



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
CURSO DE DOUTORADO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

DEODATO DO NASCIMENTO AQUINO

**CICLAGEM DE CARBONO E CARACTERIZAÇÃO ESPECTRAL EM ÁREAS DE
CAATINGA RALEADA E CONSERVADA**

FORTALEZA – CEARÁ

2015

DEODATO DO NASCIMENTO AQUINO

**CICLAGEM DE CARBONO E CARACTERIZAÇÃO ESPECTRAL EM ÁREAS DE
CAATINGA RALEADA E CONSERVADA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola.

Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientadora: Prof^a. Ph.D. Eunice Maia de Andrade – UFC

FORTALEZA - CEARÁ

2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Ciências e Tecnologia

-
- A669c Aquino, Deodato do Nascimento.
 Ciclagem de carbono e caracterização espectral em áreas de caatinga raleada e conservada. /
Deodato do Nascimento Aquino.– 2015.
 177 f. : il. color.
- Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias,
Departamento de Engenharia Agrícola, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola,
Fortaleza, 2015.
 Área de Concentração: Manejo e conservação de bacias hidrográficas no Semiárido.
 Orientação: Prof. Dra. Eunice Maia de Andrade.
1. Bacias hidrográficas - Ceará. 2. Caatinga. 3. Sequestro de carbono – Ceará. I. Título.

DEODATO DO NASCIMENTO AQUINO

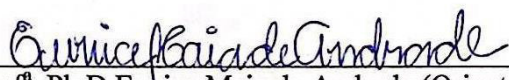
**CICLAGEM DE CARBONO E CARACTERIZAÇÃO ESPECTRAL EM ÁREAS DE
CAATINGA RALEADA E CONSERVADA**

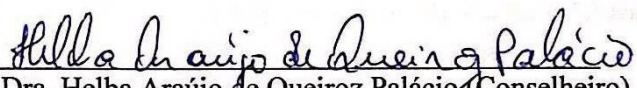
Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola.

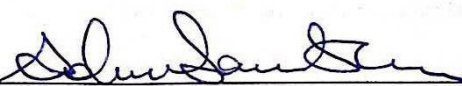
Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

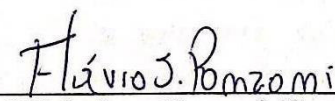
Aprovada em: 11, 12, 15

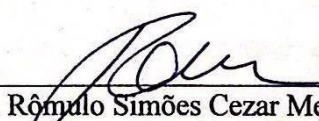
BANCA EXAMINADORA


Prof.^a. Ph.D Eunice Maia de Andrade (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará - UFC


Prof.^a. Dra. Helba Araújo de Queiroz Palácio (Conselheiro)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE


Prof. Ph.D. Adunias dos Santos Teixeira (Conselheiro)
Universidade Federal do Ceará - UFC


Prof. Dr. Flávio Jorge Ponzoni (Conselheiro)
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE


Prof. Ph.D. Rômulo Simões Cezar Menezes (Conselheiro)
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

A meus pais,
Maria Lúcia do Nascimento Aquino e
Álvaro Francisco de Aquino

OFEREÇO

A toda minha família, em especial aos irmãos Tiago (*in memoriam*), Saint-Clair, Mary Lucy e Sabrine, minha esposa Ana Paula e a filha Ana Isis, pela paciência, compreensão e carinho, e a todos os professores, amigos e sertanejos.

Aos meus pais, avós, tios, primos, cunhados, sogro(a), amigos.

IN MEMÓRIA: Ao inesquecível irmão Tiago do Nascimento Aquino, queridos avós maternos: Expedito Rufino e Maria Lili, e aos inesquecíveis tios: José Rufino, Maria, Inês e Graça.

Aos ancestrais que desbravaram as terras ignotas das caatingas na intenção de garantir prosperidade aos seus descendentes.

DEDICO

PRECEITOS ECOLÓGICOS DE PADRE CÍCERO

“1. – Não derrube o mato nem mesmo um só pé de pau. 2. – Não toque fogo no roçado nem na caatinga. 3. – Não cace mais e deixe os bichos viverem. 4. – Não crie o boi nem o bode soltos; faça cercados e deixe o pasto descansar para se refazer. 5. – Não plante em serra acima nem faça roçado em ladeira muito em pé; deixe o mato protegendo a terra para que a água não a arraste e não se perca a sua riqueza. 6. – Faça uma cisterna no oitão de sua casa para guardar água de chuva. Represe os riachos de cem em cem metros, ainda que seja com pedra solta. 7. Represe os riachos de cem em cem metros, ainda que seja com pedra solta. 8. – Plante cada dia pelo menos um pé de algaroba, de caju, de sabiá ou outra árvore qualquer, até que o sertão todo seja uma mata só. 9. – Aprenda a tirar proveito das plantas da caatinga, como a maniçoba, a favela e a jurema; elas podem ajudar a conviver com a seca. 10. Se o sertanejo obedecer a estes preceitos, a seca vai aos poucos se acabando, o gado melhorando e o povo terá o que comer. Mas se não obedecer, dentro de pouco tempo o sertão todo vai virar um deserto só”.

(Padim Padre Cícero)

AGRADECIMENTOS

O DEUS, pai querido e cuidadoso, que nunca me abandona e sempre me conduz de forma sábia e generosa pelos caminhos traçados por mim. Ao Senhor meu Pai Eterno, dedico este trabalho e toda minha vida;

A toda minha família pelos ensinamentos, educação, força e compreensão;

À Universidade Federal do Ceará, especialmente ao Centro de Ciências Agrárias e Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade oferecida à realização deste Curso;

À amiga, conselheira e orientadora, Ph.D. Professora Eunice Maia de Andrade, pelos ensinamentos, apoio e dedicação prestados, durante todo o curso de Mestrado e Doutorado;

À professora Helba Araújo de Queiroz Palácio, pelos ensinamentos e apoio desde os tempos do Curso de Técnico em Agropecuária da antiga EAFI;

Ao Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária, em especial a Superintendência Regional do Piauí – SR24 pelo irrestrito apoio, incentivo e cessão para participação neste Curso;

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, Campus de Iguatu, pelo total apoio à realização desta pesquisa;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo apoio financeiro durante a estadia no INPE;

A todos que fazem parte do grupo de Pesquisa de Manejo de Solo e Água no Semiárido – MASSA;

Aos professores e técnicos do Laboratório de Água, Solos e Tecidos Vegetais – LABAS do IFCE - Campus Iguatu;

Aos Pesquisadores, técnicos e servidores do Laboratório de Tecnologia de Biomassa da EMBRAPA Agroindústria Tropical, em Fortaleza-Ce;

Aos professores e técnicos dos Laboratórios (Física e Química do Solo) do Departamento de Solos da Universidade Federal do Ceará;

Aos professores e pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE de São José dos Campos – São Paulo;

Aos professores e técnicos do Laboratório de Ecologia Isotópica-CENA/USP em Piracicaba São Paulo;

Aos Professores Helba Araújo de Queiroz Palácio; Mirian Cristina Gomes Costa, Claudivan Feitosa de Lacerda, Andréa Dardes de Almeida Castanho, Adunias dos Santos Teixeira; Flávio Jorge Ponzoni; Rômulo Simões Cezar Menezes, Omar Pereira, Adriana Oliveira Araújo, Fernando Bezerra Lopes, Sandra Cátia Pereira Uchôa pelo aconselhamento, críticas e sugestões apresentadas;

Aos amigos Francisco Pereira, Lécio Resende, Carlos Levi, Diego Antunes, Elber Lopes, Jacques Carvalho, Júlio César, José Ribeiro, José Bandeira, Francisco Jairo, Rafael do Nascimento, Paulo, Welligton Canuto, Isabel Cristina, Dimitri Matos, Gilney, João (mateiro), Paulilo Palácio, Fernando Lopes e Luiz Carlos, pelo apoio e dedicada ajuda em algumas etapas desse trabalho;

A minha família pela confiança, companheirismo, paciência e positividade durante a realização deste trabalho;

A todos os professores e amigos que contribuíram com minha formação desde o ensino fundamental, Técnico em Agropecuária, Agronomia e Mestrado;

A todos os professores do Departamento de Engenharia Agrícola, pelos ensinamentos prestados, e pela fundamental contribuição na minha vida profissional;

A todos os colegas de Mestrado e Doutorado que em todos os momentos colaboraram com minha formação em especial Fernando Lopes, Odilio, Clênio, Leila Neves, Levi, Alexandre, Ramon, Amauri, Júlio César, Lécio, Henrique, Cicero;

Agradeço de todo coração a dona Zoé, Elias Andrade, José do Egito, e toda sua família pela hospitalidade e apoio incondicional nas visitas de campo;

Ao meu eterno Chefe e amigo Rommel Carvalho de Brito, Rubens Vieira Cardoso e todos os colegas do INCRA pelo apoio e motivação indispensáveis a minha cessão para cursar o Doutorado;

A todos os amigos e conterrâneos de Senador Pompeu, berço dos meus primeiros passos e alicerce de minha formação;

E finalmente a todos que, direta ou indiretamente contribuíram para a realização e êxito deste trabalho.

RESUMO GERAL

AQUINO, D. N. A. **Ciclagem de carbono e caracterização espectral em áreas de Caatinga raleada e conservada.** Orientadora: Eunice Maia de Andrade. Conselheiros: Helba Araújo de Queiroz Palácio; Adunias dos Santos Teixeira; Flávio Jorge Ponzoni; Rômulo Simões Cezar Menezes. Fortaleza: UFC. 177f. (Tese). 2015.

RESUMO

Objetivou-se com este trabalho avaliar os efeitos da técnica de raleamento do bioma caatinga sobre a dinâmica da produtividade de fitomassa herbácea; raízes finas; deposição, acumulação e taxas de decomposição da serapilheira; estabilidade de agregados; respirometria do solo; estoque de carbono, nitrogênio e caracterização das alterações no comportamento espectral do dossel. O estudo foi conduzido em duas etapas: a primeira em microbacias hidrográficas no município de Iguatu, região centro sul e a segunda na bacia hidrográfica do rio Caxitoré, região norte, ambas no estado do Ceará. A área experimental de Iguatu consistiu de duas microbacias adjacentes, sendo uma raleada por 5 anos (CR₅) e a outra conservada com vegetação natural há 35 anos (CS₃₅). As variáveis amostradas foram: produtividade de fitomassa herbácea, raízes finas, umidade gravimétrica, isótopo $\delta^{13}\text{C}$ (‰), estabilidade de agregados, deposição, acumulação e taxas de decomposição da serapilheira, estoque de carbono orgânico total e nitrogênio total nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm entre abril/2013 e março/2014. Os dados foram submetidos à análise de teste de média e confrontados pelo Teste T ($p \leq 0,05$). O aumento da intensidade de plantas herbáceas decorrente da técnica de raleamento contribuiu para o acréscimo nos estoques de carbono orgânico total (249% e 139% nas camadas 20-40 cm e 40-60 cm, respectivamente) e do nitrogênio total (142% e 137%, respectivamente) em relação à área conservada. A camada de 0-10 cm da parcela CR₅ armazenou o dobro do quantitativo de raízes finas encontradas em relação a CS₃₅. Na camada superficial do solo (0-20 cm) da CR₅ foram obtidos agregados com tamanho de 2,15 vezes acima dos obtidos na CS₃₅. A maior conservação de serapilheira no solo da CR₅ está associada aos maiores aportes de fitomassa lenhosa lignificada proveniente do raleamento, e consequentemente das menores taxas de decomposição e respirometria, constatada pelas baixas emissões de CO₂ à atmosfera. O raleamento em Vertissolo do bioma Caatinga exerce influência na estruturação do solo, no estoque de Carbono e Nitrogênio, possibilitando as menores taxas de emissão de CO₂ e melhorando as condições para a

infiltração de água. Já na segunda etapa do experimento, foram utilizados dados do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) para avaliação do efeito da geometria de iluminação na caracterização espectral do dossel, além de imagens do sensor OLI/LANDSAT 8 representativas da estação chuvosa e seca de 2013. As imagens foram convertidas em valores físicos (fatores de reflectância de superfície), calculado o índice NDVI e, a partir da técnica de componentes principais, geradas imagens PC1 e PC2. Foram avaliadas as dispersões dos valores de PC1 e PC2, em um espaço bidimensional, provenientes dos diferentes dosséis. Os resultados indicaram que a intensidade de reflectância da radiação eletromagnética incidente em dosséis do bioma caatinga é influenciada tanto pela sazonalidade climática quanto pela geometria de iluminação decorrentes das características topográficas do relevo. O efeito sombreamento foi predominante durante o período seco, principalmente para condição de pouca iluminação independentemente da estrutura de cobertura vegetal. O NDVI não se mostrou adequado para detectar alterações no comportamento espectral do bioma caatinga durante a estação chuvosa.

Palavras-chave: Sequestro de Carbono. Raleamento. Ciclagem de Nutrientes. Agregados do Solo. Sensoriamento Remoto.

GENERAL ABSTRACT

AQUINO, D. N. **Cycling carbon and spectrum characterization at thinned and native tropical dry forest - Caatinga.** Leader: Eunice Maia de Andrade. Conselheiros: Helba Araújo de Queiroz Palácio; Adunias dos Santos Teixeira; Flávio Jorge Ponzoni; Rômulo Simões Cezar Menezes. Fortaleza: UFC. 177f. (Thesis). 2015.

The aim of this study was to evaluate the effects in the Caatinga biome of the technique of thinning on the dynamics of herbaceous phytomass productivity; fine roots; the deposition, accumulation and rates of decomposition of litter; aggregate stability; respirometry of the soil; stocks of carbon and nitrogen; and characterisation of changes in the spectral behaviour of the canopy. The study was carried out in two stages: the first in watersheds in the town of Iguatu, in the south central region of the State of Ceará, Brazil, and the second in the watershed of the Caxitoré River, in the northern region of the state. The Iguatu experimental area comprised two watersheds, one under thinning for 5 years (CR₅) and the other preserved with natural vegetation for 35 years (CS₃₅). The variables to be sampled were: productivity of herbaceous biomass; fine roots; gravimetric moisture; isotope $\delta^{13}\text{C}$ (‰); aggregate stability; deposition, accumulation and rates of decomposition of litter; and stocks of total organic carbon and total nitrogen in the 0-20, 20-40 and 40-60 cm layers, from April 2013 to March 2014. The data were submitted to the analysis of means test and compared by t-test ($p \leq 0.05$). The increase in the intensity of herbaceous plants resulting from thinning contributed to an increase in stocks of total organic carbon (249% and 139% in the 20-40 cm and 40-60 cm layers respectively) and of total nitrogen (142% and 137% respectively), in relation to the area under preservation. The 0-10 cm layer of CR₅ stored double the amount of fine roots found in CS₃₅. In the topsoil (0-20 cm) of CR₅, aggregates with a size 2.15 times greater than those found in CS₃₅ were obtained. The greater conservation of litter on the soil of CR₅ is associated with the greater input of lignified woody biomass from thinning, and consequently with the lower rates of decomposition and respirometry, which are evidenced by the low CO₂ emissions into the atmosphere. Thinning in a Vertisol of the Caatinga biome has an influence on soil structure and on the stocks of carbon and nitrogen, making possible lower rates of CO₂ emission and improving conditions for the infiltration of water. In the second phase of the experiment, SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) data were used to evaluate the effect of the illumination geometry on the spectral characterisation of the canopy, as well as images from the OLI/Landsat 8 sensor, representative of the rainy and dry seasons of 2013. The images were converted into physical values (surface reflectance factors), the NDVI was calculated, and with the technique of principal component analysis images PC1 and PC2 were generated. Dispersion for the values of PC1 and PC2 from the different canopies was evaluated in a two-dimensional space. It was found that the reflectance intensity of the incident electromagnetic radiation in canopies of the caatinga biome is not only influenced by seasonality, but also by the illumination geometry arising from the topographical characteristics of the terrain. The effect of shading was predominant during the dry season, especially under low lighting conditions, irrespective of the structure of the plant cover. The NDVI proved to be unsuitable for detecting changes in the spectral behaviour of the Caatinga biome during the rainy season.

Keywords: Carbon sequestration. Thinning. Nutrient cycling. Soil aggregates. Remote sensing.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1: O raleamento da Caatinga promove o aumento nos estoques de nitrogênio e carbono orgânico total do solo?

- Figura 1.1 – Localização das microbacias experimentais dando ênfase no manejo com caatinga conservada (CS₃₅) e caatinga raleada (CR₅)..... 75
- Figura 1.2 – Linha do tempo contemplando o histórico de ocupação das áreas com caatinga conservada (CS₃₅) e raleada (CR₅)..... 77
- Figura 1.3 – Regiões Destaque para baixa densidade e cobertura vegetal arbustiva-arbórea na unidade amostral com caatinga raleada (a), e alta para parcela com Caatinga conservada (b)..... 77
- Figura 1.4 – Sensor utilizado no monitoramento da temperatura do solo (a) e coleta de amostra de solo a partir do emprego de trado Uhland (b)..... 79
- Figura 1.5 – Equações da reta gerada a partir da correlação entre Carbono Total (CT) quantificado com auxílio do aparelho *Total Organic Carbon Analyser* e Carbono Orgânico Total (COT) obtido pelo método Walkley-Black, para a amostra de solo nos meses de maio e julho de 2013, representativos da área conservada – CS₃₅ (a) e raleada CR₅ (b)..... 81
- Figura 1.6 – Precipitação pluvial (mm) e temperatura média mensal (°C) do solo (0-10 cm) nas parcelas com Caatinga conservada (CS₃₅) e raleada (CR₅). As linhas verticais representam o desvio padrão da média. Letras iguais dentro de cada mês não diferem estatisticamente pelo Test T ($p < 0,05$) 83
- Figura 1.7 – Percentual da umidade gravimétrica no perfil do solo nos manejos CS₃₅(n=105) e CR₅(n=105) durante o período de abril/13 a março/14. As barras horizontais representam o desvio padrão da média 84
- Figura 1.8 – Fitomassa seca (Mg ha⁻¹) e teor de água da vegetação herbácea (%), no período de abril/2013 a março/2014 em dois manejo da Caatinga – CS₃₅ (n=120) e CR₅ (n=120). As linhas verticais representam o desvio padrão da média. Letras iguais dentro de cada mês não diferem estatisticamente pelo Test T ($p \leq 0,05$)..... 85
- Figura 1.9 – Fitomassa herbácea seca (Mg ha⁻¹) durante a estação chuvosa e seca para as duas coberturas do solo: Caatinga conservada (n=120) e raleada (n=120). Letras minúsculas iguais dentro de cada período (chuvoso, seco), e maiúscula

entre período dentro de cada manejo (CS ₃₅ , CR ₅) não diferem estatisticamente através do Test T ($p \leq 0,05$)	86
Figura 1.10 – Fitomassa seca de raízes finas (Mg ha ⁻¹) presente no perfil de profundidade do solo nas áreas com Caatinga conservada (a) (n=30) e raleada (b) (n=30), nos meses de junho e novembro de 2013. Letras minúsculas iguais dentro da profundidade, e maiúscula entre períodos (chuvoso, seco) não diferem estatisticamente através do Test T ($p < 0,05$)	88
Figura 1.11 – Distribuição do estoque de Carbono Orgânico Total (a) e Nitrogênio Total (b) no perfil do solo dos manejos CS ₃₅ (n=105) e CR ₅ (105) durante o período de abril/13 a março/14. As barras horizontais representam o desvio padrão da média.....	91
Figura 1.12 – Localização Valores médios do $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e contribuição das plantas C ₃ e C ₄ nos estoques de C no perfil do solo dos manejos CS ₃₅ (n=30) e CR ₅ (n=30). As barras horizontais representam o desvio padrão da média. Letras minúsculas iguais dentro da profundidade, e maiúscula entre manejos (nativa, raleada) não diferem estatisticamente através do Test T ($p < 0,05$)	94

CAPÍTULO 2: Fitomassa de raízes, estoque de carbono e estabilidade de agregados do solo em floresta tropical seca

Figura 2.1 – Localização das microbacias experimentais dando ênfase no manejo com caatinga conservada (CS ₃₅) e caatinga raleada (CR ₅)	108
Figura 2.2 – Coleta de raízes finas com a utilização de sonda de alumínio cilíndrica vazada (a); perfil vertical do solo enfatizando a camada sedimentar com seixos roláveis (b)	110
Figura 2.3 – Equações da reta gerada a partir da correlação entre Carbono Total (CT) quantificado com auxílio do aparelho <i>Total Organic Carbon Analyser</i> e Carbono Orgânico Total (COT) obtido pelo método Walkley-Black, para a amostra de solo nos meses de maio e julho de 2013, representativos da área conservada – CS ₃₅ (a) e raleada CR ₅ (b).....	111
Figura 2.4 – Matéria seca de raízes finas (Mg ha ⁻¹) presente no perfil de profundidade do solo nas áreas com Caatinga conservada (n=15) e raleada (n=15). As barras horizontais representam o desvio padrão da média. Letras minúsculas iguais	

dentro da profundidade, e maiúscula entre manejos não diferem estatisticamente através do Test T ($p < 0,05$)	113
Figura 2.5 – Estoque de Carbono Orgânico Total (Mg ha^{-1}) (a) e Diâmetro médio ponderado dos agregados (mm) (b) no perfil do solo dos manejos CS_{35} ($n=30$) e CR_5 ($n=30$). As barras horizontais representam o desvio padrão da média. Letras minúsculas iguais dentro da profundidade, e maiúscula entre manejos (CS_{35} , CR_5) não diferem estatisticamente através do Test T ($p > 0,05$)	115
Figura 2.6 – Distribuição do tamanho de agregados nas camadas (0-20 cm)-a, (20-40 cm)-b e (40-60 cm)-c, em manejo da Caatinga – CS_{35} ($n=30$) e CR_5 ($n=30$). As linhas verticais representam o desvio padrão da média. Letras iguais dentro da mesma classe de tamanho não diferem estatisticamente pelo Teste T	117

CAPÍTULO 3: Deposição, acumulação, decomposição de serapilheira e respirometria do solo em floresta tropical seca submetida a diferentes manejos

Figura 3.1 – Localização das microbacias experimentais dando ênfase no manejo com caatinga conservada (CS_{35}) e caatinga raleada (CR_5)	131
Figura 3.2 – Sacolas de poliéster (litterbags) contendo serrapilheira (a), fixadas com linhas na base dos coletores em ambas microbacias experimentais (b).	134
Figura 3.3 – Sistema de coleta e/ou “captura” do C-CO_2 do solo a partir de solução de hidróxido de sódio (a) e coletores de serapilheira suspenso sobre o solo (b).	135
Figura 3.4 – Influência da sazonalidade pluviométrica sobre a produtividade mensal de serapilheira na área de caatinga conservada (CS_{35}) e caatinga raleada (CR_5)	137
Figura 3.5 – (a) Produtividade de serapilheira nos coletores ($\text{Kg há}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e (b) serapilheira acumulada no solo ($\text{Kg há}^{-1} \text{ano}^{-1}$) para os manejos: Caatinga conservada – CS_{35} ($n=180$) e raleada- CR_5 ($n=180$)	139

CAPÍTULO 4: Caracterização espectral de fragmentos florestais do bioma caatinga através de dados SRTM e OLI/Landsat 8

Figura 4.1 – Localização da área experimental da bacia hidrográfica do rio Caxitoré	153
---	-----

Figura 4.2– Caatinga conservada em relevo montanhoso (a) e caatinga em sucessão ecológica secundária com 15 anos (b), ambas na estação seca (setembro/2015)	155
Figura 4.3 – Classes de iluminação (Iluminado, plano e pouco iluminado) referente a uma fração da imagem “Fator cosseno” do mês de maio de 2013	158
Figura 4.4 – Espaço bidimensional explorado por Crist e Cicone (1984) sobre o qual se fundamentou as análises dos dados.....	160
Figura 4.5 – Curvas do fator de reflectância médio (100 pixels) da caatinga conservada (a) e em sucessão secundária (b), considerando o fator de iluminação na estação chuvosa e seca. I (iluminada); P (Plana) e PI (pouco iluminada).	162
Figura 4.6 – Distribuição bidimensional dos valores de PCs dos dosséis de fitofisionomia da caatinga	166
Figura 4.7 – Valores de NDVI para as três condições de iluminação topográfica (I – iluminada, P – plana, PI – pouco iluminada) em duas fitofisionomias da caatinga (conservada x sucessão secundária) na estação chuvosa (a) e seca (b). Letras maiúsculas iguais dentro de cada fator de iluminação, e minúsculas em cada cobertura vegetal (CONSERV, SECUND) não diferem estatisticamente através do Test T a 5% de significância.	169

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1.1 – Densidade aparente, pH e característica granulométrica nas respectivas camadas de solo para os manejos com caatinga conservada (CS ₃₅) e raleada (CR ₅)	80
--	----

CAPÍTULO 2

Tabela 2.1 – Propriedades físico-químicas do solo nos manejos com caatinga conservada (CS ₃₅) e raleada (CR ₅).....	112
Tabela 2.2 – Coeficiente de correlação de Pearson para variáveis físico-químicas no perfil do solo dos manejos CS ₃₅ e CR ₅ durante o período de abril/13 a maio/14.....	120

CAPÍTULO 3

Tabela 3.1 – Constante de decomposição (K), tempo médio de renovação (1/K) e tempos de decomposição de 50% (t _{0,5}) e 95% (t _{0,95}) da serapilheira.....	140
Tabela 3.2 – Médias de produção total de C-CO ₂ (mg m ⁻² h ⁻¹) proveniente da atividade microbiana e respiração radicular, nos turnos diurno e noturno, além das médias anuais de temperatura (°C) e umidade (%) nos dois usos da terra	142

CAPÍTULO 4

Tabela 4.1 – Características das imagens OLI/Landsat 8 referente aos meses de maio e setembro de 2015	156
---	-----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 HIPÓTESES	19
3 OBJETIVOS	20
3.1 Objetivo Geral	20
3.2 Objetivos Específicos	20
4 REFERENCIAL TEÓRICO	21
4.1 Sequestro, estoque e mercado de carbono: Uma abordagem geral	21
4.2 O bioma caatinga	24
4.3 Manejo sustentável da caatinga – importância do raleamento	26
4.4 Estoque de carbono na fitomassa aérea	29
4.5 Contribuição da serapilheira no estoque de carbono	31
4.6 Fitomassa das raízes e atividade dos microrganismos (respirometria)	34
4.7 Estoque de carbono orgânico no solo	36
4.8 Relação C/N do solo	39
4.9 Relação isotópica $\delta^{13}\text{C}$: $\delta^{12}\text{C}$	42
4.10 Influência da textura e mineralogia na agregação e estoque de COT do solo	43
4.11 A importância do sensoriamento remoto para caracterização da vegetação	46
REFERÊNCIAS	51

CAPÍTULO 1 – O raleamento da Caatinga promove o aumento nos estoques de nitrogênio e carbono orgânico total do solo?	71
RESUMO	71
ABSTRACT	72
1 INTRODUÇÃO	73
2 MATERIAL E MÉTODOS	75
2.1 Localização da área experimental	75
2.2 Caracterização ambiental da área estudada	75
2.3 Unidade amostral e coleta de biomassa herbácea, raízes finas e solo	76
2.4 Determinação das variáveis e análise estatística	78
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	83
3.1 Características edafoclimáticas da área	83
3.2 Fitomassa de matéria seca do estrato herbáceo	85

3.3 Fitomassa de matéria seca das raízes finas	88
3.4 Distribuição temporal do estoque de carbono e nitrogênio ao longo do perfil do solo.....	91
4 CONCLUSÕES	96
REFERÊNCIAS	97

CAPÍTULO 2 – Fitomassa de raízes, estoque de carbono e estabilidade de agregados do solo em floresta tropical seca	104
RESUMO	104
ABSTRACT	105
1 INTRODUÇÃO	106
2 MATERIAL E MÉTODOS	108
2.1 Localização da área experimental	108
2.2 Caracterização vegetal e edafoclimática	108
2.3 Coleta de raízes finas e amostragem de solo	109
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	113
3.1 Fitomassa das raízes finas	113
3.2 Carbono orgânico total e diâmetro médio ponderado dos agregados	114
4 CONCLUSÕES	122
REFERÊNCIAS	123

CAPÍTULO 3 – Deposição, acumulação, decomposição de serapilheira e respirometria do solo em floresta tropical seca submetida a diferentes manejos	127
RESUMO	127
ABSTRACT	128
1 INTRODUÇÃO	129
2 MATERIAL E MÉTODOS	131
2.1 Localização da área experimental	131
2.2 Serapilheira depositada nos coletores e acumulada sobre a superfície do solo.....	132
2.3 Constante de decomposição da serapilheira e respirometria do solo	133
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	137
4 CONCLUSÕES	145
REFERÊNCIAS	146

CAPÍTULO 4 – Caracterização espectral de fragmentos florestais do bioma caatinga através de dados SRTM e OLI/Landsat 8	149
RESUMO.....	149
ABSTRACT	150
1 INTRODUÇÃO.....	151
2 MATERIAL E MÉTODOS	153
2.1 Caracterização da área experimental	153
2.2 Definição <i>in loco</i> de pontos controles	154
2.3 Aquisição das imagens OLI/Landsat 8.....	156
2.4 Pré-processamento dos dados OLI/Landsat 8	156
2.4.1 Correção atmosférica.....	156
2.5 Classificação supervisionada da imagem	157
2.6 Dados topográficos.....	157
2.7 Caracterização espectral dos estádios de sucessão ecológica da caatinga	159
2.8 Análise de componente principal	159
2.9 Índice de vegetação (NDVI).....	161
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	162
3.1 Comportamento nas curvas de reflectância das fitofisionomias da caatinga	162
3.2 Caracterização espectral das estruturas fitofisionômicas da caatinga a partir de PCs- Análise de Componentes Principais	165
3.3 Influência da topografia na resposta do NDVI.....	168
4 CONCLUSÕES.....	171
REFERÊNCIAS	172
CONCLUSÕES GERAIS	177

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, tem sido indiscutível a importância econômica, social e ecológica dos remanescentes florestais, principalmente no que tange a oferta de bens e serviços ambientais e da contribuição destes para minimização de mudanças climáticas que poderão vir a ocorrer no planeta Terra. No entanto, do ponto de vista econômico, a decisão de preservação e conservação das florestas geram elevado custo de oportunidade para o agricultor e/ou criador, principalmente na região semiárida, onde produtos oriundos das florestas são fontes primárias de energia e de complementação da renda de famílias desta região (SANT'ANNA; NOGUEIRA, 2010).

As regiões semiáridas são caracterizadas por terem altas temperaturas, incertezas na distribuição espacial e temporal das chuvas, solos pouco intemperizados e com baixos teores de matéria orgânica e pequena produção de fitomassa. As áreas rurais do nordeste brasileiro se caracterizam pela pobreza das famílias que integram as comunidades da região e por uma enorme densidade demográfica para as condições do semiárido. Somando-se a essas condições edafoclimáticas- sociais, observa-se, no semiárido brasileiro, a adoção de sistemas agrícolas extrativistas como decorrência natural pela busca da sobrevivência das famílias que ali vivem.

Essa pobreza associada ao baixo nível educacional das pessoas e a insistência em adotar um modelo de exploração adequado aos sistemas úmidos ou subúmidos tem acarretado a exploração de forma inadequada do capital natural. Como consequência há um desequilíbrio dos ecossistemas bem como uma queda na produtividade, assoreamento e poluição dos mananciais, com perda total ou parcial da sustentabilidade das regiões semiáridas do nordeste brasileiro (ANDRADE, 2007).

Na região semiárida, os recursos florestais são continuamente explorados pelas famílias locais, assumindo importante papel no contexto econômico e social dessas famílias, seus produtos: lenha, carvão, estacas, madeira, etc..., constituem além de fonte de energia primária, um importante complemento de renda destas famílias (PNUD/FAO/IBAMA, 1993). Na pecuária, o que sobressai é o superpastoreio. A agricultura é desenvolvida à custa de um desmatamento indiscriminado, queimadas e períodos de pousio inadequados (MAIA, 2006). Há ainda intensa extração de lenha e madeira para atender à demanda familiar, de cerâmicas e padarias, contribuindo enormemente para a redução da vegetação lenhosa e herbácea da caatinga (ARAÚJO FILHO, 2002). As alterações devido à atividade agropastoril extensiva, associada ao superpastoreio, ao extrativismo predatório, à substituição da vegetação nativa

por culturas associada ao manejo inadequado do solo e da água tem modificado o ciclo do carbono (C) e do nitrogênio (N), dois elementos importantes na manutenção da dinâmica dos ecossistemas e que se encontram associados às mudanças climáticas (GIONGO *et al.*, 2011).

Diante o exposto, tem-se que o homem precisa desenvolver práticas de manejo que, além de fornecer alimentos e matérias primas necessárias às populações locais, procurem conservar o capital natural de modo a deixá-lo de forma acessível às presentes e futuras gerações. No tocante a modelos de manipulação da caatinga, estes devem potencializar a conservação do solo, a manutenção da umidade, a estabilidade física dos agregados, fertilidade natural e o aumento do estoque de carbono e nitrogênio tanto no solo quanto na biomassa aérea. Modelos que devem estar em consonância com a oferta de alimentos, bens e serviços ambientais, sendo esta a prioridade na gestão adequada de bacias hidrográficas no semiárido. Dentro deste propósito surge a manipulação da caatinga através do raleamento e o monitoramento através do emprego de ferramentas de sensoriamento remoto.

O sensoriamento remoto com foco na determinação da biomassa acima do solo em florestas (AGB) tem recebido atenção crescente na última década devido à sua relevância para a modelagem global do ciclo de carbono e programas internacionais que visam à redução das emissões de gases de efeito estufa em áreas tropicais, em programa da Organização das Nações Unidas como Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+). Em particular, o mapeamento de biomassa em florestas tropicais secas é particularmente importante dado o grande papel destes biomas no ciclo global do carbono (GIBBS *et al.*, 2007). Portanto, torna-se imprescindível compreender o comportamento espectral do bioma caatinga quando submetido ao raleamento da vegetação e a partir daí fazer inferências acerca da viabilidade do uso da ferramenta de sensoriamento remoto na estimativa de biomassa e estoque de carbono como subsídios a programas internacionais que visam à redução das emissões de gases de efeito estufa em áreas tropicais secas.

A associação das características espectrais da floresta com suas propriedades físico-químicas esta longe de ser considerada trivial, uma vez que o processo de interação da radiação eletromagnética com os objetos é, normalmente, expresso por apenas uma variável radiométrica, frequentemente fatores de reflectância (PONZONI *et al.*, 2015). Estes, segundo Ponzoni *et al.* (2012), são explicados pela ação de diferentes fatores, incluindo os já mencionados físico-químicos dos objetos, bem como os geométricos de iluminação (fonte de radiação, normalmente o Sol) e visada (sensor responsável pelo registro da intensidade da radiação refletida pelos objetos). Logo, o prévio entendimento dos fatores que alteram a caracterização espectral de dosséis no bioma caatinga contribuirá nas quantificações

aceitáveis e precisas de carbono estocado, quando para tal utilizar ferramentas de sensoriamento remoto.

O estoque de carbono em florestas de caatinga se tornou o foco recente de pesquisas em manejo florestal, sendo esta a base das políticas e dos mercados financeiros nascentes. Porém, a maioria das pesquisas com foco no raleamento, ainda muito escassas, desenvolvidas na caatinga, está direcionada para a produção de pastagens e nutrição de pequenos ruminantes. Estes estudos pouco abordam as questões de interações e alterações ecológicas (por exemplo, água, solos, plantas, fluxo e estoque de carbono), tampouco contemplam o conhecimento das alterações do comportamento espectral do dossel a partir do uso de ferramentas de sensoriamento remoto. Esta abordagem mais radical e holística dará um passo importante no subsídio da concepção de políticas de gerenciamento do zoneamento e de estoque de carbono no semiárido brasileiro.

Além disso, para o sucesso da implementação de políticas de mitigação do aquecimento global os países devem possuir estimativas do estoque de carbono de seus ecossistemas florestais (CHATURVEDI *et al.*, 2011). Neste sentido, a aplicação de dados provenientes de sensores remotos orbitais para as estimativas de biomassa e estoque de carbono é uma solução promissora em termos de integrar a variabilidade espectral e espacial da floresta em uma escala regional de estoque e fluxo de carbono; e quantificar com precisão aceitável o carbono estocado para ser negociável em acordos internacionais (LE MAIRE *et al.* 2011).

Portanto, a adoção de modelos alternativos com ênfase na sustentabilidade deve incentivar a redução do desmatamento e da degradação florestal, reconhecendo o papel do manejo florestal e do uso de geotecnologias dentro dos princípios internacionais do REDD+ (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal).

Diante o exposto, pretendemos responder o seguinte questionamento científico:

2. HIPÓTESES

A produtividade de fitomassa herbácea; raízes finas ($< 2 \text{ mm}$); deposição, acumulação e taxas de decomposição da serapilheira e respirometria do solo de um fragmento de caatinga submetida ao raleamento serão inferiores à caatinga mantida conservada por um período de sucessão ecológica de 35 anos;

O estoque de Carbono Orgânico Total, Nitrogênio Total e a estabilidade de agregados no solo de um fragmento de caatinga submetido ao raleamento são inferiores à caatinga mantida conservada por um período de sucessão ecológica de 35 anos;

Dados radiométricos coletados em nível orbital são sensíveis à alteração topográfica e às variações estruturais florestais verificadas em fragmentos florestais raleados e conservados no bioma caatinga.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar os efeitos da técnica de raleamento do estrato arbustivo-arbóreo do bioma caatinga sob a dinâmica da produtividade de fitomassa herbácea; raízes finas; deposição, acumulação e taxas de decomposição da serapilheira; estabilidade de agregados; respirometria do solo; estoque de carbono, nitrogênio e caracterização espectral de fragmentos raleados e não raleados.

3.2 Objetivos Específicos

Quantificar a dinâmica na produtividade de fitomassa herbácea e raízes finas e sua relação com as alterações no estoque de carbono e nitrogênio em áreas do bioma Caatinga submetidos a dois diferentes usos da terra;

Quantificar as alterações no estoque de carbono orgânico total (COT) e fitomassa de raízes finas e a relação com a estabilidade de agregados em solo da classe dos Vertissolos no bioma Caatinga submetidos a dois diferentes usos e manejo;

Investigar as alterações ocorridas na deposição, acumulação e taxas de decomposição da serapilheira, além da respirometria do solo em floresta tropical seca decorrente do uso e cobertura do solo;

Caracterizar espectralmente fragmentos florestais no bioma Caatinga e avaliar o efeito da sazonalidade climática e da topografia sob o comportamento do índice de vegetação NDVI em diferentes estádios de regeneração vegetal.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Sequestro, estoque e mercado de carbono: Uma abordagem geral

É fato que as mudanças climáticas estão ocorrendo em nosso planeta e que o avanço tecnológico, principalmente após a revolução industrial está contribuindo para o aceleração dessas mudanças (IPCC, 2007). O aumento gradativo da temperatura média da Terra, em consequência do aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEEs), principalmente o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) vem despertando interesse e preocupação nas autoridades e na opinião pública mundial (MOREIRA; GIOMETTI, 2008).

A concentração de CO_2 e de outros GEE na atmosfera tem aumentado drasticamente desde a revolução industrial (IPCC, 2001). Segundo estudiosos, o nível deste gás variou menos que 10% durante os 10 mil anos que precederam o período de industrialização. Já nos 200 anos que a sucederam, os níveis destes gases ultrapassaram 30% de crescimento (GOMES, 2005). Deste montante, desde 1750, aproximadamente 35% das emissões antrópicas de CO_2 estão diretamente relacionadas às mudanças do uso da terra (FOLEY *et al.*, 2005).

O crescimento de emissão destes gases tem sido acarretado principalmente por interferências antrópicas, tais como: desmatamento florestal, práticas de queimadas em ecossistemas naturais, queima de combustíveis fósseis, avanço das fronteiras agrícolas em detrimento das áreas naturais, etc. (IPCC, 2001). Com o acréscimo da concentração dos gases de efeito estufa e consequente aumento da capacidade da atmosfera em absorver a energia de ondas longas, há sérias consequências para o planeta e para sua população, tais como: aumento da temperatura da Terra em 1,4 a 5,8 graus centígrados nos próximos 100 anos; alterações regionais do volume de chuvas provocando inundações e secas; problemas nas safras agrícolas provocando impactos econômicos; derretimento dos aglomerados de gelo e de neve, possíveis inundações em cidades litorâneas em decorrência da elevação do nível dos mares e oceanos; ameaça aos ecossistemas e à biodiversidade, fonte de valores ambientais, econômicos e culturais; e, globalização de doenças tropicais (GOMES, 2005).

O carbono é elemento fundamental na constituição das moléculas orgânicas, e compõe quatro dos principais gases de efeito estufa, o metano (CH_4), o dióxido de carbono (CO_2), o hidrofluorcarbonos (HFCs) e os perfluorcarbonos (PFCs). As florestas possuem elevada capacidade em fixar carbono em sua biomassa por meio da fotossíntese, no entanto,

pouco se sabe a respeito do estoque de carbono em ecossistemas florestais secos. O dióxido de carbono e outros gases de efeito estufa afetam diretamente os processos biológicos das árvores e, em geral, a ecologia de ecossistemas florestais (KARNOFSKY *et al.*, 2001). Por isso, cresce a cada dia o interesse pelos estudos de quantificação da biomassa e do conteúdo de carbono estocado nas mais diferentes tipologias florestais, motivando assim muitos pesquisadores e instituições a desenvolver estudos sobre o tema a exemplo de Miranda (2008) e DeVOS *et al.*, (2015).

As principais estratégias para mitigar a emissão de GEE resultantes de atividades antrópicas consistem na menor utilização de combustíveis fósseis, redução das taxas de desmatamento e de queima de material vegetal, uso adequado do solo e, por fim, estratégias de maximização do sequestro de C no solo e na vegetação (CARVALHO *et al.*, 2010).

De acordo com Schimel *et al.*, (1996), a quantidade de carbono estocada na atmosfera, vegetação, solos e detritos, e nos oceanos são de aproximadamente 760, 500, 2000 e 39.000 Gt (1 Gt = 1012 kg), respectivamente. Estes números demonstram que o teor de carbono terrestre é menos de um décimo do oceano. No entanto, o fluxo de carbono a partir da superfície da terra à atmosfera é maior do que nos oceanos, sendo que este representa 90% do fluxo anual entre a terra e a atmosfera, expressando a importância que os ecossistemas terrestres, especialmente florestas, desempenham no ciclo do carbono (PARDOS, 2010).

No tocante a mudança de uso da terra, as emissões líquidas de carbono no ano de 1980 oscilou entre 2 a 2,4 Gt C, correspondendo 23 a 27% das emissões antropogênicas mundiais, sendo tal emissão reduzida para 1,70 Gt C ano⁻¹ entre o período de 1989 a 1998, onde o desmatamento nos trópicos foram as maiores fontes de carbono emitidas para atmosfera (HOUGHTON *et al.*, 2005). De acordo com Fitzsimmons *et al.* (2003), depois da queima de combustíveis fósseis, a mudança de uso da terra no planeta é a maior fonte de emissão de carbono antropogênico para a atmosfera.

