de 0-5 cm foram de 24, 62, 51 e 47% no PC1; e 52, 62, 63 e 72% no PC2; para Angico, Capoeira, Ipê e Milho, respectivamente. Já no PS a área de Angico apresentou um pequeno ganho (2%), enquanto as áreas de Capoeira, Ipê e Milho apresentaram redução de 51, 23 e 49%, respectivamente. As maiores perdas foram registradas no segundo período chuvoso, reforçando a ideia de que a precipitação ocorrida no período foi um dos fatores que mais contribuíram para as perdas de C do solo, principalmente nas áreas com menor cobertura vegetal. Sousa et al. (2012), avaliando 6 sistemas de uso do solo na Caatinga, verificaram as perdas de carbono do solo pode estar associada as perdas de solo, ocasionadas pelas chuvas torrenciais da estação chuvosa, principalmente nas áreas com menor cobertura vegetal, que apresentam maior susceptibilidade à erosão hídrica. A perda de carbono do solo por erosão foi comprovada por Li et al. (2014), onde verificaram em pastagens degradadas que a perda de C foi subestimada em mais de 50% em superfície quando a erosão do solo foi

ignorada. Além disso, a perda de solo reduz o volume de solo disponível para o crescimento de raízes (SOUSA et al., 2012), podendo ocorrer decréscimo na atividade microbiana.

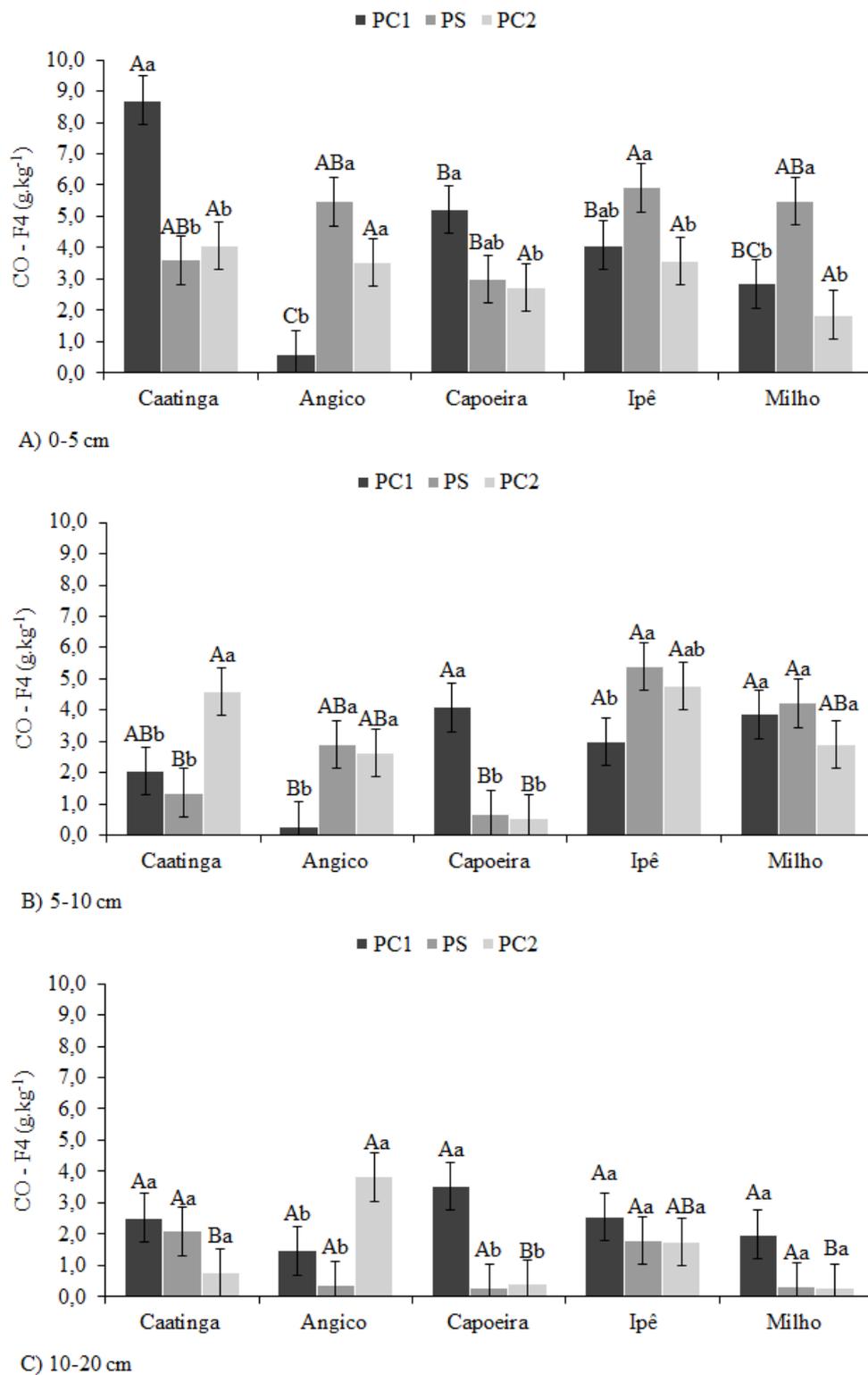


**Figura 21.** Fração oxidável moderadamente recalcitrante do carbono orgânico (CO-F3) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

Geralmente, os teores de C da F4 são menos sensíveis a alterações, devido a sua maior recalcitrância (DATTA et al., 2015; YU et al., 2017). Contudo, neste estudo, os sistemas de uso do solo em função da sazonalidade influenciaram os teores de C do solo na fração recalcitrante (F4) nas camadas avaliadas e períodos amostrados, com exceção da camada de 10-20 cm no PC1 e PS e 0-5 cm no PC2. Maia et al. (2007) também verificaram diferenças significativas entre os usos do solo em Luvisolo da Caatinga.

Os teores de F4 variam entre 0,6 a 8,7 g kg<sup>-1</sup> (0-5 cm), 0,3 a 5,4 g kg<sup>-1</sup> (5-10 cm) e de 0,3 a 3,5 g kg<sup>-1</sup> (10-20 cm) (Figura 22). As maiores concentrações da F4 foram encontradas nas áreas de Caatinga e Ipê, indicando que estas áreas acumularam compostos orgânicos de alta estabilidade química e alto peso molecular, oriundos da decomposição e humificação da MOS (MARTINS, 2015). De acordo com Datta et al. (2015), as áreas de florestas tendem a apresentar teores de C na F4 mais elevados em relação às áreas agrícolas, devido à produção de compostos recalcitrantes na rizosfera por espécies de maior idade. Outros fatores como composição do material orgânico, composição da microbiota e condições edafoclimáticas são essenciais no processo de decomposição da MOS e formação de substâncias húmicas.

Diferentemente dos outros períodos, no PC2 verificou-se que não houve diferenciação entre áreas na camada mais superficial. Na camada de 10-20 cm, os sistemas de uso foram diferenciados, provavelmente, a precipitação mais intensa registrada neste período tenha proporcionado efeito mais intenso, alcançando camadas mais profundas. Esse efeito mais intenso pode ser observado na camada mais superficial (0-5 cm), onde todas as áreas tiveram baixos teores de C na F4 em relação aos períodos anteriores, indicando perda de carbono recalcitrante.



**Figura 22.** Fração oxidável recalcitrante do carbono orgânico (CO-F4) na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

A distribuição das frações lábeis e recalcitrantes pode ser expressa pela relação F1+F2/F3+F4. De uma forma geral, observou-se predominância de F1+F2 sobre F3+F4, os valores variaram entre 0,42 e 5,57 (Tabela 4). Esses resultados podem indicar que, sob tais condições de solo e clima, os sistemas de manejo avaliados apresentam a maior parte do C total distribuído nas frações F1 e F2, o que está relacionado à entrada de material orgânico de menor complexidade química e peso molecular (BENBI et al.,2015). Já uma maior proporção de F3+F4 sugere a presença de um carbono mais estável, o que pode estar relacionado à resistência bioquímica do material depositado (BENBI et al., 2015; BHARALI et al., 2017).

Tabela 4. Índice de carbono lábil contido no carbono orgânico total (CL/COT), carbono não lábil (CNL) e distribuição das frações lábeis e recalcitrantes F1+F2/F3+F4 nos diferentes sistemas de manejo e em diferentes épocas de coleta na região do Semi-árido Pernambucano

Áreas	CL/COT (%)			CNL (g kg <sup>-1</sup> )			F1+F2/F3+F4		
	PC1	PS	PC2	PC1	PS	PC2	PC1	PS	PC2
0-5 cm									
Caatinga	9,16 Cb	36,9 Aa	27,5 Aa	27,1 Aa	12,6 Ac	18,0 Ab	1,2 ABa	1,3 Aa	1,2 Aa
Angico	50,2 Aa	30,6 ABb	27,3 Ab	9,2 Bb	13,7 Aa	11,0 Bab	2,5 Aa	0,9 Ab	1,4 Aab
Capoeira	27,9 Ba	27,7 ABa	24,4 Aa	10,8 Ba	8,5 Ba	7,6 BCa	1,0 Ba	1,1 Aa	0,8 Aa
Ipê	18,8 BCb	24,0 Bab	34,4 Aa	11,4 Ba	12,6 Aa	8,0 BCb	2,2 ABa	0,7 Ab	0,9 Ab
Milho	23,1 Ba	22,3 Ba	31,9 Aa	9,0 Ba	10,8 ABa	5,2 Cb	0,9 Ba	0,9 Aa	1,1 Aa
5-10 cm									
Caatinga	30,5 Ba	34,0 Aa	26,3 Ba	9,7 Aa	7,9 ABa	10,3 Aa	1,8 ABa	1,1 Aa	1,2 Ba
Angico	43,3 Aa	27,0 Ab	36,8 ABab	8,4 Aab	8,9 Aa	5,4 BCb	2,7 Aa	0,9 Ab	1,2 Bb
Capoeira	23,2 Bb	37,1 Aa	45,7 Aa	8,0 Aa	4,0 Bb	2,9 Cb	1,7 ABb	2,0 Ab	4,0 Aa
Ipê	21,0 Ba	23,5 Ba	25,1 Ba	10,5 Aa	10,9 Aa	9,4 ABa	1,6 ABa	0,7 Aa	0,7 Ba
Milho	20,8 Bb	24,7 Ab	36,5 ABa	9,6 Aa	9,1 Aa	5,5 BCb	0,8 Ba	0,7 Aa	1,2 Ba
10-20 cm									
Caatinga	17,8 Bc	29,1 Ab	51,7 ABa	10,5 Aa	6,6 Ab	4,0 ABb	2,3 ABa	0,9 Cb	2,2 Ba
Angico	60,4 Aa	40,7 Ab	37,3 Cb	5,4 Ba	5,1 Aa	6,2 Aa	3,5 Aa	1,1 Cb	0,8 Cb
Capoeira	26,4 Bc	39,6 Ab	60,2 Aa	7,1 ABa	4,3 Ab	1,9 Bb	0,7 Cb	3,2 Aa	4,0 Aa
Ipê	17,2 Bb	31,9 Aa	40,9 BCa	9,3 ABa	5,8 Ab	4,9 ABb	1,6 BCa	1,3 BCa	1,0 BCa
Milho	21,1 Bb	38,8 Aa	44,9 BCa	7,1 ABa	4,3 Aab	3,4 ABb	0,8 Cb	2,6 ABa	1,4 BCb
CV (%)	25,4			30,5			48,5		

<sup>(1)</sup> Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

Mais de 60% das relações entre F1+F2/F3+F4 observadas nesse estudo foram superiores a “1”, indicando a predominância de F1+F2. O índice de distribuição das frações lábeis e recalcitrantes foi afetado significativamente pelos sistemas de uso do solo e pela

sazonalidade, indicando alta mobilidade das frações de C no solo. No primeiro período chuvoso a maior relação foi registrada na área de Angico em todas as camadas avaliadas. Já no período seco os sistemas de uso do solo apresentaram diferença significativa apenas na camada de 10-20, onde se verifica a maior relação na área de Capoeira, esse mesmo resultado se repete no período chuvoso na camada de 5-10 e 10-20 cm.

A maior proporção de F1+F2 verificada na área de Angico pode ser atribuída ao maior volume de raízes, proporcionado pelo maior crescimento radicular na época chuvosa, ocasionando a maior deposição de compostos de maior labilidade. Já a maior relação encontrada na área de Capoeira em profundidade pode ser consequência de uma menor atividade de micro-organismos, devido a menor cobertura vegetal e consequente menor volume de raízes, pois de acordo com Ngo et al. (2013) a maioria das raízes finas se encontram até 10 cm de profundidade, em tanto em florestas primárias quanto em secundárias. Outro fator que pode ter contribuído para o acúmulo de F1+F2 em profundidade é a pluviosidade ocorrida no período chuvoso, ocasionando assim a lixiviação das frações mais lábeis (DATTA et al., 2015).

As frações mais recalcitrantes representadas por F3+F4, em geral, foram predominantes na área de Milho e Ipê. Para área de Milho a maior proporção das frações F3+F4 em detrimento da F1+F2 pode estar relacionada ao manejo utilizado nesta área, onde o revolvimento do solo pode proporcionar uma rápida mineralização dos compostos orgânicos, devido a quebra dos agregados e exposição da MOS. Já para área de Ipê a maior proporção de F3+F4 pode ser um indicativo que a composição do material depositado ao solo possui maior recalcitrância, ou ainda a presença de agentes decompositores podem estar favorecendo o processo de humificação da MOS. Batista et al.,(2014) verificaram maior proporção de F3 e F4 em área de vegetação nativa e justificaram que estas maiores concentrações de compostos mais recalcitrantes pode estar relacionada a presença de organismos humificadores (Isopetros).