Estimativas apontam que as conversões de ecossistemas nativos à agroecossistemas incorporados à agricultura, contribuem atualmente com aproximadamente 25% das emissões mundiais de CO₂ para a atmosfera (IPCC, 2007). No Brasil, as emissões de CO₂ oriundas da mudança de uso da terra e agropecuária são bem mais acentuados, representando no ano de 2012, cerca de 52% do total das emissões (MCTI, 2014).

Objetivando atenuar essa problemática, desde 1995, as Partes (COP) têm se reunido para discutir soluções. A Conferência das Partes realizada em Quioto no ano de 1997 se destacou como uma das mais importantes, uma vez que durante sua realização foi estabelecido um acordo onde se encontram definidas metas de redução da emissão de gases de

efeito estufa (GEE) para os países compromissados em reduzir essas emissões, além de critérios e diretrizes para a utilização dos mecanismos de mercado. Este acordo ficou conhecido como Protocolo de Kyoto (UNFCCC, 2001) e estabeleceu que os países industrializados devessem reduzir suas emissões em 5,2% abaixo dos níveis observados em 1990 entre os anos de 2008-2012 (primeiro período de compromisso).

O Protocolo de Kyoto criou três mecanismos que flexibilizam o cumprimento das metas de redução de emissão de gases de efeito estufa, são eles: International Emissions Trading (ET), Projetos de Joint Implementation (JI) e Clean Development Mechanism (CDM) ou Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Destes, três mecanismos, o único que permite a participação de países em desenvolvimento é o MDL (UNFCCC, 2001). A proposta do MDL consiste em que cada tonelada de CO₂ deixada de ser emitida ou retirada da atmosfera por um país em desenvolvimento poderá ser negociada no mercado mundial, criando um novo atrativo para redução das emissões globais (ROCHA, 2003), assim, de maior responsável pelo aumento do efeito estufa, o carbono passa a ser uma espécie de *commodity* no mercado global.

Uma das formas de mitigação, segundo o protocolo de Kyoto, é a preservação dos chamados “sumidouros de carbono”, ou seja, locais que podem retirar carbono da atmosfera. Infelizmente, raríssimo são as iniciativas voltadas a quantificação do estoque de biomassa e/ou sequestro de carbono no bioma caatinga, a exemplo de Kauffman (1993); Salcedo; Sampaio (2008); Sampaio; Freitas (2008), Vieira *et al.* (2009), Giongo *et al.* (2011) e Albuquerque *et al.* (2015), pois o foco principal tem sido pesquisas na floresta Amazônica e no cerrado brasileiro. Entretanto, um estudo desenvolvido pelo Núcleo de Assuntos Estratégicos da Presidência da República em 2005 (NAE 2005) sugere que o Nordeste é a região mais vulnerável às mudanças climáticas. O semiárido nordestino que apresenta curta, porém crucial estação chuvosa poderia, num clima mais quente e seco no futuro, transformar-se em região árida. Isto pode afetar a agricultura de subsistência regional, a disponibilidade de água e a saúde da população, obrigando as famílias a migrarem, gerando ondas de “refugiados ambientais do clima”, para as grandes cidades da região ou para outras regiões, aumentando os problemas sociais já presentes nos grandes centros urbanos (MARENGO; VALVERDE, 2007).

No que se refere à contribuição científica e/ou tecnológica, esta pesquisa pretende nortear um projeto piloto dentro dos princípios do Protocolo de Kyoto, servindo de referência principalmente para as pequenas e médias propriedades inseridas no bioma caatinga, dentro dos princípios do REDD+ (Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação

Florestal). Portanto, estenderá os mecanismos para redução de emissões ou aumento do sequestro de CO₂, incentivando boas práticas de manejo ambiental voltado à recomposição e conservação da vegetação nativa. A alternativa do incremento na renda através de negociações de crédito de carbono influenciará positivamente em mudanças no comportamento destas famílias, principalmente na adoção de práticas racionais de exploração dos recursos naturais da caatinga.

4.2 O bioma caatinga

A porção semiárida do nordeste brasileiro compreende uma área de aproximadamente 982.563 km² (PEREIRA JÚNIOR, 2007). Nesta região desenvolvem-se diferentes tipologias vegetacionais, predominando a caatinga, com uma área de aproximadamente 844.453 km² correspondendo a 70% da região nordeste e 11% do território nacional (DRUMOND *et al.*, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2007; RODAL *et al.*, 2008; MMA, 2014).

Conforme Prado (2008) a caatinga se distribui pelos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, a maior parte da Paraíba e Pernambuco, sudeste do Piauí, oeste de Alagoas e Sergipe, região norte e central da Bahia, e uma faixa seguindo o rio São Francisco em Minas Gerais, juntamente com um enclave no vale seco do médio rio Jequitinhonha. Lima (1981) inclui também a vegetação da ilha de Fernando de Noronha como pertencente ao bioma, e o IBGE (1994) acrescenta uma pequena faixa no leste do Maranhão.

A conceituação de caatinga como uma vegetação exclusivamente regional deixa em aberto sua ligação com classificações mais gerais. Internacionalmente, ela tem sido incluída como uma das florestas ou matas secas tropicais decíduas (OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2006). Na classificação brasileira (VELOSO *et al.*, 1991), a caatinga seria uma savana estépica, o que a colocaria junto aos cerrados e outras vegetações abertas. Sem dúvida, a diversidade de fisionomias presentes no domínio das caatingas dificulta o enquadramento em qualquer tipologia e sempre haverá áreas de exceção.

Esta região caracteriza-se por apresentar uma forte irregularidade climática, apresentando os valores meteorológicos mais extremos do país: a mais forte insolação (em média 2800 h ano⁻¹), as mais altas temperaturas médias (médias térmicas anuais oscilam entre 23 e 27 °C), as mais elevadas taxas de evaporação e evapotranspiração potencial (1500 a 2000 mm ano⁻¹), a mais baixa nebulosidade e, sobretudo, os mais baixos índices pluviométricos, em

torno de 500 a 700 mm anuais, com grande variabilidade espacial e temporal (SAMPAIO; ARAÚJO, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2006).

A vegetação de caatinga é constituída, especialmente de espécies endêmicas lenhosas e herbáceas, de pequeno porte, dotadas de espinhos, sendo, geralmente, caducifólias, perdendo suas folhas no início da estação seca, rica em espécies de cactáceas e bromeliáceas. O conjunto florístico apresenta altos índices de endemismo, com cerca de 30% da flora descrita de caráter endêmico (GIULIETTI *et al.*, 2002). Fitossociologicamente a densidade, frequência e dominância das espécies são determinadas pelas variações topográficas, tipo de solo e pluviosidade (DRUMOND *et al.* 2000; SAMPAIO *et al.*, 2005; PRADO, 2008).

Os solos da região da caatinga têm a maior variabilidade do país, estes são originários de duas formações geológicas principais, a formação sedimentar predomina na porção oeste e a cristalina, na porção leste (SILVA *et al.*, 1993). Os solos deste bioma, geralmente, são pouco profundos, de baixa permeabilidade, baixo teor de matéria orgânica, mas relativamente ricos em bases trocáveis. Recebe anualmente excesso de calor e luz, o que resulta em uma rápida mineralização da matéria orgânica. A fertilidade baseia-se na sua alcalinidade e riqueza em bases. Portanto, os métodos empíricos de exploração destes solos deveriam estar fundamentados no menor distúrbio possível do meio biológico e reforçando-se o aporte de matéria orgânica, pela manutenção de uma cobertura viva, formada por plantas fixadoras de nitrogênio e uma cobertura morta oriunda de restolhos culturais, esterco e fontes diversas de adubação verde (DUQUE, 1980).

Cerca de 27 milhões de pessoas vivem atualmente na área original do bioma caatinga, um dos maiores e mais densamente habitado do planeta, sendo que 80% de seus ecossistemas originais já foram alterados, principalmente por meio de desmatamentos e queimadas, em um processo de ocupação que começou nos tempos do Brasil colônia (MMA, 2014). Grande parte da população que reside em área de caatinga é carente e precisa dos recursos da sua biodiversidade para sobreviver. Pelo fato de abrigar um amplo contingente populacional com pouca ou nenhuma escolaridade em terras de baixa capitalização o semiárido detém um os piores indicadores econômicos e sociais do país (SAMPAIO; ARAÚJO, 2005).

A demanda crescente pelos recursos naturais tem agravado a degradação das terras, onde, além da condição de semiaridez, o histórico de ocupação de suas terras mostra uma forte pressão de ocupação, desde os tempos coloniais; igualmente, o uso indiscriminado de madeira, lenha e carvão; o pastejo intensivo de animais; o fogo; o uso e o manejo irracional das terras pela agricultura, com e sem irrigação; a mineração; a ocupação desordenada das

idades, além do baixo nível de renda e cultural da população, são fatores que têm contribuído para a aceleração do processo de desequilíbrio ambiental (MOREIRA; TARGINO, 1997).

Segundo Castelletti *et al.* (2003), a Caatinga, ecorregião semiárida única no mundo, é provavelmente o bioma brasileiro mais ameaçado e transformado pela ação humana, sendo o menos protegido e estudado entre todos os biomas brasileiros. Além de ser exclusivamente brasileiro, o bioma Caatinga cobre porção significativa do território nacional, a se considerar as áreas de transição para outros biomas. A alta densidade demográfica e a busca por melhor qualidade de vida tendem a aumentar a demanda de produtos agrícolas e florestais. Na Caatinga, isso tem sido feito à custa de desmatamento indiscriminado, com consequente degradação do solo. Essa prática, utilizada para a formação de novas lavouras, aliadas à retirada de madeira para benfeitorias, lenha e carvão, e às queimadas sucessivas com manejo inadequado do solo tem contribuído, juntamente com as secas prolongadas, para comprometer o frágil equilíbrio do meio ambiente da região (LOPES, 2008).

Já se percebe que o sistema atual de exploração adotado na maior parte da região semiárida vem contribuindo para a degradação de sua base de recursos primários, o solo e a vegetação, e para a perda da biodiversidade. A maior pressão populacional e as perdas de solo aparentemente pequenas, mas contínuas, têm levado a queda do potencial de produção, redução das colheitas e empobrecimento geral da população rural da região (SALCEDO; SAMPAIO, 2008).

Portanto, a implementação de sistemas de uso e manejo na região semiárida, e especificamente no bioma caatinga, devem levar em consideração entre outros aspectos, o seu efeito sobre os teores de carbono orgânico e nitrogênio do solo, pois estes são essenciais para a capacidade produtiva destes. Torna-se importante destacar que as atividades de agricultura e pecuária de sequeiro adotado há séculos nesta região dependem quase que exclusivamente do fornecimento de nutrientes a partir da decomposição da matéria orgânica natural do solo (MOS).

4.3 Manejo sustentável da caatinga – importância do raleamento

Na natureza, os ecossistemas tendem a um equilíbrio dinâmico, no qual as entradas e saídas são equivalentes, buscando-se o menor gasto possível de energia (RICKFLES, 2003). A esse estado de equilíbrio, Odum (2001) denominou homeostase. Segundo esse autor, o maior estado de equilíbrio é atribuído aos ecossistemas originais,

àqueles que a própria natureza se encarregou de formar, sem interferência antrópica significativa. Quando há variações excessivas nas entradas ou saídas, a homeostase é afetada (SILVA, 2006).

Algumas especificidades da região nordeste demandam maior gasto de energia para manutenção do estado homeostático no bioma caatinga, são eles: a pobreza associada ao baixo nível educacional das famílias da região, a vulnerabilidade edafoclimática, a adoção de práticas agrícolas voltadas às regiões úmidas e subúmidas, desmatamentos indiscriminados, queimadas, períodos de pousio inadequados, pecuária extensiva, superpastoreio, etc...

A conversão de áreas de vegetação natural em áreas de cultivo resulta em mudanças na dinâmica da matéria orgânica do solo (CONYERS *et al.*, 2015), a qual é responsável em grande parte pela manutenção da produtividade dos ecossistemas agrícolas e florestais (SIX *et al.*, 2002). Em florestas nativas, o solo organiza-se ao longo do tempo em uma estrutura bem definida pela sua composição granulométrica, química e atuação dos agentes biológicos, subordinados às condições ambientais em que o solo está inserido. A alteração da condição natural para o manejo agrosilvipastoril e para o cultivo convencional acarreta alterações drásticas na organização, na composição química e biológica, refletindo-se na perda da matéria orgânica e consequente redução do estoque de carbono e de nitrogênio no solo. Em contrapartida, a adoção de práticas conservacionistas baseadas no manejo correto pode prevenir a degradação da matéria orgânica (BAYER *et al.*, 2006) e contribuir para a diminuição dos efeitos da intervenção antrópica (NEVES *et al.*, 2007) e no aumento do estoque de carbono no solo e na biomassa vegetal.

Diante o exposto, surge a necessidade de se definir e de testar modelos de exploração do capital natural na qual a sustentabilidade dos ecossistemas seja mantida o mais próximo do estado homeostático (PALACIO, 2011). Atualmente, cinco modelos de manipulação da caatinga são conhecidos e praticados, são eles: desmatamento, raleamento, rebaixamento, raleamento-rebaixamento e enriquecimento (ARAÚJO FILHO; CARVALHO, 1997).

O raleamento consiste numa técnica de controle seletivo de espécies lenhosas, através da qual se elimina da vegetação algumas espécies arbustivo-arbóreas, reduzindo a densidade de plantas bem como a cobertura do solo pelo estrato lenhoso (PIMENTEL, 2010). Portanto, há maior disponibilidade do fluxo de energia solar para o processo fotossintético do estrato herbáceo localizado abaixo da copa das árvores. Alguns estudos vêm demonstrando que a manipulação da vegetação lenhosa da caatinga através do raleamento contribuiu para

maior incremento e produção do estrato herbáceo (BARNES (1979); WHITEMAN, (1980); ARAÚJO FILHO, (1982); KIRMSE, *et al.* (1987); PALÁCIO, (2011)).

No entanto, a intensidade do acréscimo de fitomassa herbácea depende notadamente do grau de ocupação da área por árvores e arbustos, do estágio sucessional, das condições de chuva e da localização topográfica do sítio ecológico (HEADY, 1994). Araújo Filho (1985) ressalta que, quando convenientemente manipulada e manejada, a vegetação da caatinga pode manter níveis adequados de produção sem perdas significantes da biodiversidade e do potencial produtivo herbáceo para produção animal. Uma redução da ordem de 55-68% da cobertura de arbustos resultou em um aumento de 1600% na produção do estrato herbáceo (BOVEY *et al.*, 1972).

As plantas, assim como os demais organismos vivos, são capazes de modificar as condições do ambiente onde vivem e influenciar plantas vizinhas a ela (GUREVITCH *et al.*, 2009). Estas podem competir por água, luz, nutrientes ou pela combinação de mais de um recurso (CRAMER *et al.*, 2007; VAN DER WALL *et al.*, 2009), mas para algumas formações vegetacionais existem registros de que as plantas podem interagir positivamente, de forma que uma planta ou um determinado grupo de plantas pode facilitar o recrutamento e a sobrevivência de outras. Estudos recentes mostram que em ecossistemas onde a água é um recurso limitado, no caso específico do semiárido brasileiro, as interações entre as plantas lenhosas e herbáceas favorecem a coexistência de diferentes formas de vida e desempenham importante papel na estrutura das comunidades de plantas (LIMA, 2011).

O corte raso da vegetação tem sido uma prática comum para a remoção da vegetação lenhosa nos trópicos do semiárido nordestino do Brasil (CHRISTIANSEN, 1977; MASON, 1980; ARAÚJO; SILVA, 2010), práticas comuns incorporadas no cotidiano das famílias a mais de três séculos. A crença predominante é que o corte raso aumenta a produção da vegetação herbácea e consequentemente a capacidade de suporte e forragem para alimentação dos bovinos e de pequenos ruminantes, principalmente no período de estiagem. Há tempos que investigadores africanos e australianos relatam aumentos impressionantes no rendimento do estrato herbáceo após a redução da copa arbustivo-arbórea (BARNES, 1979 e WHITEMAN, 1980).

KIRMSE *et al.* (1987) avaliando uma floresta tradicional da caatinga brasileira para o manejo do pastejo, verificaram que a remoção da copa das árvores resultou em aumento de seis vezes na biomassa da vegetação herbácea, constatando que este aumento, provavelmente seja resultado da redução da concorrência por umidade do solo, nutrientes e luz solar, observações correspondentes com os achados de pesquisadores em outras florestas

tropicais semiáridas do mundo e com o aumento de cinco vezes em outros locais da caatinga no nordeste do Brasil (ARAÚJO FILHO, 1982).

Em ambientes secos, estudos vêm demonstrando que tanto as herbáceas podem afetar a sobrevivência e o estabelecimento de plântulas de lenhosas quanto lenhosas podem afetar o estabelecimento das ervas (BROOKER *et al.*, 2008; SEIFAN *et al.*, 2010). Como o componente herbáceo é abundante na caatinga, espera-se que a dinâmica das ervas possa interferir na dinâmica regenerativa das populações lenhosas. Segundo Vieira e Scariot (2006), em áreas abertas os tapetes formados por espécies herbáceas parecem amenizar o efeito da dessecação de sementes e plântulas de espécies lenhosas, por atuar na manutenção da temperatura e umidade do solo. Dessa forma, a germinação de sementes e o início do estabelecimento de plântulas de lenhosas podem ser favorecidos pelo componente herbáceo. Segundo alguns autores a deposição gradual de biomassa herbácea no solo sob a área de influência das árvores aumenta também a matéria orgânica do solo (Mahecha *et al.*, (1999); Andrade *et al.*, (2002)). A vegetação devolve nutrientes ao solo através da circulação de matéria representada pela deposição de serapilheira e morte de raízes, principalmente as finas (VOGT *et al.*, 1986).

Além das vantagens supramencionadas, tem-se também que a cobertura vegetal herbácea é considerada fator importante na definição do padrão de movimento da água em uma bacia (Garcia-Ruiz *et al.*, 2008); assim, a remoção parcial ou total altera o comportamento hidrológico influenciando na disponibilidade hídrica e no arraste de sedimentos sólidos. O surgimento da vegetação herbácea com o raleamento permitirá a conservação dos resíduos vegetais sobre o solo, redução do escoamento superficial, aumento da infiltração, contribuindo assim para manutenção da umidade no solo (Kang *et al.*, 2001).

4.4 Estoque de carbono na fitomassa aérea

A vegetação verde retira o gás carbônico da atmosfera através do processo da fotossíntese, convertendo-o em compostos orgânicos utilizados no crescimento e metabolismo vegetal. A taxa de produção determina a energia total disponível no ecossistema, no entanto, a energia acumulada e disponível para os consumidores é denominada produção primária líquida, esta por sua vez, pode ser estimada pela quantidade de biomassa vegetal aérea produzida (RICKLEFS, 2003). Dessa forma, as plantas lenhosas armazenam carbono em madeira e outros tecidos até a morte e a decomposição, fase que o carbono na madeira poderá

ser desprendido na forma de gás carbônico, monóxido de carbono, ou metano, ou poderá ficar incorporado no solo como substância orgânica (COSTA *et al.*, 1997).

Após a formalização dos requisitos metodológicos no mercado de créditos de carbono, um dos aspectos mais importantes do estudo de fixação de carbono em florestas é a estimativa da biomassa, a qual deve ser obtida de forma a ser a mais próxima da real possível, sem custos excessivos (BROWN, 1997; SANQUETTA, 2002). Torna-se importante destacar que nos países em desenvolvimento, aproximadamente 38% do consumo de energia primária é contabilizado pela biomassa florestal (SIMS, 2003), portanto, a avaliação dos estoques de biomassa é uma estratégia de gestão importante para a recuperação de tais florestas. Os métodos adotados para quantificação da biomassa podem variar de destrutivos a não destrutivos, no geral, o método destrutivo permite a quantificação direta da biomassa existente. Embora, a prática não destrutiva seja mais indicada para estudos de longo prazo que visem monitorar o crescimento ao longo do tempo (KUNTSCHIK, 2004; BURGER, 2005).

A heterogeneidade de habitat principalmente nas florestas tropicais dificulta a elaboração de modelos que generalizem a fitomassa dos ecossistemas, para tal feito, extensas áreas deveriam ser derrubadas para aquisição de dados representativos. Uma alternativa proposta por Brown *et al.* (1989) e Wani *et al.*, (2015), foi a utilização dos dados coletados em inventários florestais para estimar a fitomassa de áreas florestais.

A biomassa aérea das florestas tropicais secas tem sido objeto de um número razoável de trabalhos (VARGAS *et al.*, 2008; NÁVAR, 2009; ZHU; LIU, 2015 e JANG *et al.*, 2015), embora permaneçam menos estudadas que as florestas tropicais úmidas. Uma das maneiras de se conhecer indiretamente o estoque de carbono das florestas de maneira não destrutiva são através da determinação da biomassa e do desenvolvimento de modelos matemáticos para sua estimativa, as denominadas equações alométricas.

As equações alométricas permitem estimar a biomassa arbórea acima do solo a partir de dimensões da árvore. Tais modelos são baseados em considerações teóricas e estudos empíricos genéricos. A teoria da escala alométrica postula a existência de uma correlação universal entre a biomassa das e o diâmetro das árvores com um expoente de escala fixa próximo de $8/3$ (WEST *et al.*, 1999; ENQUIST; NIKLAS, 2001). Os modelos matemáticos, neste caso, devem estimar a biomassa e o carbono das árvores utilizando variáveis de fácil obtenção como DAP (Diâmetro a altura do peito), DAB (Diâmetro a altura da base) e altura da planta, sem que haja a necessidade de se recorrer a métodos diretos como o corte e pesagem total das árvores (MIRANDA, 2008). Esses modelos têm particular relevância no

contexto do REDD+ porque são formalmente recomendados pelo IPCC para estimar os estoques de carbono em florestas tropicais (AALDE *et al.*, 2003; IPCC, 2006).

Porém um dos erros mais comuns na estimativa da biomassa e do carbono ocorre durante a seleção das equações alométricas (FONSECA *et al.*, 2012). Geralmente, a biomassa florestal é estimada por uma equação alométrica comum que é geralmente aplicado sobre grandes áreas florestais (HOUGHTON, 2003). Esta incerteza na estimativa de biomassa pode ser reduzida através da utilização de equações alométrica específicas para cada ecossistema (WANG *et al.*, 1995), pois a variação da biomassa aérea é resultado da ampla variabilidade ambiental, como a disponibilidade de água e nutrientes no solo, mudanças no uso e manejo da terra e nos estádios sucessionais (VARGAS *et al.*, 2008; HOUGHTON *et al.*, 2005).

Baseando-se na teoria de escala alométrica, vários autores desenvolveram recentemente modelos alométricos de biomassa regionais assumindo uma relação entre a biomassa de árvores e diâmetro das mesmas. Equações alométricas foram determinados para muitas espécies de plantas em diferentes biomas, tanto de clima temperado (TERMIKAEIAN; KORZUKHIN, 1997) quanto tropical (KELLER *et al.*, 2001), mas biomas tropicais semiáridos têm recebido pouca atenção (OKELLO *et al.*, 2001). Ainda mais escassas são as determinações de equações alométricas de espécies do semiárido do nordeste brasileiro. No tocante ao bioma caatinga, as principais espécies classificadas como de ampla distribuição geográfica já tiveram suas equações alométricas desenvolvidas por Sampaio; Silva (2005) e Silva e Sampaio (2008).

4.5 Contribuição da serapilheira no estoque de carbono

As plantas incorporam C em seus tecidos pelo processo de fotossíntese, formando a biomassa vegetal e, durante o seu crescimento, parte dessa biomassa produzida retorna ao solo, formando a camada de serapilheira (COSTA *et al.*, 2004). A ação do processo de decomposição sobre a serapilheira proporciona a ciclagem de nutrientes (HOBBIE, 2015). Esse foi o mecanismo que a natureza encontrou para se manter com os menores gastos energéticos (SILVA, 2006). Portanto, o estudo da ciclagem de nutrientes pode fornecer bases para a compreensão do funcionamento ecossistêmico e especificamente do estoque de carbono, visto que é um dos principais processos que contribuem com a produção de matéria orgânica no solo (SANTANA, 2005).

A serapilheira, em uma floresta, é a principal via de transferência no fluxo de nutrientes, é fundamental para a sua sustentabilidade, uma vez que permite que boa parte dos

nutrientes absorvidos pelas plantas retorne ao solo para serem novamente assimilados pelos microrganismos e pelos vegetais. Sua composição se faz pela deposição de materiais vegetais na superfície do solo, tais como folhas, cascas, ramos, troncos, gravetos, flores, inflorescências, frutos, sementes e fragmentos de vegetais e animais não identificáveis, este último denominado miscelânea (ANDRADE *et al.*, 2008).

Vários fatores bióticos e abióticos afetam a produção de serapilheira, tais como: tipo de vegetação, altitude, latitude, precipitação, temperatura, regime de luminosidade, relevo, estágio sucessional, disponibilidade hídrica e característica do solo (FIGUEIREDO FILHO *et al.*, 2003). Dependendo das características de cada ecossistema um determinado fator pode prevalecer sobre os demais (FIGUEIREDO FILHO *et al.*, 2003). A formação da serapilheira também segue uma sazonalidade em função das condições climáticas ao longo do ano (POGGIANI *et al.*, 1998).

Em florestas tropicais, existem poucas pesquisas que avaliem o aporte de serapilheira, sobretudo em florestas secas (BULLOCK *et al.*, 1995) que apresentam produção anual e mensal intimamente relacionada à sazonalidade climática (CIANCIARUSO *et al.*, 2006). A deposição é sempre maior após o término do período chuvoso e menores nos meses finais da estação seca, tendo a fração folha contribuído com o maior percentual, provavelmente como resultado do mecanismo de adaptação das espécies do bioma para reduzir a perda de água no período seco via transpiração. Esta deposição apresenta um caráter fortemente sazonal e ininterrupto durante o ano (SOUTO, 2006; ALVES *et al.*, 2006; LOPES, 2008). Portanto, a deposição da serrapilheira introduz heterogeneidade temporal e espacial ao ambiente, podendo afetar a estrutura e a dinâmica da comunidade vegetal (FERREIRA *et al.*, 2007).

A serapilheira que cai das árvores nesse ecossistema protege o solo na estação seca quando as temperaturas são mais elevadas, mas, logo que chegam as primeiras chuvas, parte dela é degradada pelos microrganismos decompositores, não ocorrendo grande acúmulo de material orgânico na superfície (SOUTO, 2006).

Na Caatinga, a produção média de serapilheira mostra-se muito similar entre os poucos trabalhos realizados (COSTA *et al.*, 2010). Entretanto, com base em alguns estudos abordando o comportamento da produção de serapilheira no bioma caatinga, alguns autores verificaram que esta produção é bastante variável, oscilando de 1.106,00 a 9.158,93 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ (CAMACHO, 2001; SANTANA, 2005; ALVES *et al.*, 2006; ANDRADE *et al.*, 2008; LOPES *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2011 e MENDONÇA *et al.*, 2013),

porém em média a produção de serapilheira na caatinga gira em torno de 1500 a 3000 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ como sendo a mais representativa do bioma caatinga.

A quantidade de serapilheira produzida pela caatinga, nos estudos desenvolvidos para este bioma, mostra-se pequena quando comparada com a produção em outras florestas tropicais no Brasil (COSTA *et al.*, 2010; SANTANA, 2005; SOUTO, 2006). Araújo (2002), observando quatro tipos vegetacionais em mata atlântica, obteve uma produção entre 7.000 e 12.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Na Floresta Amazônica, Santana *et al.* (2003), estudando a produção de serapilheira de área de floresta secundária, encontraram valores anuais de deposição, da ordem de 7.501 kg ha⁻¹. Já Corrêa *et al.* (2006) encontraram uma produção de 13.380 kg ha⁻¹ ano⁻¹ em uma vegetação natural, ao estudarem a produção de serapilheira em sistema agroflorestal amazônico no estado de Rondônia.

Baseados em dados de estudos realizados em diversas formações florestais, Bray e Gorham (1964) concluíram que nas diferentes zonas macroecológicas, a quantidade de material decíduo ao longo do ano está relacionada principalmente com as condições climáticas, sendo menor nas regiões frias e maior nas regiões tropicais quentes e úmidas. Assim, florestas situadas em regiões árticas ou alpinas produzem cerca de 1.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de serapilheira, florestas temperadas frias produzem 3.500 kg ha⁻¹ ano⁻¹, florestas temperadas quentes 5.500 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e florestas tropicais cerca de 11.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (BRAY; GORHAM, 1964), o que é muito superior ao encontrado para a caatinga.

Por ser um fator chave na manutenção dos nutrientes no ecossistema, o processo de deposição da serapilheira, incluindo as taxas anuais de queda do material decíduo e o processo de decomposição desse material, devem ser mais amplamente estudados e conhecidos, especialmente nas condições dos trópicos semiáridos, onde há grande ocorrência de solos com baixos níveis de matéria orgânica (SANTANA, 2005).

A Produção de serapilheira e acumulação contribuem para a formação de húmus, sequestro de carbono e acúmulo de fertilidade do solo (DESCHEEMAER *et al.*, 2006). Portanto, conhecer o comportamento da produção de serapilheira em áreas onde a retirada da vegetação ocorreu é de fundamental importância para saber se ocorre modificações significativas no material que contribui substancialmente para a nutrição do solo. Neste contexto, a serapilheira depositada sobre o solo das florestas tem papel fundamental na dinâmica desses ecossistemas fornecendo base para avaliação de impactos decorrentes da atividade antrópica (CÉSAR, 1991).

4.6 Fitomassa das raízes e atividade dos microrganismos (Respirometria)

A importância da matéria orgânica do solo no ciclo global do carbono (C) é fundamental, pois ela se constitui no maior reservatório de C do ecossistema terrestre (SWIFT, 2001), e, portanto, constituindo-se num compartimento que desempenha papel crucial no sequestro do C (STEVENSON, 1994; QIU *et al.*, 2015), porém podem se tornar fonte de emissão CO₂ para atmosfera, se a taxa de decomposição da matéria orgânica for superior à produção primária líquida da vegetação (HOUGHTON, 2003).

O teor de carbono orgânico no solo, nada mais é do que a diferença entre a entrada de restos orgânicos de seres vivos e sua perda pela atividade respiratória do solo (raízes e microrganismos) através do fluxo de CO₂ para a atmosfera. O CO₂ emitido pelo solo é produzido essencialmente pela respiração das raízes das plantas e pela decomposição da matéria orgânica promovida pela ação dos microrganismos. No caso de solos desprovidos de vegetação, a produção de CO₂ em seu interior é totalmente relacionada à atividade microbiana (OLIVEIRA *et al.*, 2013).

O Papel das raízes no estoque e fluxo de CO₂ pelas florestas ainda é bastante desconhecido, uma das limitações, é a real necessidade de um esforço maior envolvido na coleta de dados e informações sobre o tamanho e a propagação do sistema radicular das árvores no interior do solo (GÄRTNER e BRÄKER, 2004). A biomassa das raízes tem sido bem menos avaliada que as do componente aéreo das florestas. Estimativas da biomassa radicular em ecossistemas brasileiros são pouquíssimas, referentes apenas às raízes finas e superficiais (TIESSEN *et al.*, 1992; SALCEDO *et al.*, 1999). Todavia, há estimativas que o estoque de carbono em raízes de florestas tropicais secas no mundo variam entre 17 a 31 Mg ha⁻¹ (JARAMILLO *et al.*, 2003; RAHERISON; GROUZIS, 2005), valores abaixo dos encontrados para florestas tropicais úmidas (36 a 68 Mg ha⁻¹) (SARMIENTO *et al.*, 2005). Medidas da produtividade de raízes no semiárido nordestino são praticamente inexistentes. Em caatinga, um dos únicos trabalhos encontrou valores médios de 2,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de raízes finas (<2 mm de espessura) (SALCEDO; SAMPAIO, 2008).

No tocante a atividade microbiana, geralmente se determina mediante a quantificação da biomassa microbiana, pela atividade enzimática ou através da atividade respiratória ou produção de CO₂ (BORIE *et al.*, 1999). A biomassa microbiana medida pelo CO₂ liberado durante a respiração pode ser utilizado como um indicador de sensibilidade ao manejo adotado no solo (TIMAN *et al.*, 1999). Estima-se que 60-80% do carbono fixado na fotossíntese de um dossel arbóreo seja perdido para atmosfera (VALENTINI *et al.*, 2000).

Logo, o estoque de C orgânico do solo é determinado pelo balanço anual da adição de C fotossintetizado (influxo) e da perda (efluxo) de C orgânico devido a sua oxidação a CO₂ pelos microrganismos heterotróficos (IPCC, 2001).

Diversos autores têm constatado a relação existente entre a liberação de C-CO₂ e o consumo de carbono prontamente disponível durante a decomposição da matéria orgânica de diferentes tipos de resíduos orgânicos (TIQUIA; TAM, 2002; MARAGNO *et al.*; 2007; SAID-PULLIANO *et al.*, 2007). Isso ocorre porque durante a decomposição os microrganismos oxidam a matéria orgânica na obtenção de energia e nutrientes para o seu desenvolvimento e como consequência promovem a liberação de água, calor e C-CO₂ para o ambiente (FORTES NETO *et al.*, 2013). Diante o exposto, tem-se que uma parte do carbono está se incorporando ao estoque de biomassa do ecossistema terrestre e ao solo, contribuindo para o sequestro de carbono, e o que não é acumulado pode estar retornando a atmosfera como gás carbônico, metano ou outras moléculas orgânicas maiores de compostos voláteis emitidos pelas plantas e microrganismos (NOBRE; NOBRE, 2002).

A produção de CO₂ pode variar com a qualidade do material orgânico incorporado ao solo (ARRIGO *et al.*, 2002) ou em decorrência das variações estacionais definidas pelo clima e manejo implementado (SWIFT *et al.*, 1979; BIRDSEY; PAN, 2015). Vários fatores incluindo temperatura, umidade, profundidade do solo, aeração e populações microbianas determinam a taxa de fluxo de CO₂ para a superfície do solo (SILVA *et al.*, 2006).

A variabilidade na distribuição de água na região Nordeste do Brasil em decorrência da atuação de diferentes sistemas sinóticos determina a distribuição de água no solo, a qual é um fator determinante para as trocas de energia e de CO₂ entre o ecossistema e a atmosfera. Dessa forma, a obtenção de dados a partir de experimentos possibilita estudar o comportamento do fluxo de CO₂ frente às alterações ambientais (OLIVEIRA *et al.*, 2006).

As alterações antrópicas vêm promovendo impactos sobre a produtividade dos ecossistemas naturais, alterando a atividade microbiana e como efeito, a ciclagem de nutrientes e estoque de carbono. Uma das maneiras de diagnosticar essas alterações é por meio da mensuração de emissões de CO₂ do solo para a atmosfera, já que estas variam em função da atividade microbiana e radicular do solo, disponibilidade de carbono orgânico e umidade do solo (SOUTO *et al.*, 2004). Práticas que contribuem para a adição ou remoção de material vegetal do solo acarretam alterações na biomassa microbiana, as quais podem ser avaliadas pelos quantitativos de CO₂ produzido (MATTER *et al.*, 1999). Nesse sentido, a respiração edáfica pode ser utilizada para se documentar mudanças na dinâmica do carbono do solo em áreas que sofreram desmatamento (FEIGL, 1995).

Portanto, a aplicação de métodos para estimar a atividade microbiana em solos é fundamental para o monitoramento ambiental e recuperação de áreas degradadas, tendo em vista que o conhecimento dos efeitos das práticas de manejo do solo sobre as comunidades microbianas é de extrema importância, devido às inúmeras funções que os microrganismos desempenham no solo. Entre os métodos disponíveis, destaca-se o da respirometria, que mede o consumo de O_2 ou da produção de CO_2 durante a oxidação de compostos orgânicos (SARIG; STEINBERGER, 1994).

Alguns estudos já abordam o monitoramento do fluxo de dióxido de carbono (CO_2) entre o solo e a atmosfera através do método da respirometria em área de caatinga no semiárido brasileiro (MAIA *et al.*, 2001; SILVA *et al.*, 2006; ARAÚJO *et al.*, 2009; SOUTO *et al.*, 2009b; OLIVEIRA *et al.*, 2013). Em todos estes trabalhos tem sido verificada a estreita dependência da atividade microbiana, estimada pela produção de CO_2 frente às alterações definidas pelo manejo adotado e pelas alterações climáticas, principalmente umidade e temperatura do solo. Assim, verifica-se que, em condições semiáridas, com altas temperaturas, chuvas irregulares, pequenos aportes de carbono e baixos níveis de matéria orgânica no solo, as populações microbianas são sazonalmente estimulada (GRISI, 1997).

4.7 Estoque de carbono orgânico no solo

Em uma escala global, os solos minerais a 1 m de profundidade armazenam aproximadamente 1.300 a 1.500 Gt de carbono orgânico (1 Gt = 1 Gigatonelada de carbono, ou 1 bilhão de toneladas), ou seja, duas vezes a mais do que o estoque de carbono encontrado na biomassa de plantas terrestres, conforme SCHLESINGER (1997). O teor de carbono orgânico presente na matéria orgânica do solo (COS) é um dos componentes mais importantes do ciclo global de C, ocupando 69,8% do C orgânico da biosfera (FAO, 2001).

De acordo com Meurer (2006) o termo “matéria orgânica do solo” (MOS) refere-se a todos os compostos que contêm carbono orgânico, incluindo os microrganismos vivos e mortos, resíduos de plantas e animais em vários estágios de decomposição, produtos de sua decomposição e substâncias orgânicas microbiologicamente e/ou quimicamente alteradas. Na matéria orgânica do solo (MOS) é distinguida a fração lábil, aquela prontamente disponível como fonte de energia, esta mantém as propriedades químicas do seu material de origem (hidratos de carbono, proteínas, lignina, taninos, ácidos graxos, etc...), e uma fração húmica mais estável, que compreende os ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas (GALANTINI,

2002). As Substâncias húmicas são os principais constituintes da MOS e representam, pelo menos 50% de sua composição, sendo as huminas os componentes mais abundantes (SIMPSON *et al.*, 2007).

A matéria orgânica interfere em várias propriedades do solo, tais como: adsorção de cátions e ânions; aumenta a CTC (capacidade de troca de cátions) do solo, considera-se que a CTC permanente é proveniente da fração mineral, enquanto que a variável é dependente das substâncias húmicas; auxilia na estabilização da estrutura do solo; retenção de água; influencia diretamente na cor; reduz a plasticidade e provoca sensível diminuição na compactação, por aumentar a porosidade do solo; possibilita a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes; e ainda serve como fonte de nutrientes para as culturas, estoque de carbono e energia para os microrganismos heterotróficos (SANTOS, 2007).

Para o monitoramento da qualidade do solo, de forma que possam ser sugeridas modificações nos sistemas de manejo adotado pelos agricultores a tempo de evitar a sua degradação, é necessário definir atributos do solo e do ambiente sensíveis ao manejo e de fácil determinação (MIELNICZUK, 1999). Neste contexto, encontra-se na literatura, de forma unânime, a determinação do carbono orgânico total do solo (COT) como indicador chave da qualidade do solo, tanto em sistemas agrícolas como em áreas de vegetações nativas (JANSEN, 2005). Esse elemento tem estreita relação com atributos químicos, físicos e biológicos do solo (FRAGA; SALCEDO, 2004).

De acordo com Santos (2007) a quantidade de carbono orgânico presente no solo varia com o clima, tipo de cobertura vegetal, textura, regime de saturação hídrica do solo e ainda, de acordo com o manejo. O aporte de C orgânico no solo se deve, principalmente, aos produtos de decomposição de raízes, à iluviação de compostos orgânicos oriundos da decomposição de resíduos vegetais depositados sobre o solo e ao material incorporado pelo movimento da macro e mesofauna (GONÇALVES; MELLO, 2000). Na maioria dos solos, o teor de matéria orgânica (MOS) varia de 0,5 a 5,0% nos horizontes minerais superficiais, podendo apresentar valores elevados em solos orgânicos (SILVA *et al.*, 2006).

A MOS, contém em média cerca de 58% de C, logo, pode ser caracterizada por dois parâmetros: o estoque de carbono no solo e a qualidade dos constituintes orgânicos nele presentes (CERRI, 2003). O estoque de carbono no solo depende da intensidade dos processos de adição de resíduos vegetais e das taxas de decomposição de compostos orgânicos. Devido às diversidades climáticas e pedológicas, surgem diferenças no que diz respeito à quantidade e qualidade de matéria orgânica do solo, pois o clima e a natureza do

solo como pH, textura e estrutura, interferem nos processos de humificação e na taxa de renovação do carbono do solo (*turnover*) (CERRI *et al.*, 1997).

No tocante ao estoque de C no solo, este depende de vários fatores, tais como: o clima, a topografia, o tempo, o material de origem, textura, quantidade e a qualidade de resíduos de plantas, pH, disponibilidade de nitrogênio (N), saturação por bases, etc. Todos esses fatores afetam a atividade microbiana protegendo ou intensificando a decomposição da MOS. Apesar da importância desses fatores na estabilização da MOS, informações quantitativas sobre o tamanho dos vários reservatórios e taxas de *turnover* são ainda necessárias para estimar o sequestro de C no solo (LUDWIG *et al.*, 2003).

A concentração de carbono no solo é altamente variável no espaço (horizontal e vertical) e lentamente variável no tempo (SMITH, 2004), logo, as metodologias de quantificação requerem protocolos de amostragem padronizados (LAL, 2004), e, por isso, a dinâmica do estoque de carbono no solo ainda não é totalmente compreendida, não sendo ainda aceita nos projetos florestais de MDL.

A proporção de carbono estocado em tipos de solo e vegetação varia entre os ecossistemas e tipo de floresta. Em latitudes mais altas, climas frios, a matéria orgânica se decompõe lentamente, assim, na floresta boreal o carbono acumulado no solo pode atingir 80-90% do total, enquanto que nos trópicos, temperaturas mais elevadas tendem a acelerar a decomposição de carbono, e este é distribuído igualmente entre o solo e a vegetação (PARDOS, 2010). Em síntese, os níveis de MOS tendem a aumentar com a maior biomassa proporcionada em climas mais úmidos, e com a decomposição mais lenta em baixas temperaturas. Nos trópicos, onde a variação diária de temperatura é comumente maior do que a sazonal (VAN WAMBEKE, 1992), esse controle é principalmente exercido pela umidade, tendo sido evidenciado por diferentes autores na África, conforme revisto por Sivakumar *et al.* (1992).

Além dos fatores acima mencionados, o desmatamento tem fortes influências sobre os estoques de carbono do solo. O aumento da temperatura, quando o solo é desmatado e exposto ao sol, muda o equilíbrio entre a produção e decomposição de compostos orgânicos do solo, deslocando o ponto de equilíbrio do carbono para baixo devido a maior exposição da MOS às intempéries ambientais e a potencialização da taxa de oxidação pela ação direta dos microrganismos (BAYER; MIELNICZUK, 2008). Segundo estes autores em regiões tropicais e subtropicais, a degradação da fração orgânica do solo em condições inadequadas de manejo é rápida e vem acompanhada de um processo global de degradação das condições químicas, físicas e biológicas do solo. Nessas regiões, o manejo adequado para conservação do solo,

potencialização do sequestro de carbono e produtividade das culturas deve ter como premissa a utilização de métodos de preparo com o mínimo ou nenhum revolvimento do solo.

Poucas são as pesquisas abordando informações relativas ao estoque de carbono em solos do bioma caatinga, algumas exceções são os trabalhos de Kauffman *et al.* (1993); Fraga e Salcedo (2004); Bastida *et al.* (2007); Maia *et al.* (2007); Salcedo e Sampaio (2008); Araújo *et al.*, (2009) e Giongo *et al.*, (2011), portanto, ainda não se tem informações do desenvolvimento de trabalhos no bioma caatinga abordando a capacidade de estoque de carbono no solo e vegetação em áreas sujeitas ao raleamento da vegetação nativa.

4.8 Relação C/N do solo

A biomassa microbiana do solo exerce importante papel, pois atua principalmente na decomposição, mineralização e ciclagem de nutrientes e, por isso, é considerado um excelente indicador biológico da qualidade do solo (DORAN; LINN, 1994; RAVINDRAN; YANG, 2015). Em decorrência da atividade biológica, o solo passa a conter, proveniente da matéria orgânica, dois importantes elementos não existentes no material de origem do solo: carbono e nitrogênio. No entanto, de acordo com Castilhos (2006), os microrganismos que efetuam a degradação e mineralização da matéria orgânica competem pelos mesmos nutrientes com as plantas, em suas funções enzimáticas, imobilizando em sua biomassa parte dos nutrientes essenciais. Logo, parte do carbono encontrado no solo é utilizado no crescimento celular das bactérias (energia), enquanto parte do nitrogênio é aproveitado na síntese de proteínas para estrutura celular destes microrganismos (EPSTEIN, 1997).

A mineralização consiste no processo de conversão biológica do N ligado organicamente em proteínas, amino-açúcares e ácidos nucleicos, em N inorgânico (HUTCHISON; WALWORTH, 2007), e acontece de forma rápida em solos com alto teor de matéria orgânica dependendo dos fatores climáticos, físicos e biológicos (ANDREOLI, 2001). Já a imobilização é a retenção, na biomassa microbiana, do N inorgânico liberado ao solo pelo processo de mineralização (HUTCHISON; WALWORTH, 2007). Os processos de mineralização e imobilização de N são simultâneos e opostos no solo, onde, a dinâmica e intensidade relativa destes, depende da quantidade de N mineral no solo. O balanço líquido entre a mineralização e a imobilização é controlado por fatores ambientais como temperatura e umidade do solo; fatores físicos do solo como textura; fatores químicos como o pH e a disponibilidade de N inorgânico; parâmetros da qualidade do resíduo que está sendo

decomposto, tal como predominância de frações facilmente decomponíveis e/ou recalcitrantes e a relação C/N do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A relação C/N é um importante parâmetro, pois revela informações relacionadas com a taxa de decomposição, estoque de carbono e nitrogênio no solo e estabilidade estrutural do solo (FUENTES *et al.*, 2009). De acordo com Camargo *et al.* (2008) apesar do nitrogênio ocupar uma posição de destaque entre os elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas, este se apresenta com baixa disponibilidade em ecossistema naturais, decorrente de que 95% ou mais do nitrogênio do solo encontra-se complexado na forma orgânica, sendo somente uma pequena parcela mineralizada pela microbiota do solo em amônia e nitrato. O processo de mineralização pela microbiota do solo desempenha um papel significativo no ciclo do nitrogênio, sendo responsável pela transformação do N-orgânico presente no tecido vegetal para formas inorgânicas simples prontamente disponíveis aos vegetais (CAMARGO *et al.*, 2008).

De acordo com Resck *et al.* (2008), o efeito da vegetação na formação da MOS depende da “qualidade bioquímica” e quantidade da biomassa produzida, mas especificamente da alocação (aérea ou subterrânea) dos principais componentes que dão origem à MOS. Assim, é senso comum que resíduos de leguminosas ricos em N decompõem-se mais rápido e produzem húmus menos estáveis do que resíduos de gramíneas. Por outro lado, uma decomposição extremamente lenta de resíduos vegetais, mesmo em grande quantidades, pode causar perdas da MOS, principalmente na região semiárida, que é caracterizada por chuvas torrenciais e solos pouco profundos.

Materiais com alta relação C/N, como a palhada de algumas gramíneas, sofrem decomposição mais lenta (SILVA; RESCK, 1997), e essa baixa disponibilidade de N pode prejudicar o desenvolvimento da cultura posterior pela competição entre biomassa microbiana e raízes das plantas, como também pode contribuir com a conservação do carbono orgânico por mais tempo no solo. Isso porque o N presente nesse resíduo não é suficiente para que haja decomposição da palhada, tornando-se limitante, ocorrendo, então, a imobilização microbiana desse e de outros nutrientes no solo, o que, apesar de ser por um período curto, torna-os indisponíveis para as plantas (JENKINSON *et al.*, 1990).

Para Siqueira e Franco (1988), quando a relação C/N situa-se entre 20 e 30, ocorre um equilíbrio entre os processos de mineralização e de imobilização do nitrogênio pelos microrganismos; quando atinge valores superiores a 30, a imobilização supera a mineralização. Valores altos para a relação C/N (caracterizando altas taxas de carbono e baixas taxas de nitrogênio), podem inibir o crescimento dos microrganismos que fazem a

degradação da matéria orgânica, uma vez que haverá falta de nitrogênio para a síntese proteica microbiana. Resíduos com alta relação C/N sofrem decomposição mais lenta, o que pode provocar imobilização de certos nutrientes, principalmente nitrogênio (ASSIS *et al.*, 2003), reduzindo assim a disponibilidade de nutrientes para o crescimento e desenvolvimento dos vegetais.

Em contrapartida, baixas relações C/N tendem a acelerar as taxas de decomposição e a velocidade de mineralização, contribuindo para uma diminuição dos teores de carbono orgânico, a qual antecipa a predisposição do solo a maiores perdas de minerais por lixiviação e erosão. Tal comportamento é intensificado principalmente na região semiárida que é caracterizada por curtos períodos com chuvas torrenciais, o que pode levar a redução da matéria orgânica e de nutrientes, principalmente do nitrogênio, elemento de grande mobilidade ao longo do perfil do solo.

De acordo com Drumond *et al.*, (2000), as espécies mais abundantes na maioria dos trabalhos realizados em área da caatinga pertencem as famílias das leguminosas (Caesalpinaceae, Mimosaceae, Fabaceae); Euphorbiaceae e Cactaceae. Como as leguminosas tendem a apresentar baixa relação C/N, pressupõem-se uma maior mineralização de nitrogênio por parte dessas espécies (CREWS; PEOPLES, 2005). Diversos fatores são relacionados com a decomposição dos resíduos vegetais adicionados ao solo, tais como: características edafoclimática, composição química dos resíduos e estratégias de manejo (MYERS *et al.*, 1994). Esses autores afirmam que, sob as mesmas condições de clima e solo, a velocidade de decomposição dos resíduos e a liberação de nutrientes são afetadas por características químicas dos resíduos.

Materiais com baixa relação C/N (<25) e reduzidos teores de lignina e de polifenóis (resíduos de vegetação herbácea) apresentam rápida mineralização, fornecendo grandes quantidades de nutrientes para as culturas subsequentes. Já os materiais com elevada relação C/N (>25) e altos teores de lignina e polifenóis (resíduos lenhosos de vegetação arbustivo-arbórea) sofrem decomposição mais lenta, podendo formar uma cobertura morta estável e capaz de proteger o solo contra a erosão (MYERS *et al.*, 1994). Em se tratando de leguminosas arbóreas, além das características supracitadas, seu sistema radicular pivotante permite a reciclagem dos nutrientes das camadas mais profundas do solo que são trazidos à superfície com a decomposição dos seus resíduos (SILVA, 2006).

No tocante as características edafoclimáticas, no geral a relação C/N é mais baixa em solos de regiões áridas, com pouca chuva, que aqueles de zonas úmidas, quando as condições de temperatura são semelhantes LUCHESE *et al.* (2002). Alves *et al.* (1999),

estudando a capacidade de mineralização de C e de N de 20 amostras de solos de Pernambuco (10 da zona úmida e 10 da semiárida), verificaram que na camada superficial, a relação C/N ficou em torno de 12:1, ademais concluíram que a mineralização foi maior na zona úmida quando compara com os solos da região semiárida. Logo, os solos da zona úmida tiveram uma matéria orgânica mais lábil que os da zona semiárida, tanto em relação a N quanto ao C, e os substratos mineralizados foram relativamente mais pobres em N na região semiárida.

4.9 Relação isotópica $\delta^{13}\text{C}$: $\delta^{12}\text{C}$

As plantas com metabolismo C_4 evoluíram primariamente nos trópicos e estão especialmente adaptadas a altas intensidades luminosas, altas temperaturas e a períodos prolongados de estiagem (SAGE; STATA, 2015). Comparando-as com as plantas de metabolismo C_3 , tem-se que aquelas são superiores na utilização do CO_2 na atividade fotossintética, devido, em parte, à ação da enzima PEP-carboxilase que não é inibida pela fotorrespiração, diferentemente da enzima rubisco presentes em plantas C_3 (LARCHER, 2006). Como resultado, as taxas de fotossíntese líquida em plantas C_4 , por exemplo, gramíneas tropicais, podem ser duas a três vezes maiores que em plantas C_3 (árvores e arbustos) nas mesmas condições ambientais (RAVEN *et al.*, 2001). A alocação preferencial de biomassa no sistema radicular em gramíneas tropicais (VAN WAMBEKE, 1992) explica em boa parte seus altos níveis de MOS em comparação com florestas e outras formações com biomassa aérea bem maior, devido a melhor distribuição vertical das raízes das gramíneas (RESCK *et al.*, 2008).

Diante o exposto, torna-se importante conhecer a influência das diferentes espécies de plantas (C_3 e/ou C_4) na formação e composição da matéria orgânica ao longo do perfil de profundidade do solo. A diferença em termos de abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$, em tecidos de plantas C_3 e C_4 tem sido utilizada como um marcador para estudos *in situ* da matéria orgânica nos vegetais e no solo (LAYESE *et al.*, 2002). A aplicação da composição isotópica do carbono em estudos ecológicos é fundamentada na diferença isotópica existente entre os diversos componentes e compartimentos de um ecossistema (CALHEIROS, 2003). A diferenciação das fontes de C derivada da floresta e da pastagem pode ser efetuada com o emprego de técnicas isotópicas baseadas na abundância natural do ^{13}C (BERNOUX *et al.*, 1998). Grande parte das espécies de plantas em florestas tropicais possui ciclo fotossintético do tipo C_3 . As gramíneas possuem ciclo fotossintético do tipo C_4 .

Atualmente, o ^{13}C está em uma concentração de aproximadamente 1,1‰ em relação ao ^{12}C na atmosfera. A ocorrência do ^{13}C na massa vegetal é baixa, porque durante a carboxilação o ^{12}C é favorecido pelas enzimas. A rubisco presente nas plantas C_3 favorece mais fortemente o ^{12}C , discriminando mais o ^{13}C quando comparada com a PEP-carboxilase das plantas C_4 , a qual na verdade utiliza HCO_3^- (LARCHER, 2006).

As plantas do tipo C_4 discriminam menos e são mais enriquecidas em ^{13}C , sendo que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ situam-se entre -6 ‰ e -19 ‰ (em média -13 ‰); as de tipo C_3 discriminam mais e são mais empobrecidas em ^{13}C cujos valores oscilam entre -20 ‰ e -34 ‰ (em média -27 ‰) (SMITH; EPSTEIN, 1971). Esta diferença tem sido utilizada para estudar as modificações na relação isotópica do C do solo decorrente da alteração da cobertura florestal (DESJARDINS *et al.*, 2004).

4.10 Influência da textura e mineralogia na agregação e estoque de COT do solo

A complexa dinâmica de agregação é resultado da interação de vários fatores, incluindo o ambiente, manejo do solo, influência das plantas; e as propriedades do solo, como a composição mineral, concentração de COT, processos pedogenéticos, atividades microbianas, íons trocáveis, reservas de nutrientes, disponibilidade de umidade e textura do solo (KAY, 1998). Vahabi e Nikkami (2008) ao realizar 144 testes envolvendo escoamento superficial e produção de sedimentos por erosão hídrica em solos de textura fina, média e grossa, do noroeste do Tehran- Iran, concluíram que a textura do solo tem uma influência significativa sobre a agregação e obtiveram uma correlação positiva do conteúdo de argila e silte, e uma correlação negativa da cobertura vegetal e do conteúdo de areia na produção de sedimentos.

Em solos de textura grossa, o COT tem uma influência maior sobre a estrutura; enquanto que com o aumento do conteúdo de argila, o tipo de argila é mais importante do que a quantidade para determinar a agregação (KAY, 1998). A concentração de argila afeta fisicamente a agregação através de expansão e dispersão. O potencial de desagregação induzido pela expansão é reduzido a níveis baixos de argila (ATTOU *et al.*, 1998).

Das três classes de partículas primárias do solo, a argila é o fator mais importante para a estabilidade de agregados. A fração argila exerce domínio sobre o comportamento do solo em virtude de sua pequena dimensão, o que aumenta de maneira significativa sua superfície específica, e da presença de cargas negativas permanentes (DUFRANC *et al.*, 2004). Os solos dominados por cargas variáveis de minerais de argila, como a argila 1:1 e os

óxidos têm maior agregação em níveis mais baixos de COT, enquanto solos com mineralogia mistas de argilas, o caso dos Vertissolos, têm maior agregação com maiores teores de COT (DENEFF *et al.*, 2002).

Tipo de argila também afeta a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo. Montmorilonita resultam numa rápida decomposição do COT com a produção de mais AFs (ácidos fúlvicos) de peso molecular baixo quando comparado com a caulinita, o que resulta na decomposição mais lenta do C residual (D'ACQUI *et al.*, 1998). Para uma condição similar de clima, vegetação e manejo, solos argilosos apresentam tendência a possuir maiores estoques de carbono orgânicos que solos arenosos. Isso decorre da maior área superficial específica e quantidade de cargas, o que possibilita maiores interações organo-minerais e menores taxas de mineralização, nos solos argilosos em relação aos arenosos. Além dos aspectos de textura do solo, a mineralogia, mais especificamente o tipo de fração de argila, é fator importante a ser levado em conta e que pode inclusive sobrepor-se à influência da textura sob a estabilização do COS (DICK *et al.*, 2009).

O quantitativo e o tipo de mineral de argila presente no solo influenciam diretamente nas propriedades que afetam a agregação, a CTC (Capacidade de Troca de Cátions), dispersão e expansão, que por sua vez, também afetam as taxas de decomposição e/ou estabilidade do carbono orgânico do solo (SMITH *et al.*, 2015). Portanto, quanto maior for à proteção física e/ou química proporcionada pelo tipo de mineral de argila predominante, maior será a estabilidade do carbono orgânico do solo em decorrência da formação dos agregados. Os mecanismos de ligação das partículas de argila para formação dos agregados protegerão internamente o carbono orgânico contra ação decompositora dos microrganismos, portanto a estrutura de argila formará uma camada protetora inibindo a decomposição do COT (BRONICK; LAL, 2005).

A conservação do carbono orgânico e melhoria da estrutura do solo são fundamentais para o manejo do solo em ecossistemas alterados, principalmente em solos altamente suscetíveis à compactação e erosão, como nos Vertissolos. A Montmorilonita é um mineral de argila predominante nos vertissolos, este desempenha um papel importante na retenção de umidade e partículas catiônicas. São minerais de argilas carregados negativamente por substituição isomorfa, com cargas independente do pH e predominantes em classe de Neossolo Vértico (EMBRAPA, 2006; BRAVO-GARZA *et al.*, 2009).

Os Vertissolos são classificados como solos "problemáticos" para o manejo, uma vez que são muito duros quando secos e muitos pegajosos quando umedecidos (BRAVO-GARZA *et al.*, 2009). Altos teores de argila, principalmente argilas altamente ativas (2:1),

dessecam excessivamente ao longo do perfil de profundidade durante boa parte do ano e, solos que predominam tais argilas, apresentam baixas taxas de infiltração nos períodos chuvosos. De acordo com Bronick e Lal (2005), perturbação da estrutura do solo através da compactação ou do manejo pode resultar na rápida ciclagem de nutrientes, formação de crostas, redução da disponibilidade de água e ar para as raízes. Torna-se importante salientar que a diminuição da estabilidade de agregados pode ser devido ao aumento da erosão e do escoamento superficial, resultando em menores estoques de COT, teor de argila, e capacidade de troca de cátions (CTC) (BOIX-FAYOS *et al.*, 1998). Sob as condições de chuvas torrenciais em regiões semiáridas estes solos são muito suscetíveis à erosão superficial, processo que contribui para desestabilização e perdas do carbono orgânico principalmente da camada superficial, sendo esta a maior limitação para a produção ao longo prazo sobre os Vertissolos (FREEBAIRN *et al.*, 1996).

Áreas semiáridas são caracterizadas por estações úmidas e secas pronunciadas, com precipitações esporádicas e altamente sazonais, muitas vezes intensas e altamente erosivas, além das elevadas temperaturas (BRYAN, 1994). Estas condições climáticas tornam essas áreas muito suscetíveis à degradação do carbono orgânico com as mudanças no uso da terra, especialmente quando a vegetação natural "heterogênea" é removida para adoção de práticas de cultivos.

Além dos fatores supramencionados, torna-se importante salientar o comportamento dos mecanismos de agregação e/ou estruturação do solo frente aos mecanismos de umedecimento e secagem. Os ciclos de umedecimento e secagem têm efeitos variáveis na menor ou maior estabilidade dos agregados e consequentemente do carbono em função do tipo de mineral de argila predominante (SMITH *et al.*, 2015). Estes ciclos podem romper a agregação em argilas expansivas, contribuindo para quebra dos macros agregados e predisposição do COT ao ataque dos microrganismos contribuindo para o aumento da decomposição e redução da estabilidade do carbono orgânico no solo (SINGER *et al.*, 1992; BRAVO-GARZA *et al.*, 2009). Logo, partículas de argilas do grupo montmorilonita por ocasião do umedecimento se expandem e separam-se uma das outras, reduzindo a estabilidade dos agregados, contribuindo para o menor estoque de carbono frente o aumento das taxas de decomposição. Denef *et al.* (2001), relataram uma redução na quantidade de pequenos macro agregados estáveis em água (0,25-2,00mm), quando um solo silte-argiloso foi exposto a eventos de umedecimento e secagem.

Compreender a interrelação de fatores que controlam a formação e resistência da estrutura do solo e consequentemente da estabilidade do carbono em Vertissolos é necessário

a fim de promover estratégias de manejos que minimizem a degradação do solo. Além disso, estudos que combinam a influência dos ciclos de umedecimento-secagem na proteção dos agregados e estabilização da matéria orgânica em Vertissolos são escassos. A proteção física do COT dentro dos agregados do solo tem sido mencionada na literatura por diversos pesquisadores, mas poucos dados estão disponíveis para solos tropicais e, especialmente, para solos com argila de atividade elevada, tais como o vertissolo (FELLER; BEARE, 1997).

4.11 A importância do sensoriamento remoto para caracterização da vegetação

O Sensoriamento Remoto (SR) tem se mostrado uma ferramenta eficiente em estudos que envolvem o monitoramento da vegetação em grandes extensões territoriais (CHANDOLA *et al.*, 2010). A técnica de sensoriamento remoto consiste na interação entre a energia eletromagnética e a matéria em comprimentos de ondas selecionados, tem a capacidade de monitorar os ecossistemas terrestres em várias escalas temporais e espaciais, além de amplamente testadas para aplicações de mapeamento da cobertura florestal e utilização no âmbito do Protocolo de Kyoto para estimativa do sequestro de carbono (PATENAUDE *et al.*, 2005). O sensoriamento remoto utiliza sensores a bordo de satélites, aeronaves ou espaçonaves com o objetivo de estudar o ambiente através do registro e da análise das interações entre radiação eletromagnética e os objetos que compõem a superfície terrestre (KUNTSCHIK, 2004).

Uma variedade de sistemas de sensores remotos tem sido utilizado para medir as características biofísicas e estruturais das florestas. Eles normalmente são classificados como: (i) sensores passivos, tais como espectrômetros ou dispositivos acoplados a aeronaves ou satélites que medem a radiação refletida ou emitida da superfície da Terra, e (ii) sensores ativos, que possuem fonte própria de radiação eletromagnética (TARAMELLI *et al.*, 2014). Os sensores remotos passivos medem diferentes comprimentos de onda da radiação solar refletida, fornecendo informação bidimensional que podem estar indiretamente ligados às propriedades biofísicas da vegetação (ROSETTE *et al.*, 2012 e SHUGART *et al.*, 2010).

No tocante a utilização de sensores passivos multiespectrais da plataforma Landsat, alguns estudos foram realizados com o objetivo de caracterizar e quantificar dosséis vegetais em florestas tropicais secas, os quais alcançaram diferentes graus de sucesso, a exemplo de Barquero *et al.* (2015) e DeVries *et al.* (2015).

Desde que as primeiras imagens dos satélites Landsat tornaram-se disponíveis à comunidade científica, muitos estudos têm demonstrado a aplicabilidade dos dados espectrais para discriminar diferentes fisionomias vegetais. Juntamente com a capacidade de análise multiespectral vieram as limitações da utilização desses dados (CANAVESI, 2008). Cientistas descobriram que alguns objetos da superfície da Terra e em faixas espectrais específicas refletem a energia eletromagnética de maneira similar, sendo registradas também similarmente quando captadas por um sensor remoto multiespectral (CARVALHO *et al.*, 2004), o que caracteriza a já conhecida ambigüidade dos produtos de sensoriamento remoto. Portanto, a semelhança das assinaturas espectrais para diferentes espécies de árvores, bem como a estrutura de copas das árvores com pouca ou nenhuma distância entre coroa e ocorrência de andares sobre copa, aumenta os desafios para o sucesso do mapeamento de espécies arbóreas a partir de dados de sensoriamento remoto óptico (LECKIE *et al.*, 2005).

No entanto, a adoção das técnicas de sensoriamento remoto se destaca como uma importante fonte de dados para a construção de informações sobre o estudo da vegetação, pois é possível classificar fragmentos a partir das respostas espectrais dos diferentes tipos de cobertura (SOUZA *et al.*, 2013). No contexto da quantificação e qualificação de florestas tropicais secas em sucessão ecológica, abordagens de sensoriamento remoto têm sido implementadas principalmente no México, Costa Rica e Brasil, com diferentes graus de sucesso (por exemplo, Arroyo-Mora *et al.*, 2005, Helmer *et al.*, 2010, Castillo *et al.*, 2012, Grinand *et al.*, 2013, Moura *et al.*, 2012 e Garcia Millan *et al.*, 2014).

Os primeiros estudos focaram na tentativa de correlacionar a reflectância ou índices espectrais de vegetação com parâmetros estruturais específicos da floresta (por exemplo, a altura das árvores, abertura do dossel e índice de área foliar) ou parâmetros de biodiversidade (diversidade de Shannon e índice complexo Holdridge) (ARROYO-MORA *et al.*, 2005, KALACSKA *et al.*, 2005a, KALACSKA *et al.*, 2005b, KALACSKA *et al.*, 2007). Mais recentemente, além do uso de sensores multiangulares, os sensores ativos como o LiDAR tem demonstrado bastante eficaz no monitoramento de processos ecológicos de florestas tropicais secas em diferentes estágios sucessionais ecológicos (LIESENBERG *et al.*, 2007, CASTILLO *et al.*, 2011, CASTILLO *et al.*, 2012, GARCIA MILLAN *et al.*, 2013 e GARCIA MILLAN *et al.*, 2014).

Embora tenham sido alcançados progressos significativos em matéria de caracterização das florestas tropicais secas a partir de técnicas de sensoriamento remoto, a classificação exata destes remanescentes florestais em função de estágios sucessionais, continua sendo uma área de grande importância, porém trazido muitas preocupações, devido a

duas propriedades das florestas secundárias secas: a resposta espectral semelhante entre fases sucessional e a grande variação dentro dos dosséis florestais em início de sucessão (LUCAS *et al.*, 2000 e NEEFF *et al.*, 2006). A solução para o primeiro exige um processo de seleção de comprimento de onda que possa diferenciar bem os estágios de sucessão. Uma vez que uma fase de sucessão é caracterizada por composição de espécies, que é, por sua vez, dirigida por diferentes tipos de mecanismos de interação com a radiação eletromagnética (CASTILLO *et al.*, 2011), portanto, a reflectância espectral de florestas secas tropicais em estágios de sucessão secundário está consequentemente ligada a composição de espécies específicas. A partir deste ponto de vista, os comprimentos de onda que melhor respondem aos mecanismos ou variáveis ecológicas relacionadas têm uma maior capacidade de diferenciar as fases de sucessão (HESKETH; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2012).

Das características presentes na curva espectral da vegetação, duas têm sido amplamente utilizadas para seu mapeamento através do sensoriamento remoto: a absorção da energia eletromagnética no intervalo do visível e a reflectância no infravermelho próximo (PONZONI *et al.*, 2012). De acordo com Ponzoni e Shimabukuro (2010), o processo de interação entre a radiação eletromagnética e uma folha da vegetação depende de fatores químicos (pigmentos fotossintetizantes e água) e estruturais (organização dos tecidos das folhas) e pode ser analisada sob os pontos de vista da absorção, transmissão e reflectância da vegetação. No tocante ao fator de reflectância, este pode ser explicado pela ação de diferentes propriedades, incluindo as físico-químicas dos objetos, bem como os geométricos de iluminação (fonte de radiação, normalmente o Sol) e visada (sensor responsável pelo registro da intensidade da radiação refletida pelos objetos) (PONZONI *et al.* 2012). Outro fator importante e que exerce influência nos resultados da aplicação das técnicas de sensoriamento remoto sobre estudos e ou, avaliação da cobertura florestal refere-se à topografia (CANAVESI *et al.*, 2010).

Conforme observam Liesenberg *et al.* (2007) dentre os fatores que impactam as estimativas de parâmetros biofísicos da vegetação geradas a partir de sensores orbitais está a condição de iluminação do alvo determinada pelo ângulo zenital de iluminação (AZI) que se altera sazonalmente. Os efeitos desta mudança do AZI tornam-se ainda mais complexos quando o objeto em estudo encontra-se em áreas de relevo movimentado tendo em vista que a variação topográfica influencia diretamente na quantidade de energia/m² que atinge a superfície causando diferenças nas condições de iluminação também em âmbito local (BREUNIG *et al.*, 2011).

Além da topografia, é importante considerar algumas das particularidades da resposta espectral da vegetação da caatinga na época da seca. A baixa atividade fotossintética refletida pelo aspecto seco dos estratos que compõe as fácies de caatinga faz com que a resposta espectral desta formação tenha um importante componente do sombreamento da porção lenhosa (troncos e galhos) (MALDONADO, 1999). Portanto, a ausência de material foliar verde em grande número de espécies diminui a influência da componente folha na resposta espectral durante o período de estiagem, aumentando ainda mais a importância do sombreamento sobre o solo, da serapilheira e da vegetação dos estratos inferiores. Ainda conforme o supramencionado autor, o efeito do sombreamento por alta densidade de galhos produz uma diminuição da reflectância dos elementos subjacentes dos estratos inferiores.

Estudos recentes salientam a possibilidade da utilização dos índices de vegetação associado ao sensoriamento remoto para estimar a biomassa, o estoque e o sequestro de carbono, tais como, os de Baptista (2003), Cerqueira e Rocha (2007) e Zhu e Liu (2015). Os índices de vegetação são um dos dados mais utilizados no monitoramento sazonal e interanual de parâmetros fisiológicos e estruturais dos diferentes ecossistemas via sensoriamento remoto. Eles consistem em transformações, lineares ou não, de bandas espectrais designadas para realçar a contribuição de propriedades de interesse da vegetação (SOUZA *et al.*, 2009).

Muitos índices ópticos têm sido apresentados pela literatura tendo sido comprovado que eles estão bem relacionados com vários parâmetros da vegetação como o IAF, a biomassa, a concentração de clorofila, etc. Tem sido constatado que o desempenho e o uso apropriado de um índice em particular é geralmente determinado pela sensibilidade do índice para a característica de interesse (ZARCO-TEJADA, 2003). Embora sejam encontrados mais de 50 índices de vegetação na literatura, muitos estudos comprovam a eficácia do uso do Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) (RONDEAUX *et al.*, 1996; ZHANG *et al.*, 2014).

Índices de imagens de satélite de banda larga óptica, a exemplo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, têm sido correlacionados com a biomassa em paisagens tropicais (STEININGER, 2000; FOODY *et al.*, 2003; LAURIN *et al.*, 2014). No entanto, a relação normalmente tem sido utilizada em florestas tropicais jovens secundárias, pois o NDVI satura com o aumento da área foliar encontrado em florestas mais densas. Em regiões semiáridas, há menos possibilidade de saturação do NDVI, por causa da baixa densidade de fitomassa, principalmente densidade de folhas, uma condição que não foi encontrado em estágios mais avançados da floresta amazônica, na qual, a sua correlação com

o índice de área foliar é limitado em estágios mais avançados de sucessão vegetal (COSTA *et al.*, 2002).

Por conseguinte, torna-se necessária a realização de pesquisas que verifiquem a aplicabilidade desses índices na estimativa de parâmetros estruturais e na caracterização da vegetação em dosséis heterogêneos de florestas tropicais secas a exemplo do bioma caatinga.

REFERÊNCIAS

- AALDE, H.; ABDELGADIR, A.; PENMAN, J.; GYTARSKY, M.; HIRAISHI, T. **Forest land**. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, Kanagawa, Japan. 2003.
- ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C.; ARAÚJO, E. L. Root biomass under stem bases and at different distances from trees. **Journal of Arid Environments**, v.116, p.82-88, 2015.
- ALVES, G. D.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H.; SILVA, V. M. Potencial de mineralização de N e de C em vinte solos de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 23, p. 245-256, 1999.
- ALVES, A. R.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; HOLANDA, A. C. Aporte e decomposição de serrapilheira em área de Caatinga, na Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande-PB, v.6, n.2, p.194-203, 2006.
- ANDRADE, C. M. DE; VALENTIM, J. F.; E CARNEIRO, J. C. Árvores de baginha (*Stryphnodendron guianense* Aubl. Benth.) em ecossistemas de pastagens cultivadas na Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.31, n.2, p.574-582, 2002.
- ANDRADE, E. M. *et al.* **Desenvolvimento sustentável de comunidades rurais no semiárido do Estado do Ceará**. Relatório de Projeto financiado pelo CNPq (Edital 14/2005), 2007.
- ANDRADE, R. L.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; BEZERRA, D. M. Deposição de serrapilheira em área de caatinga na RPPN “fazenda Tamanduá”, Santa Terezinha – PB. **Caatinga**, v.21, n.2, p.223-230, 2008.
- ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caçado. **Revista Técnica Sanepar**, Curitiba, v. 18, n. 18, p. 63-70, 2002.
- ARAÚJO, E. L.; ALBUQUERQUE, U. P.; CASTRO, C. C. Dynamics of Brazilian caatinga - a review concerning the plants, environment and people. **Functional Ecosystems and Communities**, United Kingdom, v.1, p.15-29, 2007.
- ARAÚJO, R. S. **Chuva de sementes e deposição de serapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas**. 130f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 2002.
- ARAÚJO FILHO, J. A. Caatinga: agroecologia versus desertificação. **Ciência Hoje**, v. 30, n. 180, p. 44-45, 2002.
- ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F.C. **Desenvolvimento sustentado da caatinga**. Sobral, CE: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1997. 19p. (EMBRAPA-CNPQ.(Circular Técnico, 13).

ARAÚJO FILHO J. A.; TORTES, S.M.; GADELHA, J.A.; MACIEL, D.F.; CATUNDA, A. M. **Estudos de pastagem nativa do Ceara**. Estudos econômicos e sociais 13. Banco do Nordeste do Brasil, Fortaleza, 75 p, 1982.

ARAUJO, K. D.; PARENTE, H. N.; CORREIA, K. G.; DANTAS, R. T.; ANDRADE, A. P. de; PAZERA JR., E. Liberação de dióxido de carbono (CO₂) em área de caatinga no semi-árido da Paraíba. Revista eletrônica do curso de Geografia – Campus Jataí UFG. **Geoambiente on-line**, n.12, p.51, 2009.

ARAÚJO, L. V.; SILVA, J. A. **Unidade Experimental Estação Ecológica do Seridó/RN**. In: GARIGLIO, M. A. et al. (Org.) Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 215-228.

ARRIGO, N. M.; JIMENEZ, M. P.; EFFRON, D.; DEFRIERI R. Carbono de respiración de un suelo forestal y su relación con la calidad de la hojarasca. **Agricultura Técnica**, v.62, n.2, p. 331- 338, 2002.

ARROYO-MORA, J. P.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; KALACSKA, M. E. R.; RIVARD, B.; CALVOALVARADO, J. C.; JANZEN, D.H. Secondary forest detection in a neotropical dry forest landscape using Landsat 7 ETM+ and IKONOS imagery. **Biotropica**, v.37, p.497-507, 2005.

ASSIS, E. P. M.; CORDEIRO, M. A. S.; PAULINO, H.; B.; CARNEIRO, M. A. C. Efeito da aplicação de nitrogênio na atividade microbiana e na decomposição da palhada de sorgo em solo de cerrado sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, V.33, n. 2, p.107-112, 2003.

ATTOU, F.; BRUAND, A. Experimental study of ‘fragipans’ formation in soils. Role of both clay dispersion and wetting–drying cycles. C. Rendus de l'Académie des Sciences - Série IIC – **Química**, v.326, p.545-552, 1998.

BARNES, D. Cattle ranching in the semi-arid savannas of East and Southern Africa. In: Walker BH, ed, **Management of semi-arid ecosystems**. Elsevier, Amsterdam, p. 9-59, 1979.

BARQUERO, L. M.; BORREGO, A.; SKUTSCH, M.; KLEINN, C.; HEALEY, J. H. Identification and quantification of drivers of forest degradation in tropical dry forests: A case study in Western Mexico. **Land Use Policy**, v.49, p.296–309, 2015.

BAPTISTA, G. M. M. Validação da modelagem de sequestro de carbono para ambientes tropicais de cerrado, por meio de dados AVIRIS HYPERION. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11. (SBSR), 2003, Belo Horizonte. **Anais...** São José dos Campos:INPE, 2003. p.1037-1044. CD-ROM.

BASTIDA, F.; MORENO, J. L.; HERNÁNDEZ, T.; GARCIA, C. The long-term effects of the management of a forest soil on its carbono content, microbial biomass and activity under a semi-arid climate. **Applied Soil Ecology**, v.37, p.53-62, 2007.

BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J. ZANATTA, J. A. & MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil & Tillage Research**, v. 91, n. 1-2, p. 217-226, 2006.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. In: **Fundamentos da matéria**

orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. rev. e atual, Metropole, Porto Alegre, cap. 2, p 7-17, 2008.

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEIL, C.; MORAES, J.F.L. The use of stable isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, 82, p.43-58, 1998.

BIRDSEY, R.; PAN, Y. Trends in management of the world's forests and impacts on carbono stocks. **Forest Ecology and Management**, v.355, p.83-90, 2015.

BRAVO-GARZA, M. R.; BRYANA, R. B.; VORONEY, P. Influence of wetting and drying cycles and maize residue addition on the formation of water stable aggregates in Vertisols. **Geoderma**, v.151, p.150-156, 2009.

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

BOIX-FAYOS, C.; CALVO-CASES, A.; IMESON, A. C. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena*, v.44, p.47- 67, 2001.

BORIE, G.; AGUILERA, S.M.; PEIRANO, P. Actividad biológica en suelos. **Frontera Agrícola**. n. 5, p. 29-32, 1999.

BOVEY, R. W.; MEYER, R. E.; MORTON, H. L. Herbage production following brush control with herbicides in Texas. **Journal Range Managment**, v.25, n.1/6, p.136-1423, 1972.

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

BRYAN, R. B. **Land degradation and the development of land use policies in a transitional semi-arid region.** In: Bryan, R.B. (Ed.), Soil Erosion Land Degradation and Social Transition. *Advances in Geoecology*, vol. 27. B.R. Cremlingen-Destedt, Germany. 1994.

BREUNIG, F. M.; GALVÃO, L. S.; FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N. Directional effects on NDVI and LAI retrievals from MODIS: A case study in Brazil with soybean. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 13, n. 1, p. 34-42, 2011.

BROOKER, R. W.; MAESTRE, F. T.; CALLAWAY, R. M.; LORTIE, C. L.; CAVIERES, L. A.; KUNSTLER, G.; LIANCOURT, P.; TIELBÖRGER, K.; TRAVIS, J. M. J.; ANTHELME, F.; ARMAS, C.; COLL, L.; CORCKET, E.; DELZON, S.; FOREY, E.; KIKVIDZE, Z.; OLOFSSON, J.; PUGNAIRE, F.; QUIROZ, C. L.; SACCONI, P.; SCHIFFERS, K.; SEIFAN, M.; TOUZARD, B.; MICHALET, R. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**. 96, p.18-34, 2008.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R. e LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest science**, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer.** Rome: FAO, 55 p, 1997. (Forestry Paper, 134).

BRUNO DE VOS, B.; COOLS, N.; ILVESNIEMI, H.; VESTERDAL, L.; VANGUELOVA, E.; CARNICELLI, S. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. **Geoderma**, p. 251-252, p.33-46, 2015.

BULLOCK, H. A.; MOONEY, E.; MEDINA, E. Introduction In: **Seasonally dry tropical forests**. New York: University Press, 1995. v. 7, p. 1-8, 1995.

BURGER, D. M. **Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de mata Atlântica na Serra do Mar, SP**. Tese (doutorado) Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005. 112p.

CALHEIROS, D. F. **Influência do pulso de inundação na composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) das fontes primárias de energia na planície de inundação do rio Paraguai (Pantanal-MS)**. 2003. 164p. Tese (Doutorado em Ciências: Ecologia Aplicada) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2003.

CAMACHO, R.G.V. **Estudo fitofisiográfico da Caatinga do Seridó-Estação Ecológica do Seridó**, RN. São Paulo, 2001. 130p. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo-SP. 2001.

CAMARGO, F. A. O.; SILVA, L. S.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J. Nitrogênio orgânico do solo. SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. rev. e atual, Metropole, Porto Alegre, cap. 07, p. 87 - 99, 2008.

CANAVESI, V. **Aplicação de dados hyperion EO-1 no estudo de plantações de *Eucalyptus* spp.** Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisa Espacial, São José dos Campos, 124p. 2008.

CANAVESI, V.; PONZONI, F. J.; VALERIANO, M. M. Estimativa de volume de madeira em plantios de *Eucalyptus* spp. utilizando dados hiperespectrais e dados topográficos. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.539-549, 2010.

CARVALHO, L.M.T.; CLEVERS, J.G.P.W.; SKIDMORE, A.K.; JONG, S.M. Selection of imagery data and classifiers for mapping Brazilian semideciduous Atlantic forests. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 5, p.173-186, 2004.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.34, p.277-289, 2010.

CASTELLETTI, C.H. M.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: LEAL, L.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora da UFPE, p.719-734, 2003.

CASTILHOS, A. B. J. **Tratamento de resíduos sólidos**. Edição. PROSAB/FINEP Rio de Janeiro, 2006.

CASTILLO, M.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; CROITORU, A.; RIVARD, B.; CALVO-ALVARADO, J.; DUBAYAH, R. O. Delineation of secondary succession mechanisms for

tropical dry forests using LiDAR. **Remote Sensing of Environment**, v.115, p.2217-2231, 2011.

CASTILLO, M.; RIVARD, B.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; CALVO-ALVARADO, J.; DUBAYAH, R. LIDAR remote sensing for secondary Tropical Dry Forest identification. **Remote Sensing of Environment**. v.121, p.132-143, 2012.

CERQUEIRA, D.B.; ROCHA, W.F. Relação entre tipos de vegetação e fluxo de CO₂ no Bioma Caatinga: Estudo de caso em Rio das Contas-BA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 2413-2419. 2007.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Agricultura e aquecimento global. **B. Inf. SBCE**, v.23, p.40–44, 2007.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. Ciclo de Carbono na Amazônia e Mudanças Globais. **Anais...** 2º Encontro Brasileiro Sobre Substâncias Húmicas. São Carlos, 1997.

CERRI, C. E. P. **Variabilidade Espacial e Temporal do Carbono do Solo na Conversão de Floresta em Pastagens na Amazônia Ocidental – Rondônia**. (Tese de Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura. USP, Piracicaba, 2003.

CÉSAR, O. Produção de serrapilheira na mata mesófila semidecídua da fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi (SP). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n. 4, p. 671-681, 1991.

CHANDOLA, V.; HUI, D.; GU, L.; BHADURI, B.; VATSAVAI, R. R. **Using time series segmentation for deriving vegetation phenology indices from MODIS NDVI Data**. In: IEEE INTERNATIONAL CONFERENCE ON DATA MINING WORKSHOPS, 13., 2010, Sydney, Australia. Proceedings... Sydney: IEEE, p. 202-208. 2010.

CHATURVEDI R. K.; RAGHUBANSHI A.S.; SINGH J.S. Carbon density and accumulation in woody species of tropical dry forest in India. **Forest Ecology and Management**, 262:1576–1588, 2011.

CHRISTIANSEN, W. F. Possibilities and prospects of dry-farming in the regions of north-east Brazil with an unreliable rainfall. In: Muller P, ed, **Ecosystem research in South America**, p. 101-151, 1977.

CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, É. F. L. P. Produção de serrapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 49-59, 2006.

CORRÊA, F. L. O.; RAMOS, J. D.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; MÜLLER, M. W. Produção de serrapilheira em sistema agroflorestal multiestratificado no estado de Rondônia, Brasil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, n. 6, p. 1099-1105, 2006.

COSTA, G.S.; FRANCO, A.A.; DAMANESCENO R.N.; FARIA, S.M. Aporte de nutrientes pela serrapilheira em uma área degradada revegetada com leguminosas arbóreas. Viçosa, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p. 919-927, 2004.

COSTA, C. C. A.; COSTA, C. C. A.; MACEDO, I. D.; SILVA, P. C. M. Análise comparativa da produção de serrapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de Caatinga na Flona de Açú-RN. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.2, p.259-265, 2010.

COSTA, G.S.; ANDRADE, A. G.; FARIA, S. M. Aporte de nutrientes pela serrapilheira de *Mimosa Caesalpiniiifolia* (sabiá) com seis anos de idade. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais...** Viçosa, MG:SOBRADE/UFV, p.344-349, 1997.

COSTA, T. C. C.; ACCIOLY, L. J. O.; OLIVEIRA, M. A. J.; BURGOS, N.; SILVA, F. H. B. B. Phytomass mapping of the “Seridó Caatinga” vegetation by the plant area and the normalized indices. **Scientia Agricola**, v.59, p.707-715, 2002.

CONYERS, M.; LIUA, D. L.; KIRKEGAARDA, J.; ORGILL, S.; OATES, A.; LI, G.; POILEA, G.; KIRKBYA, C. A review of organic carbon accumulation in soils within the agricultural context of southern New South Wales, Australia. **Field Crops Research**, v.184, p.177-182, 2015.