As entradas de C com maior labilidade também podem ser indicadas pela relação CL/COT (Tabela 4). A maior entrada de carbono lábil (CL) ocorreu na área de Angico no primeiro período chuvoso, que apresentaram valores médios 48, 56 e 61% maiores do que as áreas de Capoeira, Milho e Caatinga/Ipê. Já no segundo período chuvoso a camada superficial não apresentou diferença significativa entre os sistemas de uso avaliados e nas camadas inferiores a maior entrada de CL foram verificadas na área de Capoeira, que apresentou valores médios 19 % maiores do que as áreas de Caatinga, Angico e Ipê e 9% maior do que á

área de Milho. A maior entrada de CL em profundidade na área de Capoeira pode estar relacionada à alta precipitação verificada nesse período, proporcionando maior lixiviação do CL, uma vez que esta área possui menor cobertura vegetal, o mesmo ocorre na área de Milho.

O período seco apresentou pequena diferenciação entre os sistemas de uso do solo nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, na camada de 10-20 cm não houve diferença significativa. Os sistemas de uso do solo apresentaram acúmulo de  $C_L$  no período seco, com exceção da área de Angico que apresentou menor entrada de CL no PS. O acúmulo de  $C_L$  no período seco provavelmente ocorre devido à restrição hídrica e as altas temperaturas que promovem o dessecamento do solo e do material, dificultando a ação dos organismos, uma vez que a maioria das folhas apresenta textura rígida e demoram mais a umedecer, tornando o processo de decomposição mais lento (Souto et al., 2013). A redução do CL na área de Angico pode ser um indicativo de uma microbiota mais ativa fisiologicamente, ocasionando uma maior degradação destes compostos lábeis.

O acúmulo de substâncias lábeis no presente estudo foi de até 60% do COT, Sousa et al. (2012) verificaram 45% de  $C_L$  no COT avaliando diferentes sistemas de uso do solo na Caatinga e atribuíram à baixa precipitação e altas taxas de evaporação, uma vez que essas condições climáticas tornam o processo de decomposição mais lento, favorecendo a manutenção da fração mais lábil de C no solo (CUEVAS et al., 2013).

A presença de carbono não lábil ( $C_{NL}$ ) foi superior na área de Caatinga, enquanto a menor proporção de  $C_{NL}$  foi verificada na área de Capoeira e Milho (Tabela 4). Em superfície a área de Caatinga apresentou as maiores concentrações de  $C_{NL}$  nos dois períodos chuvosos. As áreas apresentaram reduções em relação à área de Caatinga no  $C_{NL}$  de 66, 60, 58 e 67% no PC1 e de 26, 38, 37 e 47% no PC2, para Angico, Capoeira, Ipê e Milho. No período seco a área de Caatinga foi significativamente diferente apenas da área de Capoeira, que apresentou redução de  $C_{NL}$  de apenas 15%. Em profundidade as diferenciações entre os sistemas de uso foram semelhantes à superfície.

Avaliando a presença do  $C_{NL}$  nos sistemas de uso na seção de 0-20 cm observa-se a seguinte ordem Caatinga > Ipê > Angico > Milho > Capoeira, indicando que a área de Caatinga apresenta um ambiente mais favorável ao processo de formação de compostos mais estáveis (SEDDAIU et al., 2013). Essa fração é representada pelas substâncias húmicas, principalmente na fração humina e pode persistir no solo por milhares de anos, contudo para manter o C no solo em longo prazo, a deposição de resíduos orgânicos deve ser continuada de

modo que o C acumulado seja humificado e armazenado em tanto em frações lábeis quanto recalcitrantes (BENBI et al., 2015).

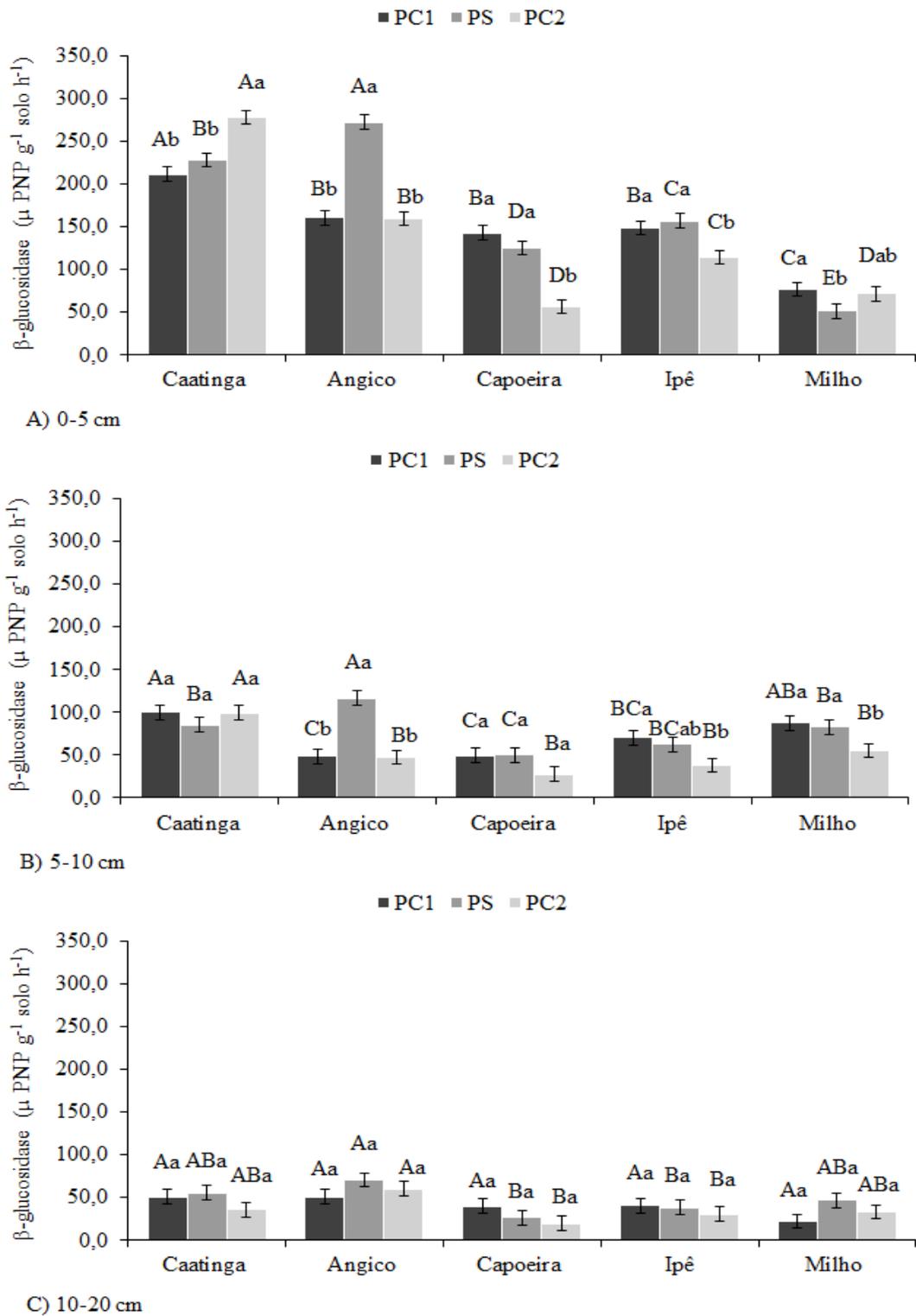
## 4.5 Atividades Enzimáticas

### 4.5.1 $\beta$ -glucosidase

A atividade da  $\beta$ -glucosidase foi influenciada significativamente pelos sistemas de uso do solo em função do tempo e variou entre 51,3 – 277,9; 27,5 – 116,3; 19,9 – 70,8  $\mu\text{g PNG g}^{-1}\text{solo h}^{-1}$ ; para as camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respectivamente (Figura 23). A área de Caatinga apresentou a maior atividade enzimática da  $\beta$ -glucosidase nas duas primeiras camadas, em todos os períodos avaliados, exceto no período seco, o que pode estar relacionado à diminuição da biomassa microbiana e conseqüentemente a produção de enzimas. Na camada de 10-20 a área de Angico apresentou a maior atividade enzimática de  $\beta$ -glucosidase. As menores atividades foram registradas nas áreas de Capoeira (5-10 e 10-20 cm) e Milho (0-5 cm).

Os resultados obtidos nesse estudo divergem de Vinhal-Freitas et al. (2017), que em estudo numa área tropical seca, no Estado de Minas Gerais, Brasil, verificaram que não houve diferença entre a atividade da  $\beta$ -glucosidase sob os diferentes sistemas de usos do solo. Medeiros et al. (2015), em estudo realizado em áreas tropicais secas, onde avaliaram a conversão de florestas em áreas cultivadas constataram maior atividade da  $\beta$ -glucosidase em solo com monocultura. Kotroczó et al. (2014) avaliando a atividade enzimática dos solos de áreas tropicais secas no norte da Hungria observaram que a atividade da  $\beta$ -glucosidase foi superior em áreas que receberam adição de matéria orgânica. Esses resultados indicam que o manejo utilizado nos solos é um dos fatores determinantes para o acréscimo ou decréscimo da atividade enzimática da  $\beta$ -glucosidase.

As maiores reduções da atividade enzimática da  $\beta$ -glucosidase, quando comparado os diversos sistema de uso do solo com a vegetação de área nativa foram verificado no segundo período chuvoso. Avaliando a seção de 0-20 cm verifica-se que as maiores reduções da atividade da atividade da  $\beta$ -glucosidase ocorreram nas áreas de Capoeira e Milho. A área de Milho apresentou uma redução de 48, 54 e 64% no PC1, PS e PC2, respectivamente, quando compara a área de Caatinga. Já a área de Capoeira apresentou reduções de atividade enzimática da  $\beta$ -glucosidase de 37, 45 e 76% no PC1, PS e PC2, respectivamente.



**Figura 23.** Atividade enzimática da  $\beta$ -glucosidase no solo na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

Os efeitos da sazonalidade foram aparentes até 10 cm da superfície. Na camada de 0-5 cm todas as áreas foram influenciadas pela sazonalidade. As áreas de Angico, Ipê e Capoeira apresentaram as menores atividades da  $\beta$ -glucosidase no segundo período chuvoso, sugerindo que houve menor decomposição da MOS, já que esta atividade enzimática é um indicador da decomposição da matéria orgânica (MOSCATELLI et al., 2012; TISCHER et al., 2015).

Ainda em superfície verifica-se que a área de Caatinga apresentou a maior atividade da  $\beta$ -glucosidase no PC2, enquanto a área de Milho apresentou a menor atividade no PS, o que pode ser justificado pela restrição hídrica, ausência de cobertura vegetal e deposição de material orgânico, propiciando assim más condições para atividade dos micro-organismos, com consequente redução da atividade das enzimas. Pois a atividade enzimática é impulsionada dentre outros fatores pela umidade do solo, quantidade e qualidade do material orgânico e volume de raízes presentes (KOTROCZÓ et al., 2014; STONE et al., 2014).

Na camada de 5-10 cm verifica-se que as áreas de Angico, Ipê e Milho apresentaram alterações significativas entre os períodos avaliados, com menores atividades registradas também no segundo período chuvoso. A área de Capoeira apresentou uma tendência de redução, porém não foi significativa. Já a área de Caatinga se manteve estável. Singh et al. (2017) avaliando alterações sazonais sobre as atividades enzimáticas numa área tropical seca verificaram menor atividade enzimática no período chuvoso. De acordo com Kotroczó et al. (2014) a umidade elevada do solo limita as trocas gasosas e consequentemente altera as condições ótimas ao crescimento microbiano. Os mesmos autores também verificaram menores atividades da  $\beta$ -glucosidase em períodos chuvosos, em áreas tropicais secas no norte da Hungria.

A estabilidade da atividade da  $\beta$ -glucosidase nos períodos avaliados, na camada de 10-20 cm pode estar relacionada ao menor volume de raízes e disponibilidade de C nesta profundidade. Kotroczó et al (2014) avaliando a atividade enzimática do solo em resposta à manipulação da matéria orgânica a longo prazo verificaram que as alterações nas atividades das enzimas do solo foram mais influenciadas por exsudatos das raízes e o ambiente rizosférico do que pela matéria orgânica depositada na superfície do solo.