CRAMER, M. D.; CHIMPHANGO, S. B. M.; VAN CAUTER, A.; WALDRAM, M. S.; BOND, W. J. Grass competition induces N₂ fixation insome species of African Acacia. **Journal of Ecology**, 95: 1123-1133, 2007.

CREWS, T. E.; PEOPLES, M. Can the synchrony of nitrogen supply and crop demand be improved in legume and fertilizer-based agroecosystems?: a review. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v. 7, p.101-120, 2005.

D’ACQUI, L.P.; KANIELE, E.; FORNASIER, F., RADAELLI, L., RISTORI, G. G. Interaction between clay microstructure, decomposition of plant residues and humificaion. *Eur. J. Soil Sci.* v.49, p.579-587, 1998.

DENEF, K.; SIX, J.; MERCKX, R.; PAUSTIAN, K. Short-term effects of biological and physical forces on aggregate formation in soils with different clay mineralogy. **Plant Soil**, v. 246, p.185-200, 2002.

DESCHEEMAER, K., MUYS, B., J NYSSSEN et al. Litter production and organic matter accumulation in exclosures of the Tigray highlands, Ethiopia, 21-35. **In Forest Ecology and Management**, v. 233, n.1, 2006.

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

DEVRIES, B.; DECUYPER, M.; VERBESSELT, J.; ZEILEIS, A.; HEROLD, M.; JOSEPH, S. Tracking disturbance-regrowth dynamics in tropical forests using structural change detection and Landsat time series. **Remote Sensing of Environment**, v.169, p.320-334, 2015.

DICK, D. P.; NOVOTNY, E. H.; DIECKOW, J.; BAYER, C. **Química da matéria orgânica do solo**. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (Eds.) *Química e mineralogia do solo*. 1 ed. Viçosa: SBCS, p. 1-67, 2009.

DORAN, J. W.; LINN, D. M. Microbial ecology of conservation management systems. p 3-21. In: HATFIELD, J. L.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil Biology: Effects on soil quality**. Advances in Soil Sciences. CRC Press Inc. 353 p. 1994.

DRUMOND, M.A.; KILL, L.H.P.; LIMA, P.C.F.; OLIVEIRA, M.C.; OLIVEIRA, V.R.; ALBUQUERQUE, S.G.; NASCIMENTO, C.E.S.; CAVALCANTE, J. 2000. Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da caatinga. **Anais...** Workshop de avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma caatinga. Petrolina, Embrapa/Cpatsa, UFPE e Conservation International do Brasil.

DUFRANC, G.; DECHEN, S. C. F.; FREITAS, S. S.; CAMARGO, O. A. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois Latossolos em plantio direto no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.28, p.505-517. 2004.

DUQUE, G. **Solo e água no polígono das secas**. 5.ed. Mossoró: ESAM, 1980. 273p. (Coleção Mossoroense, 142).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 353p.

ENQUIST, B. J.; NIKLAS, K. J. Invariant scaling relations across tree-dominated communities. **Nature**, 410:655-660. 2001.

EPSTEIN, E. **The science of composting**. 1^a ed. Lancaster: Technomic Publishing Company Inc. 225p. 1997.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **Soil carbon sequestration for improved land management**. World soil reports 96. Rome, 58 p. 2001.

FREEBAIRN, D. M.; LOCH, R. J.; SILBURN, D. M. **Management of Vertisols in rain-fed conditions**. In: Ahmad, N.; Mermut, A. (Eds.), Vertisols and Technologies for their Management. Elsevier, Amsterdam. 1996.

FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C. Effects of pasture introduction on soil CO₂ emissions during the dry season in the state of Rondônia, Brazil. **Biogeochemistry**, v.31, p1-14, 1995.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the Tropics. **Geoderma**, v. 79, p. 69-116, 1997.

FERREIRA, R. L. C.; LIRA JUNIOR, M. A.; ROCHA, M. S.; SANTOS, M. V. F.; LIRA, M. A.; BARRETO, L. P.; Deposição e Acúmulo de matéria seca e nutrientes em serapilheira em um bosque de sabiá (*Mimosa caesalpiniiifolia* Benth.). **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, n.1, p.7-12, 2007.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. Avaliação estacional da deposição em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Estado do Paraná. **Ciência florestal**, v. 13, n. 1, p. 11-18, 2003.

FITZSIMMONS, M.J.; PENNOCK, D.J.; THORPE, J. Effects of deforestation on ecosystem carbon densities in central Saskatchewan, Canada. **Forest Ecology and Management**, v.188, p.349-361, 2003.

FOODY, G. M.; BOYD, D. S.; CUTLER, M. E. J. Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions. **Remote Sensing of Environment**, v.85, p. 463-474, 2003.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, 309:570–574, 2005.

FONSECA W.; ALICE F. E.; REY-BENAYAS J. M. Carbon accumulation in aboveground and belowground biomass and soil of different age native forest plantations in the humid tropical lowlands of Costa Rica. **New For**, 43:197–211, 2012.

FORTES NETO, P.; SILVA, F. C.; FORTES, N. L. P.; BALLESTERO, S. D. Quantificação da liberação de C-CO₂ e relação C/N durante a compostagem de lixo urbano. **Holos Environment**, v.13, n.1, p.9-23, 2013.

FRAGA, V.S.; SALCEDO, I.H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. **Soil Science Society American Journal**. Madison, USA, 68: 215-224. 2004.

FUENTES, J. A.; MARTÍNEZ, C. C.; LÓPEZ, M.; PAUSTIAN, K.; DENEFF, K.; STEWART, C.; ARRÚE, J. Soil aggregation and soil organic carbon stabilization: effects of management in semiarid Mediterranean agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, v.73, p.1519-1529, 2009.

GALANTINI, J. A., 2002. Contenido y calidad de las fracciones orgánicas del suelo bajo rotaciones con trigo en la región semiárida pampeana. INTA, Argentina. **Revista de Investigaciones Agropecuarias**, 30, 125 -146. 2002.

GARCIA-RUIZ, J. M.; REGUÉS, D.; ALVERA, B.; LANA-RENAULT, N.; SERRANO-MUELA, P.; NADL-ROMERO, E.; NAVAS, A.; LATRON, J.; MARTÍ-BONO, C. ARNÁEZ, J. Flood generation and sediment transport in experimental catchments affected by land use changes in the central Pyrenees. **Journal of Hydrology**, v.274, p.30-46, 2008.

GARCIA MILLAN, V. E.; SANCHEZ AZOFEIFA, G. A.; MALVAREZ, G. C.; MORE, G.; PONS, X.; YAMANAKA-OCAMPO, M. Effects of topography on the radiometry of CHRIS/PROBA images of successional stages within tropical dry forests. **IEEE Journal on Selected Topics of Applied Remote Sensing**, v.6, p.1584-1595, 2013.

GARCIA MILLAN, V.E.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; MALVAREZ GARCIA, G.C.; RIVARD, B. Quantifying tropical dry forest succession in the Americas using CHRIS/PROBA. **Remote Sensing of Environment**, v.144, p.120-136, 2014.

GÄRTNER, H.; BRÄKER, O. U. Roots – The hidden key players in estimating the potential of Swiss forest to act as carbon sinks. In: JANSMA, E.; BRÄUNING, A.; GÄRTNER, H.; SCHLESER, G. (eds) TRACE – Tree Rings in Archaeology, **Climatology and Ecology**, v. 44, p. 13-18, 2004.

GIONGO, V.; GALVÃO, S. R. S.; MENDES, A. M. S.; GAVA, C. A. T.; CUNHA, T. J. F. Soil Organic carbon in the Brazilian Semi-arid tropics. **Global Science Books**, Dynamic soil, dynamic plant 5, Special Issue 1, p. 12-20, 2011.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; BARBOSA, M. R. V.; BOCAGENETA, A. L.; FIGUEIREDO, M. A. **Espécies endêmicas da caatinga**. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. (eds.). *Vegetação e flora da caatinga*. Recife: APNE/CNIP, p. 103-118. 2002.

GOMES, M. P. **Protocolo de Kyoto: origem**. PUC Minas, 6p, 2005. Disponível em: “http://www.pucminas.br/imagedb/conjuntura/CNO_ARQ_NOTIC20050829120850.pdf”. Acesso em 10 de dezembro de 2013.

GONÇALVES, J. L. M.; MELLO, S. L. M. **O sistema Radicular das Árvores**. In: *Nutrição e Fertilização Florestal*. IPEF, Piracicaba, 2000.

GRINAND, C.; RAKOTOMALALA, F.; GOND, V.; VAUDRY, R.; BERNOUX, M.; VIEILLEDENT, G. Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. **Remote Sensing of Environment**, v.139, p.68-80, 2013.

GRISI, B. M. Temperature increase and its effect on microbial biomass and activity of tropical and temperate soils. **Revista de Microbiologia**, v.28, p.5-10, 1997.

HELMER, E. H.; RUZYCKI, T. S.; WUNDERLE, J. M.; VOGESSER, S.; RUEFENACHT, B.; KWIT, C.; BRANDEIS, T. J.; EWERT, D. N. Mapping tropical dry forest height, foliage height profiles and disturbance type and age with a time series of cloud-cleared Landsat and ALI image mosaics to characterize avian habitat. **Remote Sensing of Environment**, v.114, p.2457-2473, 2010.

HESKETH, M.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A. The effect of seasonal spectral variation on species classification in the Panamanian tropical forest. **Remote Sensing of Environment**, v.118, p.73-82, 2012.

HOBBIE, S. E. Plant species effects on nutrient cycling: revisiting litter feedbacks. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 6, p. 357-363, 2015.

HOUGHTON R. A. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. **Tellus**, v. 55 p.378-390, 2003.

HOUGHTON, R.A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, v.11, n.6, p.945-958, 2005.

HUTCHISON, C. M. W.; WALWORTH, J. L. Evaluating the effects of gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification on nitrogen fertilizer availability in soil experimentally contaminated with diesel. **Biodegradation**, v. 18, p. 133-144, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Atlas Nacional do Brasil**. Brasília: IBGE. 1994.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate change 2001: the scientific basis**. United Kingdom: Cambridge University, 2001. 881p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories, prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. (eds. Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K). IGES, Japan. 2006.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Climate change 2007. **Fourth Assessment Report on climate change impacts, adaptation and vulnerability of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, Cambridge University, 2007. 939p.

JARAMILLO, V.; BOONE, J.; RENTERÍA-RODRÍGUEZ, L.; CUMMINGS, D.; ELLINGSON, L. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. **Ecosystems**, v.6, n.7, p.609-629, 2003.

JANG, W.; KEYES, C. R.; DUMROESE, D. S. P. Long-term effects on distribution of forest biomass following different harvesting levels in the northern Rocky Mountains. **Forest Ecology and Management**, v.358, p.281-290, 2015.

JANSEN, H.H. Soil carbon: A measure of ecosystem response in a changing world? **Canadian Journal of Science**. Toronto, Canadá, 85 (4): 467-480. 2005.

JENKINSON, D. S.; OCIO, J. A.; BROOKES, P.C. Field incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N. **Soil Biology Biochemistry**. v. 23, n.1, p.171-176. 1990.

KALACSKA, M.; CALVO-ALVARADO, J. C.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Calibration and assessment of seasonal changes in leaf area index of a tropical dry forest in different stages of succession. **Tree Physiol**. v.25, p.733-744, 2005a.

KALACSKA, M.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; CAELLI, T.; RIVARD, B.; BOERLAGE, B. Estimating leaf area index from satellite imagery using Bayesian networks. **IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing**, v.43, p. 1866-1873, 2005b.

KALACSKA, M.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; RIVARD, B.; CAELLI, T.; WHITE, H. P.; CALVOALVARADO, J. C. Ecological fingerprinting of ecosystem succession: estimating secondary tropical dry forest structure and diversity using imaging spectroscopy. **Remote Sensing of Environment**, v.108, p.82-96, 2007.

KARNOFSKY, D.; CEULEMANS, R.; SCARASCIA-MUGNOZZA, G.; INNES, J. L. **The Impact of Carbon Dioxide and Other Greenhouse Gases on Forest Ecosystems**. IUFRO Research Series n°8, pp 352. 2001.

KANG, S.; ZHANG, L.; SONG, X.; ZHANG, S.; LIU, X.; LIANG, Y.; ZHENG.; S. Runoff and sediment loss responses to rainfall and land use in two agricultural catchments on the Loess Plateau China. **Hydrological Processes**, v.15, p.977-988, 2001.

KAUFFMAN, J. B.; SANFORD, R. L.; CUMMINGS, D. L.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. **Ecology**, v.74, p.140-151, 1993.

KAY, B. D. **Soil structure and organic carbon: a review**. In: Lal, R., Kimble, J. M.; Follett, R. F.; Stewart, B. A. (Eds.), *Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 169-197. 1998.

KELLER, M.; PALACE, M.; HURTT, G. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: examination of sampling and allometric uncertainties. **Forest Ecology and Management**, v.154, p.371-382, 2001.

KIRMSE, R.D.; PROVENZA, F.D.; MALECHEK, J.C.; Clearcutting Brazilian caatinga: assessment of a traditional forest grazing management practice. **Agroforestry Systems**, n.5, p.429-441, 1987.

KUNTSCHIK, G. **Estimativa de biomassa vegetal lenhosa em cerrado por meio de sensoriamento remoto óptico e de radar**. Tese (doutorado) Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004. 154p.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1-22, 2004.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RIMA: Artes e Textos, 2006. 532p.

Laurin, G. V.; Chen, Q.; Lindsell, J. A.; Coomes, D. A.; Frate, F. D.; Guerriero, L.; Pirotti, F.; Valentini, R. Above ground biomass estimation in an African tropical forest with lidar and hyperspectral data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.89, p.49-58, 2014.

LAYESE, M. F.; CLAPP, C.E.; ALLMARAS, R.R.; LINDEN, D.R.; COPELAND, S.M.; MOLINA, J.A.E.; DOWDY, R.H. Current and relic carbon using natural abundance carbon - ¹³. **Soil Science**, v.167, p.315-326, 2002.

LE MAIRE, G.; MARSDEN, C.; NOUVELLON, Y.; GRINAND, C.; HAKAMADA, R.; STAPE, J.L.; LACLAU, J. P. MODIS NDVI time-series allow the monitoring of Eucalyptus plantation biomass. **Remote Sensing of Environment**, v.115, n.10, p.2613-2625, 2011.

LIMA, D. A. The Caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v.4, n.2, p.149-163, 1981.

LIESENBERG, V.; GALVÃO, L. S.; PONZONI, F. J. Variations in reflectance with seasonality and viewing geometry: Implications for classification of Brazilian savana physiognomies with MISR/Terra data. **Remote Sensing of Environment**, v.107, p.276-286, 2007.

LOPES, J. F. B. **Deposição e decomposição de serapilheira em área da caatinga cearense**. 43f. 2008. Monografia (Curso de Agronomia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2008.

LOPES, J. F. B.; ANDRADE, E. M. A.; 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, 2009.

LUCAS, R. M.; HONZAK, M.; CURRAN, P. J.; FOODY, G. M.; MILNE, R.; BROWN, T.; AMARAL, S. Mapping the regional extent of tropical forest regeneration stages in the Brazilian Legal Amazon using NOAA AVHRR data. **International Journal of Remote Sensing**, v.21, p.2855-2881, 2000.

LUCHESI, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. **Fundamentos da Química do Solo**, Teoria e Prática. 2ª ed. Freitas Bastos, Rio de Janeiro, 2002.

LUDWIG, B.; JOHN, B.; ELLERBROCK, R.; KAISER, M.; FLESSA, H. Stabilization of carbon from maize in a sandy soil in a long-term experiment. **European Journal of Soil Science**, v.54, p.117-126, 2003.

MAHECHA, L.; ROSALES, M.; MOLINA, C. H.; EMOLINA, E. J. 1999. **Un sistema silvopastoril de *Leucaena leucocephala*-*Cynodon plectostachyus*-*Prosopis juliflora* en el Valle del Cauca, Colombia**. En: Sánchez, M. D. y Rosales, M. M. (eds.). *Agroforesteria para la producción animal en América Latina*. Roma. FAO. p. 407-419.

MAIA, E. L.; SOUTO, J. S.; ARAÚJO, G. T. de. Cinética da respiração edáfica em dois ambientes distintos no semi-árido da Paraíba. In: Encontro Nordestino de Biogeografia – ENB, 2., Maceió. **Anais...** Maceió: UFAL, 225-231p. 2001.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Impactos de sistemas agroflorestais e convencional sobre a qualidade do solo no semi-árido cearense. **Revista Árvore**, v.30, p.837-848, 2006.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará – Brasil. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 71, p. 127-138, 2007.

MALDONADO, F. D. **Análise por componentes principais (ACP) na caracterização da dinâmica do uso da terra em área do semiárido brasileiro: Quixaba-PE**. 134p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE, São José dos Campos, 1999.

MARAGNO, E. S.; TROMBIN, D. F.; VIANA, E. Uso da serragem no processo de mini compostagem. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, p.355-360, 2007.

MARENGO, J. A.; VALVERDE, M. C. Caracterização do clima no Século XX e Cenário de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. **Revista Multiciência**, v. 8, p.5-28, 2007.

MASON, I. L. Sheep and goat production in the drought polygon of Northeast Brazil. **World Animal Review**, n.34,p. 23-28,1980.

MATTER, U. F.; SILVA, M. S.; COSTA, L. A. M.; PELÁ, A.; SILVA, C. J. DECARELI, L.; ZUCARELLI, C. Avaliação da biomassa microbiana em solo cultivado com três espécies de adubo verde de verão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., Brasília, 1999, Brasília. **Anais...** Brasília: SBCS, 1999. CD-ROM.

MENDONÇA, M. A. B.; ANDRADE, E. M.; BRASIL, P. P.; SILVA, G. D.; SILVA FILHO, J. A. Mudanças da cobertura do solo e alterações na produção de serapilheira em área da caatinga, In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS NATURAIS DO SEMIÁRIDO, 1. 2013, Iguatu. **Anais...** Iguatu-CE: Universidade Federal do Ceará/Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia Campus de Iguatu-CE. *On line*.

MEURER, E. J. **Fundamentos de Química do Solo**. 3ª ed. EVANGRAF, Porto Alegre, 2006.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas Agrícolas. SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Gênese, Porto Alegre, p 1 - 8. 1999.

MIRANDA, D. L. C. **Modelos matemáticos de estoque de biomassa e carbono em áreas de restauração florestal no sudoeste paulista**. 2008. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. (2014) **Bioma Caatinga: Contexto, Características e Estratégias de Conservação**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga/item/191>. Acesso em 24 de fevereiro de 2014.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO – MCTI (2014). **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**, 2ª edição. Disponível em: <http://www.mcti.gov.br/documents/10179/35540/Estimativas+Anuais+de+Emiss%C3%B5es+de+Gases+do+Efeito+Estufa+no+Brasil/aab059b1-8f09-4f1fa06d14a4b01896a8?version=1>. 1. Acesso em: 05 de junho de 2015.

MOREIRA, H. M.; GIOMETTI, A. B. R. O Protocolo de Quioto e as possibilidades de inserção do Brasil no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo por meio de projetos em energia limpa. **Revista Contexto Internacional**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 1, p. 9-47, 2008.

MOREIRA, E.; TARGINO, I. **Capítulos de Geografia Agrária da Paraíba**. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 187p. 1997.

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

MOURA, Y. M.; GALVAO, L. S.; SANTOS, J. R.; ROBERTS, D. A.; BREUNIG, F. M. Use of MISR/Terra data to study intra- and inter-annual EVI variations in the dry season of tropical forest. **Remote Sensing of Environment**, v.127, p.260-270, 2012

MYERS, R. J. K.; PALM, C. A.; CUEVAS, E.; GUNATILLEKE, I. U. N.; BROSSARD, M. The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand. In: WOOMER, P. L.; SWIFT, M. J. (Ed.). **The biological management of tropical soil fertility**. Chichester: John Wiley, p. 81-116, 1994.

NÚCLEO DE ASSUNTOS ESTRATÉGICOS DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA – NAE. **Mudança de clima: negociações internacionais sobre a mudança de clima: vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança de clima**. Brasília: NAE, v.1, 2005.

NÁVAR, J. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern. Mexico. **Forest Ecology and Management**. v.257, p.427-434, 2009.

NEEFF, T.; LUCAS, R. M.; SANTOS, J. R.; BRONDIZIO, E. S.; FREITAS, C. C. Area and age of secondary forests in Brazilian Amazonia 1978–2002: an empirical estimate. **Ecosystems**, v. 9, p.609-623, 2006.

NEVES, C. C. M. N.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; CARDOSO, E. V.; MACEDO, R. L. G.; FERREIRA, M. M.; SOUZA, P. S. Atributos indicadores da qualidade do solo em sistema agrossilvipastoril no noroeste do estado de Minas Gerais. **Scientia Forestalis**. Piracicaba, n. 74. p. 45-53, 2007.

NOBRE, C. A.; NOBRE, A. D. O Balanço de Carbono da Amazônia Brasileira. **Rev. Estudos Avançados**. Vol. 16, n. 45. 2002.

ODUM, E.P. **Fundamentos de Ecologia**. 6º ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001. 927 p.

OKELLO, B. D.; O'CONNOR, T. G.; YOUNG, T. P. Growth, biomass estimates, and charcoal production of *Acacia drepanolobium* in Laikipia, Kenya. **Forest Ecology and Management**, v.142, p. 143-153, 2001.

OLIVEIRA, E. L.; PEREIRA JÚNIOR, L. R.; PEREIRA, F. J. S.; CAMPOS, D. A.; ANDRADE, E. M. Emissões de CO₂ em área de caatinga conservada no semiárido cearense, In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS NATURAIS DO SEMIÁRIDO, 1. 2013, Iguatu. **Anais...** Iguatu-CE: Universidade Federal do Ceará/Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia Campus de Iguatu-CE. *On line*.

OLIVEIRA, M. B. L.; SANTOS, A. J. B. S.; MANZI, A. O.; ALVALÁ, R. C. S.; CORREIA, M. F.; MOURA, M. S. B. Trocas de energia e fluxo de carbono entre a vegetação de caatinga e atmosfera no nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.21, n.3b, p.378-386, 2006.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; JARENKOV, J. A.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution pattern. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. **Neotropical savannas and seasonally dry forests**. Boca Rato: CRC Press, p. 159-190, 2006.

PALACIO, H. A. Q. **Avaliação emergética de microbacias hidrográficas do semiárido submetidas a diferentes manejos**. 149f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

PARDOS, A. J. **El carbono en los ecosistemas terrestres**. En: INIA (ed) Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global. Madrid, 2010, 253p.

PATENAUDE, G.; MILNE, R.; DAWSON, T. P. Synthesis of remote sensing approaches for forest carbon estimation: reporting to the Kyoto Protocol. **Environmental Science & Policy**, v. 8, p.161-178, 2005.

PEREIRA JÚNIOR, J. S. **Nova delimitação do semi-árido brasileiro**. Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados, Centro de Documentação e Informação, p. 24, 2007.

PIMENTEL, J. V. F. Caatinga e manejo agrossilvipastoril. In: ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. E. R. (Org.). **Semiárido e o manejo dos recursos naturais**: uma proposta de uso adequado do capital natural. Fortaleza: ed. Imprensa Universitária UFC. Cap. 5, p.106-132, 2010.

PNUD; FAO; IBAMA. **Diagnóstico florestal do Rio Grande do Norte**. Natal: [s.n.], 1993. 45 p.

POGGIANI, F.; STAPE, J. L.; GONÇALVES, J. L. M. Indicadores de sustentabilidade das plantações florestais. **SÉRIE TÉCNICA IPEF**, v.12, n.31, p.33-44, 1998.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2010.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2ª edição – atualizada e ampliada. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. 160p.

PONZONI, F. J.; PACHECO, L. R. F.; SANTOS, S. B.; ANDRADES FILHO, C. O. Caracterização espectro-temporal de dosséis de *Eucalyptus spp.* mediante dados radiométricos TM/LANDSAT5. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 267-275, 2015.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e Conservação da Caatinga**. 3 ed. Recife, Ed. Universitária da UFPE. Cap. 1, p.3-73, 2008.

QIU, Q.; WU, L.; OUYANG, Z.; LI, B.; YANYAN XUA, Y.; WU, S.; GREGORICH, E. G. Effects of plant-derived dissolved organic matter (DOM) on soil CO₂ and N₂O emissions and soil carbon and nitrogen sequestrations. **Applied Soil Ecology**, v.96, p.122-130, 2015.

RAHERISON, S.M.; GROUZIS D M. Plant biomass, nutrient concentration and nutrient storage in a tropical dry forest in the south–west of Madagascar. **Plant Ecology**, v.180, n.1, p.33-45, 2005.

RAVEN, P.H., EVERT, R.F., EICHHORN, S.E. **Biologia Vegetal**. Ed. Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, 906p, 2001.

RAVINDRAN, A.; YANG, S. S. Effects of vegetation type on microbial biomass carbon and nitrogen in subalpine mountain Forest soils. **Journal of Microbiology, Immunology and Infection**, n.48, p.362-369, 2015.

RESCK, D. V. S.; FERREIRA, E. A. B.; FIGUEIREDO, C. C.; ZINN, Y. L. Dinâmica da matéria orgânica no Cerrado. SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. rev. e atual, Metropole, Porto Alegre, cap. 21, p. 359 – 417, 2008.

RICKFLES, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 503p.

ROCHA, M. T. **Aquecimento global e o mercado de carbono: uma aplicação do modelo CERT**. 196 p. Tese (Doutorado em Ciências). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2003.

RODAL, M.J.N.; MARTINS, F. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, 21:192-200. 2008.

ROSETTE, J.; SUÁREZ, J.; NELSON, R.; LOS, S.; COOK, B.; NORTH, P. **Lidar remote sensing for biomass assessment**. Remote Sensing of Biomass - Principles and Applications, 24, 2012.

RONDEAUX, G.; STEVEN, M.; BARET, F. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 55, p. 95-107, 1996.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2003, 503p.

SAGE, R. F.; STATA, M. Photosynthetic diversity meets biodiversity: The C₄ plant example. **Journal of Plant Physiology**, v.172, p.104-119, 2015.

SAID-PULLICINO, D.; ERRIQUENS, F.G.; G. GIGLIOTTI, G. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. **Bioresource Technology**, v. 98, p.1822-1831, 2007.

SALCEDO, I.H.; LEITE, L.; VASCONCELOS, E.; SOUZA, F.; SAMPAIO, E.V.S.B. Produção de raízes finas sob vegetação de caatinga. In: WORKSHOP SOBRE SISTEMA RADICULAR: METODOLOGIAS E ESTUDO DE CASOS., 1999, Aracaju. **Anais...** Aracaju: EMBRAPA, 1999. p.139-153.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Matéria orgânica do solo no bioma Caatinga. SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. revisada e atual, Metropole, Porto Alegre, cap. 22, p. 419 - 441, 2008.

SAMPAIO, E. V. S. B.; FREITAS, A. D. S. **Produção de biomassa na vegetação nativa do Semi-árido nordestino**. In: MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H. (Ed.). Fertilidade do solo e produção de biomassa no Semi-árido. Recife: UFPE. p. 11-26. 2008.

SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAÚJO, M.S.B. Desertificação no Nordeste do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30. 2005. Recife. **Anais...** Recife: Conferências. 2005. 1 CD-ROM. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C.; FIGUEIRÔA J. M.; SANTOS JÚNIOR, A. G. **Espécies da Flora Nordestina de importância econômica Potencial**. Recife, Editora Universitária. 205p. 2005.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for brazilian semiarid caatinga plants. **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, n. 4, p. 935-943, 2005.

SANQUETTA, C. R. **Métodos de determinação de biomassa florestal**. In: SANQUETTA, C. R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R.; ZILLIOTO, M.A.B.; GOMES, F.S. (Ed.). As florestas e o carbono. 2002, cap. 6, p. 119-140.

SANTANA, J. A. S. **Estrutura fitossociológica, produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de Caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte**. 2005. 184 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB. 2005.

SANTANA, J. A. S.; SOUSA, L. K. V. S.; ALMEIDA, W. C. Produção anual de serapilheira em floresta secundária na Amazônia Oriental. **Revista de Ciências Agrárias**, n.40, p.119-132, 2003.

SANT'ANNA, A. C.; NOGUEIRA, J. M. Valoração econômica dos serviços ambientais de florestas nacionais. **Revista de Administração e Negócios da Amazônia**, v.2, n.1, 2010.

SANTOS, E. **Carbono, nitrogênio e relação C/N em gleissolo e cambissolo sob diferentes tipologias vegetais na área de ocorrência da floresta ombrófila densa, Antonina – PR**. 2007. 104 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

SANTOS, P. S. SOUZA, J. T.; SANTOS, J. M. F. F.; SANTOS, D. M.; ARAÚJO, E. L. Diferenças sazonais no aporte de serapilheira em uma área de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, n. 4, p. 94-101, 2011.

SARIG, S.; STEINBERGER, Y. Microbial biomass response to seasonal fluctuation in soil salinity under the canopy of desert halophytes. *Soil Biology and Biochemistry*, v.26, p.1405-1408, 1994.

SARMIENTO, G.; PINILLOS, M.; GARAY, I. Biomass variability in tropical American lowland rainforests. **Ecotropicos**, v.18, n.1, p.1-20, 2005.

SEIFAN, M.; TIELBÖRGER, K.; KADMON, R. Direct and indirect interactions among plants explain counterintuitive positive drought effects on an eastern Mediterranean shrub species. **Oikos**, n.119, p.1601-1609, 2010.

SILVA, G. A. E.; SOUTO, J. S.; ARAUJO, J. L. Atividade microbiana em Luvisolo do semiárido da Paraíba após a incorporação de resíduos vegetais. **Agropecuária Técnica**, v.27, n.1, p.13-20, 2006.

SILVA, G. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. **Árvore**, v.32, n.3, p.567-575, 2008.

SILVA, G. T. A. **Implantação de banco de dados de espécies vegetais para fins de adubação verde no Brasil**. 63f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica – RJ, 2006.

SILVA, F. B. R.; RICHÉ, G. R.; TONNEAU, J. P.; SOUZA NETO, N. C.; BRITO, L. T. L.; CORREIA, R. C.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, A. B.; ARAÚJO, F. J. C.; & LEITE, A. P. **Zoneamento agroecológico do Nordeste**: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico. Petrolina: EMBRAPA-CPTSA, 2V, 1993.

SIMS R.E.H. **Bioenergy options for a cleaner environment: in developed and developing countries**. Elsevier Ltd., Oxford, 2003.

SIMPSON, A.J.; SONG, G.; SMITH, E.; LAM, B.; NOVOTNY, E. H.; HAYES, M.H.B. Unraveling the Structural components of soil humin by use of solution-state nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Environmental Science & Technology**, v.41, p. 876 – 883, 2007.

SIQUEIRA, J.O.; FRANCO, A.A. **Biotechnology do solo: fundamentos e perspectivas**. Brasília, Ministério da Educação e Cultura, 1988. 236p.

SIVAKUMAR, M. V. K.; MANU, A.; VIRMANI, S. M.; KANEMASU, E. T. Relation between climate and soil productivity in the tropics. In: LAL, R.; SANCHEZ, P. A. (Eds.). **Myths and science of soils of the tropics**. SSSA special publication n.29, Madison, p.91-120, 1992.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S. M.; SÁ, J. C. M.; ALBRECHT, A. Soil carbon matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: Effects of no-tillage. **Agronomie**, Les Ullis, França, v. 22, n. 7-8, p. 755-775, 2002.

SCHLESINGER, W. H. Carbon Balance in Terrestrial Detritus. **Annual Review of Ecology and Systematics**. V. 8 p. 51 – 81, 1997.

SCHIMMEL D., ALVES D., ENTING I., HEIMANN M., JOOS F., RAYNAUD D., WIGLEY T. **Radiative forcing of climate change En: Climate change 1995. Contribution of the group I to the second assessment report of the IPCC**. Edit: Houghton J.T. et al , Cambridge University Press, p. 65-131, 1996.

SILVA J. E.; RESCK, D. V. S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. **Biologia dos solos do cerrado**. Embrapa-CPAC, Planaltina. p. 465-516, 1997.

SINGER, M.J.; SOUTHARD, R.J.; WARRINGTON, D.J.; JANITZKY, P. Stability of synthetic sand clay aggregates after wetting and drying cycles. **Soil Science Society of America Journal**, v.56, p.1843-1848, 1992.

SMITH, B. N.; EPSTEIN, S. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. **Plant Physiology**, v.47, p.380-384, 1971.

SMITH, P. How long before a change in soil organic carbon can be detected? **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 1878–1883, 2004.

SOUTO, P. C.; OLIVEIRA, F. L. N. ; ARAÚJO, E. N.; JESUS, C. A. C.; LIMA, A. N.; SOUTO, J. S. Comparação do fluxo de CO_2 entre áreas de plantio de sombreiro (*Elitoria fairchildiana*) e de acerola (*Malpighia glabra* L.). FERTBIO, 26, 2004. Lages. **Anais...** Lages: UDESC e Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. CD-ROM.

SOUTO, P. C. **Acumulação e decomposição da serrapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de Caatinga na Paraíba, Brasil**. 146f. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal da Paraíba, Areia – PB, 2006.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V.; BAKKER, I. A. Características químicas da serrapilheira depositada em área de caatinga. **Revista Caatinga**, v.22, n.1, p.264-272, 2009.

SOUTO, P. C.; BAKKE, L. A.; SOUTO, J. S.; OLIVEIRA, V. M. Cinética da respiração edáfica em dois ambientes distintos no semi-árido da Paraíba, Brasil. **Caatinga**, v.22, n.3, p 52-58, 2009b.

SOUZA, A. A.; GALVÃO, L. S.; SANTOS, J. R. Índices de vegetação derivados do sensor Hyperion/EO-1 para estimativa de parâmetros biofísicos de fitofisionomias de Cerrado. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XIV, Natal. **Anais...** Natal: INPE, p.3095-3102. 2009.

SOUZA, E. M. F. R.; VICENS, R. S.; CRUZ, C. B. M. Caracterização espectral de cobertura florestal de mata atlântica com suporte do sensor Hyperion. **Anais...** XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

STEININGER, M. Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: Data from Brazil and Bolivia. **International Journal of Remote Sensing**, v.21, p.1139-1157, 2000.

STEVENSON, F.J. **Humus Chemistry: genesis, composition and reactions**. 2.ed. New York, Willey & Sons Inc., 1994. 496p.

SHUGART, H. H.; SAATCHI, S.; HALL, F. G. Importance of structure and its measurement in quantifying function of forest ecosystems. **Journal of Geophysical Research**, v.115, 2010. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1029/2009JG000993>. Acesso em 07 jul 2014.

SWIFT, R.S. Sequestration of carbon by soil. **Soil Science**, v.166, p.858-871, 2001.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Studies in Ecology 5. Blackwell Scientific Publications, London, Oxford, UK. p. 323, 1979.

TARAMELLI, A.; VALENTINI, E.; CORNACCHIA, L.; MANDRONE, S.; MONBALIU, J.; HOGGART, S. P. G.; THOMPSON, R. C.; ZANUTTIGH, B. Modeling uncertainty in estuarine system by means of combined approach of optical and radar remote sensing. **Coastal Engineering**, v.87, p.77-96, 2014.

TER-MIKAELIAN, M. T.; KORZUKHIN, M. D. Biomass equations for sixty-five North American tree species. **Forest Ecology and Management**, v.97, p.1-24, 1997.

TIESSEN, H.; SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. Agriculture, **Ecosystems and Environment**, v.38, n.3, p.139-151, 1992.

TIMAN, E.R.; NEUFELDT, H.; AYARZA, M.A.; RESCK, D.V.S.; ZECH, W. **Microbial biomass, microbial activity, and carbon pools under different land-use systems in the brazilian cerrados**. In R. Thomas and M. Ayarza, Sustainable land management for the Oxisols of the Latin American savannas. p. 187-197. 1999.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y. Characterization and composting of poultry litter in forced aeration piles. **Process Biochemistry, Elsevier**, v.37, n.8, p.869-880, 2002.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENCIÓN ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Protocolo de Quioto**. 2. ed. Brasília: MCT, 34 p. 2001.

VAHABI, J.; NIKKAMI, D. Assessing dominant factors affecting soil erosion using a portable rainfall Simulator. **International Journal of Sediment Research**, v.23, p.376-386, 2008.

VALENTINI R., MATTEUCCI, G., DOLMAN A.J. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. **Nature**, 404, p. 861-865. 2000.

VAN WAMBEKE, A. **Soils of the tropics: properties and appraisal**. McGraw-Hill, New York, 343p. 1992.

VARGAS, R.; ALLEN, M. F.; ALLEN, E. B. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. **Global Change Biology**, v.14, n.1, p.109-124, 2008.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.123 p.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**. n.14, v.1, 11-20, 2006.

VIEIRA, G.; SANQUETTA, C. R.; KLÜPPEL, M. L. W.; BARBEIRO, L. S. S. Teores de carbono em espécies vegetais da caatinga e do cerrado. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, v.7, n.2, p.145-155, 2009.

VOGT, K.A.; GRIER, C.C.; VOGT, D.C. Production, turnover and nutrient dynamics of above and belowground detritus of world forests. **Advances in Ecological Research**, v.15, p.203-234, 1986.

WANG J .K.;ZHONG A.L.; COMEAU P.;TSZE M.; KIMMIN J.P. Above ground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of aspen (*Populus tremuloides*) in the boreal white and black spruce zone, British Columbia. **For Ecol Manage**, v.78, p.127-138, 1995.

WANI, A. A.; JOSHI, P. K.; SINGH, O. Estimating biomass and carbon mitigation of temperate coniferous forests using spectral modeling and field inventory data. **Ecological Informatics**, v.25, p.63-70, 2015.

WEST, G. B.; BROWN, J. H.; ENQUIST, B. J. A general model for the structure and allometry of plant vascular systems. **Nature**, v.400, p. 664-667, 1999.

WHITEMAN, P.C. **Tropical pasture science**. Oxford Univ Press, Oxford, 392 p, 1980.

ZARCO-TEJADA, P. J.; RUEDA, C. A.; USTIN, S. L. Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. **Remoting Sensing of Environment**, v. 85, p.109-124, 2003.

ZHANG, G.; GANGULY, S.; NEMANI, R. R.; WHITE, M. A.; MILESI, C.; HASHIMOTO, H.; WANG, W.; SAATCHI, S.; YU, Y.; MYNENI, R. B. **Remote Sensing of Environment**, v.151, p.44-56, 2014.

Zhu, X.; Liu, D.; Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.102, p.222-231, 2015.

CAPÍTULO 1 - O raleamento da Caatinga promove o aumento nos estoques de nitrogênio e carbono orgânico total do solo?

RESUMO

A adoção de modelos sustentáveis no bioma Caatinga deve conciliar a oferta de alimentos, bens e serviços com a potencialização do estoque de carbono do solo e da preservação da biodiversidade florestal. Objetivou-se com este trabalho quantificar a dinâmica na produtividade de fitomassa herbácea e raízes finas e sua relação com as alterações no estoque de carbono e nitrogênio em solo do bioma Caatinga submetidos a dois diferentes usos da terra. O estudo foi conduzido em microbacias hidrográficas no município de Iguatu, na região Centro Sul do estado do Ceará, Brasil. As áreas experimentais consistem de duas microbacias adjacentes, sendo uma manejada pelo raleamento (CR₅) e a outra conservada com vegetação natural há 35 anos (CS₃₅). As variáveis amostradas foram: fitomassa herbácea aérea, raízes finas, umidade gravimétrica do solo, isótopo $\delta^{13}\text{C}$ (‰), teores de carbono orgânico total e nitrogênio total nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm entre abril/2013 e março/2014. Os dados de fitomassa, Carbono, nitrogênio e raízes foram submetidos à análise de teste de média e confrontados pelo Teste T ($p < 0,05$). Houve um decréscimo de 6,5 Mg ha⁻¹ de massa seca das raízes finas na camada de 0-30 cm da Caatinga raleada entre o período chuvoso e seco do ano de 2013. O raleamento da caatinga contribuiu para o aumento dos estoques de carbono orgânico total (249% e 139% nas camadas de 20-40 cm e 40-60 cm, respectivamente) e do nitrogênio total (142% e 137%, respectivamente) no solo em relação à área conservada. O aumento da intensidade de plantas herbáceas decorrente da técnica de raleamento influenciou na dinâmica do escoamento superficial, permitindo maior infiltração de água e aprofundamento das raízes finas. A prática de raleamento favoreceu o incremento de carbono e nitrogênio ao longo do perfil do solo, provenientes principalmente de resíduos orgânicos de espécies vegetais com metabolismo do ciclo C₄ (gramíneas tropicais).

Palavras-chave: Sequestro de Carbono. Caatinga. Isótopo $\delta^{13}\text{C}$. Plantas Herbáceas.

CHAPTER 1 - Does thinning the Caatinga promote an increase in nitrogen stocks and total soil organic carbon?

ABSTRACT

The adoption of sustainable models in the Caatinga biome should reconcile the supply of food, goods and services to an enhancement of stocks of soil carbon and the preservation of forest biodiversity. The aim of this study was to quantify the dynamics of herbaceous phytomass and fine root productivity, and their relation to changes in the stocks of carbon and nitrogen in soil of the caatinga biome under two different types of land use. The study was carried out in watersheds in the town of Iguatu, in the south-central region of the state of Ceará, Brazil. The experimental areas comprise two adjacent watersheds, one managed by thinning (CR₅) and the other preserved under natural vegetation for 35 years. The variables to be sampled were: herbaceous shoot phytomass, fine roots, gravimetric soil moisture, isotope $\delta^{13}\text{C}$ (‰), and the total organic carbon and total nitrogen in the 0-20, 20-40 and 40-60 cm layers, from April 2013 to March 2014. The biomass, carbon, nitrogen and root data were subjected to the analysis of means test and compared by t-test ($p < 0.05$). There was a decrease of 6.5 Mg ha^{-1} in fine root dry mass in the 0-30 cm layer of thinned caatinga between the rainy and dry seasons of 2013. Thinning of the caatinga contributed to an increase in the stocks of total organic carbon (237% and 151% in the 20-40 cm and 40-60 cm layers respectively) and total nitrogen (142% and 137% respectively) in the soil, in relation to the preserved area. The increase in the intensity of herbaceous plants resulting from thinning, influenced the surface runoff dynamics, allowing greater infiltration by the water and a deepening of the fine roots. The practice of thinning favoured an increase in carbon and nitrogen throughout the soil profile, mainly coming from the organic waste of plant species with a C_4 metabolic cycle (tropical grasses).

Keywords: Carbon Sequestration. Caatinga. Isotope $\delta^{13}\text{C}$. Herbaceous plants.

1. INTRODUÇÃO

O semiárido do nordeste brasileiro caracteriza-se por elevada densidade demográfica, compreendendo uma população de aproximadamente 27 milhões de pessoas em uma área de 982.563 km² (PEREIRA JÚNIOR, 2007; MMA, 2014). Nesta região desenvolvem-se diferentes tipologias vegetacionais, predominando a Caatinga, bioma exclusivamente brasileiro, com uma área de 844.453 km², correspondendo a 11% do território nacional (RODAL *et al.*, 2008; GIONGO *et al.*, 2011).

As alterações no bioma Caatinga, historicamente decorrentes de manejos inadequados, têm contribuído para modificar a ciclagem biogeoquímica do carbono e nitrogênio do solo, dois elementos de grande importância que estão associados diretamente ao efeito estufa e às mudanças climáticas (AMORIM, 2009; GIONGO *et al.*, 2011). O aumento da emissão de GEE (Gases de efeito estufa) e o consequente aquecimento global do planeta vêm contribuindo para a busca de estratégias que visem à redução de fontes emissoras destes gases.

Dentre as alternativas de manejo sugeridas para a região nordeste, tem-se o raleamento. Esta técnica consiste no controle seletivo de espécies lenhosas, por meio da qual se elimina da vegetação alguns indivíduos arbustivo-arbóreos, reduzindo a densidade de plantas e a cobertura do solo pelo estrato lenhoso (PIMENTEL, 2010). No tocante à remoção seletiva de árvores e arbustos por meio do raleamento, esse manejo é pensado com o intuito de melhorar o processo de colonização, reduzindo a competição por água, luz e nutrientes, abrindo mais espaço para o crescimento de espécies herbáceas de pequeno porte (GUO, 1998; SAVADOGO *et al.*, 2008). Portanto, o aumento da disponibilidade de plantas herbáceas na Caatinga tem sido obtido através de modificações na estrutura e arquitetura da vegetação arbóreo-arbustiva (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2002).

A adoção de modelos sustentáveis dos recursos naturais do bioma Caatinga deve conciliar a oferta de alimentos, bens e serviços e a potencialização do estoque de carbono e nitrogênio tanto na fitomassa florestal quanto no solo. O equilíbrio no estoque de carbono e nitrogênio do solo é alterado frente a mudanças que ocorrem quando a floresta é desmatada ou sofre alguma perturbação. De acordo com Sousa *et al.* (2008), em diversas regiões do mundo, para diferentes biomas, existe relação entre o teor de carbono do solo e a vegetação presente em uma determinada área. No Brasil e, mais especificamente no bioma Caatinga, praticamente inexistem informações da dinâmica do carbono e nitrogênio no solo e sua relação com o manejo, tipo, estágio e grau de cobertura vegetal.

A alocação de carbono e nitrogênio do sistema radicular para o solo após a morte das raízes se torna um dos fluxos mais importante na ciclagem destes elementos, porém pouco estudado e quantificado nos ecossistemas terrestres (DAVIDSON *et al.*, 2002; MATAMALA *et al.*, 2003). Tal fato é negligenciado em florestas tropicais, que são muitas vezes caracterizadas por uma rápida dinâmica de crescimento das raízes (SILVER *et al.*, 2005).

Para o monitoramento da qualidade do solo, de forma que possam ser sugeridas modificações nos sistemas de manejo adotados pelos agricultores a tempo de evitar a degradação da região semiárida, é necessário definir atributos ambientais de fácil mensuração. Neste contexto, encontra-se na literatura, de forma unânime, a determinação do carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (N-Total) como indicadores chaves da qualidade do solo, tanto em sistemas agrícolas como em áreas de vegetações nativas (BERNOUX *et al.*, 2002; JANSEN, 2005).

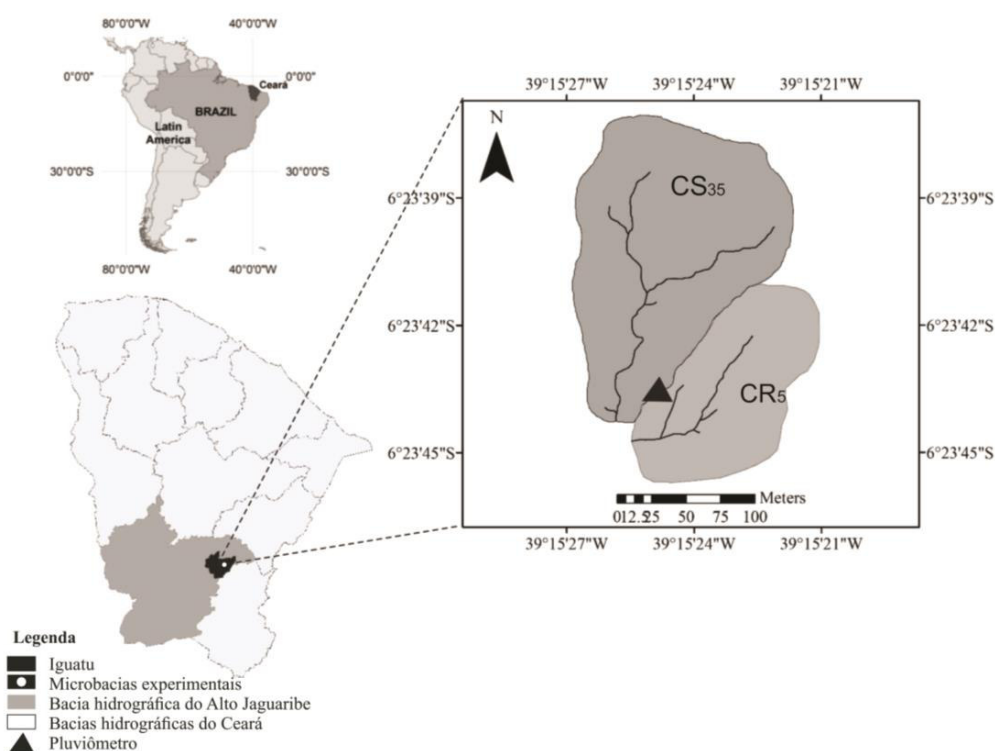
Acredita-se que o estoque de carbono orgânico total e nitrogênio total no solo de um fragmento do bioma Caatinga submetido ao raleamento são inferiores à Caatinga mantida conservada por um período de sucessão ecológica de 35 anos. Diante ao exposto, este trabalho tem por objetivo quantificar a dinâmica na produtividade de fitomassa herbácea e raízes finas e sua relação com as alterações no estoque de carbono e nitrogênio em solo do bioma Caatinga submetidos a dois diferentes usos da terra.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização da área experimental

O estudo foi conduzido em duas microbacias inseridas na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, município de Iguatu, Ceará-Brasil, entre as coordenadas geográficas 6°23'42'' a 6°23'47'' S e 39°15'24'' a 39°15'29'' W e altitude média de 217,8 m. As referidas microbacias são adjacentes, porém com uso distinto da terra, denominadas CR₅ (Caatinga raleada por um período de cinco anos) e CS₃₅ (Caatinga conservada por 35 anos). Ambas apresentam cursos de drenagem com regime hidrológico efêmero com declividades médias em torno de 8,7 e 10,6%, totalizando dimensões espaciais de 1,1 e 2,1 ha, respectivamente (Figura 1.1).

Figura 1.1 – Localização das microbacias experimentais dando ênfase no manejo com caatinga conservada (CS₃₅) e caatinga raleada (CR₅)



Fonte: O autor.

2.2 Caracterização ambiental da área estudada

A vegetação da área em estudo é constituída tipicamente por Caatinga hiperxerófila (Savana estépica), caducifólia com grande variedade de espécies espinhosas em sucessão ecológica secundária, predominando na área as seguintes espécies: Pereiro

(*Aspidosperma pyrifolium*), umburana de espinho (*Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B. Gillett), sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth), mofumbo (*Combretum leprosum*) e jurema branca (*Piptadenia stipulacea*). De acordo com a classificação de Lima (1981), a unidade de vegetação da Caatinga predominante é a Floresta de Caatinga média, com densidade variável nas camadas arbóreas, e indivíduos com altura média entre 7 e 15 m.

A classificação climática da região, segundo Köppen, é do tipo BSw'h' (quente e semiárido), com temperatura média sempre superior a 18 °C nos meses mais frios, e precipitações pluviais máximas de outono. A média histórica da precipitação anual para o município de Iguatu entre os anos de 1974 a 2008 é de 970mm $\pm$ 316 mm (RODRIGUES, 2013). A região é caracterizada também por elevada evaporação potencial (1.988 mm ano⁻¹), com maiores valores durante os sete meses de menor precipitação (junho a dezembro) (IPECE, 2004).

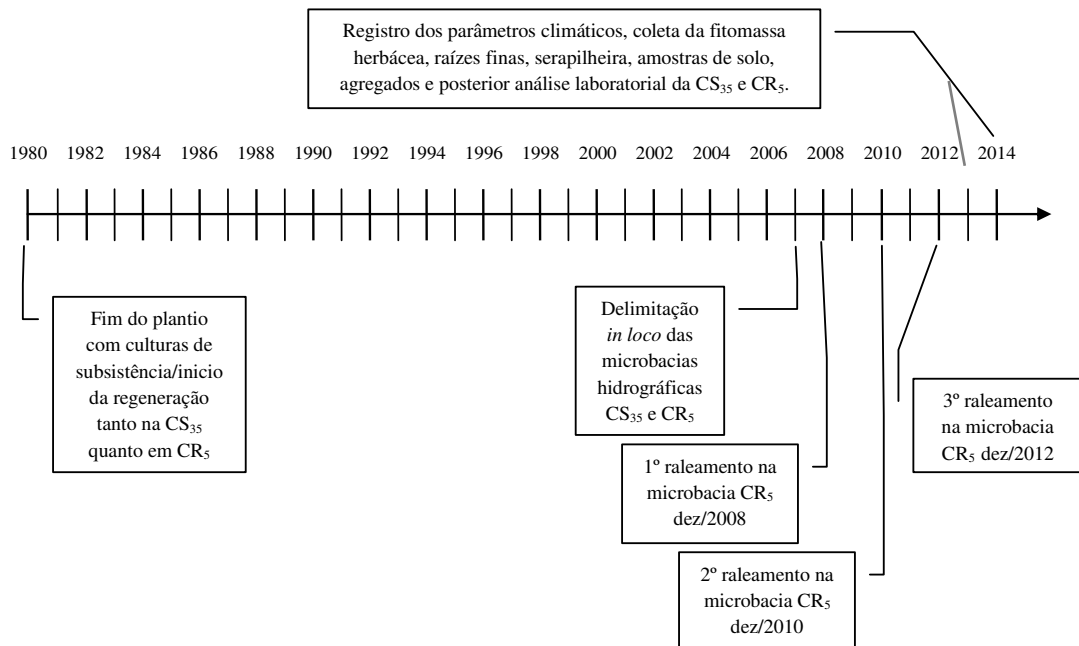
O solo de ambas as áreas foram classificados como Vertissolo (PANSU; GAUTHEYROU, 2006; EMBRAPA, 2013), com predomínio de argilominerais expansivos do grupo 2:1, especificamente montmorilonita. As microbacias são parte integrante da depressão sertaneja setentrional, formada a partir de sedimentos geológicos mesomicroclásticos, que sofreram um processo de afundamento, proporcionando a formação de solos com relevo plano à suave ondulado (IPECE, 2004).

2.3 Unidade amostral e coleta de biomassa herbácea, raízes finas e solo

Com relação ao histórico de ocupação, antes de 1980 as áreas de ambas as microbacias experimentais eram utilizadas para o cultivo de espécies de subsistência, especificamente milho (*Zea mays* L.). A CR₅ foi submetida ao raleamento no mês de dezembro dos anos de 2008, 2010 e 2012 (Figura 1.2).

Durante o raleamento foram preservadas as plantas com circunferência igual ou superior a 10 cm, indivíduos de porte herbáceo e os resíduos orgânicos provenientes do desbaste foram mantidos no local. Procurou-se, a partir desta técnica simular uma alternativa de manejo a ser implementada por pequenos agricultores do semiárido brasileiro. No entanto, torna-se importante salientar que durante todo o experimento não ocorreram pastoreio em nenhuma das parcelas experimentais.

Figura 1.2 – Linha do tempo contemplando o histórico de ocupação das áreas com caatinga conservada (CS₃₅) e raleada (CR₅)



Fonte: O Autor.

A Unidade amostral 2 (CS₃₅), é representada pela vegetação natural conservada há aproximadamente 35 anos (Figura 1.3). Assim como a parcela CR₅, no passado a área CS₃₅ fora utilizada no cultivo de lavouras de subsistência, especificamente milho (*Zea mays* L.).

Figura 1.3 – Destaque para baixa densidade e cobertura vegetal arbustiva-arbórea na unidade amostral com caatinga raleada (a), e alta para parcela com Caatinga conservada (b)



(a)



(b)

Fonte: O Autor.

Fonte: O Autor.

Nas duas microbacias no sentido do curso principal foram distribuídas 50 unidades amostrais 10 x 10 m, totalizando 0,5 ha cada, sendo demarcadas e identificadas *in loco* por meio de placas metálicas, para realização da amostragem das variáveis investigadas.

As amostragens para quantificação da produção de fitomassa herbácea aérea foram realizadas mensalmente com 10 repetições/parcela durante o período de um ano (abril/2013 a março/2014). Para tal, foram efetuadas extrações diretas por meio do corte raso ao nível do solo dos indivíduos de porte herbáceo, seguindo a metodologia adotada por Ribeiro *et al.* (2012). No processo de amostragem da fitomassa herbácea contou-se com auxílio de gabaritos metálicos (molde vazado de ferro fundido), com dimensões de 1m x 1m, lançados após sorteio e aleatorização nas unidades amostrais (repetição) em cada microbacia, totalizando 10 repetições por manejo em cada mês (CS₃₅ e CR₅). Mensalmente, atentou-se para a rejeição das áreas que já foram amostradas nos meses anteriores, evitando-se assim a sobreposição.

Na determinação da biomassa de raízes finas, seguiu-se a metodologia adaptada de Park e Yanai (2007), estabelecendo como parâmetro as menores que 2 mm de diâmetro. Para a extração das raízes finas foi utilizado uma sonda de alumínio cilíndrica vazada com diâmetro interno de 4,5 cm. As amostras foram fracionadas e retiradas nas camadas: 0-10, 10-20 e 20-30 cm, em dois períodos distintos - junho (chuvoso) e novembro (seco) de 2013, estabelecendo cinco unidades amostrais como repetições em cada período, totalizando um volume de 160 cm³/camada contendo solo com raízes finas.

Na retirada das amostras de solo para quantificação dos teores de umidade, carbono e nitrogênio foi utilizado um trado holandês, procedendo-se extrações bimestrais entre o período de abril/2013 a março/2014, totalizando sete campanhas amostrais. A cada campanha foram coletadas aleatoriamente amostras simples com solos representativos de cada camada (0-20, 20-40 e 40-60 cm) em cinco diferentes unidades amostrais (repetições) previamente sorteadas. Posteriormente, dentro das respectivas camadas, as amostras simples foram homogeneizadas em amostras compostas e encaminhadas para posterior análise laboratorial.

2.4 Determinações das variáveis e análise estatística

Para melhor entendimento do efeito climático da precipitação pluviométrica sobre a variação sazonal da produção de fitomassa herbácea, raízes finas bem como estoque de carbono e nitrogênio no solo, levantaram-se os dados de precipitação pluvial da área durante o

período estudado com auxílio de um pluviômetro. As informações de temperatura do solo em ambas as áreas foram registradas continuamente a cada 4 horas a uma profundidade de 10 cm; para tal empregou dois sensores da marca Hobo Pendant® e modelo Temperature/Light-64K-UA-002-64 (Figura 1.4).

Figura 1.4 – Sensor utilizado no monitoramento da temperatura do solo (a) e coleta de amostra de solo a partir do emprego de trado *Uhland* (b)



(a)

Fonte: O Autor.



(b)

Fonte: O Autor.

Tanto as amostras de fitomassa herbácea aérea quanto às de raízes finas depois de extraídas foram conduzidas ao laboratório de Análise de Água, Solos e Plantas do Instituto Federal de Educação Ciências e Tecnologia, campus de Iguatu, LABAS. O material herbáceo oriundo separadamente das dez unidades amostrais de cada parcela foram pesados e picotados ainda fresco, e em seguida reduzido a uma alíquota de 500g/unidade amostral, conforme metodologia proposta por Silva e Queiroz (2002). Posteriormente, as amostras foram submetidas à secagem em estufa com circulação forçada de ar a 65 ° C até atingir massa constante, e em seguida pesadas em balança analítica com precisão 0,01g.

Os parâmetros físicos de granulometria textural seguiram a metodologia proposta pela Embrapa (2009), enquanto que a densidade aparente do solo foi determinada através do método convencional do anel volumétrico, a umidade gravimétrica pelo método termogravimétrico, além da análise química de pH, todas conforme método descrito pela Embrapa (1997) e Pansu, Gautheyrou (2006), conforme apresentado na Tabela 1.1.

Tabela 1.1 – Densidade aparente, pH e característica granulométrica nas respectivas camadas de solo para os manejos com caatinga conservada (CS₃₅) e raleada (CR₅)

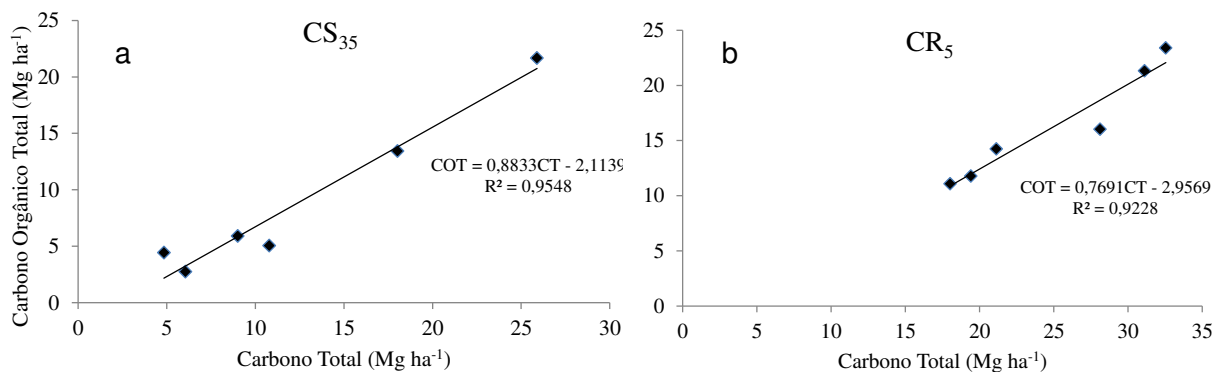
Manejos	Camadas	pH	Densidade	Areia	silte	argila	Classe Textural
	(cm)		(g cm ⁻³)	(dag kg ⁻¹)			
CS ₃₅	0-20	6,9	1,31	33,8	47,8	18,4	franco siltoso
	20-40	6,7	1,37	37,3	44,9	17,8	franco siltoso
	40-60	6,9	1,50	61,9	32,9	5,2	franco siltoso
CR ₅	0-20	6,7	1,36	39,2	50,4	10,4	silte
	20-40	6,8	1,47	29,6	54,5	15,9	franco siltoso
	40-60	6,9	1,44	42,1	44,4	13,5	franco siltoso

Fonte: O Autor.

As amostras de solo, após coletadas foram encaminhadas ao LABAS do IFCE - Campus Iguatu. Em seguida destorroadas, homogeneizadas e passadas em peneira de 2 mm, posteriormente secadas à sombra durante um período de 24 horas, obtendo-se assim terra fina seca ao ar (TFSA). A TFSA foi peneirada em malha de 80 *mesh* e encaminhada aos Laboratórios de Tecnologia de Biomassa da EMBRAPA Agroindústria Tropical e ao Laboratório de Solos da Universidade Federal do Ceará para quantificação dos teores de Carbono Orgânico Total (COT) e Nitrogênio Total (NT), respectivamente.

A determinação do Carbono Total do Solo (CT) (orgânico + inorgânico) para todo o período estudado foi realizada com auxílio do aparelho *Total Organic Carbon Analyser*, TOC-V, acoplado ao *Solid Sample Module*, modelo SSM-5000A, no Laboratório de Tecnologia da Biomassa na Embrapa Agroindústria Tropical. No entanto, a quantificação do Carbono Orgânico Total (COT) foi efetivada através do método de combustão úmida Walkley-Black (adaptado) com digestão das amostras (H₂SO₄, 96%) e posterior titulação de oxiredução, com sulfato ferroso amoniacal Fe(NH₄)₂(SO₄)2.6H₂O a 0,5 mol/L (EMBRAPA, 1997). Torna-se ainda importante salientar que diferentemente do CT, o COT foi determinado no LABAS-IFCE apenas para os meses de maio e julho/2013. Logo, a partir dos valores encontrados nos supramencionados meses, obtiveram-se equações para os respectivos manejos (CS₃₅ e CR₅) através da correlação COT x CT, estimando-se o COT a partir CT em todo o período estudado, conforme equações da reta apresentada nas Figuras 1.5a e 1.5b:

Figura 1.5 – Equações da reta gerada a partir da correlação entre Carbono Total (CT) quantificado com auxílio do aparelho *Total Organic Carbon Analyser* e Carbono Orgânico Total (COT) obtido pelo método Walkley-Black, para a amostra de solo nos meses de maio e julho de 2013, representativos da área conservada – CS₃₅ (a) e raleada CR₅ (b)



Fonte: O Autor.

As análises químicas para quantificação do teor de nitrogênio total foram realizadas no Laboratório do Departamento de Ciências do Solo do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará em parceria com a FUNCEME, seguindo a metodologia adotada pela Embrapa (1997) e por Pansu e Gautheyrou (2006). O estoque de COT foi calculado seguindo a equação proposta por Veldkamp (1994), enquanto o NT foi determinado pela expressão adotada por Blake e Hartge (1986). Ambas as equações consideram o teor de carbono orgânico total e/ou nitrogênio total, a densidade média do solo e a espessura da camada amostrada.

Com o propósito de compreender a real contribuição das plantas de metabolismo C₃ e C₄ na constituição do carbono ao longo do perfil de profundidade do solo nas duas coberturas vegetais, quantificaram-se os isótopos estáveis de carbono 13 ($\delta^{13}C$). Foram coletadas aleatoriamente no mês de fevereiro/2014 dez amostras simples (repetições) em unidades amostrais distintas de cada parcela, representativo das seguintes camadas: 0-20, 20-40 e 40-60 cm, perfazendo assim 30 amostras por cobertura vegetal (CS₃₅ e CR₅).

Devidamente identificadas, as amostras foram submetidas à secagem em estufa a 60 °C e maceradas com auxílio de almofariz, em seguida peneiradas em crivo de 2 mm até a obtenção de um pó fino. Posteriormente foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA (Centro de Energia Nuclear na Agricultura) – Piracicaba para procedimento das análises. Estas foram realizadas através de combustão das amostras sob fluxo contínuo de hélio, em um analisador elementar (Carlo Erba, CHN-1110) acoplado ao espectrômetro de massa *Thermo Finnigan Delta Plus*.

O enriquecimento ou empobrecimento das espécies isotópicas ^{13}C foi medido em relação a um padrão e expresso em “delta por mil” (MENDONÇA *et al.*, 2010):

$$\delta^{13}\text{C} = \left[\left(\frac{R_{\text{amostra}}}{R_{\text{padrão}}} \right) - 1 \right] \cdot 10^3 \quad (1.1)$$

Com R sendo a razão isotópica do carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) na amostra e no padrão. O padrão para o carbono é o PDB. A precisão das medidas é de $\pm 0,3\text{‰}$.

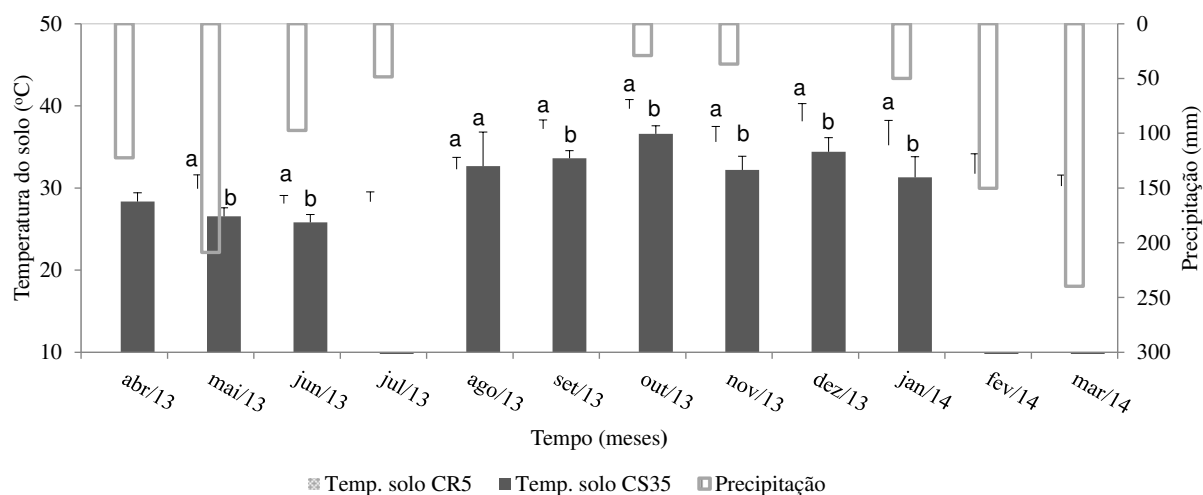
Os dados médios de temperatura do solo a 10 cm de profundidade, matéria seca estocada na fitomassa herbácea aérea e nas raízes finas, além do isótopo de Carbono 13 ($\delta^{13}\text{C}$) foram submetidos à análise de teste de média e confrontados pelo Teste T ($p < 0,05$), através do programa SPSS 16.0 for Windows.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Características edafoclimáticas da área

Na figura 1.6 é apresentada a distribuição temporal da precipitação pluvial e temperatura do solo a 10 cm de profundidade nas duas unidades experimentais.

Figura 1.6 – Precipitação pluvial (mm) e temperatura média mensal (°C) do solo (0-10 cm) nas parcelas com Caatinga conservada (CS₃₅) e raleada (CR₅). As linhas verticais representam o desvio padrão da média. Letras iguais dentro de cada mês não diferem estatisticamente pelo Test T ($p < 0,05$)



Fonte: O Autor.

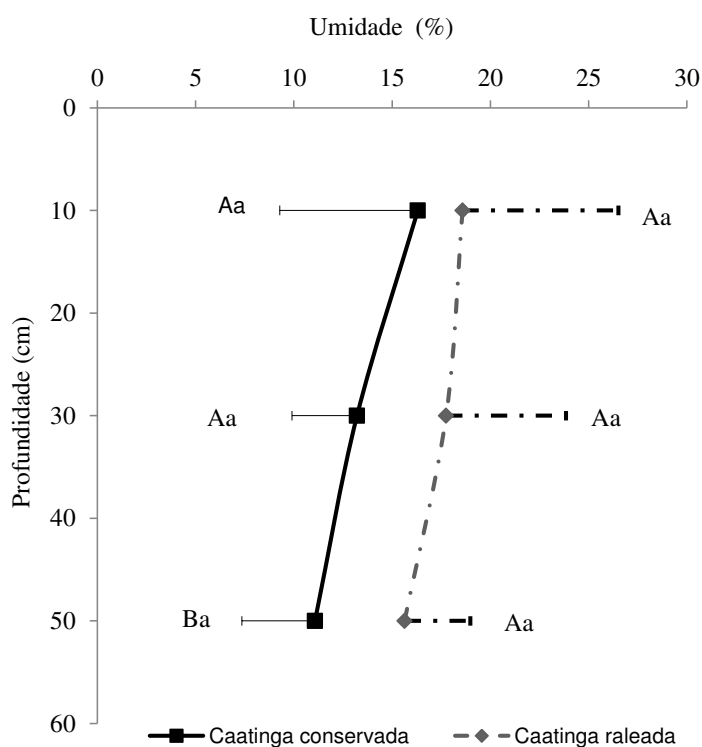
Verifica-se que as chuvas se concentraram entre os meses de abril a julho de 2013 e janeiro a março de 2014, enquanto que os meses de agosto a dezembro caracterizam-se por período de estiagem (Figura 1.6). Neste trabalho consideraremos como mês seco àqueles com precipitações inferiores a 50 mm (ANDRADE *et al.*, 2008). Ainda de acordo com a Figura 1.6, tem-se que as maiores temperaturas do solo na camada de 10 cm coincidiram com o período de estiagem, atingindo valores médios de 40 °C e 36,6 °C no mês de outubro na área raleada e conservada, respectivamente. Com exceção de agosto, em todos os meses monitorados a temperatura do solo na área raleada foi estatisticamente superior ($p \leq 0,05$) à da Caatinga natural.

A dinâmica da umidade gravimétrica do solo nas três profundidades do perfil de cada área experimental (CS₃₅ e CR₅), ao longo do período estudado é apresentada na Figura 1.7.

A Figura 1.7 demonstra que os maiores valores absolutos de umidade gravimétrica foram registrados ao longo do perfil vertical da área raleada, aproximadamente 18%. No entanto, para a camada superficial, 0-20cm, a caatinga submetida ao raleamento

apresentou percentual de umidade de aproximadamente 18%, contra 16% da caatinga conservada, não diferindo estatisticamente a 5% de significância. As maiores variabilidades temporais foram registradas na camada superficial (0-20 cm), estas apresentaram desvios de 8% na CR₅ e de 7% na CS₃₅ (Figura 1.7). Ainda de acordo com a Figura 1.7, fica evidente que em ambos os perfis ocorreram pouca variação da umidade média gravimétrica, constatando-se maiores diferenças entre manejos na maior profundidade do solo (40-60 cm).

Figura 1.7 – Percentual da umidade gravimétrica no perfil do solo nos manejos CS₃₅(n=105) e CR₅(n=105) durante o período de abril/13 a março/14. As barras horizontais representam o desvio padrão da média. Letras minúsculas iguais dentro da profundidade, e maiúscula entre manejos (conservada, raleada) não diferem estatisticamente através do Test T (p>0,05).



Fonte: O Autor.

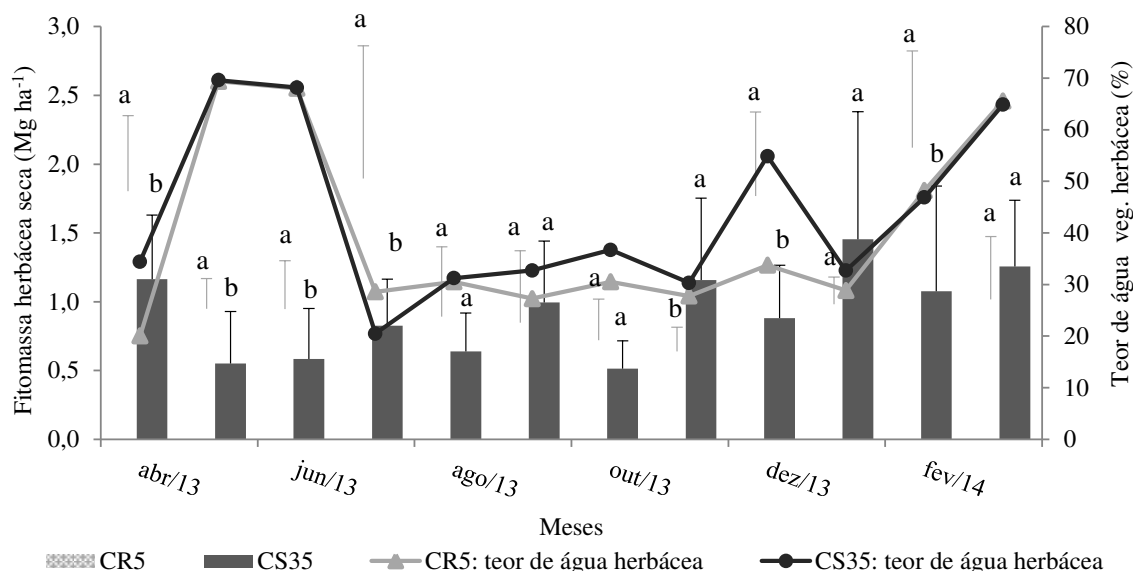
No tocante às propriedades físico-químicas do solo, observa-se que as parcelas experimentais apresentaram solo com características semelhantes. O pH tende à neutralidade, oscilando entre 6,7 e 6,9; a textura franco siltosa, com exceção da camada 0-20 cm da mata raleada, esta foi classificada como siltosa. Com relação à densidade aparente do solo houve pouca variação, sendo os maiores valores registrados na camada de 40-60 cm da área com vegetação conservada, atingindo 1,50 g cm⁻³ (Tabela 1.1).

3.2 Fitomassa de matéria seca do estrato herbáceo

A fitomassa de matéria seca da vegetação herbácea durante o período estudado (abril/2013 a março/2014) foi significativamente influenciado pelo manejo das espécies arbóreo-arbustivas ao nível 5% de significância. A área CR₅ apresentou maior produtividade de matéria seca das espécies herbáceas, com estoque médio anual de aproximadamente 1,21 Mg ha⁻¹ ($\pm 0,7$ Mg ha⁻¹) quando comparada com 0,92 Mg ha⁻¹ ($\pm 0,5$ Mg ha⁻¹) na parcela CS₃₅.

A parcela manejada apresentou maior variação temporal do estoque de fitomassa herbácea quando comparado com a área com vegetação conservada (Figura 1.8).

Figura 1.8 – Fitomassa seca (Mg ha⁻¹) e teor de água da vegetação herbácea (%), no período de abril/2013 a março/2014 em dois manejo da Caatinga – CS₃₅ (n=120) e CR₅ (n=120). As linhas verticais representam o desvio padrão da média. Letras iguais dentro de cada mês não diferem estatisticamente pelo Test T ($p \leq 0,05$)



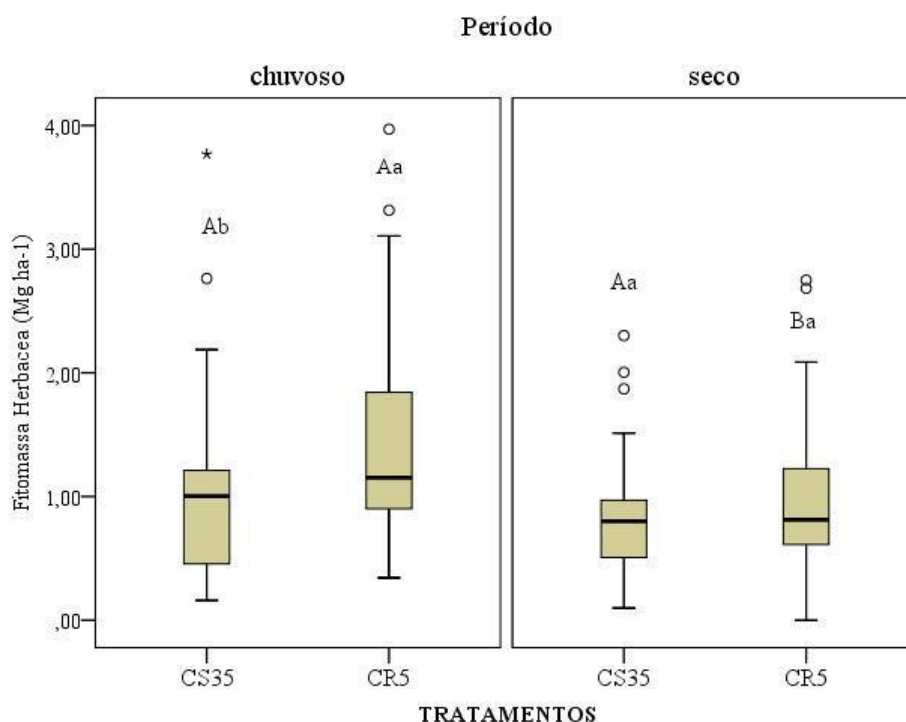
Fonte: O Autor.

Durante os meses chuvosos, abril a julho de 2013 e fevereiro/2014, a produção de fitomassa seca da vegetação herbácea na Caatinga raleada foi sempre superior ao da Caatinga conservada ($p=0,001$), atingindo o ápice de estoque no mês de fevereiro de 2014, aproximadamente 2,3 Mg ha⁻¹ (Figura 1.8). No entanto, ainda de acordo com a Figura 1.8, durante o período de estiagem (agosto a novembro/2013), com exceção de novembro, não se observou diferença estatística ($p>0,05$) no estoque de matéria seca entre os manejos estudados. Diferentemente do observado na CR₅, a matéria seca da vegetação herbácea na Caatinga conservada apresentou poucas oscilações ao longo do período estudado, as quais contabilizaram estoques de 1,16 Mg ha⁻¹ em abril de 2013 e 1,25 Mg ha⁻¹ em março de 2014 (Figura 1.8).

No tocante a distribuição sazonal dos teores de água da fitomassa herbácea (Figura 1.8), esta apresentou comportamento semelhante em ambas às coberturas vegetais, sendo que a percentagem de água contida no estrato herbáceo da Caatinga conservada foi superior apenas no período de estiagem quando comparado com a vegetação submetida ao raleamento.

Analisando a Figura 1.9, tem-se que o estoque de matéria seca herbácea não diferiu estatisticamente entre o período seco e chuvoso para a área com vegetação conservada, diferentemente da parcela raleada, onde foi significativamente superior durante o período chuvoso, aproximadamente $1,38 \text{ Mg ha}^{-1}$, comparado com $0,97 \text{ Mg ha}^{-1}$ do período de estiagem.

Figura 1.9 – Fitomassa herbácea seca (Mg ha^{-1}) durante a estação chuvosa e seca para as duas coberturas do solo: Caatinga conservada ($n=120$) e raleada ($n=120$). Letras minúsculas iguais dentro de cada período (chuvoso, seco), e maiúscula entre período dentro de cada manejo (CS_{35} , CR_5) não diferem estatisticamente através do Test T ($p \leq 0,05$)



Fonte: O Autor.

Na parcela mantida conservada a fitomassa herbácea foi pouco influenciada pela oscilação anual de precipitação. Entretanto, quando se alterou o equilíbrio por meio do raleamento, potencializaram-se diferenças significativas na produção de fitomassa seca entre as épocas chuvosas e de estiagem. Por se tratar de espécies com estádios vegetacional de ciclo fenológico curto em apenas dois meses após cessar as chuvas há uma significativa redução no estoque de matéria seca na vegetação principalmente da área raleada, recuperando sua

produtividade primária líquida em dezembro impulsionada pelas pequenas alturas pluviométricas ocorridas no mês de outubro e novembro (66,1mm) (Figuras 1.6 e 1.8).

Os resultados do manejo de raleamento estão em conformidade com os encontrados por Araújo Filho *et al.* (2002), estes verificaram que a disponibilidade média de fitomassa na Caatinga foi mais elevada ao fim da estação úmida, com o total de $1,19 \text{ Mg ha}^{-1}$ ano, correspondendo a 25,3% da fitomassa total, superando os resultados obtidos ao início da estação úmida e no fim da estação seca. Sawadogo *et al.* (2005) verificaram que a biomassa herbácea é particularmente variável e diferenças de mais de 500% podem ocorrer entre as estações sucessivas. A redução de matéria seca da fitomassa herbácea na área CR₅ durante a estação de estiagem decorre da dormência e/ou senescência de alguns indivíduos herbáceos durante o período de estiagem (figuras 1.8 e 1.9), impulsionados pela redução da umidade do solo, principalmente nas camadas superficiais (Figura 1.7). Jia e Shao (2014) estudando a dinâmica de profundidade da umidade do solo em resposta a restauração da vegetação no planalto de Loess na China, concluíram que as camadas superficiais (10 cm) apresentaram as maiores coeficientes de variações da umidade do solo.

Nos trabalhos em que é avaliada a disponibilidade de matéria seca da Caatinga são destacados valores de fitomassa herbácea entre $1,5$ a $4,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, em conformidade com os obtidos neste estudo, sendo que tais variações são condicionadas pelas características de cada área, especialmente da cobertura do solo por plantas lenhosas e da época de avaliação (PEREIRA FILHO *et al.*, 2013). Na prática, costuma-se afirmar que o raleamento transfere a produção de biomassa dos arbustos e árvores para o estrato herbáceo. O mais importante é que essa técnica aumenta consideravelmente a matéria seca oriunda de gramíneas e dicotiledôneas herbáceas (PEREIRA FILHO *et al.*, 2013).

Há tempos investigadores brasileiros, africanos e australianos relatam aumentos significativos no rendimento do estrato herbáceo em florestas tropicais secas após a redução da copa arbustiva-arbórea, a exemplo de Barnes (1979), Whiteman (1980), Araújo Filho *et al.* (2002) e Pereira Filho *et al.* (2010). Esses últimos autores, estudando a manipulação da vegetação lenhosa sobre a produção e compartimentalização da fitomassa pastável de uma Caatinga sucessional, concluíram que os manejos de manipulação da Caatinga aumentaram substancialmente a participação das gramíneas na composição da fitomassa herbácea, encontrando valores inferiores ao obtido nesta pesquisa, aproximadamente $0,57 \text{ Mg ha}^{-1}$ de matéria seca, quando manejou-se a Caatinga por meio do raleamento.

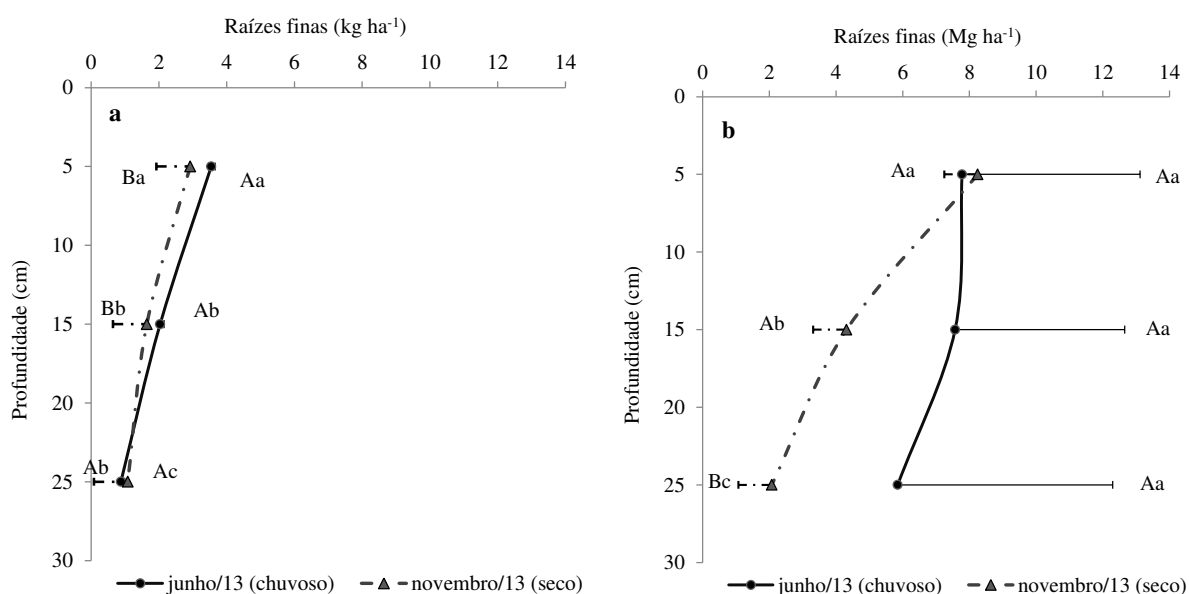
Um modelo conceitual dos principais fatores que controlam a densidade de espécies herbáceas é apresentado por Grace (1999). Tal modelo sugere que a densidade de

espécies está mais correlacionada com a penetração de luz até a superfície do solo do que com a biomassa acima do solo ou mesmo a fertilidade do habitat. Portanto, há maior disponibilidade do fluxo de energia solar para o processo fotossintético do estrato herbáceo localizado abaixo do dossel de florestas submetidas ao raleamento, contribuindo para o aumento de fitomassa, raízes fasciculadas finas e, conseqüentemente, dos teores de matéria orgânica no solo.