#### **4.5.2 Urease**

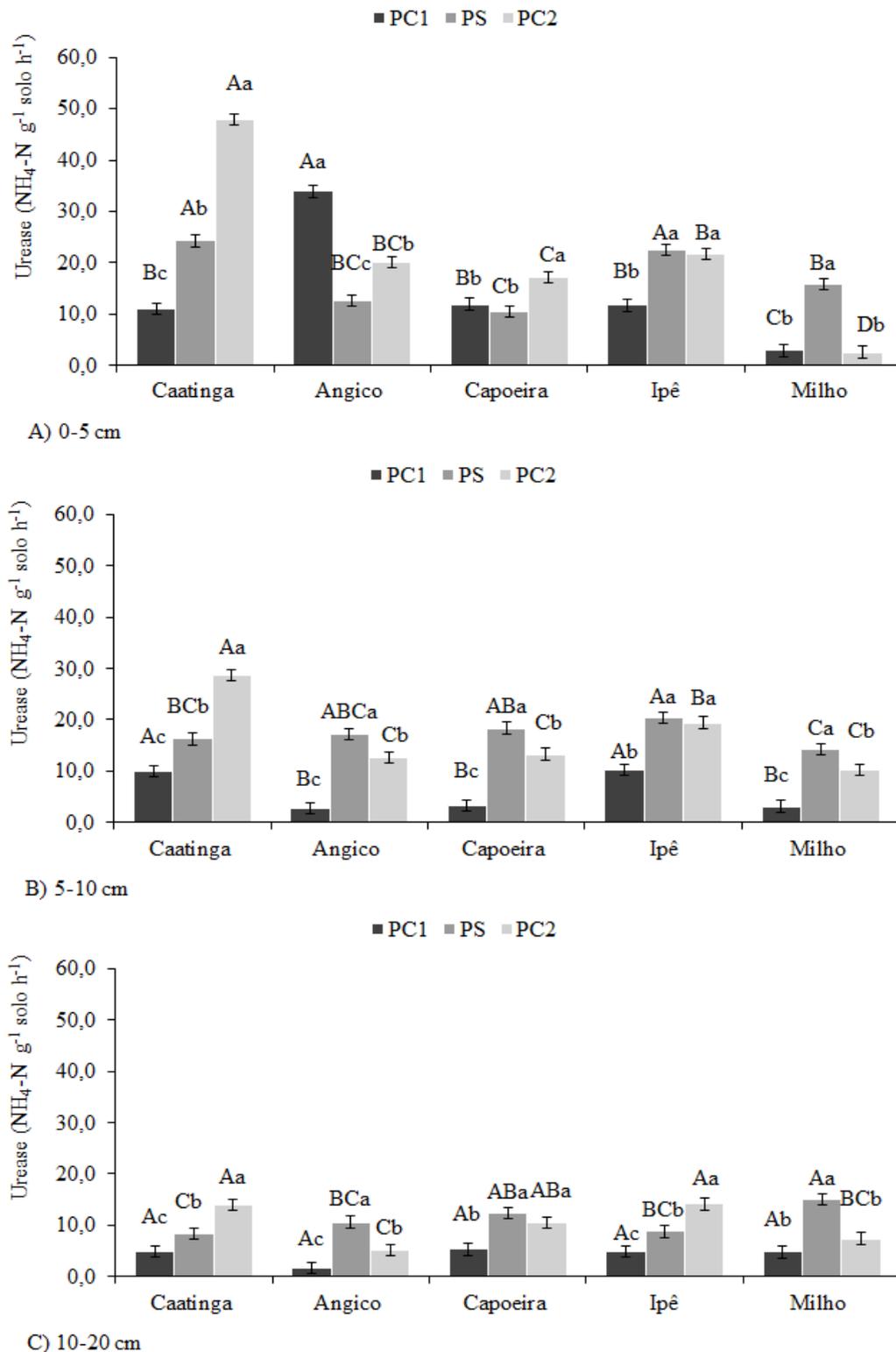
A atividade da urease foi fortemente afetada pelos sistemas de uso do solo e pela sazonalidade e variaram entre 2,6 – 33,9; 2,7 – 28,7; 1,7 – 15,1  $\text{NH}_4\text{-N g}^{-1}$  de solo seco  $\text{h}^{-1}$  para as camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respectivamente (Figura 24). Em geral, as maiores atividades foram verificadas, nas áreas de Caatinga e Ipê, enquanto as menores foram

verificadas na área de Milho. A atividade enzimática na área de Milho foi 74, 35 e 95% menor no PC1, PS e PC2, respectivamente, quando comparada à área de Caatinga, na camada mais superficial. Na camada de 5-10 cm a menor atividade também se verifica na área de Milho, para todos os períodos avaliados, as reduções em relação à área de vegetação nativa foram de 68, 12 e 64% menor no PC1, PS e PC2. Na última camada avaliada no período seco observa-se que as áreas apresentaram uma redução atividade da urease em relação às camadas superiores, com exceção da área de Milho.

A redução da atividade da urease pode estar relacionada com a menor concentração de C nestas camadas, ocasionando menor atividade microbiana e consequentemente das atividades enzimáticas, já que estas são na sua maioria de origem microbiana (RAIESI; BEHESHTI, 2015). A manutenção da atividade da urease em profundidade na área de Milho pode estar relacionada a uma comunidade microbiana mais estável ou fisiologicamente mais ativa. Stone et al. (2014) avaliando as alterações na atividade enzimática extracelular em camadas de solo mais profundas verificaram que mudanças na estrutura da comunidade com a profundidade podem resultar em um aumento na abundância relativa da produção de enzimas.

Comumente a conversão de áreas de vegetação nativa em áreas de cultivo promove a redução da atividade da urease (RAIESI; BEHESHTI, 2015). Vinhal-Freitas et al. (2017) verificaram maior atividade da urease em solos de área de vegetação nativa na Caatinga em comparação a áreas cultivadas com cana-de-açúcar em solo argiloso, a redução foi de aproximadamente 60%. Raiesi e Beheshti (2015) em estudo numa área tropical seca no Irã verificaram que a conversão de áreas de florestas nativas em áreas agrícolas ocasionaram 28% de redução na atividade da urease. Já Medeiros et al. (2015) em estudo numa região tropical seca de Pernambuco, Brasil, observaram que a conversão de floresta nativa em monocultura não afetou a atividade da urease do solo, constatando maior atividade na área de monocultivo.

As maiores atividades da urease em áreas com maior aporte de matéria orgânica é esperado, uma vez que a sua atividade está estreitamente relacionada com a decomposição da matéria orgânica (VINHAL-FREITAS et al., 2017). De acordo com Bowles et al. (2014) a alta atividade da urease está relacionada ao fornecimento de C a microbiota, onde ao estimular a atividade microbiana através do aporte de C ao solo pode ocasionar uma limitação de N para comunidade microbiana e consequentemente proporcionar aumento na produção de enzimas para mineralizar N.



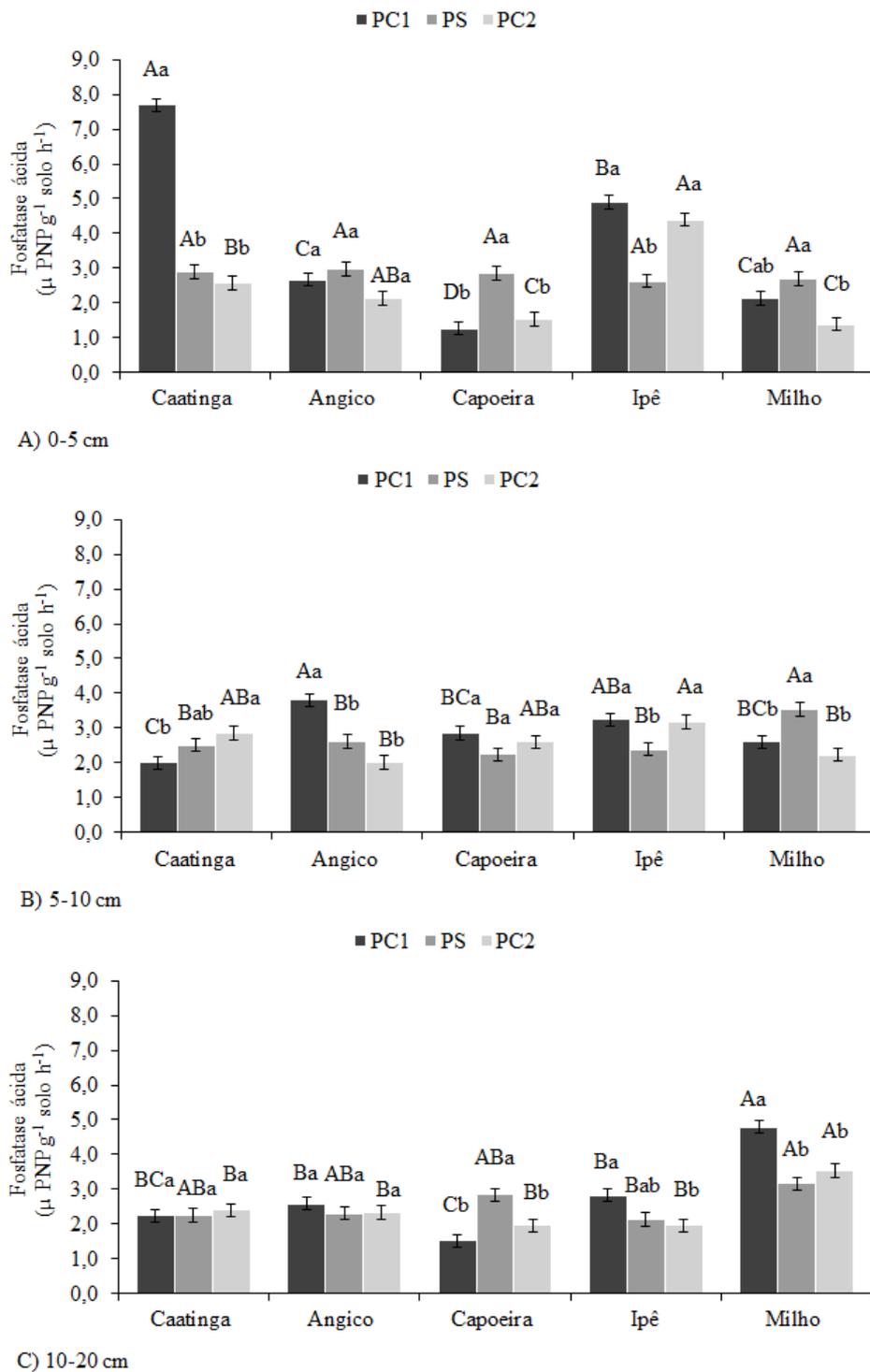
**Figura 24.** Atividade enzimática da Urease no solo na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguidas de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

Avaliando a atividade da urease na seção de 0-20 cm verifica-se que a área de Caatinga continua apresentando a maior atividade, seguida da área de Ipê > Angico > Capoeira > Milho. Comparadas à área de Caatinga todos os sistemas de uso apresentam reduções de 21, 29, 42 e 59% para Ipê, Angico, Capoeira e Milho, respectivamente. Medeiros et al., (2017) avaliando estágios de regeneração natural em um ambiente tropical seco, no nordeste do Brasil constataram que atividade de urease foi 100% maior na área de regeneração tardia comparada a área de regeneração precoce, na camada de 0-5 cm e que a área de regeneração intermediária apresentou atividade semelhante a tardia.

O efeito da variação sazonal sobre a atividade da urease não apresentou uma tendência clara, contudo na área de Milho é possível observar que as menores atividades da urease foram registradas nos períodos chuvosos, enquanto na área de Caatinga houve aumento da atividade da urease. Esses resultados sugerem que a atividade da urease é mais afetada pela comunidade microbiana, qualidade e quantidade de substrato disponível do que diretamente pela sazonalidade (ADAMCZYK et al., 2014). Contudo, Lebrun et al. (2012) avaliando as variações temporais das atividades enzimáticas em Luvissole sob diferentes sistemas de uso observaram que apenas a atividade da urease variou muito ao longo do tempo.

#### **4.5.3 Fosfatase ácida**

A atividade de fosfatase ácida foi significativamente influenciada pelos sistemas de uso do solo em função da sazonalidade e variou entre 1,3 a 7,7; 2,0 a 3,8; e 1,5 a 4,8  $\mu\text{g PNP g}^{-1}\text{solo h}^{-1}$ , nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respectivamente (Figura 25). Porém, no período seco não houve diferença significativa entre os sistemas de uso do solo avaliados. As menores atividades de fosfatase ácida foram verificadas na área de Capoeira e Milho, apresentando redução em relação à área de Caatinga de 83 e 72% no PC1; e 40 e 46% no PC2, respectivamente. A área de Angico também apresentou redução da atividade de fosfatase ácida no PC1 (-65%) e PC2 (-17%), enquanto a área de Ipê apresentou redução no PC1 (-36%) e aumento no PC2 (+71%). Na camada de 5-10 cm a atividade de fosfatase ácida registrada na área de Caatinga foi relativamente baixa, em relação aos demais sistemas de uso do solo, onde verifica-se as maiores atividades nas áreas de Angico, Milho e Ipê para o PC1, PS e PC2, respectivamente. Já na camada de 10-20 cm a área de Milho apresentou alta atividade em relação aos demais sistemas de uso em todos os períodos avaliados.



**Figura 25.** Atividade enzimática da Fosfatase ácida no solo na camada de 0-5 cm (A), 5-10 cm (B) e 10-20 cm (C), em função do uso do solo e da sazonalidade. Médias seguidas de mesma letra maiúscula não diferem entre os sistemas de uso e médias seguida de mesma letra minúscula não diferem entre os períodos de amostragens, pelo teste de Tukey a 10% de significância. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016)

A baixa disponibilidade de P às plantas e aos micro-organismos favorece a atividade da fosfatase e tende a ser inibida na presença de fosfato inorgânico no solo em altas concentrações (DEFOREST et al., 2012; WANG et al., 2012; DING et al., 2016). Como em

nenhum dos sistemas avaliados foram adicionadas fontes inorgânicas de P esperava-se que os solos com menor concentração de P disponível apresentasse maior atividade de fosfatase. Entretanto, considerando todos os dados não há uma relação clara entre a atividade da fosfatase e P. Os resultados obtidos sugerem que a atividade da fosfatase pode ter sido mais influenciada por outros fatores como disponibilidade de nutrientes, composição da fonte orgânica adicionada, estrutura da comunidade microbiana, fisiologia da biomassa microbiana, exsudados radiculares, umidade e temperatura (KOTROCZÓ et al., 2014; HENDRIKSEN et al., 2016).

Avaliando apenas as áreas de sucessão (Angico, Ipê e Capoeira) em comparação a área de Caatinga observa-se que a área de Ipê apresenta atividade de fosfatase semelhante à área de Caatinga, seguida da área de Angico e Capoeira. Estes resultados diferem do estudo realizado por Medeiros et al. (2017) em áreas de regeneração natural numa área de Caatinga, onde registraram as maiores atividades de fosfatase ácida na área de regeneração tardia, nas duas camadas avaliadas, atribuindo esse resultado a maior diversidade vegetal e maior tempo de regeneração que proporcionaram maior entrada de resíduos orgânicos, estimulando a biomassa microbiana. Em outro estudo realizado por Medeiros et al. (2015) avaliando a conversão de florestas tropicais secas em áreas agrícolas, verificaram que a conversão não reduziu a atividade de fosfatase com monocultura ou consórcio de culturas. Raiesi e Beheshti (2015) observaram que a atividade da fosfatase ácida numa área de floresta tropical seca no Irã foi semelhante a área de cultivo agrícola.

Esperava-se que as áreas de floresta apresentassem atividade de fosfatase elevada, uma vez que esta mineraliza o P a partir da matéria orgânica e nesses sistemas o aporte de resíduos é maior do que nas áreas de Capoeira e Milho e tende a apresentar maior quantidade de P orgânico imobilizado na biomassa microbiana (BURNS et al., 2013; BALOTA et al., 2014). A baixa atividade da fosfatase em áreas de floresta pode estar relacionada à produção de taninos pelas árvores, uma vez que estas tendem a produzir taninos mais reativos em resposta ao estresse climático (THARAYIL et al., 2011). Adamczyk et al. 2017 avaliando a interferência dos taninos em áreas de floresta verificaram que os taninos modificam a conformação da enzima e em altas concentrações podem inibir a atividade enzimática, principalmente a atividade de fosfatase.

A atividade de fosfatase ácida variou bastante nos períodos avaliados em todas as camadas, porém não é possível verificar uma tendência clara. De acordo com Fekete et al. (2012) a atividade enzimática é muito sensível as variações sazonais, no entanto nesse estudo

não foi possível observar uma tendência temporal clara. Menores atividades enzimáticas em solos muito secos ou muito úmidos são comuns devido à redução no metabolismo dos microorganismos e transporte de nutrientes (TROEH; THOMPSON, 2005; LIN et al., 2011; Fekete et al., 2012). Entretanto, as áreas tendem a responder de maneira diferenciada, uma vez que a atividade microbiana parece ser mais afetada pelas alterações da fonte de carbono do que pela variação sazonal, pois a concentração do substrato pode alterar a estrutura da comunidade microbiana (KOTROCZÓ et al., 2014; KIVLIN; TRESEDER, 2014).

#### 4.6 Análise multivariada de componentes principais

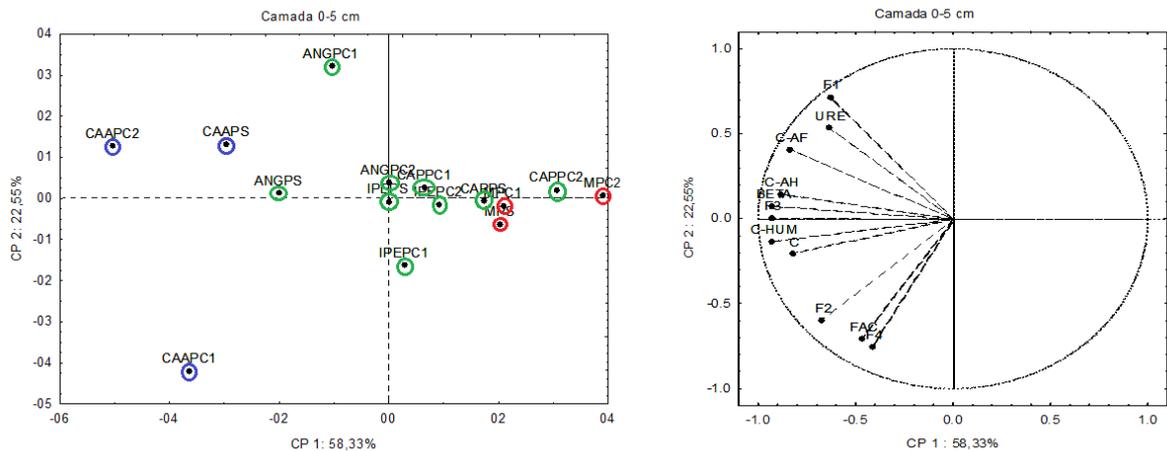
Para auxiliar na compreensão dos efeitos dos diferentes usos do solo e da sazonalidade, realizou-se uma análise de componentes principais (ACP) dos atributos químicos e bioquímicos dos solos em cada camada amostrada, na Tabela 5 estão apresentados os coeficientes de correlação.

Tabela 5. Coeficientes de correlação dos componentes principais dos atributos avaliados nos diferentes sistemas de manejo e em diferentes épocas de coleta na região do Semi-árido Pernambucano

	Camada 0-5 cm			Camada 5-10 cm			Camada 10-20 cm		
	CP 1	CP 2	CP 3	CP 1	CP 2	CP 3	CP 1	CP 2	CP 3
COT	<b>-0,82</b>	-0,21	0,48	<b>-0,77</b>	-0,44	0,00	<b>-0,74</b>	-0,40	-0,16
C-AF	<b>-0,84</b>	0,41	-0,02	-0,56	<b>0,57</b>	0,17	-0,29	<b>0,57</b>	-0,55
C-AH	<b>-0,89</b>	0,15	-0,21	<b>-0,79</b>	-0,05	0,45	<b>-0,57</b>	0,55	0,37
C-HUM	<b>-0,93</b>	-0,14	0,16	<b>-0,69</b>	-0,53	-0,25	-0,11	0,08	<b>0,78</b>
F1	-0,63	<b>0,72</b>	-0,18	<b>-0,63</b>	0,61	0,08	-0,24	<b>0,83</b>	-0,21
F2	<b>-0,68</b>	-0,59	-0,29	<b>-0,73</b>	0,22	-0,30	-0,34	<b>-0,40</b>	0,04
F3	<b>-0,93</b>	0,01	-0,04	<b>-0,77</b>	0,28	0,00	-0,36	-0,10	<b>0,50</b>
F4	-0,42	<b>-0,75</b>	0,27	-0,17	<b>-0,67</b>	-0,52	<b>-0,69</b>	-0,45	-0,18
FAC	-0,47	<b>-0,71</b>	-0,44	-0,26	0,49	<b>-0,69</b>	<b>0,35</b>	-0,11	0,14
BETA	<b>-0,93</b>	0,07	0,11	<b>-0,75</b>	-0,36	0,15	<b>-0,82</b>	0,21	0,32
URE	<b>-0,64</b>	0,54	0,00	-0,15	<b>-0,61</b>	0,23	<b>0,59</b>	0,22	0,43
Variação Total (%)	58,33	22,55	6,39	38,16	22,68	11,02	26,32	17,85	15,62
Cumulativo	58,33	80,88	87,27	38,16	60,84	71,86	26,32	44,17	59,79

COT = carbono orgânico total; C-AF = carbono orgânico da fração de ácido fúlvico; C-AH = carbono orgânico da fração de ácido húmico; C-HUM = carbono orgânico da fração humina; F1 = carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido de 3 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; F2 = diferença do carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido 6 e 3 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; F3 = diferença do carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido com 9 e 6 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; (F4) diferença do C oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido com 12 e 9 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; FAC = atividade enzimática de fosfatase ácida; BETA = atividade enzimática de  $\beta$ -glucosidase; URE = atividade enzimática de urease

A Análise de Componentes Principais (ACP) realizada em propriedades químicas e bioquímicas do solo também foi utilizada para a avaliação da qualidade do solo entre os sistemas de uso, nos períodos amostrados. As variações de dados totais dentro do conjunto de dados para a camada superficial (0-5 cm) foram exemplificadas por dois componentes principais (Figura 26).



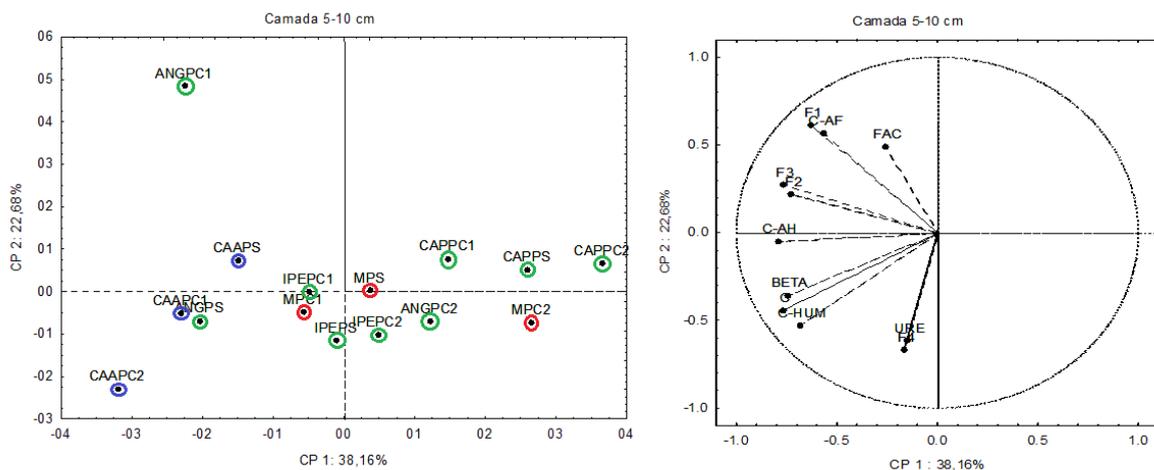
**Figura 26.** Diagramas de ordenação produzidos por análise de componentes principais, mostrando diferentes sistemas do uso do solo e da sazonalidade na camada de 0–5 cm, em uma área tropical seca do Brasil. Área de Caatinga (CAA) com destaque na cor azul, áreas de sucessão (Angico=ANG, Capoeira=CAP e Ipê=IPE) com destaque na cor verde e área de cultivo agrícola (Milho=M) com destaque na cor vermelha. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016). COT = carbono orgânico total; C-AF = carbono orgânico da fração de ácido fúlvico; C-AH = carbono orgânico da fração de ácido húmico; C-HUM = carbono orgânico da fração humina; F1 = carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido de 3 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; F2 = diferença do carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido 6 e 3 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; F3 = diferença do carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido com 9 e 6 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; (F4) diferença do C oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido com 12 e 9 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; FAC = atividade enzimática de fosfatase ácida; BETA = atividade enzimática de  $\beta$ -glucosidase; URE = atividade enzimática de urease

O primeiro componente (CP1), que respondeu por 58,3% da variância apresentou correlação negativa com C, C-AF, C-AH, C-HUM, F2, F3, BETA e URE, onde verifica-se uma separação entre os sistemas de uso do solo. A área de Caatinga apresentou um solo de melhor qualidade em relação aos solos das áreas de sucessão e cultivo agrícola. A conservação do ambiente proporcionou ao solo da área de Caatinga as maiores concentrações de carbono total, principalmente na forma mais humificada, com moderada recalcitrância e alta atividade enzimática, principalmente da  $\beta$ -glucosidase.

O segundo componente (CP2), que respondeu por 22,5% da variação de dados se correlacionou negativamente com a fração de carbono oxidável recalcitrante (F4) e atividade enzimática de fosfatase ácida (FAC). Este segundo CP permitiu distinguir a área de Caatinga nos seus períodos avaliados. Estas diferenças entre os períodos são caracterizadas por altas

concentrações de carbono na F1, nos ácidos fúlvicos e intensa atividade enzimática da urease, verificado nos períodos “PS e PC2”, enquanto no “PC1” o solo da área de Caatinga apresentou maior proporção de carbono na F2 e F4 e alta atividade de fosfatase ácida. A separação da área de Caatinga em relação às áreas de sucessão constata que os efeitos negativos causados pela ação antrópica têm consequências em longo prazo. O menor acúmulo de C verificado neste estudo, nos solos das áreas em estágios sucessionais pode estar relacionado ao fato de que o ambiente ainda está em processo de estabelecimento de árvores, fechamento de copas, competição, ciclagem de nutrientes e estabilização da microbiota (PRACH; WALKER, 2011). A área de Angico é a que se encontra mais próxima a Caatinga. A distinção entre a área preservada e a área de cultivo já era esperada, uma vez que as constantes práticas agrícolas convencionais tendem a reduzir a qualidade dos atributos químicos, físicos e biológicos do solo.

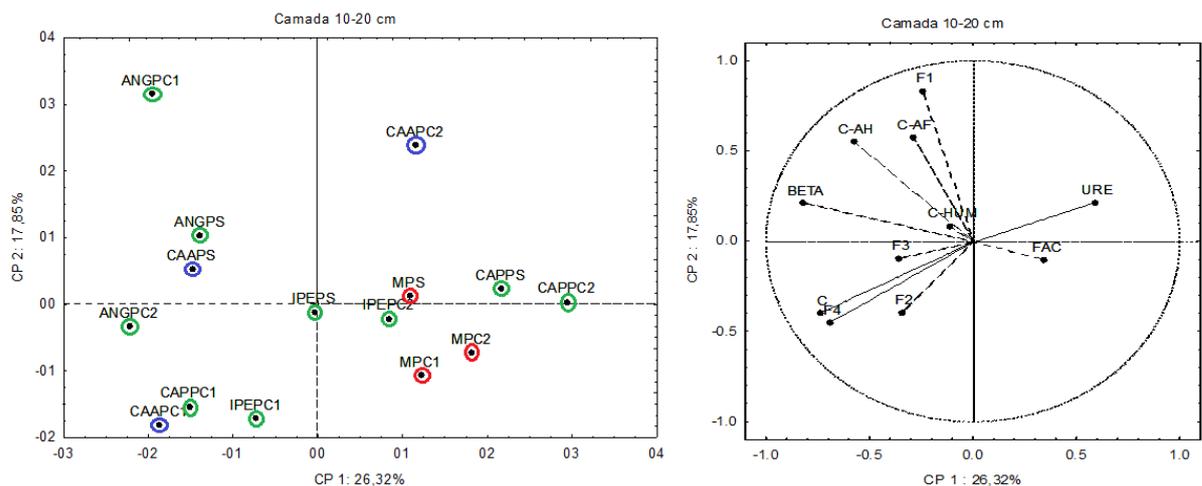
Na camada de 5-10 cm a distinção entre as áreas é menos expressiva, sendo possível observar uma ampla distribuição das áreas no diagrama (Figura 27). O primeiro componente principal (CP1 = 38,16%), o segundo componente principal (CP2 = 22,68%) e o terceiro componente principal (CP3 = 11,02%) representaram 71,86% da variação total (Tabela 5).