3.3 Fitomassa de matéria seca das raízes finas

Apesar da proximidade das curvas, conforme observado na Figura 1.10a, apenas na camada de 20-30 cm da área com Caatinga conservada (CS₃₅) constatou-se semelhança nos estoques de matéria seca de raízes finas entre o período seco e chuvoso ($p=0,530$). Os maiores quantitativos de fitomassa seca das raízes finas na vegetação conservada foram encontrados durante o período chuvoso na camada 0-10 cm, aproximadamente $3,54 \text{ Mg ha}^{-1}$. Entretanto, esta camada armazena durante este período apenas a metade do quantitativo de raízes finas encontradas na Caatinga raleada (Figura 1.10b).

Figura 1.10 – Fitomassa seca de raízes finas (Mg ha^{-1}) presente no perfil de profundidade do solo nas áreas com Caatinga conservada (a) ($n=30$) e raleada (b) ($n=30$), nos meses de junho e novembro de 2013. Letras minúsculas iguais dentro da profundidade, e maiúscula entre períodos (chuvoso, seco) não diferem estatisticamente através do Test T ($p \leq 0,05$)



Fonte: O Autor.

Ainda de acordo com a Figura 1.10b, torna-se evidente uma redução nas camadas subsuperficiais (10-20 e 20-30 cm) da massa de raízes finas durante o período de estiagem

para o manejo CR₅. Apesar da aparente distância entre as curvas, ficou constatado que as concentrações de raízes finas no solo da CR₅ só diferenciaram estatisticamente a 5% de significância entre as estações chuvosas e secas da camada mais profunda do solo (20-30 cm). Isto devido a grande variabilidade amostral das medidas de raízes nas parcelas com caatinga raleada. Entretanto, durante o período chuvoso houve maior homogeneidade nas concentrações de raízes finas ao longo da profundidade vertical, não diferindo estatisticamente ($p>0,05$) (Figura 1.10b).

Diferentemente da época chuvosa, o maior estoque de raízes finas durante o período de estiagem se concentrou na camada superior (0-10 cm), aproximadamente 8,25 Mg ha⁻¹ para o manejo CR₅ (Figura 1.10b). Pinheiro *et al.* (2013) observaram que a profundidade das raízes na estação seca da Caatinga é, em média, 10 centímetros mais curto que o da estação chuvosa, provavelmente em função da morte da zona apical das raízes.

Contabilizando os estoques totais de matéria seca das raízes finas na camada de 0-30 cm do manejo CR₅, obtêm-se aproximadamente 21,19 Mg ha⁻¹ e 14,63 Mg ha⁻¹ no período chuvoso e seco, respectivamente (Figura 1.10b). O referido decréscimo equivale a uma redução de 6,56 Mg ha⁻¹ (30,9%) em apenas 6 meses. A maior distribuição de raízes finas no perfil do solo com predominância de gramíneas herbáceas possibilitam o incremento e a liberação de compostos solúveis pela exsudação ou decomposição radicular, facilmente decomponível e utilizável como fonte de energia pelos microrganismos (KUZUYAKOV; DOMANSKI, 2000).

Já para o manejo CS₃₅, o estoque dentro da camada total (0-30 cm) foi de apenas 6,45 Mg ha⁻¹ e 5,64 Mg ha⁻¹ respectivamente, contabilizando-se um decréscimo de apenas 0,81 Mg ha⁻¹ (12,5%) entre as estações chuvosa e seca de 2013 (Figura 1.10a). Menezes *et al.*, 2012, estudando a ciclagem biogeoquímica em ecossistemas terrestres do bioma Caatinga, obtiveram valores médios de biomassa radicular na camada superficial (0-20 cm) bem acima dos obtidos na parcela CS₃₅, entre 3 a 12 Mg ha⁻¹. Diferentemente da parcela com Caatinga conservada, as amostras de matéria seca das raízes finas apresentaram um coeficiente de variação bastante elevado para parcela submetida ao raleamento, comportamento decorrente da maior exposição do solo às intempéries climáticas (Figura 1.10b).

A biomassa das raízes tem sido bem menos avaliada que as do componente aéreo das florestas. Estudos com foco nas estimativas da biomassa radicular em ecossistemas da caatinga são raríssimos, estes se concentram no monitoramento das raízes finas e superficiais (SALCEDO *et al.*, 1999). Embora cada tipo de vegetação possua arquitetura radicular

diferenciada, o uso da razão raiz/parte aérea, tem sido amplamente empregado na estimativa do quantitativo de fitomassa radicular para fins de contabilidade de carbono. Nesse contexto, vários pesquisadores têm defendido o uso de equações alométricas para estimar a biomassa radicular a partir de equações alométricas ou qualquer biomassa da parte aérea (IPCC, 1996; VOGT *et al.*, 1998; SAMPAIO, *et al.*, 2005; MONKNAY *et al.*, 2006). Os últimos autores citados desenvolveram uma equação genérica que prevê confiavelmente ($r^2 = 0,93$) estoques de biomassa radicular a partir de dados de biomassa aérea em florestas e matas de diversos biomas do planeta.

Portanto, espera-se neste estudo uma maior correlação entre a biomassa aérea de plantas herbáceas com o quantitativo do estoque de raízes finas. Tal afirmativa está em conformidade com os resultados encontrados por Mokany *et al.* (2006), estes observaram que a relação raiz/parte aérea foi maior em pastagens quando comparado com florestas ou outra vegetação lenhosa.

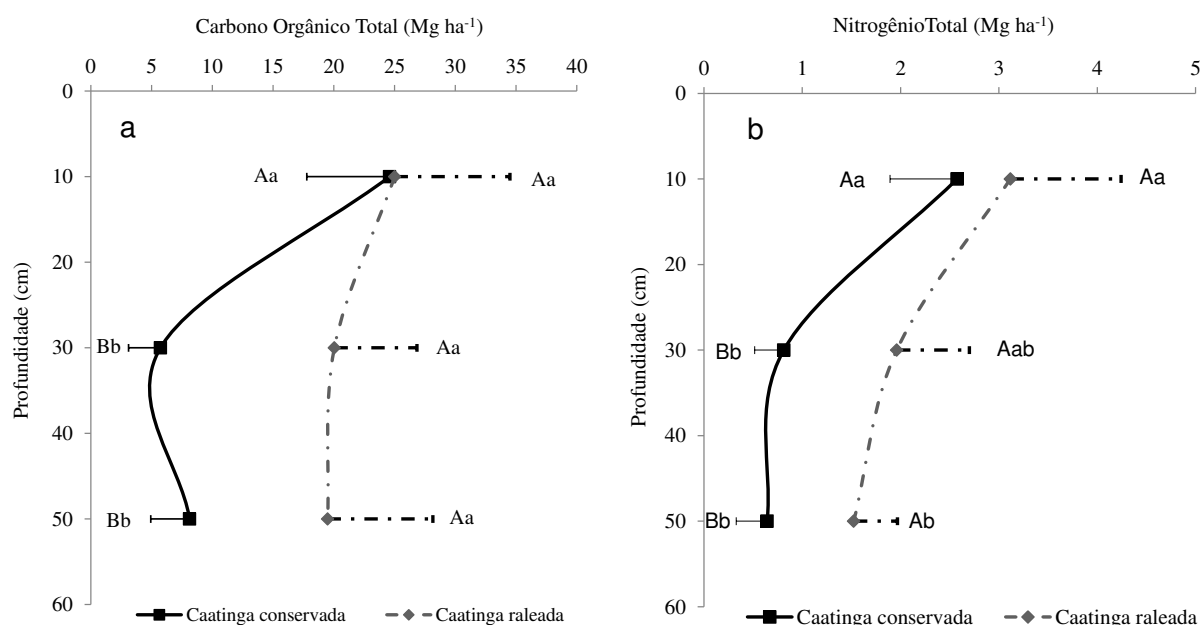
Diante o exposto, pode-se inferir que o decréscimo de matéria seca aérea da fitomassa herbácea no manejo CR₅ ao longo dos meses secos, agosto a novembro (Figuras 1.8 e 1.8), decorrentes das baixas precipitações pluviométricas e consequentemente redução da umidade no solo estão contribuindo para a morte e posterior redução da biomassa de raízes finas ao longo do perfil do solo, fato não evidenciado nas camadas de 20-30 cm da CS₃₅ e 0-10 cm da área CR₅ e (Figuras 1.10a e 1.10b, respectivamente). Portanto, após o fim do período chuvoso, inicia-se um incremento significativo de resíduos orgânicos oriundos da morte e ruptura de raízes finas das gramíneas e leguminosas herbáceas à matéria orgânica ao solo. A vegetação devolve nutrientes ao solo por meio da circulação de matéria representada pela deposição de serapilheira e morte de raízes, principalmente as finas (VOGT *et al.*, 1986).

Há estimativas de que o estoque de carbono em raízes de florestas tropicais secas no mundo variam entre 17 e 31 Mg ha⁻¹ (JARAMILLO *et al.*, 2003; RAHERISON; GROUZIS, 2005), valores abaixo dos encontrados para florestas tropicais úmidas (36 a 68 Mg ha⁻¹) (SARMIENTO *et al.*, 2005). Medidas de estoque de raízes no semiárido nordestino são praticamente inexistentes. Em Caatinga, um dos raros trabalhos encontrou valores médios de 2,4 Mg ha⁻¹ano⁻¹ de raízes finas (<2 mm de espessura) (SALCEDO; SAMPAIO, 2008), valores próximos aos encontrados na parcela CS₃₅ (3,3 Mg ha⁻¹ e 1,7 Mg ha⁻¹), porém bem inferiores aos encontrados na área CR₅ (21,2 Mg ha⁻¹ e 14,6 Mg ha⁻¹), para os períodos chuvoso e seco, respectivamente. O estoque de raízes finas na profundidade de 30 cm da parcela raleada foi superior ao relatados por Salcedo *et al.* (1999) que encontraram no solo de Caatinga nativa em Caruaru, no estado do Pernambuco, valores entre 3 a 8 Mg ha⁻¹.

3.4 Distribuição temporal do estoque de carbono e nitrogênio ao longo do perfil do solo

As quantidades líquidas de Carbono Orgânico Total e Nitrogênio Total da camada superficial (0-20 cm), independentemente da cobertura do solo, apresentaram a maior variabilidade temporal quando comparados com as profundidades subsuperficiais, não havendo diferença estatística entre os manejos estudados nesta camada superficial (Figura 1.11).

Figura 1.11 – Distribuição do estoque de Carbono Orgânico Total (a) e Nitrogênio Total (b) no perfil do solo dos manejos CS₃₅ (n=105) e CR₅ (105) durante o período de abril/13 a março/14. As barras horizontais representam o desvio padrão da média



Fonte: O Autor.

Constata-se nas Figuras 1.11a e 1.11b que há uma aproximação entre as curvas de distribuição do estoque de Carbono Orgânico Total e Nitrogênio Total na camada de 0-20 cm do solo de ambas as parcelas estudadas. Entretanto, para as demais camadas subsuperficiais (20-40 cm e 40-60 cm), o manejo com Caatinga raleada superou a Caatinga nativa no que se refere aos estoques de COT e N total ($P \leq 0,05$).

Ademais, torna-se importante salientar que a vegetação raleada consegue manter o estoque de carbono de forma homogênea ao longo do perfil de profundidade do solo, apresentando valores de 25,01 Mg ha⁻¹ (0-20 cm), 20,05 Mg ha⁻¹ (20-40 cm) e 19,49 Mg ha⁻¹ (40-60 cm) (Figura 1.11a).

Uma das possíveis justificativas para os maiores estoques de carbono em maiores profundidades do solo na parcela submetida ao raleamento (Figuras 1.11a) provém do

acúmulo de resíduos orgânicos aportados principalmente após a morte das raízes finas conforme já apresentado na Figura 1.10. O carbono estocado no solo é resultado de milhares de anos de formação, incorporados através da serrapilheira e das raízes (ADUAN *et al.*, 2003). As raízes finas são as grandes fornecedoras de carbono ao solo (FREITAS *et al.*, 2008) quando morrem e se decompõem em grandes quantidades durante o período de estiagem (PAIVA; FARIA, 2007). De acordo com Gonçalves e Melo (2000), o aporte de COT no solo se deve, principalmente, aos produtos de decomposição de raízes finas, à iluviação de compostos orgânicos oriundos da decomposição de resíduos vegetais depositados sobre o solo e ao material incorporado pelo movimento da macro e mesofauna.

Na camada superficial (0-20 cm), o valor de COT no manejo CS₃₅ foi, em média, de 24,60 Mg ha⁻¹, estando bem acima dos valores obtidos nas camadas subsuperficiais da referida área (Figura 1.11a). Os maiores desvios padrões apresentado na camada superficial (0-20 cm) (Figuras 1.11a e 1.11b), tanto para o N totais quanto para o COT em ambas as coberturas, refletem as maiores variabilidades sazonais já apresentadas na Figura 1.11.

Outro fator que possivelmente contribuiu para conservação dos maiores teores de carbono nas camadas sub-superficiais da parcela raleada, justifica-se pelos resultados encontrados por Rodrigues *et al.* (2013) estudando as mesmas parcelas no ano de 2009. Esses autores verificaram que a microbacia com vegetação raleada apresentou menor escoamento superficial em todo o período investigado. Tal fato se explica pela maior penetração de luz solar devido o raleamento das espécies arbóreas com consequente aumento da cobertura rasteira pela vegetação herbácea. O desenvolvimento da vegetação herbácea reduziu a velocidade do fluxo de massa, aumentou a oportunidade de infiltração, o que resultou em menores lâminas de escoamento superficiais (RODRIGUES *et al.*, 2013). O maior tempo de oportunidade de infiltração na parcela submetida ao raleamento possivelmente contribuiu para o aumento da umidade ao longo do perfil de profundidade (Figura 1.7), crescimento do sistema radicular das plantas herbáceas, além de contribuir com maiores taxas de iluviações de carbono e nitrogênio a maiores profundidades.

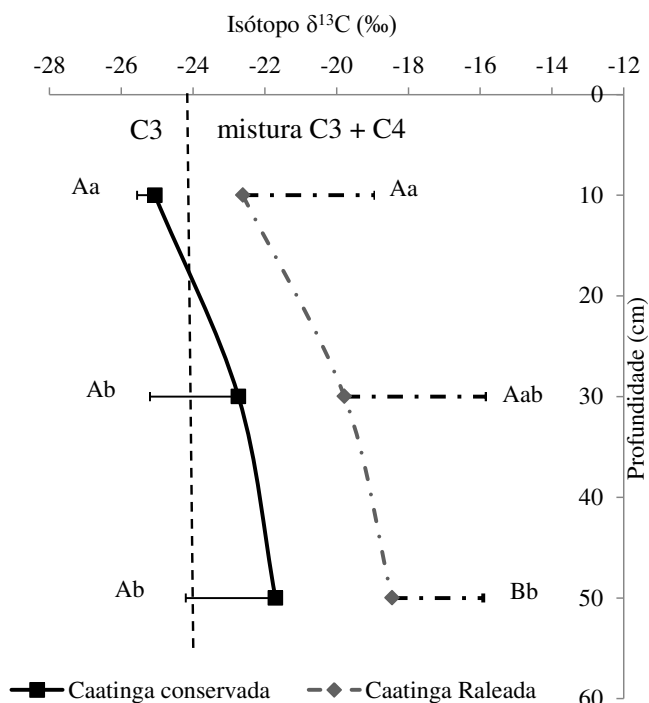
Os valores de estoque de C encontrados neste trabalho foram superiores aos apresentados por Amorim (2009) em Argissolo sob Caatinga no Município de Petrolina. Esse autor, avaliando a variação sazonal dos estoques médios de Carbono no solo, observou que no período de estiagem os valores foram superiores aos do período chuvoso, sendo 16,5 Mg ha⁻¹; 11,8 Mg ha⁻¹ e 9,89 Mg ha⁻¹ na estiagem e 14,2 Mg ha⁻¹; 10,0 Mg ha⁻¹ e 8,99 Mg ha⁻¹ após o período chuvoso nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm, respectivamente. Em concordância com o resultado supramencionado, há redução do estoque de carbono e

nitrogênio neste estudo durante o período chuvoso (Figuras 1.11) sendo intensificado nos curtos períodos de chuvas torrenciais, o que levou a redução destes elementos em resposta ao aumento das taxas de decomposição, respiração microbiana e perdas por erosão e lixiviação principalmente do nitrogênio, elemento de alta mobilidade no solo.

As concentrações de COT na CS₃₅ e do N total em ambas as coberturas vegetais diminuíram com a profundidade (Figuras 1.11a e 1.11b). Comportamento semelhante foram encontrados por Gelaw *et al.* (2014) ao estudar o estoque de COT e N total em uma região semiárida do norte da Etiópia, e por Haile *et al.* (2008) em sistemas silvilpastoril na Flórida, além de Aticho (2013) em Kafa, Sudoeste da Etiópia. Portanto, os maiores estoques destes elementos na superfície do solo, indicam iminente risco de grandes quantidades de CO₂ serem liberadas da superfície do solo para a atmosfera caso o uso da terra seja convertido para manejos com intensa mobilização e revolvimento do solo (TIESEN *et al.*, 1998).

Conforme apresentado na Figura 1.11a, os valores de estoque de carbono na camada 0-20 cm da área conservada (24,6 Mg ha⁻¹) e da parcela raleada (25,01 Mg ha⁻¹) estão dentro do intervalo dos valores relatados por Giongo *et al.* (2011) em solos do semiárido brasileiro (20 a 48,4 Mg ha⁻¹); inferiores aos obtidos por Bernoux *et al.* (2002) para solos da região Amazônica em profundidade de 30 cm (30 a 60 Mg ha⁻¹), e em solos arenosos do Cerrado brasileiro, aproximadamente 38,7 Mg ha⁻¹ (MAIA *et al.*, 2009). No tocante aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ estes foram predominantes na área com caatinga raleada (p=0,01), variando de -22,6 a -18,5 ‰ entre as camadas de 0-20 e 40-60 cm, respectivamente (Figura 1.12).

Figura 1.12 – Valores médios do $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e contribuição das plantas C_3 e C_4 nos estoques de C no perfil do solo dos manejos CS_{35} ($n=30$) e CR_5 ($n=30$). As barras horizontais representam o desvio padrão da média. Letras minúsculas iguais dentro da profundidade, e maiúscula entre manejos (conservada, raleada) não diferem estatisticamente através do Test T ($p<0,05$)



Fonte: O Autor.

Ainda de acordo com a figura 1.12, tem-se que as menores variações nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ ocorreram na camada de 0-20 cm do solo com floresta conservada. Além do mais, destaca-se nesta camada o predomínio do aporte de carbono oriundo de espécies do ciclo metabólico C_3 , ou seja, advindo de resíduos das espécies arbustivo-arbóreas. Ainda conforme a supramencionada figura verifica-se na área com caatinga raleada uma maior heterogeneidade nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, além de que na camada mais profunda (40-60 cm) deste manejo há incrementos significativos de carbono provenientes de espécies C_4 (gramíneas tropicais), logo diferindo estatisticamente da mesma camada da mata conservada ($p=0,015$).

Tal comportamento indica que as alterações recentes na cobertura vegetal a partir da prática de raleamento e consequente aumento do povoamento de gramíneas tropicais contribuíram para o incremento de resíduos orgânicos oriundos de espécies vegetais com metabolismo do ciclo C_4 em profundidades inferiores (40-60 cm) da área CR_5 . Portanto, confirmando a hipótese do incremento recente de carbono a partir de resíduos orgânicos aportados pela morte e ruptura de raízes finas de gramíneas à matéria orgânica do solo da área raleada, como já evidenciado na Figura 1.10b. Este resultado corrobora com Costa *et al.*,

(2009), estes monitorando o estoque de carbono em solo do sul do estado da Bahia, observaram que os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados para a área de mata nativa (-27‰), em três camadas do solo, estão dentro da faixa (-22 a -34 ‰) correspondente às plantas C_3 (Veldkamp, 1993), enquanto nas áreas de pasto os valores encontrados são maiores (média de -22 ‰), próximos ao encontrado neste estudo, indicando enriquecimento em $\delta^{13}\text{C}$ advindo do material orgânico das gramíneas.

O substancial enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ em profundidades inferiores da área conservada (CS_{35}) evidencia que este local foi submetido a manejo diferenciado no passado, e, por conseguinte, este fato foi nos confirmando por professores e técnicos do IFCE. Os técnicos nos relataram que há 35 anos, ambas as áreas historicamente eram destinadas ao cultivo de milho e algodão de sequeiro. Portanto, a hipótese mais provável é que o carbono das profundidades subsuperficiais (20-40 cm e 40-60 cm) da CS_{35} sejam remanescentes de matéria orgânica antiga humificada, proveniente de uma vegetação anterior mais rica em $\delta^{13}\text{C}$ que a atual. Comportamento semelhante foi evidenciado por Torres (2011), este verificou que após 17 anos de reflorestamento com leguminosas arbóreas, a fração leve da matéria orgânica ainda possuíam valores de $\delta^{13}\text{C}$ provenientes de plantas C_4 nas camadas subsuperficiais (30-40 e 40-60 cm). De acordo com Fuentes *et al.* (2010), os manejos com monocultura de milho, independentemente do tipo de solo, contribuíram com maior valores de $\delta^{13}\text{C}$ em todo o perfil. Os autores atribuíram a este enriquecimento os resíduos de plantas C_4 (milho) cujos valores de $\delta^{13}\text{C}$ variam entre -9 e -19 ‰, com médias de -13 ‰ (CERRI;VOLKOFF,1991).

O ligeiro enriquecimento nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas maiores profundidades da área conservada (CS_{35}) (Figura 1.12), podem ainda estar associado a uma das razões estabelecidas por Balesdent *et al.* (1987). O referido autor estabelece que, enquanto a decomposição de substratos orgânicos envolve um efeito isotópico normal, os produtos microbianos tornam-se mais enriquecidos em $\delta^{13}\text{C}$ do que os substratos. Outra possível causa desta variabilidade reside no fato de que na humificação, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do carbono orgânico tendem a aumentar com o tempo (VITORELLO *et al.*, 1989; TORRES, 2011).

No entanto, diferentemente da CS_{35} , além da fonte antiga, a área submetida ao raleamento apresenta um incremento de fontes recentes de $\delta^{13}\text{C}$ nas profundidades inferiores conforme evidenciado na Figura 1.12. Tal resultado está em conformidade com os estudos de Rosolen *et al.* (2012), estes constataram que a introdução de gramínea braquiária (*Brachiaria decumbens*), planta de metabolismo C_4 , na pastagem manejada em substituição à área florestada de cerrado, alterou a assinatura isotópica do carbono do solo para valores menos negativos, entre -15,26‰ e -17,58‰.

4. CONCLUSÕES

1. Este trabalho de forma inédita demonstra que o manejo de raleamento contribui para o maior estoque de carbono orgânico total e nitrogênio total no solo quando comparado com uma área mantida conservada há 35 anos no bioma caatinga;
2. O estoque de matéria seca da vegetação herbácea da área submetida ao raleamento foi superior durante o período chuvoso. Já na área com Caatinga nativa este se mantém constante independente da época do ano;
3. O aumento da cobertura herbácea influi na dinâmica da umidade do solo, permitindo maior aprofundamento das raízes finas, associado ao aumento da umidade, estoque de carbono e nitrogênio orgânico no solo da caatinga raleada, inclusive em profundidades maiores;
4. A prática de raleamento favoreceu o incremento de carbono ao longo do perfil de profundidade do solo oriundo de resíduos orgânicos de espécies vegetais com metabolismo do ciclo C_4 (gramíneas tropicais);
5. Este trabalho aponta que a implementação do raleamento no bioma caatinga surge como alternativa de manejo a ser considerada em projetos de sustentabilidade no semiárido, contribuindo com a maximização da produção de forragem herbácea para alimentação de pequenos e grandes ruminantes, pasto apícola, além do aumento do estoque de carbono no solo das florestas secas tropicais e mitigação do aquecimento global;
6. Mesmo apresentado menores quantitativos de biomassa aérea no bioma caatinga, os valores do estoque de carbono e nitrogênio do solo encontrados nesta pesquisa estão próximos dos observados em outros biomas brasileiros a exemplo do Cerrado e da floresta Amazônica;
7. Estimar os estoques de carbono e nitrogênio no sistema solo-planta e conhecer a dinâmica destes elementos no ambiente semiárido é difícil diante da complexidade de clima, solo, cobertura vegetal e uso da terra, portanto, torna-se importante a repetição do experimento em outras ecorregiões do bioma Caatinga, abrangendo maiores extensões territoriais, outras manchas de solo e longas durações temporais.

REFERÊNCIAS

- ADUAN, E. A.; VILELA, M. F.; KLINK, C. A. **Ciclagem de carbono em ecossistemas terrestres: o caso do cerrado brasileiro**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2003. 30p.
- AMORIM, L. B. **Caracterização da serrapilheira em Caatinga preservada e mudanças no carbono do solo após desmatamento sem queima**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 66p. 2009.
- ANDRADE, A. R. S.; PAIXÃO, F. J. R.; AZEVEDO, C. A. V.; GOUVEIA, J. P. G. OLIVEIRA JÚNIOR, J. A. S. Estudo do comportamento de período secos e chuvosos no município Garanhuns, PE, para fins de planejamento agrícola. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v.1, n.1, p.55-61, 2008.
- ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C.; GARCIA, R., SOUSA, R. A. Efeitos da Manipulação da Vegetação Lenhosa sobre a Produção e Compartimentalização da Fitomassa Pastável de uma Caatinga Sucessional. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, p.11-19, 2002.
- ATICHO, A. Evaluating organic carbon storage capacity of forest soil: case study in Kafa Zone Bitu District, Southwestern Ethiopia. **Amer-Eurasian Journal Agriculture & Environ Sciences**, 13, 95–100. 2013.
- AWEKE M.; GELAWA, B. R.; SINGHA, R. L. Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a semi-arid watershed in Tigray, Northern Ethiopia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 188, p. 256–263, 2014.
- BALESDENT, J.; MARIOTTI, A.; GUILLET, B. Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p.25-30, 1987.
- BARNES, D. **Cattle ranching in the semi-arid savannas of East and Southern Africa**. In: Walker BH, ed, Management of semi-arid ecosystems. Elsevier, Amsterdam, p. 9-59, 1979.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M. C. S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Brazil's Soil Carbon Stocks. **Soil Science Society of America Journal**, v.66, p.888-896, 2002.
- BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. **Bulk density**. In: KLUTE, A., ed. Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods. 2.ed. Madison, ASA-SSSA, p.363-375, 1986.
- COSTA, O. V.; CANTARUTTI, R. B.; FONTES, L. E. F.; COSTA, L. M.; NACIF, P. G. S.; FARIA, J. C. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de tabuleiro costeiro no Sul da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1137-1145, 2009.
- CERRI, C.C.; VOLKOFF, F. Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. **Forest Ecology and Management**, 38, p.247-257, 1991.

DAVIDSON, E.A., SAVAGE, K., BOLSTAD, P., CLARK, D.A., CURTIS, P.S., ELLSWORTH, D.S., HANSON, P.J., LAW, B.E., LUO, Y., PREGITZER, K.S., RANDOLPH, J.C., ZAK, D. Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.113, p.39-51, 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. Centro Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 212p, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** – 2 ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação: Rio de Janeiro Embrapa Solos, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília, Informação Tecnológica, 628p. 2009.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 353p.

FREITAS, T. A. S.; BARROSO, D. G.; CARNEIRO, J. G. A. Dinâmica de raízes de espécies arbóreas: visão da literatura. **Ciência Florestal**, v.18, p. 133-142, 2008.

FUENTES, M.; BRAM GOVAERTS, B.; HIDALGO, C.; ETCHEVERS, J.; GONZÁLEZ-MARTÍN, I.; HERNÁNDEZ-HIERRO, J. M.; SAYRE, K. D.; DENDOOVEN, L. Organic carbon and stable ¹³C isotope in conservation agriculture and conventional systems. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 551-557, 2010.

GALINDO, I. C. L.; RIBEIRO, M. R.; SANTOS, M. F. A. V.; LIMA, J. F. W. F.; FERREIRA, R. F. A. L. Relações solo-vegetação em áreas sob processo de desertificação no município de jataúba, PE. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.32, p.1283-1296, 2008.

GELAW, A. M.; SINGH, B. R.; LAL, R. Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a semi-arid watershed in Tigray, Northern Ethiopia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.188, p. 256-263, 2014.

GIBBS, H. K., BROWN, S., NILES, J.O., FOLEY, J.A. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, v. 2, 045023, 2007.

GIONGO, V.; GALVÃO, S. R. S.; MENDES, A. M. S.; GAVA, C. A. T.; CUNHA, T. J. F. Soil Organic carbon in the Brazilian Semi-arid tropics. **Global Science Books, Dynamic soil, dynamic plant**, v.5, Special Issue 1, p. 12-20, 2011.

GONÇALVES, J. L. M.; MELLO, S. L. M. **O sistema Radicular das Árvores**. In: Nutrição e Fertilização Florestal. IPEF, Piracicaba, 2000.

GRACE, J.B. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. v. 1, p. 1-28. 1999.

GUO, Q. F. Microhabitat differentiation in Chihuahuan Desert plant communities. **Plant Ecology**, v.139, p.71-80, 1998.

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

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change - **Land-Use Change & Forestry**. In: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Geneva, Switzerland, p.1-5, 1996.

IPECE - Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. 2004. **Perfil básico municipal**. Iguatu. 24p.

JANSEN, H. H. Soil carbon: A measure of ecosystem response in a changing world? **Canadian Journal of Science**, v.85, n.4, p.467-480, 2005.

JARAMILLO, V.; BOONE, J.; RENTERÍA-RODRÍGUEZ, L.; CUMMINGS, D.; ELLINGSON, L. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. **Ecosystems**, v.6, n.7, p.609-629, 2003.

JIA, Y. H.; SHAO, M. A. Dynamics of deep soil moisture in response to vegetational restoration on the Loess Plateau of China. **Journal of Hydrology**, v.519, p. 523-531, 2014.

KIRMSE, R.D.; PROVENZA, F.D.; MALECHEK, J.C.; Clearcutting Brazilian Caatinga: assessment of a traditional forest grazing management practice. **Agroforestry Systems**, n.5, p.429-441, 1987.

KUZYAKOV, Y.; DOMANSKI, G. Carbon input by plants into the soil. Review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.163, n. 4, p. 421-431, 2000.

LECKIE, D. G.; TINIS, S.; NELSON, T.; BURNETT, C.; GAUGEON, F. A.; CLONEY, E.; PARADINE, D. Issues in species classification of trees in old growth conifer stands. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 31, n. 2, p.175-190, 2005.

LIMA, D. A. The Caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v.4, n.2, p.149-163, 1981.

MAIA, S.; OGLE, S.; CERRI, C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, 149, p. 84-91, 2009.

MATAMALA, R.; GONZALEZ-MELER, M. A.; JASTROW, J.D.; NORBY, R.J.; SCHLESINGER, W.H. Impacts of fine root turnover on forest NPP and soil C sequestration potential. **Science**, 302, p.1385-1387. 2003.

MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V. B.; PÉREZ-MARIN, A. M. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, no. 3 (suppl.), p. 643-653, 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Bioma Caatinga: Contexto, Características e Estratégias de Conservação**. 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/Caatinga/item/191>. Acesso em 24 de fevereiro de 2014.

MOKANY, K.; R. RAISON, R. J.; PROKUSHKIN, A. S. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. **Global Change Biology**, v.12, p. 84-96, 2006.

MIELNICZUK, J. **Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas Agrícolas**. SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. In: Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Gênese, Porto Alegre, p. 1-8, 1999.

PAIVA, A. O.; FARIA, G. E. Estoque de carbono do solo sob cerrado sensu stricto no Distrito Federal, Brasil. **Revista Tropic-Ciências Agrárias e Biológicas**, v.1, p.59-65, 2007.

PANSU, M, GAUTHEYROU, J. **Handbook of Soil Analysis-Mineralogical, Organic and Inorganic Methods**. Springer, 2006, 993 p.

PARK, B. B.; YANAI, R. D. Estimating root biomass in rocky soils using pits, cores, and Allometric Equations. **Soil Science Society of America Journal**, v.71, n.1, 2007.

PEREIRA FILHO, J. M.; BAKKE, O.A. **Produção de Forragem de espécies herbáceas da Caatinga**. In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E.V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P.Y Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, p.145-159, 2010.

PEREIRA FILHO, J. M.; SILVA, A. M. A.; CÉZAR, M. F. Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. **Revista Brasileira Saúde Produção Animal**, v.14, n.1, p.77-90, 2013.

PEREIRA JÚNIOR, J. S. **Nova delimitação do semi-árido brasileiro**. Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados, Centro de Documentação e Informação, p. 24, 2007.

PIMENTEL, J. V. F. **Caatinga e manejo agrossilvipastoril**. In: ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. E. R. (Org.). Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural. Fortaleza: ed. Imprensa Universitária UFC. Cap. 5, p.106-132, 2010.

PINHEIRO, E. A. R.; COSTA, C. A. G.; ARAÚJO, J. C. Effective root depth of the Caatinga biome. **Journal of Arid Environments**, 89, p.1-4, 2013.

RAHERISON, S. M.; GROUZIS D. M. Plant biomass, nutrient concentration and nutrient storage in a tropical dry forest in the south-west of Madagascar. **Plant Ecology**, v.180, n.1, p.33-45, 2005.

RIBEIRO, T. O.; SOUTO, P. C.; SOUZA, B. V.; SOUTO, J. S.; MARACAJA, P. B. Floor quantification of fuel on the forest in the semiarid region of Paraíba, Brazil. **Revista Verde**, v. 7, n. 2, p. 50-59, 2012.

RODAL, M.J.N.; MARTINS, F. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de Caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, 21:192-200. 2008.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M.; MENDONÇA, L. A. R.; ARAÚJO, J. C.; PALÁCIO, H. A. Q.; ARAÚJO, E. M. Respostas hidrológicas em pequenas bacias na região semiárida em função do uso do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.3, p.312–318, 2013.

ROSOLEN, V.; RESENDE, T. M.; BORGES, E. N.; FRARE, C. T.; MACHADO, H. A. Impactos da substituição da vegetação original do Cerrado brasileiro em sistemas agrícolas: alteração do carbono orgânico do solo e $\delta^{13}\text{C}$. **Investigaciones Geográficas, Boletín**, v.79, p. 39-47, 2012.

SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. & ALVES, G.D. Mineralização do carbono e do nitrogênio em solo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.9, p.33-38, 1985.

SALCEDO, I.H.; LEITE, L.; VASCONCELOS, E.; SOUZA, F.; SAMPAIO, E.V.S.B. **Produção de raízes finas sob vegetação de Caatinga**. Proceedings of the Workshop Sobre Sistema Radicular: metodologias e estudos de caso, 1999. Aracaju: EMBRAPA. p.139-152. 1999.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. **Matéria orgânica do solo no bioma Caatinga**. SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. In: Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. revisada e atual, Metrópole, Porto Alegre, cap. 22, p. 419 - 441, 2008.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for brazilian semiarid Caatinga plants. **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, n. 4, p. 935-943, 2005.

SARMIENTO, G.; PINILLOS, M.; GARAY, I. Biomass variability in tropical American lowland rainforests. **Ecotropicos**, v.18, n.1, p.1-20, 2005.

SAWADOGO, L.; TIVEAU, D.; NYGARD, R. Influence of selective tree cutting, livestock and prescribed fire on herbaceous biomass in the savannah woodlands of Burkina Faso, West Africa. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 105, p.335-345, 2005.

SAVADOGO, P.; TIVEAU, D., SAWADOGO, L., TIGABU, M. Herbaceous species responses to long term effects of prescribe fire, grazing and selective cutting tree in the savanna-woodland of west Africa. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 10, p.179-195, 2008.

SILVA, D. J.; QUEIROZ, A. C. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. 3. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2002. 235p.

SILVER, W. L.; THOMPSON, A.W.; MCGRODDY, M. E.; VARNER, R. K.; DIAS, J. D.; SILVA, H.; CRILL, P. M.; KELLERS, M. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. **Global Change Biology**, v.11, p.290-360, 2005.

SOUSA, S. M. S. C.; FRAGA, V. S.; SALCEDO, I. H. **Frações lábeis da matéria orgânica de solos na região semi-árida**. In: MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I. H. (Org.). Fertilidade do Solo e Produção de Biomassa no Semi-Árido. Recife: Editora Universitária da UFPE, p. 105-122. 2008.

TIESSSEN, H.; FELLER, C.; SAMPAIO, E.V. S. B.; GARIN, P. Carbon sequestration and turnover in semiarid savannas and dry forests. **Climatic Change**, v.40, p.105-117, 1998.

TORRES, A. Q. A. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em área degradada em recuperação com plantio de leguminosas arbórea, no município de Angra dos Reis, RJ**. Pós Graduação em agronomia na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Ceropédica, 2011. 42f. (Dissertação de Mestrado)

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

VELDKAMP, E. **Soil organic carbon dynamics in pastures established after deforestation in the humid tropics of Costa Rica**. Wageningen, Van de Landbouwniversiteit, 1993. 117p. (Tese de Mestrado).

VITORELLO, V.A.; CERRI, C.C.; ANDERSON, F.; FELLER, C.; VICTORIA, R.L. Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**, v.53, p.773-778, 1989.

VOGT K. A; VOGT D.J.; BLOOMFIELD J. Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level. **Plant and Soil**, v.200, p.71-89, 1998.

VOGT, K.A.; GRIER, C.C.; VOGT, D.C. Production, turnover and nutrient dynamics of above and belowground detritus of world forests. **Advances in Ecological Research**, v.15, p.203-234, 1986.

WHITEMAN, P.C. **Tropical pasture science**. Oxford Univ Press, Oxford, 392 p, 1980.

CAPÍTULO 2 – Fitomassa de raízes, estoque de carbono e estabilidade de agregados do solo em floresta tropical seca

RESUMO

O declínio da estrutura do solo é cada vez mais visto como uma forma de degradação, associado a práticas de manejo inadequadas e ao aumento das emissões de CO₂ para atmosfera. Objetivou-se com este trabalho quantificar as alterações no estoque de carbono orgânico total (COT) e fitomassa de raízes finas e a relação com a estabilidade de agregados em solo da classe dos Vertissolos no bioma Caatinga submetidos a dois diferentes usos e manejo. O estudo foi conduzido em duas microbacias hidrográficas adjacentes, localizadas no município de Iguatu, Ceará, Brasil. A microbacia controle permaneceu com a vegetação conservada há 35 anos (CS₃₅), enquanto a segunda microbacia foi submetida ao raleamento por um período de 5 anos (CR₅). As variáveis do solo analisadas foram: fitomassa de raízes finas, carbono orgânico total e diâmetro médio ponderado dos agregados nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm. Os dados foram submetidos à análise de correlação de Pearson e confrontados pelo Teste t ($p < 0,05$). A camada de 0-10 cm da parcela CR₅ armazenou durante o período estudado, o dobro do quantitativo médio de raízes finas encontradas na área com a vegetação conservada (CS₃₅), aproximadamente 7,8 Mg ha⁻¹. O manejo CR₅ aumentou os estoques de COT no solo em 249% e 139% nas camadas de 20-40 e 40-60 cm, respectivamente, quando comparados com a área conservada. Na camada superficial do solo (0-20 cm) para o manejo CR₅ foram obtidos agregados com tamanho de 2,15 vezes acima dos encontrados no manejo CS₃₅. O manejo de raleamento em Vertissolo do bioma Caatinga exerce influência nos atributos físicos, melhorando a estrutura do solo, possibilitando o sequestro de COT e melhorando as condições para a infiltração de água no solo.

Palavras-chave: Uso da Terra. Semiárido. Raleamento. Estrutura do solo. Raízes finas

CHAPTER 2 - Root phytomass, carbon stock and the stability of soil aggregates in a dry tropical forest

ABSTRACT

A decline in soil structure is increasingly seen as a form of degradation associated with inadequate management practices and increased CO₂ emissions into the atmosphere. The aim of this study was to quantify changes in stocks of total organic carbon (TOC) and fine root phytomass, and the relationship with aggregate stability, in the Vertisol class of soils of the Caatinga biome, under two different types of use and management. The study was conducted in two adjacent watersheds, located in the town of Iguatu, in the State of Ceará, Brazil. The control watershed had been under conserved vegetation for 35 years (CS₃₅), while the second watershed had been subjected to thinning for 5 years (CR₅). The soil variables to be analysed were: fine root phytomass, total organic carbon and mean weight diameter of the aggregates in the 0-20, 20-40 and 40-60 cm layers. The data were submitted to Pearson correlation analysis and compared by t-test ($p < 0.05$). During the period of study, the 0-10 cm layer of CR₅ stored double the average amount of fine roots found in the area under preserved vegetation (CS₃₅), approximately 7.8 Mg ha⁻¹. The CR₅ management increased stocks of soil TOC by 249% and 139% in the 20-40 and 40-60 cm layers respectively when compared with the area under preservation. Aggregates of a size 2.15 times greater than those found under CS₃₅ management were obtained in the topsoil (0-20 cm) under CR₅ management. A management of thinning, in a Vertisol of the Caatinga biome, influences physical attributes, improving soil structure, enabling TOC sequestration, and improving conditions for the infiltration of water into the soil.

Keywords: Land use. Semi-arid. Thinning. Soil structure. Fine roots

1. INTRODUÇÃO

A estrutura física do solo é um dos atributos mais importantes para avaliação da qualidade do mesmo e adaptação das espécies vegetais. Ela pode ser influenciada pela granulometria, conteúdo de matéria orgânica, tipo de manejo, processos pedogenéticos, entre outros (BRONICK; LAL, 2005). A estrutura é um fator-chave para o bom funcionamento do solo, proporcionando ao mesmo a capacidade de sustentar a vida vegetal e animal, e de influenciar a qualidade ambiental, com particular destaque para o potencial de sequestro de carbono orgânico (COS) e de manutenção da quantidade e qualidade da água. De acordo com Chan *et al.* (2003), o declínio da estrutura do solo é cada vez mais visto como um indicador de degradação, muitas vezes relacionado ao uso da terra e às práticas inadequadas de manejo do solo.

Dentre as alternativas de manejo sugeridas para o bioma Caatinga, têm-se cinco modelos de manipulação da vegetação: desmatamento, raleamento, rebaixamento, raleamento-rebaixamento e enriquecimento (ARAÚJO FILHO; CARVALHO, 1997). O raleamento consiste numa técnica de controle seletivo de espécies lenhosas, por meio da qual são eliminadas algumas espécies arbustivo-arbóreas, reduzindo a densidade de plantas bem como a cobertura do solo pelo estrato lenhoso (PIMENTEL, 2010).