**Figura 27.** Diagramas de ordenação produzidos por análise de componentes principais, mostrando diferentes sistemas do uso do solo e da sazonalidade na camada de 5–10 cm, em uma área tropical seca do Brasil.. Área de Caatinga (CAA) com destaque na cor azul, áreas de sucessão (Angico=ANG, Capoeira=CAP e Ipê=IPE) com destaque na cor verde e área de cultivo agrícola (Milho=M) com destaque na cor vermelha. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016). COT = carbono orgânico total; C-AF = carbono orgânico da fração de ácido fúlvico; C-AH = carbono orgânico da fração de ácido húmico; C-HUM = carbono orgânico da fração humina; F1 = carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido de  $3 \text{ mol L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$ ; F2 = diferença do carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido 6 e  $3 \text{ mol L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$ ; F3 = diferença do carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido com 9 e  $6 \text{ mol L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$ ; (F4) diferença do C oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido com 12 e  $9 \text{ mol L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$ ; FAC = atividade enzimática de fosfatase ácida; BETA = atividade enzimática de  $\beta$ -glucosidase; URE = atividade enzimática de urease

No CP1 todas as variáveis de correlacionaram negativamente, entretanto aquelas que melhor explicaram a variância foram: C-AH > F3 = C > BETA > F2. Já no CP2 as variáveis que melhor explicaram essa variância foram a F4 e URE (negativamente) e C-AF (positivamente). A menor distinção das áreas nessa camada pode estar relacionada à menor perturbação nessa profundidade, uma vez que os maiores impactos são mais intensos na camada superficial. Ainda assim, é possível observar um distanciamento da área de Caatinga em relação às demais áreas, principalmente na CP1.

Na análise de componentes principais da camada de 10-20 cm, os fatores 1, 2 e 3 explicaram 26,32%, 17,85% e 15,62% da variabilidade total, respectivamente (Tabela 5). No CP1 as variáveis que melhor explicaram a variância dos sistemas de uso em função da sazonalidade foram o COT e a BETA, enquanto que para o CP2 a F1 foi a variável que apresentou a maior correlação dentre todas analisadas (Figura 28).



**Figura 28.** Diagramas de ordenação produzidos por análise de componentes principais, mostrando diferentes sistemas do uso do solo e da sazonalidade na camada de 5-10 cm, em uma área tropical seca do Brasil.. Área de Caatinga (CAA) com destaque na cor azul, áreas de sucessão (Angico=ANG, Capoeira=CAP e Ipê=IPE) com destaque na cor verde e área de cultivo agrícola (Milho=M) com destaque na cor vermelha. PC1 – período chuvoso (abril/2014), PS – período seco (outubro/2015) e PC2 – período chuvoso (abril/2016). COT = carbono orgânico total; C-AF = carbono orgânico da fração de ácido fúlvico; C-AH = carbono orgânico da fração de ácido húmico; C-HUM = carbono orgânico da fração humina; F1 = carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido de 3 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; F2 = diferença do carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido 6 e 3 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; F3 = diferença do carbono orgânico oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido com 9 e 6 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; (F4) diferença do C oxidado por  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido com 12 e 9 mol  $L^{-1}$   $H_2SO_4$ ; FAC = atividade enzimática de fosfatase ácida; BETA = atividade enzimática de  $\beta$ -glucosidase; URE = atividade enzimática de urease

A análise multivariada demonstrou ser eficaz na identificação de propriedades do solo que responderam aos sistemas de uso solo em função da sazonalidade na camada de 0-5 cm e forneceu informações importantes na avaliação da qualidade do solo. Todas as variáveis analisadas foram sensíveis em detectar alterações no uso solo após a conversão de florestas

em áreas agricultáveis na camada superficial, em especial o carbono presente na fração húmica e a atividade enzimática da  $\beta$ -glucosidase, que apresentaram a maior correlação em relação às demais variáveis (-0,93). Esses resultados confirmam que o solo da área de Caatinga apresenta melhor qualidade em relação aos demais sistemas de uso do solo, na camada mais superficial.

Essa diferenciação entre os tratamentos avaliados na camada mais superficial pode estar relacionada à quantidade e qualidade do material orgânico depositado ao solo (KALLENBACH; GRANDY, 2011). Além disso, o solo da área de Caatinga por se encontrar num ambiente mais equilibrado em relação às áreas de sucessão, que ainda estão se estabelecendo e áreas de cultivos agrícolas onde há atuação antrópica contínua estão mais protegidos da ação climática e antrópica. A área de Angico no primeiro período chuvoso e período seco apresentaram resultados próximos à área de referência. Contudo, esses resultados não se mantiveram no segundo período chuvoso, que apresentou escore nulo no CP1 e ligeiramente positivo no CP2. Para Prach e Walker (2011) essa oscilação em áreas de sucessão pode ser comum, pois após um período de aumento da biomassa e ciclagem de nutrientes ativos (sucessão progressiva), pode haver um período de diminuição da biomassa e ciclo de nutrientes (sucessão retrogressiva), em resposta as alterações climáticas, o que justifica o longo tempo necessário para o estabelecimento de áreas em sucessão (ARYAL et al., 2014).

A partir da camada de 5-10 cm a diferenciação entre as áreas começa a diminuir, apresentando ampla dispersão na camada de 10-20 cm. O fato de estas camadas apresentarem uma maior estabilidade pode estar relacionado ao menor contato com o material orgânico, incidência das ações climáticas, volume de raízes e ações antrópicas (RUMPEL; KÖGEL-KNABNER, 2011), com exceção da área sob cultivo agrícola. Apesar da maior distribuição das áreas no diagrama é possível observar que o CP1 foi marcado negativamente pela área de Caatinga e as áreas de sucessão, indicando que estas áreas nessa camada apresentam melhor qualidade de solo quando comparadas aos demais sistemas de uso em seus respectivos períodos avaliados.

## 5. CONCLUSÕES

A conversão de floresta nativa em sistemas agrícolas causou substanciais perdas de carbono do solo. Independentemente do manejo adotado todos os sistemas de uso do solo

apresentam redução nos estoques de carbono em relação à área de vegetação nativa, em todas as camadas e períodos avaliados. A maior perda de carbono do solo ocorreu no período seco. As reduções médias nos estoques de carbono do solo foram da ordem de 26, 33 e 34% para Angico, Ipê e Capoeira / Milho, respectivamente.

As frações das substâncias húmicas (ácido fúlvico, ácido húmico e humina) foram sensíveis à mudança de uso do solo e a sazonalidade. A fração humina foi predominante em todos os sistemas de uso, indicando que as perdas de carbono do solo estão mais associadas às frações menos estáveis da matéria orgânica do solo. A fração de ácido fúlvico foi a mais sensível à sazonalidade, evidenciando sua mobilidade e solubilidade em Luvisolo em ambientes tropicais secos.

As frações oxidáveis do carbono orgânico do solo foram pouco sensíveis às alterações de uso do solo, apresentando maior variação em superfície. Contudo, a partir das frações oxidáveis foi possível verificar que mais de 50% do carbono orgânico total encontra-se na forma não lábil, em todas as camadas de solo e períodos avaliados. As frações oxidáveis não apresentaram uma tendência sazonal clara, sendo, portanto, considerada uma variável pouco responsiva a variação sazonal para este estudo.

Os sistemas de uso do solo afetaram as atividades enzimáticas do solo em todas as camadas de solo e períodos avaliados. A atividade da  $\beta$ -glucosidase foi mais responsiva a mudança de uso do solo e corroborou com os teores de carbono orgânico encontrados no solo. Contudo, as atividades enzimáticas do solo não apresentaram uma tendência sazonal clara.

Todos os indicadores utilizados nesse estudo mostraram que a conversão de áreas de vegetação nativa em áreas agrícolas promove efeitos negativos, detectáveis mesmo em longo prazo, indicando que a recuperação dessas áreas é um processo lento. Sendo os resultados obtidos nesse estudo importantes para o entendimento da dinâmica e variação do C no solo sob diferentes manejos e o efeito da sazonalidade em áreas secas com baixíssimas precipitações (2014-2016).

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ACOSTA-MARTÍNEZ, V.; CRUZ, L.; SOTOMAYOR-RAMÍREZ, D.; PÉREZ-ALEGRÍA, L. Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 35, n. 1, p. 35-45, 2007.

ADAMCZYK, B.; KILPELÄINEN, P.; KITUNEN, V.; SMOLANDER, A. Potential activities of enzymes involved in N, C, P and S cycling in boreal forest soil under different tree species. **Pedobiologia**, Germany, v. 57, n. 2, p. 97-102, 2014.

ADAMCZYK, B.; KARONEN, M.; ADAMCZYK, S.; ENGSTRÖMEN, M. T.; LAAKSO, T.; SARANPÄÄ, P.; SIMON, J. Tannins can slow-down but also speed-up soil enzymatic activity in boreal forest. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 107, p. 60-67, 2017.

ALBUQUERQUE, U.P.; LIMA ARAÚJO, E.; EL-DEIR, A.C.A.; LIMA, A.L.A.; SOUTO, A.; BEZERRA, B.M.; FERRAZ, E.M.N.; FREIRE, E.M.X.; SAMPAIO, E.V.; LAS-CASAS, F.M.G.; MOURA, G.J.B.; PEREIRA, G.A.; MELO, J.G.; RAMOS, M.A.; RODAL, M.J.N.; SCHIEL, N.; LYRA-NEVES, R.M.; ALVES, R.R.N.; AZEVEDO-JÚNIOR, S.M.; TELINO JÚNIOR, W.R.; SEVERI, W. Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest (review article). **Science World Journal**, United States, p. 205182, 2012.

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. London: Academic Press, 1995.

ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; TAVARES, F. M.; SCHULZ, K.; PEREIRA, R. D. C. A.; CIERJACKS, A. Floristic survey of the caatinga in areas with different grazing intensities, Pernambuco, Northeast Brazil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, Recife, v. 1, n. 1, p. 43-51, 2016.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; de MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ARMAS-HERRERA, C. M.; MORA, J. L.; GUERRA, J. A.; ARBELO, C. D.; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, A. Depth distribution of humic substances in Andosols in relation to land management and soil erosion. **Soil Use and Management**, Wallingford, v. 29, n. 1, p. 77-86, 2013.

ARYAL, D. R.; DE JONG, B. H.; OCHOA-GAONA, S.; ESPARZA-OLGUIN, L.; MENDOZA-VEGA, J. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, New York, v. 195, p. 220-230, 2014.

BABUJIA, L.C.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J.C.; BROOKES, P.C. Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 42, n. 12, p. 2174-2181, 2010.

BALOTA, E. L.; YADA, I. F.; AMARAL, H.; NAKATANI, A. S.; DICK, R. P.; COYNE, M. S. Long-term land use influences soil microbial biomass p and s, phosphatase and arylsulfatase activities, and s mineralization in a Brazilian Oxisol. **Land Degradation & Development**, Malden, v. 25, n. 4, p. 397-406, 2014.

BARRETO, R. C.; MADARI, B. E.; MADDOCK, J. E. L.; MACHADO, P.; TORTES, E.; FRANCHINI, J.; COSTA, A. R. The impact of soil management on aggregation, carbon stabilization and carbon loss as CO<sub>2</sub> in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Netherlands, v. 132, p. 243-251, 2009.

BARRETO, P.A.B.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMARODRIGUES, A.C.; FONTES, A.G.; POLIDORO, J.C.; MOCO, M.K.S.; MACHADO, R.C.R.; BALIGAR, V.C. Distribution of oxidizable organic C fractions in soils under cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. **Agroforestry Systems**, Netherlands, v.81, p.213-220, 2011.

BARROS, J. D. S.; CHAVES, L. G.; PEREIRA, W. E. Carbon and nitrogen stocks under different management systems in the Paraiban Serto. **African Journal of Agricultural Research**, Kenya, v. 10, n. 3, p. 130-136, 2015.

BATISTA, I.; CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, M. G.; BIELUCZYK, W.; SCHIAVO, J. A.; ROUWS, J. R. C. Frações oxidáveis do carbono orgânico total e macrofauna edáfica em sistema de integração lavoura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 797-809, 2014.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica da matéria orgânica. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. de O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. Cap. 2, p. 7-18.

BENBI, D. K.; KIRANVIR, B. R. A. R.; SHARMA, S. Sensitivity of labile soil organic carbon pools to long-term fertilizer, straw and manure management in rice-wheat system. **Pedosphere**, Beijing, v. 25, n. 4, p. 534-545, 2015.

BEHESHTI, A; RAIESI, F; GOLCHIN, A. Soil properties, C fractions and their dynamics in land use conversion from native forests to croplands in northern Iran. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 148, p. 121-133, 2012.

BENITES, V.M.; MÁDARI, B.; MACHADO, P.L.O.A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado e de baixo custo. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2003. 7p. (Embrapa Solos. Comunicado técnico, 16).

BENITEZ, E.; SAINZ, H.; NOGALES, R. Hydrolytic enzyme activities of extracted humic substances during the vermicomposting of a lignocellulosic olive waste. **Bioresource Technology**, New York, v. 96, n. 7, p. 785-790, 2005.