Alguns estudos demonstram que a manipulação da vegetação lenhosa da Caatinga por meio do raleamento contribui para uma maior produção do estrato herbáceo (WHITEMAN, 1980; KIRMSE *et al.*, 1987; ARAÚJO FILHO *et al.*, 2002) e, consequentemente, para o maior aporte de matéria orgânica no solo (SILVA *et al.*, 2012); maior retenção de água e redução das perdas de solo por erosão em regiões semiáridas (RODRIGUES *et al.*, 2013). No entanto, há poucos estudos que buscam correlacionar a influência da prática de raleamento sobre o estoque do COT e a estabilidade de agregados em solos de florestas tropicais de regiões semiáridas.

A estabilidade de agregados tem sido utilizada como um indicador da estrutura do solo (SIX *et al.*, 2000). Compreender a interrelação de fatores que controlam a formação e a resistência da estrutura do solo e, consequentemente, a estabilidade do carbono em solos da região semiárida, torna-se necessário na promoção de estratégias de manejo que minimizem a degradação do solo e as emissões de gases do efeito estufa.

A proteção física do COT dentro dos agregados do solo tem sido mencionada na literatura por diversos pesquisadores, a exemplo de Bronick e Lal (2005) e Bravo-Garza *et al.*

(2009), porém poucos dados estão disponíveis para solos tropicais e, especificamente, para solos com argila de atividade elevada, tais como os Vertissolos (FELLER; BEARE, 1997).

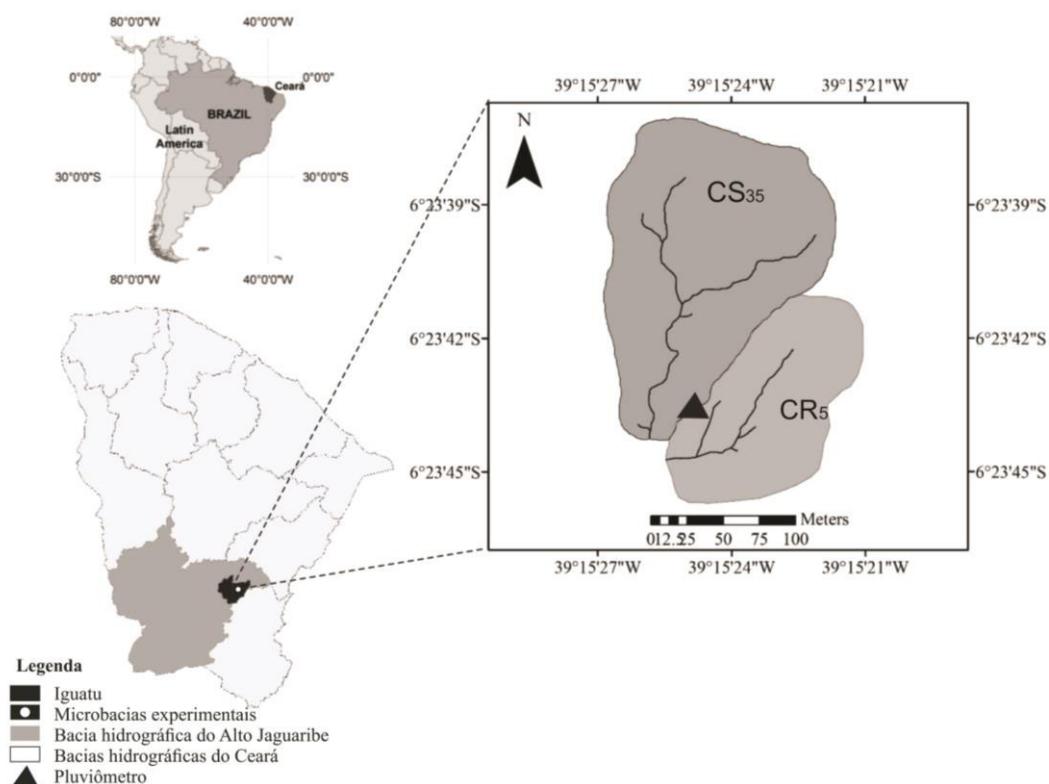
Acredita-se que o estoque de COT e a estabilidade de agregados no solo de um fragmento de caatinga submetido ao raleamento serão inferiores à caatinga mantida conservada por um período de sucessão ecológica de 35 anos. Diante ao exposto, este trabalho tem por objetivo quantificar as alterações no estoque de carbono orgânico total (COT) e fitomassa de raízes finas e a relação com a estabilidade de agregados em solo da classe dos Vertissolos no bioma Caatinga submetidos a dois diferentes usos e manejo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização da área experimental

O estudo foi conduzido em 2 (duas) microbacias inseridas na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, município de Iguatu, Ceará-Brasil (Figura 2.1).

Figura 2.1 – Localização das microbacias experimentais dando ênfase no manejo com caatinga conservada (CS₃₅) e caatinga raleada (CR₅)



Fonte: O autor.

As microbacias são adjacentes com uso distinto da terra, CS₃₅ (Caatinga conservada há 35 anos) e CR₅ (Caatinga raleada há 5 anos), com dimensões de 2,1 e 1,1 ha e declividades médias de 10,6 e 8,7%, respectivamente. Ambas apresentam cursos de drenagem de segunda ordem e com regime hidrológico efêmero.

2.2 Caracterização vegetal e edafoclimática

A vegetação da área em estudo é constituída tipicamente por Caatinga hiperxerófila (Savana estépica), caducifólia com grande variedade de espécies espinhosas em

sucessão ecológica secundária, predominando na área as seguintes espécies: Pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), umburana de espinho (*Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B. Gillett), sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth), mofumbo (*Combretum leprosum*) e jurema branca (*Piptadenia stipulacea*). De acordo com a classificação de Lima (1981), a unidade de vegetação predominante é a Floresta de Caatinga média, com densidade variável nas camadas arbóreas e indivíduos com altura média entre 7 e 15 m.

A classificação climática da região, segundo Köppen, é do tipo BSw'h' (quente e semiárido), com temperatura média superior a 18 °C nos meses mais frios, e precipitações pluviais máximas de outono. A média histórica da precipitação anual para o município de Iguatu, entre os anos de 1974 a 2008, é de 970 mm $\pm$ 316 mm (RODRIGUES, 2013). A região é caracterizada também por elevada evaporação potencial (1.988 mm ano⁻¹), com maiores valores durante os sete meses de menor precipitação (julho a dezembro) (IPECE, 2004).

A partir de coletas e análises de amostras de solo por meio de técnicas nucleares de difração e fluorescência de raios X, com auxílio do software X'PERT HighScore Plus (PW3212), foi confirmado no solo o predomínio de argilomineral expansivo 2:1 do grupo montmorilonita (BLEICHER; SASAKI, 2000).

2.3 Coleta de raízes finas e amostragem de solo

A microbacia controle CS₃₅ é constituída por vegetação natural conservada há aproximadamente 35 anos, sendo que no passado a área foi utilizada para cultivo de lavouras de subsistência, especificamente milho (*Zea mays*) e algodão (*Gossypium* L). A microbacia manejada - (CR₅) foi submetida ao raleamento no mês de dezembro dos anos de 2008, 2010 e 2012. O raleamento consistiu em eliminar as plantas com circunferência do caule inferior a 0,10 m à altura do peito, enquanto as de porte herbáceo e os resíduos orgânicos provenientes do desbaste foram mantidos no local.

Nas duas microbacias no sentido do curso principal foram distribuídas 50 unidades amostrais 10 x 10 m, sendo demarcadas e identificadas *in loco* por meio de placas metálicas, para realização das variáveis investigadas.

Na determinação da biomassa das raízes finas, seguiu-se a metodologia adaptada de Park e Yanai (2007), estabelecendo como raízes finas aquelas menores que 2 mm. Para a amostragem das raízes foi utilizada sonda de alumínio cilíndrica vazada com diâmetro interno de 4,5 cm (160 cm³). As amostras de solo mais raízes finas foram extraídas das camadas 0-10;

10-20 e 20-30 cm do solo nos meses de junho e novembro de 2013, representativos dos períodos chuvoso e seco, em dez unidades amostrais, previamente sorteadas em cada microbacia. Priorizou-se pela coleta até 30 cm de profundidade em decorrência do impedimento à penetração da sonda a maiores profundidades frente a uma camada sedimentar de seixos roláveis (Figura 2.2).

Figura 2.2 – Coleta de raízes finas com a utilização de sonda de alumínio cilíndrica vazada (a); perfil vertical do solo enfatizando a camada sedimentar com seixos roláveis (b)



(a)

Fonte: O Autor.



(b)

Fonte: Andrade (2009).

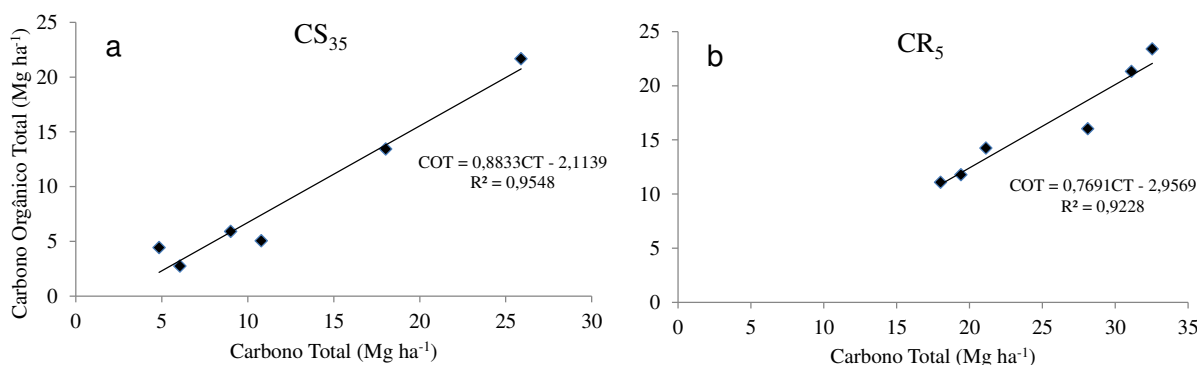
As amostras de solo mais raízes finas foram lavadas em água corrente para separação das raízes e conduzidas à estufa a 65°C, com ventilação forçada, até atingir massa constante.

Já para a quantificação dos teores de carbono orgânico total (COT) do solo foram realizadas coletas bimestrais entre o período de abril de 2013 a março de 2014, totalizando sete campanhas amostrais. A cada bimestre foram coletadas aleatoriamente em cada microbacia cinco amostras simples deformadas de solo representativas de cada camada: 0-20, 20-40 e 40-60 cm em cinco unidades amostrais previamente sorteadas, em seguida homogeneizada em amostra composta representativa de cada profundidade, perfazendo assim 3(três) amostras compostas por manejo em cada bimestre.

A determinação do Carbono Total do Solo (CT) (orgânico + inorgânico) para todo o período estudado foi realizada com auxílio do aparelho *Total Organic Carbon Analyser*, TOC-V, acoplado ao *Solid Sample Module*, modelo SSM-5000A, no Laboratório de Tecnologia da Biomassa na Embrapa Agroindústria Tropical. No entanto, a quantificação do Carbono Orgânico Total (COT) foi efetivada através do método de combustão úmida Walkley-Black (adaptado) com digestão das amostras (H_2SO_4 , 96%) e posterior titulação de

oxiredução, com sulfato ferroso amoniacal $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ a 0,5 mol/L (EMBRAPA, 1997). Torna-se ainda importante salientar que diferentemente do CT, o COT foi determinado no LABAS-IFCE apenas para os meses de maio e julho/2013. Logo, a partir dos valores encontrados nos supramencionados meses, obtiveram-se equações para os respectivos manejos (CS_{35} e CR_5) através da correlação COT x CT, estimando-se o COT a partir CT de todo o período estudado, conforme equações da reta apresentada nas Figuras 2.3a e 2.3b:

Figura 2.3 – Equações da reta gerada a partir da correlação entre Carbono Total (CT) quantificado com auxílio do aparelho *Total Organic Carbon Analyser* e Carbono Orgânico Total (COT) obtido pelo método Walkley-Black, para a amostra de solo nos meses de maio e julho de 2013, representativos da área conservada – CS_{35} (a) e CR_5 (b)



Fonte: O Autor.

O estoque de COT do solo foi calculado seguindo a equação proposta por Veldkamp (1994), essa considera o teor de carbono orgânico total, a densidade média do solo e a espessura da camada amostrada.

Na determinação da Densidade Aparente, coletas de solo com amostrador tipo *Uhland* representativas das camadas 0-20; 20-40 e 40-60 cm foram realizadas em 5 (cinco) unidades amostrais sorteadas previamente dentro de cada microbacias (CS_{35} e CR_5), perfazendo assim 15 (quinze) amostras simples por parcela em uma única campanha de coleta. A análise da densidade aparente do solo foi determinada pelo método convencional do anel volumétrico.

Para estimativa dos percentuais de areia, silte, argila e do diâmetro médio ponderado (DMP), procedeu-se uma campanha de coleta e extração de amostras deformadas no mês de fevereiro de 2013, representativas das camadas 0-20; 20-40 e 40-60 cm, em 10 unidades amostrais previamente sorteados. As amostras de solo foram acondicionadas em sacos plásticos e encaminhadas para realização de análises físicas e químicas conforme

metodologia adotada por Pansu e Gautheyrou (2006). Na determinação da granulometria (areia, silte e argila) empregou-se o método da pipeta.

A Tabela 2.1 apresenta as propriedades físico-químicas do solo de ambas às áreas classificado como VERTISSOLO (IUSS Working Group WRB, 2006; EMBRAPA, 2013).

Tabela 2.1 – Propriedades físico-químicas do solo nos manejos com caatinga conservada (CS₃₅) e raleada (CR₅)

Manejos	Prof. (cm)	Areia	Silte	Argila	Dens.	pH	Ca	Mg	CTC	CE
		(%)			(g cm ⁻³)		(mmol _c dm ⁻¹)			(dS m ⁻¹)
CS ₃₅	0-20	33,8	47,85	18,4	1,31	6,9	360	5	388,29	0,25
	20-40	37,3	44,94	17,76	1,37	6,7	368	22	404,89	0,6
	40-60	61,9	32,95	5,2	1,50	6,9	375	15	408,48	0,38
CR ₅	0-20	39,2	50,43	10,42	1,36	6,7	340	25	381,72	0,43
	20-40	29,6	54,51	15,94	1,47	6,8	420	10	451,33	0,48
	40-60	42,1	44,45	13,5	1,44	6,9	448	28	506,04	0,61

Fonte: O Autor.

Na análise da estabilidade, quantidade e distribuição do tamanho dos agregados estáveis em água, foi empregado o método por via úmida (KEMPER; ROSENAU, 1986), relacionando os agregados com os que não se desintegraram pela tamisação (MOTA *et al.*, 2013). Na estimativa do diâmetro médio ponderado (DMP), a quantidade de agregados em cada peneira foi expressa em quatro classes de diâmetro: 4,76-2,0; 2,0-1,0; 1,0-0,50 e 0,50-0,25 mm. O diâmetro médio ponderado, introduzido por Van Bavel (1949) como índice de agregação, foi calculado considerando a proporção em massa W_i de determinado tamanho de fração, multiplicada pelo diâmetro médio X_i dessa fração. A soma desses produtos para todos os tamanhos de frações corresponde ao diâmetro médio ponderado (DMP), conforme a equação abaixo:

$$DMP = \sum_{i=1}^N X_i \cdot W_i \quad (2.1)$$

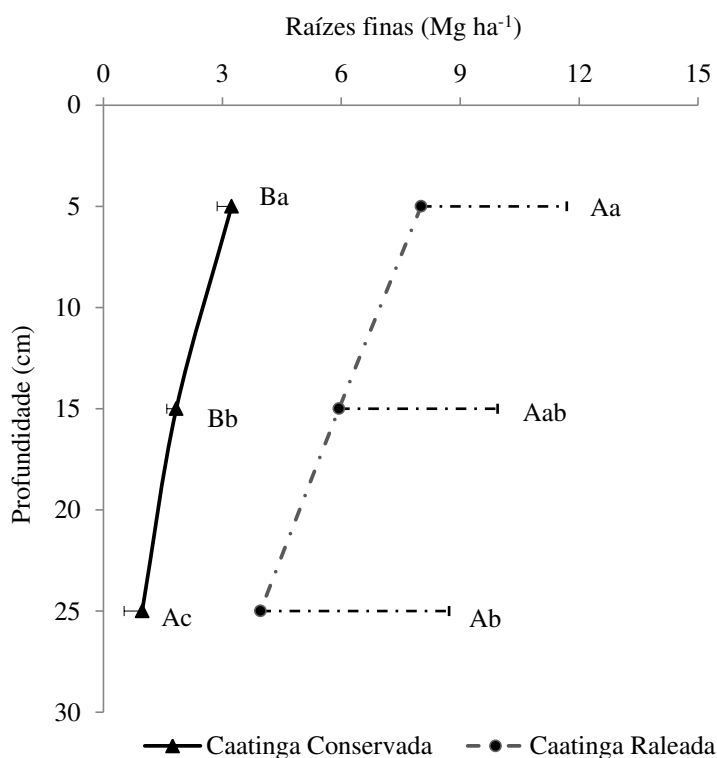
Os resultados obtidos foram submetidos ao teste de coeficiente de correlação de Pearson, e os manejos (CS₃₅ e CR₅) nas respectivas camadas, confrontados pelo Teste T ($p < 0,05$) a partir do software SPSS 16.0, adotando como referência as variáveis fitomassa de raízes finas e diâmetro médio ponderado.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Fitomassa das raízes finas

Entre os dois manejos investigados, CS₃₅ e CR₅, verificaram diferença significativa ($p \leq 0,05$) no que se refere ao estoque de fitomassa seca de raízes finas para as camadas superficial (0-20cm) e intermediária (20-40cm) do solo (Figura 2.4).

Figura 2.4 – Matéria seca de raízes finas (Mg ha^{-1}) presente no perfil de profundidade do solo nas áreas com Caatinga conservada ($n=15$) e raleada ($n=15$). As barras horizontais representam o desvio padrão da média. Letras minúsculas iguais dentro da profundidade, e maiúscula entre manejos não diferem estatisticamente através do Test T ($p > 0,05$)



Fonte: O Autor.

Os maiores quantitativos de matéria seca de raízes finas na área conservada (CS₃₅) foram registrados na camada 0-10 cm, aproximadamente $3,2 \text{ Mg ha}^{-1}$, diferindo estatisticamente ($p \leq 0,05$) das demais profundidades para a mesma área a partir do Teste T. Entretanto, esta camada armazenou em valores absoluto durante este período, menos da metade do quantitativo de raízes finas encontradas na área com a vegetação raleada (CR₅), aproximadamente 8 Mg ha^{-1} (Figura 2.4).

Diferentemente da parcela CS₃₅, onde se verifica grande homogeneidade espacial, justificado pelos menores desvios padrões da média, no manejo CR₅ há grande variabilidade

dos desvios em todas as camadas amostradas (Figura 2.5). Portanto, na parcela experimental CR₅ ocorreu uma redução de 50% (4,05 Mg ha⁻¹) entre as camadas 0-10 cm e 20-30 cm, diferindo estatisticamente a 5% de significância (Figura 2.4).

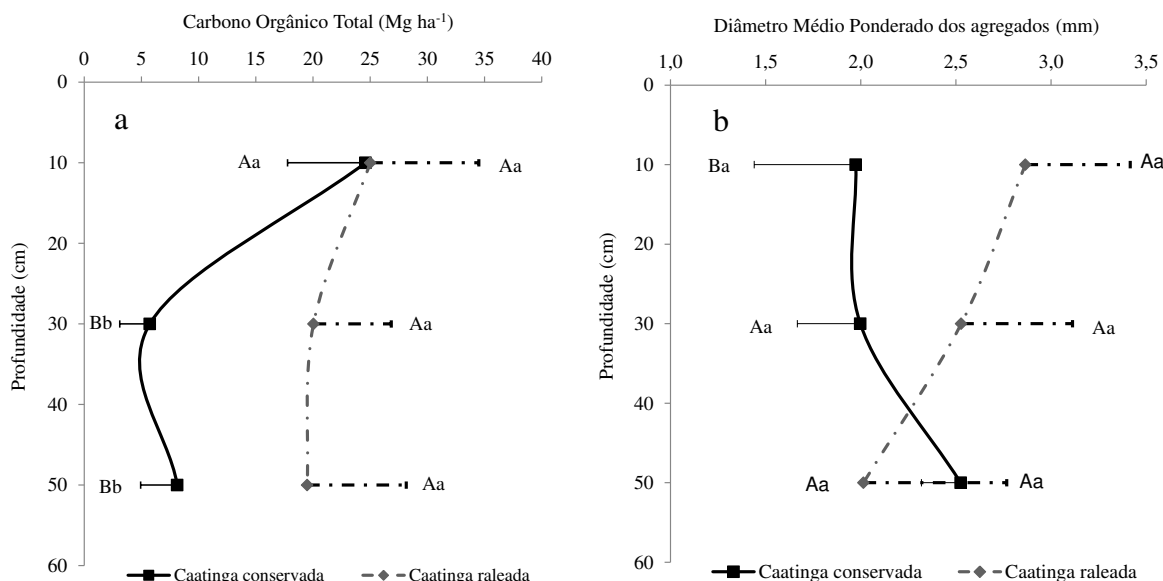
A grande variação do desvio padrão de raízes finas na área com manejo CR₅ é consequência da supressão da vegetação arbóreo-arbustiva. Tal manipulação da vegetação faz com que ocorram espaços heterogêneos de cobertura vegetal na referida área, ora predominando a vegetação arbustivo-arbórea, ora com estrato herbáceo, ora sem, comportamento esse que interfere na variabilidade amostral e heterogeneidade do quantitativo de raízes finas na referida parcela. Isto é decorrente da maior presença de espécies gramíneas e leguminosas herbáceas na área manejada, comportamento também constatado por Rodrigues *et al.* (2013). Estes, estudando a respostas hidrológicas em tais parcelas no ano de 2009, concluíram que a prática de raleamento favoreceu o crescimento da vegetação herbácea influenciando na retenção de água e aumentando a oportunidade de infiltração, promovendo assim, redução no escoamento superficial na microbacia raleada.

O raleamento transfere a produção de biomassa dos arbustos e árvores para o estrato herbáceo, havendo aumento da matéria seca aérea e radicular oriunda de gramíneas e dicotiledôneas herbáceas (PEREIRA FILHO *et al.*, 2013). Tal afirmativa está em conformidade com os resultados encontrados por Mokany *et al.* (2006), os quais observaram que a relação raiz/parte aérea foi maior em pastagens quando comparado com florestas ou outra vegetação lenhosa. O quantitativo de raízes finas a partir do somatório das três camadas (0-10, 10-20 e 20-30 cm) da área CR₅, conforme apresentado na Figura 2.4, aproximadamente 17,92 Mg ha⁻¹, foi muito superior aos encontrados por Salcedo *et al.* (1999) em um solo de Caatinga nativa em Caruaru, no estado do Pernambuco, estes obtiveram valores entre 3,0 a 8,0 Mg ha⁻¹.

3.2 Carbono orgânico total e diâmetro médio ponderado dos agregados

Verifica-se maior concentração de COT nas camadas subsuperficial (20-40 e 40-60cm) da microbacia raleada, porém apenas na camada superficial desta parcela há o predomínio de agregados ($P \leq 0,05$) com os maiores diâmetro médio ponderado (Figuras 2.5a e 2.5b).

Figura 2.5 – Estoque de Carbono Orgânico Total (Mg ha^{-1}) (a) e Diâmetro médio ponderado dos agregados (mm) (b) no perfil do solo dos manejos CS_{35} ($n=30$) e CR_5 ($n=30$). As barras horizontais representam o desvio padrão da média. Letras minúsculas iguais dentro da profundidade, e maiúscula entre manejos (CS_{35} , CR_5) não diferem estatisticamente através do Test T ($p>0,05$)



Fonte: O Autor.

Na camada 0 – 20 cm, observou-se a menor diferença entre as microbacias, no entanto para as demais camadas (20-40 e 40-60 cm), o manejo com Caatinga raleada superou a Caatinga Conservada em 249% e 139%, respectivamente, no que se refere aos estoques de COT (Figura 2.5a). Observa-se ainda na Figura 2.5a, que os teores de COT variaram em maior magnitude intercamada e menor variabilidade intracamada na parcela CS_{35} . Os teores de COT da parcela CR_5 foram da ordem de $25,01 \text{ Mg ha}^{-1}$, $20,05 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $19,49 \text{ Mg ha}^{-1}$ para as camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm, respectivamente. No tocante a camada superficial (0-20 cm) da CS_{35} , o valor de COT foi em média de $24,60 \text{ Mg ha}^{-1}$, quantitativo bem superior aos observados nas camadas mais profundas do solo da mesma área.

Com exceção da camada superficial (0-20 cm) na qual se evidenciam médias bastante semelhantes, em maiores profundidades do solo, constata-se que na Caatinga raleada há superação dos estoques de COT quando comparado à Caatinga conservada (Figura 2.5a).

Diante o exposto, e sabendo-se que na região é comum o déficit hídrico acarretado por um período seco que se concentra durante oito a nove meses do ano, estação sazonal que contribui para o decréscimo de fitomassa do estrato herbáceo, principalmente na parcela CR_5 . Portanto, o déficit hídrico intensifica a morte, ruptura das raízes e posterior incremento de resíduos orgânicos (COT) oriundo da necromassa de raízes finas ao longo do perfil do solo essencialmente da área raleada (Figura 2.5a). Tal comportamento corrobora com Vogt *et al.*

(1986) quando afirmam que a vegetação devolve nutrientes ao solo por meio da circulação de matéria representada pela deposição de serapilheira e morte de raízes, principalmente as finas.

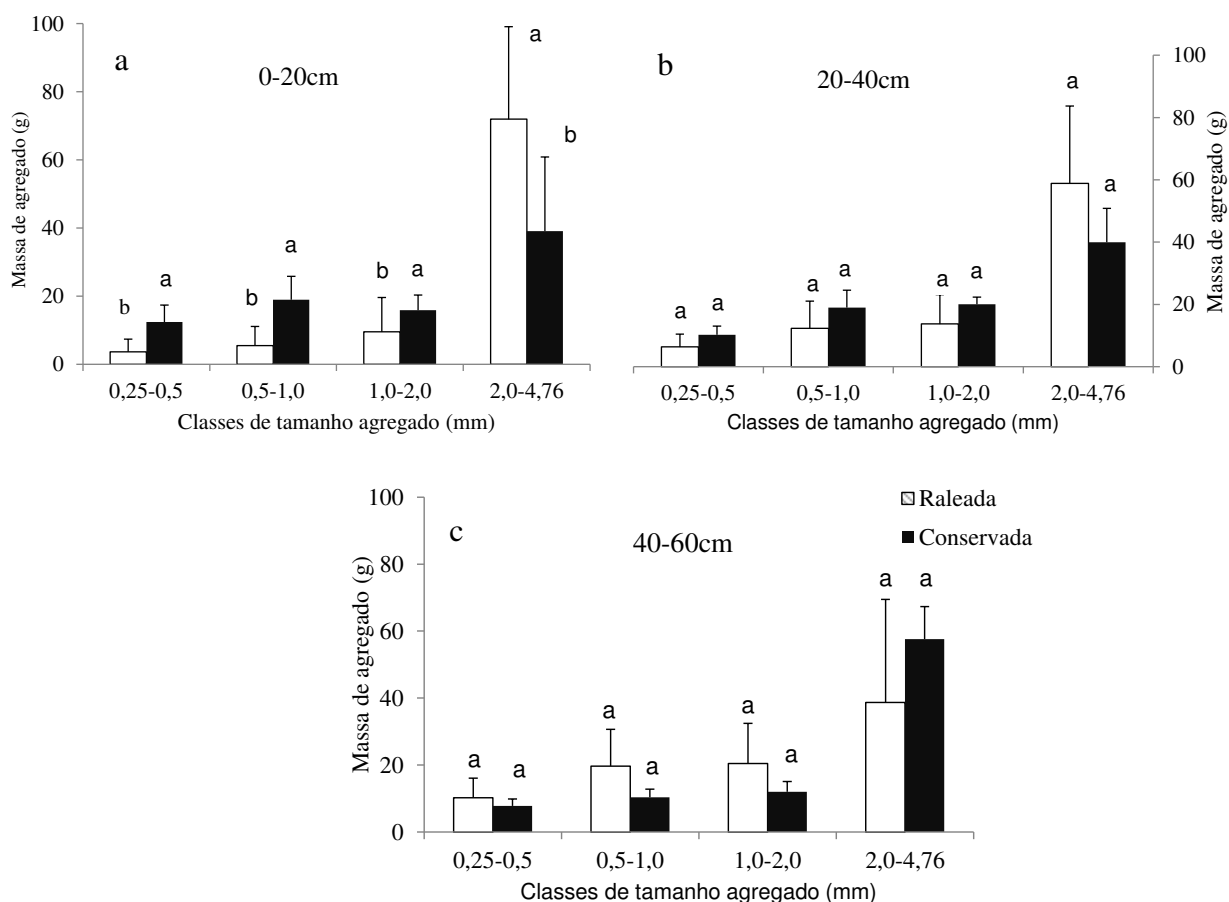
Com relação à parcela conservada, um dos fatores que possivelmente tem contribuído para a redução dos estoques de carbono orgânico total nas duas camadas inferiores (Figura 2.5a) é o aumento da densidade aparente do solo relacionado ao significativo acréscimo dos teores de areia (Tabela 1). A partícula de areia, segundo Reichardt e Timm (2004) possui área específica relativamente pequena e em consequência, solos com textura arenosa apresenta baixa atividade físico-química, reduzida capacidade de retenção de água e nutrientes, neste caso especificamente baixa retenção de Carbono.

Analizando as Figuras 2.5a e 2.5b, verifica-se que tanto o estoque de carbono orgânico total quanto o diâmetro médio ponderado dos agregados ao longo do perfil de profundidade da área CR₅ apresentou relações positivas com a fitomassa de raízes finas (Figura 2.4). Os maiores valores de raízes finas na área CR₅ estão estritamente relacionados com a diversidade florística; portanto, o aumento de espécies herbáceas contribuiu para o adensamento de raízes finas e melhoria na estruturação do solo. No entanto, comportamento diferenciado foi evidenciado na área mantida conservada, onde se observa nesta uma tendência de aumento do DMP a maiores profundidades mesmo com a redução da fitomassa de raízes finas e COT do solo (Figuras 2.4, 2.5a e 2.5b).

Diferentes sistemas radiculares em decorrência da variabilidade florística afetam a agregação de maneira diferente, em relação a diferentes propriedades de raiz, exsudato e funções (CHAN; HEENAN, 1999). Raízes e hifas se entrelaçam, além de liberar compostos orgânicos que atuam como cola para manter as partículas em conjunto (BRONICK; LAL, 2005). Agregação tende a aumentar com o aumento da densidade e do comprimento radicular, associações microbianas, glomalina e porcentagem de cobertura afetam significativamente a estabilização dos agregados do solo (RILLIG *et al.*, 2002).

Ao analisar a Figura 2.6b, apesar de se constatar ligeiro decréscimo do DMP na CR₅ acompanhado de acréscimo na CS₃₅ com o aumento da profundidade, não foi o suficiente para diferenciá-los estatisticamente dentro das camadas 20-40 cm e 40-60 cm. Portanto, de acordo com a figura supramencionada, apenas na primeira camada do solo (0-20 cm) ocorreu diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre os manejos CS₃₅ e CR₅ no tocante ao DMP dos agregados, comportamento também constatado quando se analisa separadamente todas as classes de distribuição por tamanho de agregados (Figuras 2.6a, 2.6b e 2.6c).

Figura 2.6 – Distribuição do tamanho de agregados nas camadas (0-20 cm)-a, (20-40 cm)-b e (40-60 cm)-c, em dois manejo da Caatinga – CS₃₅ (n=30) e CR₅(n=30). As linhas verticais representam o desvio padrão da média. Letras iguais dentro da mesma classe de tamanho não diferem estatisticamente pelo Teste T (p>0,05)



Fonte: O Autor.

A estabilidade dos agregados em água foi mais intensa na camada superficial de solo sob a prática de raleamento (CR₅) (Figuras 2.5b e 2.6a). Partículas do solo agregadas minimizam o selamento dos poros, contribui com a infiltração e com a redução do escoamento superficial, evitando assim a potencial perda de solos e nutrientes por erosão (CAUSARANO *et al.*, 2008).

Entretanto, apesar da semelhança estatística em maiores profundidades (40-60 cm), já se percebe inversão no comportamento da estruturação do solo, ficando evidente o acréscimo de agregados com diâmetros menores (0,25-0,5; 0,5-1,0 e 1,0-2,0 mm) na caatinga submetida ao raleamento e superiores (2,0-4,76 mm) na parcela com caatinga conservada (Figura 2.6c).

Ainda com relação ao arranjo estrutural do solo, para a camada superficial (Figuras 2.5b e 2.6a), a área submetida ao raleamento contém agregados de maiores DMP do que a CS₃₅. No entanto, nas camadas inferiores (20-40 e 40-60 cm) não houve diferença

estatística entre os sistemas de manejo (Figuras 2.6b e 2.6c). Há uma significativa predominância ($p \leq 0,05$) dos macroagregados com tamanho entre 2,0-4,76 mm (71,9 g) dentro da camada de 0-20 cm da CR₅ quando comparado com a caatinga mantida conservada, que apresentou apenas 39 g (Figura 2.6a). Portanto, o rompimento de macroagregados menos estáveis oriundos da camada superficial (0-20 cm) da parcela CS₃₅ pelo peneiramento úmido, resultou na predominância das classes com tamanho de agregados inferiores a 2 mm (0,25-0,5; 0,5-1,0 e 1,0-2,0 mm) na área conservada, logo, agregados mais susceptíveis à desestruturação pela ação da água (Figura 2.6a).

No entanto, torna-se importante salientar que há uma inversão deste comportamento em profundidades maiores (40-60 cm) (Figuras 2.5b, 2.6c). Um fator que provavelmente têm contribuído para o comportamento evidenciado neste estudo diz respeito aos menores teores de argila expansiva 2:1 na camada superficial da CR₅ e maiores na CS₃₅ (Tabela 1), além dos maiores estoques de fitomassa de raízes finas na camada superficial da área CR₅ quando comparada à CS₃₅ (Figura 2.4).

No tocante aos teores de argila da área com caatinga conservada, observa-se significativa redução com a profundidade, oscilando de 18,4% (0-20 cm) para 5,2% (40-60 cm). Comportamento contrário foi evidenciado na caatinga raleada, onde os teores desses minerais aumentaram com a profundidade, passando de 10,4% (0-20 cm) para 13,5% na maior profundidade (40-60 cm) (Tabela 1). Corroborando com este estudo, redução na quantidade de macroagregados estáveis em água (0,25-2,00 mm), quando um solo silte-argiloso foi exposto a eventos de umedecimento e secagem foi verificado por Denef *et al.* (2001).

A textura do solo tem uma influência significativa sobre a agregação. Em solos de textura arenosa, o COS tem uma influência maior sobre a estrutura; enquanto que com o aumento do conteúdo de argila, o tipo de argila é mais importante do que a quantidade para determinar a agregação (KAY, 1998). O tipo de argila, afeta fisicamente a agregação decorrente principalmente dos mecanismos de expansão e contração. Corroborando com Attou *et al.* (1998), os resultados apresentados na Tabela 2.1 e Figura 2.5b demonstram que houve relação proporcional inversa entre o tamanho médio dos agregados e a concentração do mineral argila, fato evidenciado na camada superficial da parcela CS₃₅ e na mais profunda da CR₅. Este tipo de solo é classificado como "problemático" para o manejo, uma vez que são muito duros quando secos e muito pegajosos quando umedecidos (BRAVO-GARZA *et al.*, 2009). Altos teores de argila, principalmente argilas altamente ativas (2:1), dessecam

excessivamente ao longo do perfil de profundidade durante boa parte do ano e, solos que predominam tais argilas, apresentam baixas taxas de infiltração nos períodos chuvosos.

Os ciclos de umedecimento e secagem podem romper a agregação em argilas expansivas, contribuindo para quebra dos macros agregados e predisposição do COT ao ataque dos microrganismos contribuindo para o aumento da decomposição e redução da estabilidade do carbono orgânico no solo (Bravo-Garza *et al.*, 2009). Portanto, partículas de argilas do grupo montmorilonita por ocasião do umedecimento se expandem e contraem quando submetidas à secagem. As maiores concentrações de argila expansiva na camada superficial da área CS₃₅, associado aos menores quantitativos de fitomassa de raízes finas contribuíram para rupturas dos macroagregados e maior exposição do COT antes protegidos contra a ação decompositora dos microrganismos.

A interação existente entre o teor de matéria orgânica e as outras propriedades do solo, principalmente a textura, é talvez uma das razões da maior dificuldade em se estabelecer um teor mínimo de matéria orgânica que afete a estabilidade dos agregados. Com relação a isso, Greenland *et al.* (1975) afirmaram que solos com menos de 3,5% de matéria orgânica, neste caso específico acima de 53,15 Mg ha⁻¹ de COT na camada 0-20 cm da parcela CR₅, contribuem mais efetivamente para a formação de agregados instáveis. No entanto, De Ploey e Poesen (1985) propõem um teor de 2% como limite para baixa estabilidade de agregados, diferentemente dos solos dominados por minerais de argila com cargas variáveis, tais como a argila caulinita (1:1), nos quais há elevada agregação em níveis baixos de COS (Carbono orgânico do solo).

Logo, tendo como referência o resultado apresentado na Figura 2.5a, todas as camadas das duas áreas experimentais, CS₃₅ e CR₅, apresentam valores de COT sempre abaixo de 53,15 Mg ha⁻¹ (3,5% MO). Pode-se inferir então neste caso específico que houve pouca contribuição da matéria orgânica do solo (MOS) na estabilização dos agregados, sendo neste estudo de caso o tipo de argila o fator preponderante para instabilidade. Corroborando com este resultado, estudos em Vertissolos no semiárido do Nordeste do México mostraram recuperação na estabilidade de agregados do solo e formação de macro agregados estáveis em água quando áreas cultivadas foram deixadas em pousio por sete anos. Entretanto, não foi observada correlação da estabilidade dos agregados com o aumento do carbono orgânico total do solo (Bravo-Garza; Bryan, 2005).

Apesar da baixa contribuição do COT na melhoria da estruturação do solo, já se percebe ligeiro aumento da agregação com a elevação dos teores de carbono orgânico do solo na camada 0-20 cm da CR₅ (Figuras 2.5a, 2.5b e 2.6a), mas permanece a dúvida se esta

elevação decorre deste aumento ou da redução dos teores de argila nesta camada (Tabela 2.1). Estudos desenvolvidos por Bravo-Garza *et al.* (2009), na qual avaliaram a influência de ciclos de umedecimento e secagem e o aporte de resíduos orgânicos de milho sobre a formação de agregados estáveis em Vertissolo, encontraram diferenças claras na influência relativa da adição de resíduos orgânicos e do umedecimento e secagem na formação e estabilização de macroagregados estáveis em água. No entanto, para este estudo, mesmo submetidos aos ciclos naturais de umedecimento e secagem entre as estações chuvosas e de estiagem, verificou-se aumento e melhoria gradual na estabilidade dos macroagregados na superfície da área CR₅ e em maiores profundidades da CS₃₅. A formação de grande agregados pela incorporação de resíduos orgânicos é consistente com estudos semelhantes realizados em solos silto-argilosos (DENEFF *et al.*, 2001; PLANTE; MCGILL, 2002).

A partir da análise do coeficiente de correlação de Pearson apresentado na Tabela 2.2, fica constatado que o aumento nos teores de argila contribui para redução do tamanho médio dos agregados ($r = -0,632$), portanto, evidenciando correlação negativa entre teores de argila e Diâmetro Médio Ponderado dos agregados (DMP) (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 – Coeficiente de correlação de Pearson para variáveis físico-químicas no perfil do solo dos manejos CS₃₅ e CR₅ durante o período de abril/13 a março/14

VARIÁVEIS	COT (Mg ha ⁻¹)	Densid. (g cm ⁻³)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	DMP (mm)
COT (Mg ha ⁻¹)	1	ns	-0,414**	0,550**	ns	ns
Densid. (g cm ⁻³)		1	0,547**	0,419**	0,616**	ns
Areia (%)			1	-0,941**	-0,869**	ns
Silte (%)				1	-0,650**	ns
Argila (%)					1	-0,632**
DMP (mm)						1

** Valores significativos a 1% de probabilidade

* Valores significativos a 5% de probabilidade

Fonte: O Autor.

O COT foi correlacionado positivamente ($p \leq 0,01$) com os teores de silte ($r = 0,55$) e negativamente com os de areia ($r = -0,414$). Logo, tanto na CS₃₅ quanto na CR₅ há um predomínio de silte na camada superficial do solo (0-20 cm), respondendo por 47,8% e 50,4%, respectivamente. No entanto, há uma completa inversão entre os teores de silte e areia na medida em que se aprofunda no perfil do solo da parcela CS₃₅, comportamento que pode ter contribuído para o declínio do estoque dos teores de COT nas profundidades inferiores da parcela CS₃₅ (Figura 2.5a).

Não houve correlação significativa ($p>0,05$) entre o diâmetro médio ponderado (DMP) com o COT. Portanto, conforme já evidenciado anteriormente, diferentemente do teor de argila, o COT do solo não influenciou significativamente na estruturação dos agregados do solo (Tabela 2.2). Vários estudos comprovam a importância da mineralogia do solo na dinâmica do armazenamento de C orgânico, diferentemente dos teores de areia, a quantidade de partículas finas de argila e silte, acredita-se ser um dos principais fatores que influenciam a capacidade de um solo em reter COT (HASSINK, 1997). Portanto, justifica-se a correlação negativa de Pearson a 1% de significância ($r = -0,414$) encontrada entre os teores de areia e COT (Tabela 2.2).

Os resultados evidenciam uma tendência simetricamente oposta entre as classes texturais silte e areia, ao longo das três camadas em ambas as áreas estudadas, ou seja, quando os teores de um aumentam os do outro, necessariamente decrescem (Tabela 2.1). No entanto, ainda conforme a referida Tabela, para a parcela CS₃₅, tem-se que os maiores percentuais de areia (62 %) nas camadas inferiores contribuíram em parte para as maiores densidades do solo e menores estoques de carbono orgânico total. Entretanto, observa-se um comportamento semelhante da densidade aparente do solo entre ambas as áreas, caracterizando-se por um aumento gradual com o perfil vertical de profundidade do solo, para a microbacia CS₃₅ estas foram de: 1,31 g cm⁻³ (0-20 cm), 1,37 g cm⁻³ (20-40 cm) e 1,50 g cm⁻³ (40-60 cm), comportando-se dentro da amplitude de normalidade adotada para solos de textura argilosa (1,0 – 1,6 g cm⁻³), corroborando com os estudos de Buckman e Brady (1983) e Menino *et al.* (2012).