BEUCHLE, R.; GRECCHI, R. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; SELIGER, R.; EVA, H. D.; SANO, E.; ACHARD, F. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, Sevenoaks, v. 58, p. 116-127, 2015.

BEZERRA, R.P.M.; LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; PERIN, A. Formas de carbono em latossolo sob sistemas de plantio direto e integração lavoura-pecuária no cerrado, Goiás. Semina: **Ciências Agrárias**, Recife, v.34, p.2637-2654, 2013. BITTON, G. (Org.) Encyclopedia of Environmental Microbiology. New York: John Wiley e Sons, p. 3116-3126, 2002

BHARALI, A.; BARUAH, K. K.; BHATTACHARYYA, P.; GORH, D. Integrated nutrient management in wheat grown in a northeast India soil: Impacts on soil organic carbon fractions in relation to grain yield. **Soil and Tillage Research**, Cambridge, v. 168, p. 81-91, 2017.

- BLACKIE, R.; BALDAUF, C.; GAUTIER, D.; GUMBO, D.; KASSA, H.; PARTHASARATHY, N.; SUNDERLAND, T. C. H. **The dry tropical forests: The state of global knowledge and recommendations for future research**. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia, 2014.
- BLANCO-MOURE, N.; GRACIA, R.; BIELSA, A. C.; LÓPEZ, M. V. Soil organic matter fractions as affected by tillage and soil texture under semiarid Mediterranean conditions. **Soil and Tillage Research**, Cambridge, v. 155, p. 381-389, 2016.
- BRAGA, J. M.; DEFELIPO, B. V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de solo e material vegetal. **Revista Ceres**, Viçosa, 1974.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Bioma Caatinga**. 2012. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>>. Acesso em: 09 fev. 2017.
- BOLAN, N. S.; ADRIANO, D. C.; KUNHIKRISHNAN, A.; JAMES, T., MCDOWELL, R.; SENESI, N. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. **Advances in agronomy**, Madison, v. 110, p. 1, 2011.
- BOWLES, T. M.; ACOSTA-MARTÍNEZ, V.; CALDERÓN, F.; JACKSON, L. E. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 68, p. 252-262, 2014.
- BOSSUYT, H.; SIX, J.; HENDRIX, P.F. Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts, **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, p.251–258, 2005.
- BORTOLON, E. S. O.; MIELNICZUK, J.; TORNQUIST, C. G.; LOPES, F.; FERNANDES, F. F. Simulação da dinâmica do carbono e nitrogênio em um Argissolo do Rio Grande do Sul usando modelo Century. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1635-1646. 2009.
- BURNS, R. G.; DEFOREST, J. L.; MARXSEN, J.; SINSABAUGH, R. L.; STROMBERGER, M. E.; WALLENSTEIN, M. D.; ZOPPINI, A. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 58, p. 216-234, 2013.
- CAMPO, J. Shift from ecosystem P to N limitation at precipitation gradient in tropical dry forests at Yucatan, Mexico. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 11, n. 9, p. 095006, 2016.
- CAMPO, J.; MERINO, A. Variations in soil carbon sequestration and their determinants along a precipitation gradient in seasonally dry tropical forest ecosystems. **Global Change Biology**, Oxford, v. 22, p. 1942-1956, 2016.
- CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. **UENF**, 2005.
- CASTRO FILHO, C.; LOURENÇO, A.; GUIMARÃES, M. de F.; FONSECA, I. C. B. Aggregate stability under different soil management systems in a red latosol in the state of Paraná, Brazil. **Soil and Tillage Research**, Cambridge, v. 65, n. 1, p. 45-51, 2002.

- CARDOSO, D. B. O. S.; QUEIROZ, L. P. Caatinga no contexto de uma metacomunidade: evidências da biogeografia, padrões filogenéticos e abundância de espécies em Leguminosas. C. J. B. Carvalho, E.A.B. Almeida (Eds.), **Biogeografia da América do Sul: padrões e processos**, São Paulo. p 241–260. 2010.
- CHAN, K. Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an Paleustalf under different pasture leys. **Soil Science**, Baltimore, v. 166, n.1, p. 61-67. 2001.
- CHAPIN, F.S.; MCFARLAND, J.; MCGUIRE, A.D.; EUSKIRCHEN, E.S.; RUESS, R.W.; KIELLAND K. The changing global carbon cycle: linking plant-soil carbon dynamics to global consequences. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 97, p. 840–850, 2009.
- CHAUDHURY, J.; MANDAL, U.K.; SHARMA, K.L.; GHOSH, H.; MANDAL, B. Assessing soil quality under long-term rice-based cropping system. Communication in: **Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 36, p. 1–21, 2005.
- CHEN, X.; LIU, J.; DENG, Q.; YAN, J.; ZHANG, D. Effects of elevated CO<sub>2</sub> and nitrogen addition on soil organic carbon fractions in a subtropical forest. **Plant and soil**, Netherlands, v. 357, n. 1-2, p. 25-34, 2012.
- CHIANG, J. C. H.; A. KOUTAVAS. Tropical flip-flop connections. **Nature**, London, v. 432, p. 684-685, 2004.
- COSTA, A. R.; SATO, J. H.; RAMOS, M. L. G.; FIGUEIREDO, C. C.; SOUZA, G. P.; ROCHA, O. C.; GUERRA, A. F. Atributos microbiológicos e frações oxidáveis do carbono orgânico de Latossolo cultivado com cafeeiro, sob parcelamentos de fósforo e regimes hídricos. **Revista Brasileira Ciência Solo**, Viçosa, v. 37, n. 1, p. 55-65, 2013
- COTRUFO, M. F.; SOONG, J. L.; HORTON, A. J.; CAMPBELL, E. E.; HADDIX, M. L.; WALL, D. H.; PARTON, W. J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience**, London, v. 8, p. 776-781, 2015.
- CUEVAS, R. M.; HIDALGO, C.; PAYÁN, F.; ETCHEVERS, J. D.; CAMPO, J. Precipitation influences on active fractions of soil organic matter in seasonally dry tropical forests of the Yucatan: regional and seasonal patterns. **European Journal of Forest Research**, Heidelberg, v. 132, n. 5-6, p. 667-677, 2013.
- DA SILVA, V. S. G.; E SILVA, C. E. D. R.; DE FREITAS, A. D. S.; STAMFORD, N. P.; DA SILVA, A. F. Systems of land use affecting nodulation and growth of tree legumes in different soils of the Brazilian semiarid area. **African Journal of Agricultural Research**, Kenya, v. 11, n. 40, p. 3966-3974, 2016.
- DATTA, A.; BASAK, N.; CHAUDHARI, S. K.; SHARMA, D. K. Soil properties and organic carbon distribution under different land uses in reclaimed sodic soils of North-West India. **Geoderma Regional**, Amsterdam, v. 4, p. 134-146, 2015.
- DEFOREST, J. L.; SMEMO, K. A.; BURKE, D. J.; ELLIOTT, H. L.; BECKER, J. C. Soil microbial responses to elevated phosphorus and pH in acidic temperate deciduous forests. **Biogeochemistry**, Netherlands, v. 109 n. 1-3, p. 189-202, 2012.

DEBLAUWE, V.; BARBIER, N.; COUTERON, P.; LEJEUNE, O.; BOGAERT, J. The global biogeography of semi-arid periodic vegetation patterns. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 17, p. 715–723, 2008.

DICK, R.P.; BREACKWELL, D.P.; TURCO, R.F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: DORAM, J.W.; JONES, A.J. (eds.) *Methods for assessing soil quality*. **Madison**: SSSA. p. 247-271, 1996.

DICK, R. P. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. IN: Pankhurst, B.M. Doube, V.V.S.R. Gupta (Eds.), **Biological Indicators of Soil Health**, CAB International, Wallingford, CT, p. 121–156. 1997

DIECKOW, J.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. B. M.; HERNANI, L. C. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, n. 2, p. 240-249, 2009.

DING, N.; GUO, H.; KUPPER, J. V.; MCNEAR JR, D. H. Shoot specific fungal endophytes alter soil phosphorus (P) fractions and potential acid phosphatase activity but do not increase P uptake in tall fescue. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 401, n. 1 - 2, 291-305, 2016.

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

D'ODORICO, P.; BHATTACHAN, A.; DAVIS, K.F.; RAVI, S.; RUNYAN, C.W. Global desertification: drivers and feedbacks, **Advances Water Resources**. Southampton, v. 51, p. 326–344. 2013.

EVANGELISTA, C. R.; PARTELLI, F. L.; FERREIRA, E. P. B.; CORRECHEL, V. Atividade enzimática do solo sob sistema de produção orgânica e convencional na cultura de cana-de-açúcar em Goiás. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n.4, p.1251-1262, jul./ago. 2012.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M.A. Phosphatases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 9, p.167-172, 1977.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Glucosidases and Galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 20, n. 5, p. 601-606, 1988.

EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília DF: Embrapa. 2º Ed. 627p. 2009.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2º Ed. 230p. 2011.

ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FAGUNDES, M.; SEVILHA, A. C.; SCARIOT, A. O.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; NORONHA, S. E.; FERNANDES, G. W. Florestas estacionais decíduas brasileiras: distribuição e estado de conservação. **MG-Biota**, Belo Horizonte, v. 1, p. 5-13, 2008.

FAO. Global forest resources assessment 2010: Main report Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome (2010).

FEKETE, I.; KOTROCZÓ, Z.; VARGA, C.; HARGITAI, R.; TOWNSEND, K.; CSÁNYI, G.; VÁRBIRÓ, G. Variability of organic matter inputs affects soil moisture and soil biological parameters in a European detritus manipulation experiment. **Ecosystems**, New York, v. 15, n. 5, p. 792-803, 2012.

FONTANA, A.; BRITO, R. D.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; BENITES, V. D. M. Caracterização de substâncias húmicas da camada superficial do solo sob diferentes coberturas vegetais. **Revista Magistra**, Cruz das Almas, v. 22, p. 49-56, 2010.

FRAZÃO, L. A.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Inorganic nitrogen, microbial biomass and microbial activity of a Sandy Brazilian Cerrado soil under different land uses. **Agriculture Ecosystems. Environmental**, England, v. 135 p. 161- 167, 2010

FREIXO, A. A.; MACHADO, P. L. O. A.; GUIMARÃES, C. M.; SILVA, C. A.; FADIGAS, F. D. S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, 425-434, 2002.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; ROLDAN, A.; MARTIN, A. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under Mediterranean climate. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.34, n.5, p. 635-642, 2002.

GEE, G. W.; OR, D. Particle-size analysis. In: DANE, J. H. TOPP, G. C. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 3<sup>rd</sup> ed. Madison: Soil Science Society of America, 2002. Pt. 4: Physycal methods, p. 255-293. (Book Series, 5).

GIÁCOMO, R. G.; PEREIRA, M. G.; GUARESCHI, R. F.; MACHADO, D. L. Atributos químicos e físicos do solo, estoques de carbono e nitrogênio e frações húmicas em diferentes formações vegetais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 3, p. 617-631, 2015.

GIULIETTI, A.M.; HARLEY, R.; QUEIROZ, L.P.; RAPINI, A. To set the scene. In: QUEIROZ, L.P.; RAPINI, A.; GIULIETTI, A.M. (Ed). Towards greater knowledge of the Brazilian semi-arid biodiversity. Brasília: **Ministério de Ciência e Tecnologia**, 2006. p. 11-15.

GONG, W.; HU, T.X.; WANG, J.Y.; GONG, Y.B.; RAN H. Soil carbon pool and fertility under natural evergreen broadleaved forest and its artificial regeneration forests in southern Sichuan Province, China. **Acta Ecologica Sinica**, Beijing, v. 28, p. 2536–2545, 2008.

GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; ALMENDROS, G.; KNICKER, H. The effect of fire on soil organic matter—a review. **Environment international**, India, v. 30, n. 6, p. 855-870, 2004.

GREEN, J. M.; LARROSA, C.; BURGESS, N. D.; BALMFORD, A.; JOHNSTON, A.; MBILINYI, B. P.; COAD, L. Deforestation in an African biodiversity hotspot: Extent, variation and the effectiveness of protected areas. **Biological Conservation**, Guwahati, v. 164, p. 62-72, 2013.

GRIFFITHS, B. S.; RITZ, K.; EBBLEWHITE, N.; DOBSON, G. Soil microbial community structure: effects of substrate loading rates. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 31, n. 1, p. 145-153, 1999.

GRINHUT, T.; HADAR, Y.; CHEN, Y. Degradation and transformation of humic substances by saprotrophic fungi: processes and mechanisms. **Fungal Biology Reviews**, Amsterdam, v. 21, n. 4, p. 179-189, 2007.

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

HAILE, S. G.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D. Carbon storage of different soil-size fractions in Florida silvopastoral systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.37, p. 1789–1797, 2008.

HENDRIKSEN, N. B.; CREAMER, R. E.; STONE, D.; WINDING, A. Soil exo-enzyme activities across Europe - The influence of climate, land-use and soil properties. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 97, p. 44-48, 2016.

HOEKSTRA, J. M.; BOUCHER, T. M.; RICKETTS, T. H.; ROBERTS, C. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecology letters**, Oxford, v. 8, n. 1, p. 23-29, 2005.

KALLENBACH, C; GRANDY, A. S. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 144, n. 1, p. 241-252, 2011.

KANDELER, E.; GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 6, p. 68-72, 1988.

KENNEDY, A.; DORAN, J. Sustainable agriculture: role of microorganisms. In Bitton, G. (ed.) *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. John Wiley and Sons, New York. p. 3116–3126, 2002.

KIVLIN, S. N.; TRESEDER, K. K.; Soil extracellular enzyme activities correspond with abiotic factors more than fungal community composition. **Biogeochemistry**, Netherlands, v. 117, n. 1, p. 23-37, 2014.

KLUMPP, K.; FONTAINE, S.; ATTARD, E.; LE ROUX, X.; GLEIXNER, G.; SOUSSANA, J. F. Grazing triggers soil carbon loss by altering plant roots and their control on soil microbial community. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 97, n. 5, p. 876-885, 2009.

KRAJEWSKA, B. Ureasases I. Functional, catalytic and kinetic properties: A review. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic*, Amsterdam, v. 59, n.1, p.9-21, 2009.

KOTROCZÓ, Z.; VERES, Z.; FEKETE, I.; KRAKOMPERGER, Z.; TÓTH, J. A.; LAJTHA, K.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 70, p. 237-243, 2014.

KOTZÉ, E.; LOKE, P. F.; AKHOSI-SETAKA, M. C.; DU PREEZ, C. C. Land use change affecting soil humic substances in three semi-arid agro-ecosystems in South Africa. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 216, p. 194-202, 2016.

KROL, M.S.; A. JAEGAR, A. BRONSTERT & J. KRYWKOW. The semiarid integrated model (SDIM), a regional integrated model assessing water availability, vulnerability of ecosystems and society in NE-Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth**, Oxford, v.26, p. 529-533, 2001.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Summary for Policymakers**. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2013. Disponível em: <[http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/docs/WGIAR5\\_SPM\\_brochure\\_en.pdf](http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/docs/WGIAR5_SPM_brochure_en.pdf)> Acesso em: 27 jan. 2017.

LAL, R. Carbon management in agricultural soils. **Mitigation and adaptation strategies for global change**, v. 12, n. 2, p. 303-322, 2007.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, Basel, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review of Environment and Resources**, California, v. 28, n. 1, p. 205-241, 2003.

LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER JR, T. E. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, p. 701–706, 2005.

LEBRUN, J. D.; TRINSOUTROT-GATTIN, I.; VINCESLAS-AKPA, M.; BAILLEUL, C.; BRAULT, A.; MOUGIN, C.; LAVAL, K. Assessing impacts of copper on soil enzyme activities in regard to their natural spatiotemporal variation under long-term different land uses. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 49, p. 150-156, 2012.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, London, v. 528, n. 7580, p. 60-68, 2015.

LEMENIH, M.; KARLTUN, E.; OLSSON, M. Soil organic matter dynamics after deforestation along a farm field chronosequence in southern highlands of Ethiopia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 109, n. 1, p. 9-19, 2005.

LEPERS, E.; LAMBIN, E. F.; JANETOS, A. C.; DEFRIES, R.; ACHARD, F.; RAMANKUTTY, N.; SCHOLES, R. J. A synthesis of information on rapid land-cover change for the period 1981–2000. **BioScience**, Oxford, v. 55, n. 2, p. 115-124, 2005.

LI, Q.; YU, P.; LI, G.; ZHOU, D.; CHEN, X. Overlooking soil erosion induces underestimation of the soil C loss in degraded land. **Quaternary International**, England, v. 349, p. 287-290, 2014.

- LI, S.; ZHANG, S.; PU, Y.; LI, T.; XU, X.; JIA, Y.; GONG, G. Dynamics of soil labile organic carbon fractions and C-cycle enzyme activities under straw mulch in Chengdu Plain. **Soil and Tillage Research**, Cambridge, v. 155, p. 289-297, 2016.
- LIN, Z.; ZHANG, R.; TANG, J.; ZHANG, J. Effects of high soil water content and temperature on soil respiration. **Soil Science**, Baltimore, v. 176, n. 3, p. 150–1555, 2011.
- LIU, A.; MA, B. L.; BOMKE, A. A. Effects of cover crops on soil aggregate stability, total organic carbon, and polysaccharides. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, n. 6, p. 2041-2048, 2005.
- LYBBERT, T. J.; SUMMER, D. A. Agricultural technologies for climate change in developing countries: Policy options for innovation and technology diffusion. **Food policy**, Oxford, v. 37, n. 1, p. 114-123, 2012.
- LOPES, J. F. B.; ANDRADE, E. M.; LOBATO, F. A. O.; PALÁCIO, H. A. Q.; ARRAES, F. D. D. Deposição e decomposição de serapilheira em área da Caatinga. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 3, n. 2, p. 72-79, 2010.
- LOPES, M. C. A.; ARAÚJO, V. F. P.; VASCONCELLOS, A. The effects of rainfall and vegetation on litterfall production in the semiarid region of northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 3, p. 703-708, 2015.
- LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; FERREIRA, E. P.; SANTOS, L. L.; BEUTLER, S. J.; FERRAZ JUNIOR, A. S. L. Frações oxidáveis do carbono orgânico em Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistema de aleias. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p.867-874, 2009.
- LOSS, A.; COUTINHO, F. S.; PEREIRA, M. G.; SILVA, R. A. C.; TORRES, J. L. R.; RAVELLI NETO, A. Soil fertility and oxidizable and total carbon in Oxisol of the Cerrado under pasture irrigated and dryland. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 3, p. 426-432, 2013.
- LÜTZOW, M. V.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; MATZNER, E.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; FLESSA, H. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 57, n. 4, p. 426-445, 2006.
- MAEDA, R.N.; BARCELOS, C.A, ANNA, S.M.M.L.; PEREIRA JR, N. Celulase production *Penicillium funiculosum* and its application in the hydrolise of sugar cane bagasse for second generation ethanol production by fed batch operation. **Journal of Biotchnology**, Amsterdam, v. 163, n. 1, p. 38-44, 2013.
- MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry systems**, Netherlands, v. 71, n. 2, p. 127-138, 2007.
- MANDAL, B. **Assessment and improvement of soil quality and resilience for rainfed production system**. Completion Report. National Agricultural Technology Project. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi, 2005, p. 30

MANDAL, B.; MAJUMDER, B.; BANDYOPADHYAY, P. K.; HAZRA, G. C.; GANGOPADHYAY, A.; SAMANTARAY, R. N.; MISHRA, A. K.; CHAUDHURY, J.; SAHA, M.N.; KUNDU, S. The potential of cropping systems and soil amendments for carbon sequestration in soils under long-term experiments in subtropical India. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, p. 1–13, 2007.

MAJUMDER, B.; MANDAL, B.; BANDYOPADHYAY, P. K.; GANGOPADHYAY, A.; MANI, P. K.; KUNDU, A. L.; MAJUMDER, D. Organic amendments influence soil organic carbon pools and crop productivity in a 19 years old rice-wheat agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, United States, v. 72, p. 775–785, 2008.

MARÍN-SPIOTTA, E.; SHARMA, S. Carbon storage in successional and plantation forest soils: a tropical analysis. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 22, n. 1, p. 105-117, 2013.

MANZONI, S.; SCHAEFFER, S. M.; KATUL, G.; PORPORATO, A.; SCHIMEL, J. P. A theoretical analysis of microbial eco-physiological and diffusion limitations to carbon cycling in drying soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 73, p. 69-83, 2014.

MARTINS, C. M.; COSTA, L. M.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SOARES, E. M. B.; dos SANTOS, S. R. Frações da matéria orgânica em solos sob formações decíduais no norte de minas gerais. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 28, n. 4, p. 10-20, 2015.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C. LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.27, n.3, p.425-433, 2003.

MCSHERRY, M. E; RITCHIE, M. E. Efeitos do pastoreio no solo do solo de pastagens: uma revisão global. **Global Change Biology**, Oxford, v.19, p. 1347-1357, 2013.

MEDEIROS, E. V.; NOTARO, K. A.; BARROS, J. A.; MORAES, W. S.; SILVA, A. O.; MOREIRA, K. A. Absolute and specific enzymatic activities of sandy entisol from tropical dry forest, monoculture and intercropping areas. **Soil and Tillage Research**, Cambridge, v. 145, p. 208-215, 2015

MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; SANTOS, L. A. R.; LIMA, J. R. S.; ALMEIDA-CORTÊZ, J. S.; HAMMECKER, C.; COURNAC, L. Soil organic carbon, microbial biomass and enzyme activities responses to natural regeneration in a tropical dry region in Northeast Brazil, **Catena**, Germany, v. 151, p. 137-146, 2017

MENDES, I.C.; VIVALDI, L.A. Dinamica da biomassa e atividade microbiana em uma área sob mata de galeria na região do Distrito Federal. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUZA-SILVA, J.C. (Eds). Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados, p. 665-687, 2001.

MELO, G. B.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A.; GUARESCHI, R. F.; SOARES, P. F. C. Estoques e frações da matéria orgânica do solo sob os sistemas plantio direto e convencional de repolho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n. 9, p. 1511-1519, 2016.

- MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005. 107 p.
- MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B. Simulação dos fluxos e balanços de fósforo em uma unidade de produção agrícola familiar no semi-árido paraibano. In: SILVEIRA, L.M.; PETERSEN, P.; SABOURIN, E.; orgs. **Agricultura familiar e agroecologia no semi-árido: Avanços a partir do Agreste da Paraíba**. Rio de Janeiro, AS-PTA. p. 249-260. 2002.
- MENEZES, R.C.S.; GARRIDO, M.S.; PEREZ M.; A.M. Fertilidade dos solos no semi-árido. In: **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 30; Recife, 2005. Palestras... Recife, UFRPE/SBCS, 2005. CD-ROM.
- MENEZES, R.; SAMPAIO, E.; GIONGO, G.; PÉREZ-MARIN, A. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, p. 643-653, 2012.
- MILES, L.; NEWTON, A. C. DEFRIES, R. S; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOS, V.; GORDON J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, p.491–505, 2006.
- MILORI, D. M.; MARTIN-NETO, L.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; BAGNATO, V. S. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. **Soil Science**, Baltimore, v. 167, n. 11, p. 739-749, 2002.
- MOURA, P. M.; ALTHOFF, T. D.; OLIVEIRA, R. A.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; MENEZES, R. S.; SAMPAIO, E. V. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Netherlands, v. 105, n. 1, p. 25-38, 2016.
- MORAES, G. M.; XAVIER, F. A. S.; MENDONCA, E. S.; ARAUJO FILHO, J. A.; OLIVEIRA, T.S. Chemical and structural characterization of soil humic substances under agroforestry and conventional systems, **Brazilian Journal of Soil Science**, Viçosa, v. 35, p. 1597–1608, 2011.
- MOSCATELLI, M. C.; LAGOMARSINO, A.; GARZILLO, A. M. V.; PIGNATARO, A.; GREGO, S.  $\beta$ -Glucosidase kinetic parameters as indicators of soil quality under conventional and organic cropping systems applying two analytical approaches. **Ecological Indicators**, New York, v. 13, n. 1, p. 322-327, 2012.
- MURTY, D.; KIRSCHBAUM, M. U.; MCMURTRIE, R. E.; MCGILVRAY, H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, n. 2, p. 105-123, 2002
- MUSCOLO, A.; SIDARI, M.; NARDI, S. Humic substance: relationship between structure and activity. Deeper information suggests univocal findings. **Journal of Geochemical Exploration**, New York, v. 129, p. 57-63, 2013.
- NANNIPIERI, P; KANDELER, E; RUGGIERO, P. Enzyme Activities and Microbiological and Biochemical Processes in Soil. In: **Enzymes in the environment: Activity, ecology, and applications**. CRC Press, 2002.

- NAVARRETE, I. A.; TSUTSUKI, K. Land-use impact on soil carbon, nitrogen, neutral sugar composition and related chemical properties in a degraded Ultisol in Leyte, Philippines. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokio, v. 54, n. 3, p. 321-331, 2008.
- NDAGJIMANA, C.; PAREYN, F.G.C.; RIEGELHAUPT, E. Uso do solo e desmatamento da Caatinga: um estudo de caso na Paraíba e no Ceará – Brasil. In: PAREYN, F.; VIEIRA, J. L.; GARIGLIO, M. A. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Estatística Florestal da Caatinga**, v. 2, Recife, 2015. p.18-29.
- NEVES, C. M. N.; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; MACEDO, R. L. G.; MOREIRA, F. M. de S.; D'ANDRÉA, A. F. Indicadores biológicos da qualidade do solo em sistema agrossilvopastoril no noroeste do Estado de Minas Gerais. **Ciência Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 1, p. 105-112, 2009.
- NGO, K. M.; TURNER, B. L.; MULLER-LANDAU, H. C.; DAVIES, S. J.; LARJAVAARA, M.; BIN NIK HASSAN, N. F.; LUM, S. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 296, p. 81-89, 2013.
- NUNES, L.A. P. L.; DIAS, L. E.; JUCKSCH, I.; BARROS, N. F.; KASUYA, M. C. M.; CORREIA, M. E. F. Impacto do monocultivo de café sobre os indicadores biológicos do solo na zona da mata mineira. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, p. 2467-2474, 2009.
- OLIVEIRA, E. S.; REATTO, A.; ROIG, H. L. Estoques de carbono do solo segundo os componentes da paisagem. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 32, n. 1-2, p. 71-93, 2016.
- PANETTIERI, M.; KNICKER, H.; MURILLO, J. M.; MADEJÓN, E.; HATCHER, P. G. Soil organic matter degradation in an agricultural chronosequence under different tillage regimes evaluated by organic matter pools, enzymatic activities and CPMAS <sup>13</sup>C NMR. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 78, p. 170-181, 2014.
- PAUL, E. A.; COLLINS, H. P.; LEAVITT, S. W. Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring <sup>14</sup>C abundance. **Geoderma**, Netherlands, v. 104, n. 3, p. 239-256, 2001.
- PELLEGRINI, A. F.; HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C. Carbon accumulation and nitrogen pool recovery during transitions from savanna to forest in central Brazil. **Ecology**, Canada, v. 95, n. 2, p. 342-352, 2014.
- PEREZ, K. S.; RAMOS, M. L. G.; McMANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p.567-573, 2004.
- PULROLNIK, K. **Transformações do carbono no solo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009. 36 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 264).
- PRACH, K.; WALKER, L. R. Four opportunities for studies of ecological succession. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v. 26, n. 3, p. 119-123, 2011.

PRADO, D. As caatingas da América do Sul. In: I.R. Leal, M. TABARELLI e J.M.C. SILVA (eds.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. p. 3-73. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. 2003.

PRIMO, D. C.; MENEZES, R. S. C.; SILVA, T. O. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. **Scientia Plena**, São Cristóvão, v. 7, n. 5, p.1-13, 2011.

PRUSKI, F. F. Prejuízos decorrentes da erosão hídrica e tolerância de perdas de solo. In: PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2. ed. Viçosa, MG: Ed. da Universidade Federal de Viçosa, 2011. Cap. 1.

PULLEMAN, M. M.; MARINISSEN, J. C. Y. Physical protection of mineralizable C in aggregates from long-term pasture and arable soil, **Geoderma**, Amsterdam, v.120, p. 273–282, 2004.

QUILCHANO, C.; MARANÓN, T. Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, n. 2, p. 102-107, 2002.

RAI, A.; SINGH, A. K.; GHOSAL, N.; SINGH, N. Understanding the effectiveness of litter from tropical dry forests for the restoration of degraded lands. **Ecological Engineering**, London, v. 93, p. 76-81, 2016.

RAIESI, F.; BEHESHTI, A. Soil specific enzyme activity shows more clearly soil responses to paddy rice cultivation than absolute enzyme activity in primary forests of northwest Iran. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 75, p. 63-70, 2014.

RAIESI, F.; BEHESHTI, A. Microbiological indicators of soil quality and degradation following conversion of native forests to continuous croplands. **Ecological Indicators**, New York, v. 50, p. 173-185, 2015.

RANGEL, O. J. P. I.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G. E. D. P. A. D. M. G.; GUILHERME, L. R. G. Frações oxidáveis do carbono orgânico de Latossolo cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio. **Ciência e agrotecnologia**, Lavras, v.32, n. 2, p.429-437, 2008.

RIBEIRO, K.; NETO, E. R. S.; JUNIOR, J. A. C.; LIMA, J. R. S.; MENEZES, R. S. C.; NETO, P. J. D.; GUERRA, G. S.; OMETTO, J. P. H. B. Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga, **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 571, n.15, p. 1048-1057, 2016.

ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIACOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Frações húmicas da matéria orgânica do solo cultivado com soja sobre palhada de braquiária e sorgo. **Bragantia**, Campinas, v.70, p.622-630, 2011.

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

- ROSA, D. M.; NÓBREGA, L. H. P.; MAULI, M. M.; LIMA, G. P.; PACHECO, F. P. Substâncias húmicas do solo cultivado com plantas de cobertura em rotação com milho e soja. **Revista Ciência Agronômica**, Ceará, v. 48, n. 2, p. 221-230, 2017.
- RUMPEL, C.; KÖGEL-KNABNER, I. Deep soil organic matter a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 338, n. 1-2, p. 143-158, 2011.
- SACRAMENTO, J. A. A. S. D.; ARAÚJO, A. C. D. M.; ESCOBAR, M. E. O.; XAVIER, F. A. D. S.; CAVALCANTE, A. C. R.; OLIVEIRA, T. S. D. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 784-795, 2013.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; QUESADA, M.; RODRIGUEZ, J. P.; NASSAR, J. M.; STONER, K. E.; CASTILLO, A.; FAJARDO, L. Research Priorities for Neotropical Dry Forests1. **Biotropica**, Washington v. 37, n. 4, p. 477-485, 2005.
- SALOMÉ, C.; NUNAN, N.; POUTEAU, V.; LERCH, T. Z.; CHENU, C. Carbon dynamics in topsoil and in subsoil may be controlled by different regulatory mechanisms. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, p. 416-426, 2010.
- SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. de. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2013. 353 p. il.
- SANTOS, M. G.; OLIVEIRA, M. T.; FIGUEIREDO, K. V.; FALCÃO, H. M.; ARRUDA, E. C. P.; ALMEIDA-CORTEZ, J.; SAMPAIO, E. V. S. B.; OMETTO, J. P. H. B.; MENEZES, R. S. C.; OLIVEIRA, A. F. M.; POMPELLI, M. F.; ANTONINO, A. C. D. Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, Oxford, v. 26, p. 83–99, 2014.
- SÄRKINEN, T.; IGANCI, J. R.; LINARES-PALOMINO, R.; SIMON, M. F.; & PRADO, D. E. Forgotten forests-issues and prospects in biome mapping using seasonally dry tropical forests as a case study. **BMC ecology**, London, v. 11, n. 1, p. 27, 2011.
- SCHIAVO, J.A.; CANELLAS, L.P.; MARTINS, M.A. Revegetação de cava de extração de argila com *Acacia mangium*. I - Atributos químicos do solo, ácidos fúlvicos e húmicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1153-1162, 2007.
- SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTÉZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 367, p. 62-70, 2016.
- SCHULZ, C.; KOCH, R.; CIERJACKS, A.; KLEINSCHMIT, B. Land change and loss of landscape diversity at the caatinga phytogeographical domain – analysis of pattern-process relationships with modis land cover products (2001–2012), **Journal of Arid Environments**, England, v. 136, p. 54-74. 2017.

SCHMIDT, M. W.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; NANNIPIERI, P. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, London, v. 478, n. 7367, p. 49-56, 2011.

SEDDAIU, G.; PORCU, G.; LEDDA, L.; ROGGERO, P. P.; AGNELLI, A.; CORTI, G. Soil organic matter content and composition as influenced by soil management in a semi-arid Mediterranean agro-silvo-pastoral system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 167, p. 1-11, 2013.

SHARMA, K. L.; MANDAL, U. K.; SRINIVAS, K.; VITTAL, K. P. R.; MANDAL, B.; KUSUMA, G. J.; RAMESH, V. Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. **Soil and Tillage Research**, Cambridge, v. 83, p. 246–259, 2005.

SILVA, R. F. da; AQUINO, A. M. de; MERCANTE, F. M.; GUIMARÃES, M. de F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 697-704, 2006.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J. C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007 p. p.275-374.

SILVA, A. S.; SILVA, I. D. F. D.; BANDEIRA, L. B.; DIAS, B. D. O.; NETO, S. Clay and organic matter and effects on aggregation in different soil uses. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 44, n. 10, p. 1783-1789, 2014.

SMITH, P.; COTRUFO, M.F.; RUMPEL, C.; PAUSTIAN, K.; KUIKMAN, P.J.; ELLIOTT, J.A.; HOUSE, J.I. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. **Soil Discussions**, New York, v. 2, n. 1, p. 537-586, 2015.

SINGH, M.V.; WANJARI, R.H.; ADHIKARI, T. **Nutrient Dynamics, Crop Productivity, and Sustainability under Long-term Fertilizer Experiments in India. All India Coordinated Research Project on Long-Term Fertility Experiment**, Indian Institute of Soil Science, Bhopal (2004), p.120

SINGH, A. K.; KUSHWAHA, M.; RAI, A.; SINGH, N. Changes in soil microbial response across year following a wildfire in tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, Netherlands v. 391, p. 458-468, 2017.

SHIJIE L. Chapter 7 - Enzymes, In *Bioprocess Engineering (Second Edition)*, Elsevier, p.297-373, 2017.

SINSABAUGH, R. L.; LAUBER, C. L.; WEINTRAUB, M. N.; AHMED, B.; ALLISON, S. D.; CRENSHAW, C.; GARTNER, T. B. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. **Ecology letters**, Oxford, v. 11, n. 11, p. 1252-1264, 2008.

SIX, J.; PAUSTIAN, K. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 68, p. A4-A9, 2014.

SPACCINI, R.; PICCOLO, A.; HABERHAUER, G.; GERZABEK, M. H. Transformation of organic matter from maize residues into labile and humic fractions of three European soils as revealed by <sup>13</sup>C distribution and CPMAS-NMR spectra. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 51, n. 4, p. 583-594, 2000.

SOUTO P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V. D.; BAKKE, I. A.; SALES, F. D. C. V.; SOUZA, B. V. D. Taxa de decomposição da serapilheira e atividade microbiana em área de caatinga, **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 4, p. 559-565, 2013.

SOUSA, F.P.; FERREIRA, T.O.; MENDONÇA, E.S.; ROMERO, R.E.; OLIVEIRA, J.G.B. Carbono e nitrogênio em solos semi-áridos degradados brasileiros em desertificação. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 148, p. 11-21. 2012

SOUZA, B. I.; MENEZES, R.; ARTIGAS, R. C. Efeitos da desertificação na composição de espécies do bioma Caatinga, Paraíba/Brasil, **Investigaciones Geográficas**, Uruguay, v. 2015, n. 88, p 45-59, 2015.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry**: genesis, composition, reactions. 2 ed New York: John Wiley, 1994, 496p.

STOCKMANN, U.; ADAMS, M. A.; CRAWFORD, J. W.; FIELD, D. J.; HENAKAARCHCHI, N.; JENKINS, M.; WHEELER, I. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 164, p. 80-99, 2013.

STONE, M. M.; DEFOREST, J. L.; PLANTE, A. F. Changes in extracellular enzyme activity and microbial community structure with soil depth at the Luquillo Critical Zone Observatory. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 75, p. 237-247, 2014.

SUN, C. Y.; LIU, J. S.; WANG, Y.; ZHENG, N.; WU, X. Q.; LIU, Q. Effect of long-term cultivation on soil organic carbon fractions and metal distribution in humic and fulvic acid in black soil, Northeast China. **Soil Research**, Australia, v. 50, n. 7, p. 562-569, 2012.

STEINWEG, J. M.; DUKES, J. S.; PAUL, E. A.; WALLENSTEIN, M. D. Microbial responses to multi-factor climate change: effects on soil enzymes. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v. 4, p. 105-118, 2014.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: WEAVER, R.W.; SCOTT, A.; BOTTOMELEY, P.J. (eds.) **Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. Part 2, p. 778-835, (Special publication, 5).

THARAVYL, N.; SUSEELA, V.; TRIEBWASSER, D. J.; PRESTON, C. M.; GERARD, P. D.; DUKES, J. S. Changes in the structural composition and reactivity of *Acer rubrum* leaf litter tannins exposed to warming and altered precipitation: climatic stress-induced tannins are more reactive. **New Phytologist**, London, v. 191, n. 1, p. 132-145, 2011.

THEVENOT, M.; DIGNAC, M.F.; RUMPEL, C.; Fate of lignins in soils: a review. **Soil, Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 42, p. 1200-1211, 2010.

- TISCHER, A.; BLAGODATSKAYA, E.; HAMER, U. Microbial community structure and resource availability drive the catalytic efficiency of soil enzymes under land-use change conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 89, p. 226-237, 2015.
- TORIYAMA, J.; HAK, M.; IMAYA, A.; HIRAI, K.; KIYONO, Y. Effects of forest type and environmental factors on the soil organic carbon pool and its density fractions in a seasonally dry tropical forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 335, n. 147-155, 2015.
- TROEH F. R.; THOMPSON W. J. **Soil and soil fertility**. Oxford: Blackwell publishing, 2005.
- UEDA, M.; GOTO, T.; NAKAZAWA, M.; MYTAKE, K.; SAKAGUCHI, M.; INOWEYE, K. A novel cold-adapted cellulase complex from *Eisenia foetida*: Characterization of a multienzyme complex with carboxymethylcellulose,  $\beta$ -glucosidase,  $\beta$  1,3 glucanase and  $\beta$ -xylosidase. **Comparative Biochemistry and Physiology, part B**, Oxford, v. 157, p. 26-32, 2010.
- VINHAL-FREITAS, I. C.; CORRÊA, G. F.; WENDLING, B.; BOBULSKÁ, L.; FERREIRA, A. S. Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. **Ecological Indicators**, New York, v. 74, p. 182-190, 2017.
- WANDER, M. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In: **Soil organic matter in sustainable agriculture**. CRC Press, Florida, 2004.
- WANG, S.; LIANG, X.; CHEN, Y.; LUO, Q.; LIANG, W.; LI, S.; SHAO, X. Phosphorus loss potential and phosphatase activity under phosphorus fertilization in long-term paddy wetland agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, Tokio, v. 76, n. 1, p. 161-167, 2012.
- WARING, B. G.; WEINTRAUB, S. R.; SINSABAUGH, R. L. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial nutrient acquisition in tropical soils. **Biogeochemistry**, New York, v. 117, n. 1, p. 101-113, 2014.
- WATSON, R. T. (Ed.). **Climate change 2001: synthesis report: third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 408 p.
- WEI, X.; SHAO, M.; GALE, W.; LI, L. Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. **Scientific reports**, London, v. 4, p. 4062, 2014.
- YU, P.; HAN, K.; LI, Q.; ZHOU, D. Soil organic carbon fractions are affected by different land uses in an agro-pastoral transitional zone in Northeastern China. **Ecological Indicators**, New York, v. 73, p. 331-337, 2017.
- ZANINETTI, R. A.; MOREIRA, A.; MORAES, L. A. C. Physical, chemical, and biological attributes of a Xanthic Oxisol after forest conversion to rubber tree plantation in the Amazon. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 51, n. 9, p. 1061-1068, 2016.
- ZINN, Y.; L.; LAL, R.; BIGHAM, J. M.; RESCK, D. V. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Soil structure. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, n. 4, p. 1215-1224, 2007a.

ZINN, Y.; L.; LAL, R.; BIGHAM, J. M.; RESCK, D. V. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Soil structure. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, n. 4, p. 1215-1224, 2007b.