4. CONCLUSÕES

1. O manejo do raleamento proporcionou maior acúmulo de fitomassa de raízes finas e maiores agregados estáveis na camada superficial, além do maior estoque de COT nas camadas mais profundas do solo quando comparado com a parcela mantida conservada há 35 anos, rejeitando assim a hipótese experimental;
2. O manejo de raleamento em Vertissolo do bioma caatinga exerce influência nos atributos físicos melhorando a estrutura do solo e possibilitando a retenção de Carbono Orgânico Total;
3. O tipo de argila de carga permanente, montmorilonita, possivelmente contribuiu para redução da formação e estabilização de macro agregados estáveis em água. Portanto, há necessidade de testes rigorosos a fim de comprovar o efeito casual do aumento da concentração de argila expansiva 2:1 na redução do tamanho médio dos agregados em vertissolo do bioma caatinga;
4. O carbono orgânico total não influenciou na manutenção da estabilidade dos agregados do solo;
5. Este trabalho aponta que a implementação do raleamento em vertissolo do bioma caatinga surge como uma alternativa de manejo a ser considerada em projetos de sustentabilidade no semiárido, contribuindo com a melhoria da estrutura do solo e com o aumento do estoque de carbono orgânico total. No entanto, torna-se necessário compreender a dinâmica do estoque deste elemento em outras ecorregiões do bioma Caatinga, abrangendo maiores extensões territoriais, outras manchas de solo e longas durações temporais.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C. **Desenvolvimento sustentado da caatinga**. Sobral: EMBRAPA-CNPQ, 1997. 19p. (Circular Técnica, 13).
- ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C.; GARCIA, R.; SOUSA, R. A. Efeitos da Manipulação da Vegetação Lenhosa sobre a Produção e Compartimentalização da Fitomassa Pastável de uma Caatinga Sucessional. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, n.1, p.11-19, 2002.
- ATTOU, F.; BRUAND, A. Experimental study of ‘fragipans’ formation in soils. Role of both clay dispersion and wetting–drying cycles. C. Rendus de l'Académie des Sciences - **Série IIC – Química**, v. 326, p. 545-552, 1998.
- BLEICHER, L.; SASAKI, J. M. **Introdução à difração de raio-x em cristais**. Universidade Federal do Ceará. 20p. 2000.
- BRAVO-GARZA, M. R.; BRYAN, R. B. Soil properties along cultivation and fallow time sequences on Vertisols in Northeastern Mexico. **Soil Science Society of America Journal** v.69, p.473-481, 2005.
- BRAVO-GARZA, M. R.; BRYANA, R. B.; VORONEY, P. Influence of wetting and drying cycles and maize residue addition on the formation of water stable aggregates in Vertisols. **Geoderma**, v.151, p.150-156, 2009.
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v.124, p.3-22, 2005.
- BUCKMAN, H. O.; BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos. 647p. 1983.
- CAUSARANO, H. J.; FRANZLUEBBERS, A.J.; SHAW, J. N.; REEVES, D. W.; RAPER, R. L.; WOOD, C. W. Soil Organic Carbon Fractions and Aggregation in the Southern Piedmont and Coastal Plain. **Soil Science Society of America**, v.72, n.1, p.221-230, 2008.
- CHAN, K. Y.; HEENAN, D. P. Microbial-induced soil aggregate stability under different crop rotations. **Soil Biology and Fertility of Soils**, v.30, p.29-32, 1999.
- CHAN, K.Y.; HEENAN, D. P.; SO, H. B. Sequestration of carbono and changes in soil quality under conservation tillage on lighttextured soils in Australia: a review. **Australian Journal of exp Agriculture**, v.43, p.325–334, 2003.
- DENEF, K.; SIX, J.; BOSSUYT, H.; FREY, S. D.; ELLIOT, E. T.; MERCKX, R.; PAUSTIAN, K. Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, v.33, p.1599-1611, 2001.
- DE PLOEY, J.; POESEN, J. **Aggregate stabillty, runoff generatlon and Interrill erosion**. Geomorphology and soils. Eds.: RICHARDS, K. S.; ARNETT, R. R.; ELLIS, S. p.99-120. 1985.

DEXTER, A. R. Soil physical quality Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v.120, p. 201-214, 2004.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the Tropics. **Geoderma**, v.79, p.69-116, 1997.

GREENLAND, D. L.; RIMMER, D.; PAYNE, D. Determination of the structural stability class of English and Welsh Soils using a water coherence test. **Journal Rankings on Soil Science**, v.26, p.294-303, 1975.

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant Soil**, v.191, p.77 - 87, 1997.

IPECE - Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. 2004. **Perfil básico municipal**. Iguatu. 24p. Disponível em: http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil_basico/pbm-2014/Iguatu.pdf. Acesso em: 10 Jun. de 2015.

IUSS - Working Group WRB. World reference base for soil resources. 2006. World Soil Resources Rep. 103. FAO, Rome. Disponível em: <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/wsrr103e.pdf>. Acesso em 29 Out. 2015.

IVONETE, B.; MENINO, I. B.; MORAES NETO, J. M.; BARROS, A. D.; SANTOS, E. S. Atributos físicos como indicadores de qualidades dos vertissolos em diferentes sistemas de manejo. **Revista Educação Agrícola Superior**, v.27, n.2, p.106-112, 2012.

KIRMSE, R. D.; PROVENZA, F. D.; MALECHEK, J. C. Clearcutting Brazilian caatinga: assessment of a traditional forest grazing management practice. **Agroforestry Systems**, v. 5, p.429-441, 1987.

KAY, B. D. **Soil structure and organic carbon**: a review. In: Lal R, Kimble JM, Follett RF, Stewart BA. (Eds.), Soil Processes and the Carbon Cycle. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 169-197, 1998.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. **Aggregate stability and size distribution**. In: KLUTE, A. Methods of soil analysis. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1986, Part 1, p. 425-442. (Agronomy Monography, 9).

KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la Tierra. Fondo de cultura Económica. México, 1948, 479 p.

LIMA, D. A. The Caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v.4, n.2, p.149-163, 1981.

MOKANY, K.; RAISON, R. J.; PROKUSHKIN, A. S. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. **Global Change Biology**, v.12, p. 84-96, 2006.

MOTA, J. C. A.; FREIRE, A. G.; ASSIS JÚNIOR, R. N. Qualidade física de um Cambissolo sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.37, p.1196-1206, 2013.

PANSU, M, GAUTHEYROU, J. **Handbook of Soil Analysis-Mineralogical, Organic and Inorganic Methods**. Springer, 2006, 993 p.

PARK, B. B.; YANAI, R. D. Estimating root biomass in rocky soils using pits, cores, and Allometric Equations. **Soil Science Society of America Journal**, v.71, n.1, p. 206-213, 2007.

PLANTE, A.F.; MCGILL, W. B. Intraseasonal soil macroaggregate dynamics in two contrasting field soils using labeled tracer spheres. **Soil Science Society of America Journal**, v.66, p.1285-1295, 2002.

PEREIRA FILHO, J. M.; SILVA, A.; CÉZAR, M. F. Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. **Revista Brasileira Saúde Produção Animal**, v.14, n.1,p.77-90, 2013.

PIMENTEL, J. V. F. **Caatinga e manejo agrossilvipastoril**. In: ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. E. R. (Org.). *Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural*. Fortaleza: ed. Imprensa Universitária UFC. Cap. 5, p.106-132, 2010.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceito, processo e aplicações**. Barueri: Manole, 478 p. 2004.

RILLIG, M. C.; WRIGHT, S. F.; EVINER, V. T. The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species. **Plant Soil**, v.238, p.325-333, 2002.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M.; MENDONÇA, L. A. R.; ARAÚJO, J. C.; PALÁCIO, H. A. Q.; ARAÚJO, E. M. Respostas hidrológicas em pequenas bacias na região semiárida em função do uso do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.3, p.312-318, 2013.

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

SALCEDO, I. H.; LEITE, L.; VASCONCELOS, E.; SOUZA, F.; SAMPAIO, E. V. S. B. **Produção de raízes finas sob vegetação de Caatinga**. Proceedings of the Workshop Sobre Sistema Radicular: metodologias e estudos de caso, 1999. Aracaju: EMBRAPA. p.139-152, 1999.

SILVA, N. C. G.; SANTIAGO, F. S.; JALFIM, F. T.; RIBEIRO, G. A.; MONTENEGRO, A. Manejo da caatinga com fins apícolas para conservação do solo no semiárido do piauí. In: X Congreso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola e XLI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola (CLIA/CONBEA), 2012, Londrina. **Anais...** Paraná-Brasil:SBEA, ALIA, 2012. CD-ROM.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.1042-1049, 2000.

SMITH, R.;TONGWAY, D.; TIGHE, M.; REID, N. When does organic carbon induce aggregate stability in vertosols? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.201, p. 92-100, 2015.

VAN BAVEL, C. H. M. Mean weight diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. **Soil Science Society of America Proc**, v.14, p.20-23, 1949.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, n.1, p.175-180, 1994.

WHITEMAN, P. C. **Tropical pasture science**. Oxford Univ Press, Oxford, 1980, 392 p.

CAPÍTULO 3 – Deposição, acumulação, decomposição de serapilheira e respirometria do solo em floresta tropical seca submetida a diferentes manejos

RESUMO

Objetivou-se com este trabalho investigar as alterações ocorridas na deposição, acumulação e taxas de decomposição da serapilheira, além da respirometria do solo em floresta tropical seca decorrente do uso e cobertura do solo. O estudo foi conduzido em duas microbacias hidrográficas adjacentes no município de Iguatu, Ceará, Brasil. Sendo uma das microbacias mantida com a vegetação conservada há 35 anos (CS₃₅) enquanto que a segunda foi submetida ao raleamento da vegetação por 5 anos (CR₅). As variáveis analisadas foram: frações de serapilheira depositada em coletores e acumulada no solo; constante de decomposição da serapilheira; umidade, temperatura e respirometria do solo. Os dados foram submetidos à análise estatística e confrontados pelo Teste t ($p \leq 0,05$). O maior aporte de serapilheira nos coletores das parcelas experimentais foi registrado no início da estação seca, precisamente no mês de agosto/2013. A deposição total de serapilheira nos 12 meses monitorados (abril/2013 a março/2014) foi da ordem de 1.300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ para CR₅, diferindo estatisticamente ($p \leq 0,05$) da CS₃₅ (4.019 kg ha⁻¹ ano⁻¹). No entanto, a serapilheira acumulada sobre o solo para os dois usos não apresentaram diferença entre si ($p > 0,05$). A maior conservação de serapilheira no solo da CR₅ está associada aos maiores aportes de fitomassa lenhosa lignificada proveniente do raleamento, e consequentemente das menores taxas de decomposição e respirometria, estas evidenciadas pelas baixas emissões de CO₂ à atmosfera. Portanto, apesar da menor ciclagem de nutrientes o manejo do raleamento contribui para proporcionar o aumento do estoque de carbono no solo.

Palavras-chave: Caatinga. Emissão CO₂. Raleamento. Ciclagem de Nutrientes.

CHAPTER 3 – Deposition, accumulation, and decomposition of litter and soil respirometry in a dry tropical forest under different managements

ABSTRACT

The aim of this study was to investigate the changes occurring through land use and ground cover in the deposition, accumulation and rates of decomposition of litter, as well as of soil respirometry, in a dry tropical forest. The study was carried out in two adjacent watersheds in the city of Iguatu, in the State of Ceará, Brazil. One of the watersheds had been kept under preserved vegetation for 35 years (CS₃₅), while the other had been subjected to vegetation thinning for 5 years (CR₅). The following variables were analysed: litter fractions deposited in collectors and accumulated on the soil; decomposition constant of the litter; and soil humidity, temperature and respirometry. The data were subjected to statistical analysis and compared by t-test ($p \leq 0,05$). The largest input of litter in the collectors of the experimental plots was recorded at the beginning of the dry season, specifically in August 2013. Total litter deposition for the 12 months being monitored (April 2013 to March 2014) was approximately 1,300 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for CR₅, differing statistically ($p \leq 0.05$) from CS₃₅ (4,019 kg ha⁻¹ yr⁻¹). However, no difference was seen in the litter accumulated on the soil for land-use type ($p > 0.05$). The greater conservation of litter on the soil of CR₅ is associated with the larger inputs of woody, lignified phytomass from thinning, and the consequent lower rates of decomposition and respirometry, this being evidenced by the low CO₂ emissions to the atmosphere. Despite less nutrient cycling therefore, a management of thinning contributes to increasing the stock of carbon in the soil.

Keywords: Caatinga. CO₂ emission. Thinning. Nutrient Cycling.

1. INTRODUÇÃO

Apesar de sua importância, as florestas tropicais secas estão entre os ecossistemas florestais mais ameaçados e menos estudados do planeta e, como resultado, podem estar em maior risco do que as florestas úmidas (PORTILLO; SÁNCHEZ, 2010; AIDE *et al.*, 2012). Por exemplo, estima-se que as florestas secas de algumas ilhas do Pacífico tiveram sua extensão reduzida para menos de 10% da área original, com o restante ainda ameaçado pela atividade humana (GILLESPIE *et al.*, 2012). Com relação ao bioma Caatinga, floresta tropical seca predominante no semiárido brasileiro, com uma população de aproximadamente 27 milhões de pessoas, correspondente a 11% do território nacional, tem sido desmatado de forma acelerada nos últimos anos. Atualmente, estima-se que 46% da área total do bioma encontra-se desmatado (MMA, 2014). Por tratar-se de uma região com a estação chuvosa concentrada em apenas 3 ou 4 meses, além de solos rasos, tem sido cada vez mais comum o aparecimento de áreas em processo de desertificação (GUERREIRO *et al.*, 2013).

Dentre as alternativas de manejo sugeridas para este bioma, pesquisadores como Araújo Filho (2002); Pimentel (2010) e Palácio *et al.* (2013) demonstram que a técnica de raleamento pode ser adotada como alternativa de conservação de recursos naturais em ecossistemas do semiárido. Esta técnica consiste no controle seletivo de espécies lenhosas, por meio da qual se elimina da vegetação alguns indivíduos arbustivo-arbóreos, reduzindo a densidade de plantas e a cobertura do solo pelo estrato lenhoso (PIMENTEL, 2010). Araújo Filho *et al.* (2002) ressalta que, quando convenientemente manipulada e manejada, a vegetação da caatinga pode manter níveis adequados de produção sem perdas significantes da biodiversidade e do potencial produtivo herbáceo para produção de forragem animal.

Ter conhecimento dos processos em diferentes escalas espaciais e temporais nos ecossistemas naturais é primordial para o entendimento do comportamento das características intrínsecas dos mesmos (SILVA *et al.*, 2015). Neste contexto, a deposição, acumulação e taxas de decomposição das frações constituintes da serapilheira, além das emissões de CO₂ do solo para a atmosfera provenientes da ação dos microrganismos heterotróficos e da respiração radicular são fundamentais nos estudos da dinâmica do ambiente.

As plantas incorporam C em seus tecidos pelo processo de fotossíntese, formando a biomassa vegetal e, durante o seu crescimento, parte dessa biomassa produzida retorna ao solo, formando a camada de serapilheira (COSTA *et al.*, 2004). A serapilheira, principal via de transferência no fluxo de nutrientes, é fundamental para a sustentabilidade de uma floresta,

uma vez que permite que boa parte dos nutrientes absorvidos pelas plantas retorne ao solo para serem novamente assimilados pelos microrganismos e pelos vegetais.

A dinâmica da deposição de serapilheira nos habitats é um processo que afeta a ciclagem da matéria (fluxo de energia), a disponibilidade de nutrientes para as plantas, processos erosivos e emissão de CO₂ para atmosfera (ARAÚJO *et al.*, 2009). Entender os padrões de produção da serapilheira e consequente decomposição em diferentes usos do solo é básico para a compreensão da dinâmica e do funcionamento dos ecossistemas, bem como para seu monitoramento (VIDAL *et al.*, 2007). Vários fatores abióticos e bióticos como temperatura, umidade, profundidade do solo, aeração e populações microbianas determinam a taxa de fluxo de CO₂ da superfície do solo para atmosfera (LOPES *et al.*, 2009).

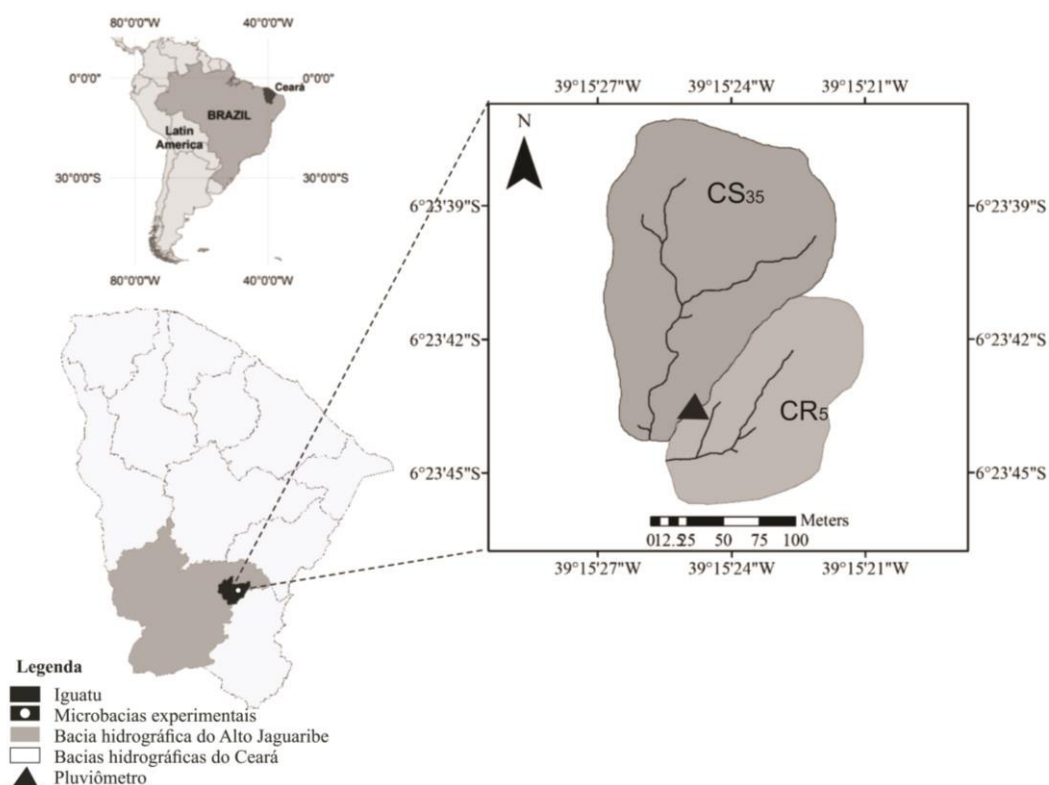
Diante ao exposto, este trabalho tem por objetivo quantificar as alterações na deposição, acumulação e taxas de decomposição da serapilheira, além da respirometria do solo em floresta tropical seca submetida a dois diferentes manejos de uso e cobertura do solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização da área experimental

O estudo foi conduzido em duas microbacias inseridas na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, município de Iguatu, Ceará-Brasil (Figura 3.1).

Figura 3.1 – Localização das microbacias experimentais dando ênfase no manejo com caatinga conservada (CS₃₅) e caatinga raleada (CR₅)



Fonte: O autor.

As microbacias apresentam usos distintos da terra, CS₃₅ (floresta tropical seca, caatinga conservada há 35 anos) e CR₅ (floresta tropical seca, caatinga raleada há 5 anos), com áreas de 2,1 e 1,1 ha e declividades médias de 10,6 e 8,7%, respectivamente. O raleamento consistiu em eliminar as plantas com circunferência do caule à altura do peito inferior a 10 cm sendo o resíduo vegetal de menor porte, galhos de menor diâmetro e ramos foram picotados e mantidos sobre o solo. O manejo foi realizado no mês de dezembro dos anos de 2008, 2010 e 2012.

A vegetação da área em estudo é constituída tipicamente por Savana estépica, caducifólia com grande variedade de espécies espinhosas em sucessão ecológica secundária. A vegetação predominante é composta por indivíduos com altura média entre 7 e 15 m, com uma densidade variável nas camadas arbóreas conforme estabelecido pela classificação de Lima (1981).

O clima da região é do tipo BSw'h' (quente e semiárido), com temperatura média anual entre 26 e 28 °C e precipitações pluviais máximas de outono, com 80% se concentrando em apenas 3 a 4 meses do ano, totalizando médias históricas de 970 mm $\pm$ 316 mm. A região é caracterizada também por elevada evaporação potencial (1.988 mm ano⁻¹), com maiores valores durante os sete meses de menor precipitação (junho a dezembro) (RODRIGUES, 2013). O solo de ambas as áreas foi classificado como VERTISSOLO EBÂNICO carbonático (EMBRAPA, 2013). Posteriormente, por meio de técnicas nucleares de difração e fluorescência de raios X foi confirmado no solo o predomínio de argilomineral expansivo 2:1 do grupo montmorilonita (BLEICHER; SASAKI, 2000).

2.2 Serapilheira acumulada nos coletores e sobre a superfície do solo

Em ambos os usos da terra (CS₃₅ e CR₅), a parcela de 0,5 ha foi subdividida em 50 unidades amostrais com dimensões de 10x10m, demarcadas e identificadas *in loco* por meio de placas metálicas, correspondendo à unidade amostral. Foram realizadas doze campanhas de coletas mensais das serapilheiras produzida e acumulada nas duas áreas entre o período de abril/2013 a março/2014, segundo a metodologia descrita por Souto (2006) e Lopes *et al.* (2009). Para quantificação da produção de serapilheira, distribuíram-se aleatoriamente em cada microbacia, 15 (quinze) coletores constituídos por ferro envolto de tela de nylon com as seguintes dimensões: 1,0 m de largura x 1,0 m de comprimento x 0,25 m de altura, distando 20 cm de altura em relação à superfície do solo. No tocante a serapilheira acumulada sobre o solo foram coletadas mensalmente 15(quinze) amostras, utilizando-se de um molde metálico vazado com dimensões de 0,5 x 0,5 m (0,25 m²), lançado aleatoriamente sobre a superfície do solo nas duas microbacia experimentais, conforme metodologia utilizada por Souto (2006) e Lopes *et al.* (2009).

Após cada coleta, as amostras de serapilheira proveniente dos coletores e da superfície do solo foram acondicionadas separadamente em sacos de papel previamente identificados e posteriormente levados à estufa a 65°C até atingir massa constante.

Posteriormente, tanto as frações componentes da serrapilheira dos coletores quanto a serrapilheira acumulada no solo foram pesadas em balança de precisão (0,01g) para obtenção das respectivas estimativa por hectare em ambas microbacias experimentais.

2.3 Constante de decomposição da serrapilheira e respirometria do solo

A avaliação da dinâmica das taxas de decomposição de serrapilheira sobre a superfície do solo foi quantificada no campo utilizando dois métodos distintos: O primeiro constitui do método dos coletores proposto por Olson (1963):

$$K = \frac{L}{X_{ss}} \quad (3.1)$$

Onde: K = constante de decomposição na condição de equilíbrio dinâmico, L = quantidade de serrapilheira depositada anualmente nos coletores (kg ha^{-1}) e X_{ss} = média anual de serrapilheira acumulada sobre o solo (kg ha^{-1}).

Esta equação tem sido bastante utilizada em outros estudos semelhantes no semiárido brasileiro (SANTANA, 2005; SOUTO, 2006 e LOPES, 2009).

O segundo método baseou-se no uso de litterbag (SWIFT, *et al.*, 1979; WARDLE, 1993). No estudo do monitoramento da taxa de decomposição da serrapilheira através deste método, coletou-se o substrato orgânico em diferentes estágios de decomposição contido naturalmente na superfície do solo, sem a presença de material lenhoso. Todo material coletado foi secado em estufa a 65 °C até massa constante. Em seguida foram pesados em balança analítica, e separados 240 amostras (120/microbacia) contendo 30 g de serrapilheira colocadas em sacos confeccionados com tela de poliéster de malha de 1,0 mm (litterbags) com dimensões de 20 cm x 20 cm, e distribuídos sobre a superfície do solo fixada na base dos coletores de forma aleatória ao longo das microbacias experimentais (Figura 3.2).

Figura 3.2 – Sacolas de poliéster (litterbags) contendo serrapilheira (a), fixadas com linhas na base dos coletores em ambas microbacias experimentais (b).



(a)



(b)

Fonte: O Autor.

Fonte: O Autor.

Para observar as fases de decomposição conforme estabelecido por Coûteaux *et al.*, (1995), os litterbags foram coletados a cada mês, sendo retirados, aleatoriamente, 10 litterbags/microbacia. Torna-se importante salientar que as amostras contaminadas com solo foram descartadas.

Após coletados, os litterbags foram conduzidos ao Laboratório de Água, Solos e Tecidos Vegetais – LABAS do IFCE - Campus Iguatu, para secagem em estufa em temperatura de 65 °C até obtenção de massa constante. A massa remanescente do material contido no litterbag foi quantificada com o uso de balança analítica com precisão de 0,01 g, estimando-se a taxa de decomposição (g mês^{-1}) desse material, em relação ao peso inicial (30 g).

As constantes da taxa de decomposição anual foram calculadas a partir de dados sobre a percentagem remanescente de massa de serrapilheira, usando um modelo de decaimento exponencial negativo proposto por Olson (1963) e Wieder e Lang (1982):

$$\ln\left(\frac{X}{X_0}\right) = -Kt \quad (3.2)$$

Onde: X_0 = massa inicial do litterbags (30 g); X = quantidade de serrapilheira remanescente após tempo t ; t = o tempo decorrido em anos; K = a constante de decomposição anual (ano^{-1}).

Em ambas as metodologias, utilizou-se do valor de K para se encontrar o tempo médio de renovação da serrapilheira acumulada sobre o solo, estimado por $1/K$. Seguindo o

proposto por Olson (1963), foram calculados os tempos (t) necessários para o desaparecimento de 50% ($t_{0,5}$) e 95% ($t_{0,05}$) da serapilheira, por meio das equações: $t_{0,5} = \ln 2/K$ e $t_{0,05} = 3/K$, respectivamente. Para melhor entendimento do efeito climático da precipitação sobre a variação sazonal da produção e decomposição de serapilheira e respirometria do solo, levantaram-se os dados de precipitação pluvial da área durante o período estudado com auxílio de um pluviômetro.

Para quantificação da umidade gravimétrica, adotou-se o método padrão ou gravimétrico. Para tal foram coletadas bimestralmente, de forma aleatória, cinco amostras simples (repetições) em pontos distintos representativos da camada 0-20 cm de cada área, totalizando seis campanhas amostrais no período de abril/2013 a março/2014. Já as informações de temperatura do solo em ambas as áreas foram registradas continuamente a cada 4 horas a uma profundidade de 10 cm empregando-se para tal, sensores de temperatura.

As emissões de CO_2 foram avaliadas pelo método da “captura” do C- CO_2 em solução de hidróxido de sódio adaptada por Araújo *et al.* (2009). O sistema de coleta consistiu da distribuição aleatória em cada microbacia de cinco baldes cilíndricos de PVC com capacidade de 12 L, dispostos diretamente sobre a superfície natural do solo para quantificação da emissão conjunta do CO_2 proveniente da atividade dos microrganismos e das raízes (Figura 3.3).

Figura 3.3 – Sistema de coleta e/ou “captura” do C- CO_2 do solo a partir de solução de hidróxido de sódio (a) e coletores de serapilheira suspenso sobre o solo (b)



(a)

Fonte: O Autor.



(b)

Fonte: O Autor.

Ao final de cada mês, estabeleceu-se 1(um) dia, ou seja, 24 horas para realização das coletas, sendo 12 horas no período diurno (6:00 às 18:00 h) e mesmo tempo no período

noturno (18:00 às 06:00 h). A quantificação do CO₂ foi realizada de acordo com Grisi (1978). Utilizou-se um frasco controle ou testemunha que permaneceu com os mesmos 20 mL da solução NaOH, hermeticamente fechado em laboratório. Empregou-se como solução indicadora, a fenolftaleína a 1%. A determinação do CO₂ absorvido foi realizada a partir da equação abaixo:

$$CO_2 = \frac{(V_b - V_a) \times N_{HCL} \times EqCO_2}{A \times 12} \quad \text{(Equação 3.3)}$$

Em que CO₂ = quantidade de CO₂ capturado (mg m⁻² h⁻¹); Vb = volume do ácido clorídrico gasto na titulação do branco (mL); Va = volume do ácido clorídrico gasto na titulação da amostra (mL); NHCL = normalidade do ácido clorídrico = 0,5; EqCO₂ = equivalente grama do CO₂=22; A= área de abrangência do balde= 0,053m²; 12= fator de transformação para horas.

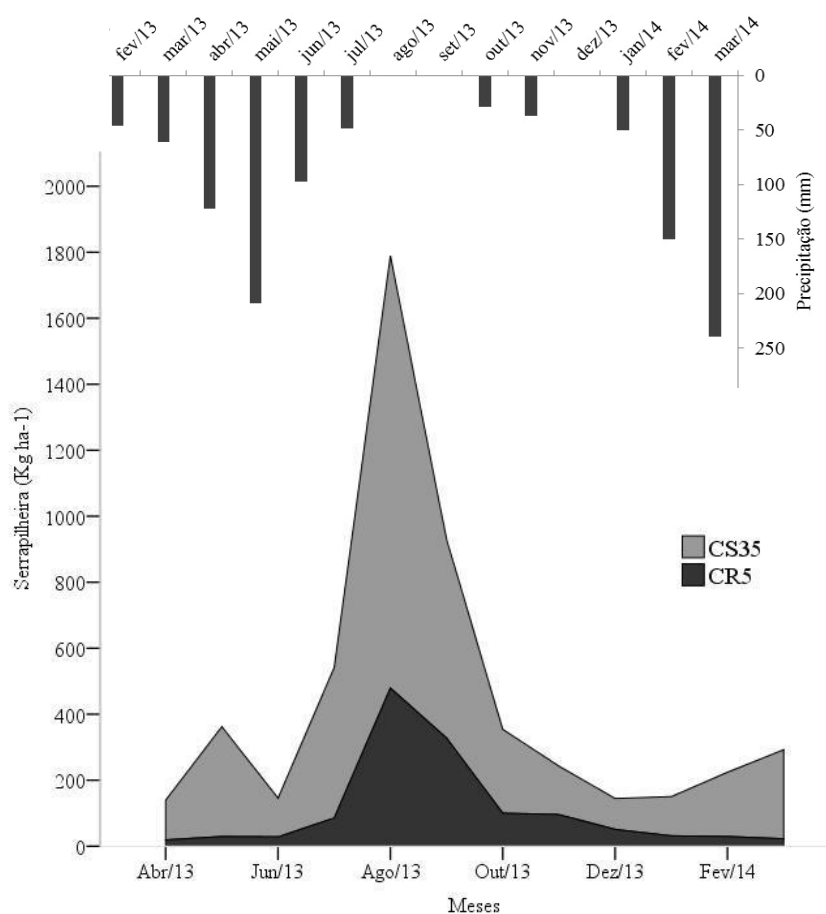
O delineamento experimental empregado foi o inteiramente casualizado com dois usos distintos da terra (CS₃₅ e CR₅). Na quantificação da serapilheira acumulada nos coletores e sobre a superfície do solo, adotaram-se 15 repetições mensais durante 12 meses consecutivos, enquanto para quantificação mensal da respirometria do solo, contabilizou-se 5 repetições/parcela durante o mesmo período estudado.

Os valores médios das frações de serapilheira depositada nos coletores e acumulada sobre o solo, bem como a respirometria entre o período diurno e noturno de duas estações climáticas (chuvosa, seca) dos manejos da cobertura vegetal (CS₃₅ e CR₅) foram submetidos à análise de teste de média e confrontados pelo Teste T (p≤0,05). No processamento das análises e objetivando facilitar a interpretação dos resultados obtidos, empregou-se gráficos do tipo *box-plot*.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A sazonalidade da produtividade mensal de serapilheira nos respectivos usos e manejos da terra foi influenciada pelo regime pluviométrico da região (Figura 3.3).

Figura 3.4 – Influência da sazonalidade pluviométrica sobre a produtividade mensal de serapilheira na área de caatinga conservada (CS₃₅) e caatinga raleada (CR₅)



Fonte: O autor.

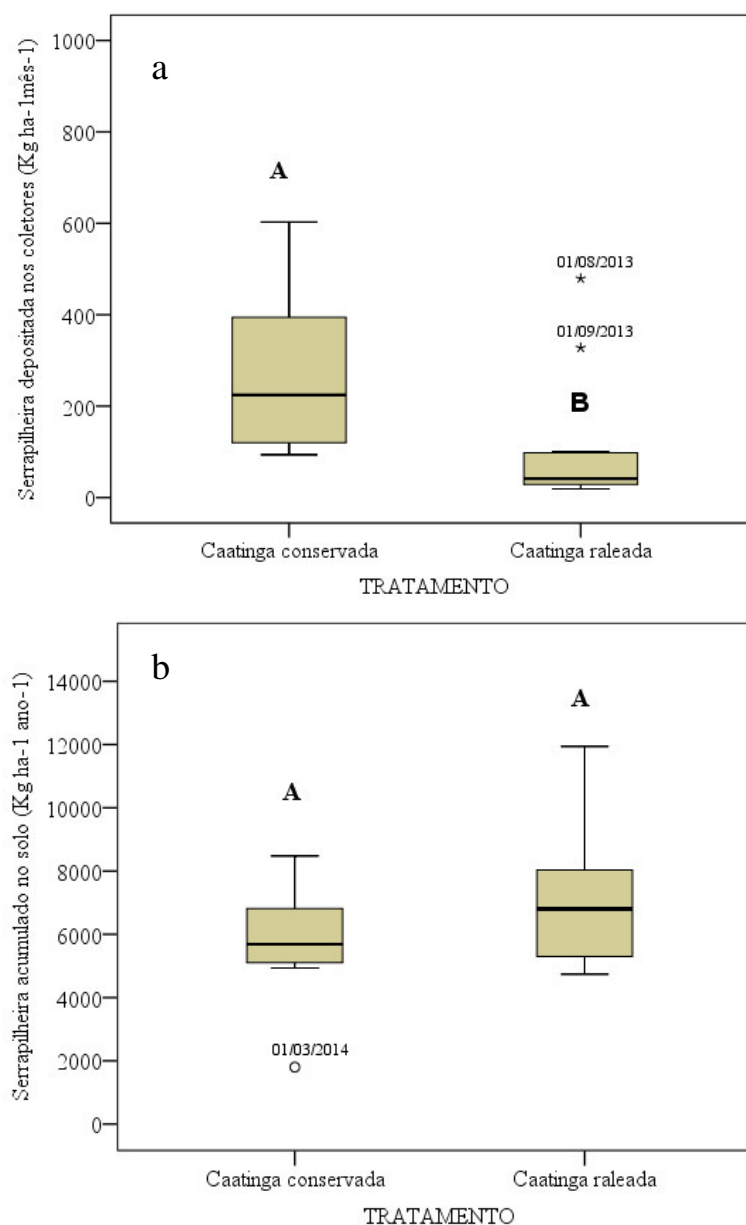
Observa-se na Figura 3.4 que no ano de 2013 a concentração de eventos chuvosos nos meses de abril, maio e junho corresponderam a uma altura pluviométrica de 428 mm, aproximadamente 66% do total precipitado no referido ano. O maior aporte de serapilheira das duas parcelas experimentais foi registrado no mês de Agosto/2013, observando uma produtividade de 1.310 kg ha⁻¹ e 479,22 kg ha⁻¹ para a CS₃₅ e CR₅, totalizando 33 e 37% do quantitativo anual, respectivamente. Ainda, conforme a Figura 3.3 torna-se evidente que a parcela CS₃₅ apresentou maior produtividade de serapilheira para todos os meses monitorados, independentemente da estação climática (seca ou chuvosa).

A intensa caducifolia decorrente do estresse hídrico caracteriza uma das principais adaptações fisiológicas das espécies vegetais que compõem a floresta seca tropical – Caatinga, predominante no semiárido brasileiro. Essa maior deposição registrada no final da estação chuvosa e início da estação seca (Figura 3.4) tem sido observada em outras regiões do semiárido brasileiro, a exemplo dos resultados de Alves *et al.* (2006), Souto (2006) e Silva *et al.* (2015). As plantas, para suportar a estiagem imposta pelo regime pluviométrico, reduzem a área foliar a partir da imediata abscisão de suas folhas (COSTA *et al.*, 2010). Assim, a produção da serapilheira alcança seus maiores picos no início da estação seca (Figura 3.4).

A menor produtividade de serapilheira na segunda metade do período seco (outubro-dezembro/2013) se explica pela ausência total de folhas nas espécies arbustivo-arbóreas no período de escassez hídrica. No entanto, as baixas produtividades encontradas na estação chuvosa (março-junho/2013 e janeiro-março/2014) decorrem do surgimento da folhagem jovem tenra, favorecida pela ocorrência das chuvas, permitindo assim um período de baixa senescência acompanhado de rebrota de folhas novas fotossinteticamente ativas que irão produzir e acumular reservas nutritivas nesse período de maior suprimento hídrico (SOUTO, 2006). Produtividades totalmente distintas em decorrência do total precipitado também foram observado por Lima *et al.* (2015) e Salgado *et al.* (2015) em estudos realizados em florestas tropicais secas.

A produtividade de serapilheira da CR₅ apresentou menor amplitude, caracterizada pelo menor intervalo interquartil (Figura 3.5a), sendo a dinâmica desta área menos influenciada pelo regime pluviométrico quando comparado com a área conservada. Embora a produtividade de serapilheira depositada na parcela CS₃₅ tenha sido estatisticamente superior à da CR₅ ($p \leq 0,05$) (Figura 3.5a), a serapilheira acumulada no solo para os dois usos da terra durante o período estudado (abril/2013 a março/2014), não diferiram estatisticamente pelo Test T a 5% de significância, conforme evidenciado na Figura 3.5b.

Figura 3.5 – (a) Produtividade de serapilheira nos coletores ($\text{kg ha}^{-1} \text{mês}^{-1}$) e (b) serapilheira acumulada no solo ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) para os manejos: Caatinga conservada – CS_{35} ($n=180$) e raleada- CR_5 ($n=180$)



Fonte: O autor.

Apesar da semelhança estatística da serapilheira acumulada no solo, a área CR_5 contabilizou valores médios absolutos superiores em 20% ($6.954,8 \text{ kg ha}^{-1}$) aos obtidos na CS_{35} ($5.819,18 \text{ kg ha}^{-1}$) (Figura 3.5b). Além dos resíduos vegetais oriundos do raleamento, a serapilheira proveniente da senescência da vegetação herbácea, não interceptada pelos coletores, contribuíram para a elevação do acúmulo de serapilheira sobre a superfície do solo na parcela experimental CR_5 .

As menores deposições registradas na CR_5 (Figuras 3.4 e 3.5a) são explicadas pelo fato de que o referido manejo da vegetação consiste no controle seletivo de espécies

lenhosas, por meio da qual se elimina da área parte dos indivíduos arbustivo-arbóreos (circunferência < 10 cm), através da qual se reduziu a densidade de plantas, a área foliar do estrato lenhoso a 40%, acarretando o decréscimo da produção de folhas (PIMENTEL, 2010).

O quantitativo de serapilheira obtido para os dois usos da terra está dentro do intervalo da variabilidade de produção de serapilheira em florestas tropicais secas. Estudos apontam oscilações entre 1.100 a 9.150 kg ha⁻¹ano⁻¹ (DESCHEEMAEEKER *et al.*, 2006; PALACIOS *et al.*, 2007; LOPES *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2010 e SALGADO *et al.*, 2015).

Para um melhor entendimento dos fatores que interferem na dinâmica, acúmulo e decomposição da serapilheira no solo, determinaram-se os valores da constante de decomposição (K), do tempo médio de renovação (1/K) e dos tempos de decomposição de 50% (t_{0,5}) e 95% (t_{0,05}) da serapilheira a partir dos métodos dos coletores e litterbags para os dois manejos estudados (Tabela 3.1). Tais resultados norteiam a explicação do comportamento evidenciado nas Figuras 3.5a e 3.5b.

Tabela 3.1 – Constante de decomposição (K), tempo médio de renovação (1/K) e tempos de decomposição de 50% (t_{0,5}) e 95% (t_{0,05}) da serapilheira através dos métodos dos coletores e litterbags

COLETORES	$K = \frac{L}{X_{ss}} \quad \frac{1}{K} = \frac{X_{ss}}{L} \quad t_{0,5} = \frac{\ln 2}{K} \quad t_{00,5} = \frac{3}{K}$			
	----- anos -----			
CS ₃₅	0,69	1,44	0,48	4,32
CR ₅	0,19	5,35	3,71	16,05
LITTERBAGS	----- anos -----			
	----- anos -----			
CS ₃₅	0,67	1,49	0,46	4,48
CR ₅	0,35	2,86	1,98	8,57

Fonte: O autor.

Analisando os resultados apresentados na Tabela 3.1, observa-se que a constante de decomposição (K) encontradas na área conservada CS₃₅ (método dos coletores: 0,69 e litterbags: 0,67) apresentaram-se semelhantes, diferentemente do observado na microbacia raleada CR₅, este se apresentaram distintos, contabilizando 0,19 e 0,35 para os métodos dos coletores e litterbags, respectivamente (Tabela 3.1).

A partir deste resultado, pode-se inferir que a utilização do método dos coletores subestimou o valor da constante de decomposição (K) na área raleada, contribuindo erroneamente com o aumento do tempo para decomposição da serapilheira. Tal fato é decorrente da limitação do uso dos coletores, visto que este se encontra a uma altura de 20 cm

da superfície do solo, logo, não coletando amostras da fitomassa herbácea de pequeno porte predominante na área CR₅, reduzindo assim o numerador (quantidade de serapilheira produzida anualmente nos coletores), no entanto, tal quantitativo é contabilizado no denominador (média anual de serapilheira acumulada sobre o solo). Portanto, recomenda-se o emprego do método de litterbags na estimativa da constante de decomposição em áreas de caatinga submetida ao raleamento.

O valor de K encontrado na área CS₃₅ pelo método dos coletores (0,69) e litterbags (0,67) se colocam 263% e 91%, respectivamente acima dos observados na parcela CR₅ (0,19 e 0,35). Logo, o tempo necessário para renovação da serapilheira (1/K) com o emprego de litterbags foi de 1,49 anos (CS₃₅) e 2,86 anos (CR₅) (Tabela 3.1). Portanto, tem-se que o período necessário para decomposição de 95% (t 0,05) da serapilheira depositada sobre os solos das áreas CS₃₅ e CR₅ foram, respectivamente de 4,48 anos (1.635 dias) e 8,57 anos (3.164 dias), expressando mais uma vez as baixas taxas de decomposição da serapilheira depositada na área raleada.

Os valores de K encontrado na área CS₃₅ (0,67 e 0,69) (Tabela 3.1) é bem próximo ao obtido por LOPES *et al.* (2009) na mesma área há seis anos atrás (0,71), expressando a não alteração da taxa de decomposição nestes cinco anos na área conservada. Por outro lado, o menor valor da constante de decomposição (K) para o manejo CR₅ através do método de litterbags (0,35) (Tabela 3.1), evidencia que, a decomposição, aproveitamento e ciclagem da serapilheira são bem mais lentos na área submetida ao raleamento, expressando alterações no processo de decomposição pela adoção do manejo. No entanto, os valores de K observado na área CR₅ foram semelhantes aos obtidos por Lima *et al.* (2015) em floresta tropical seca ao sul do bioma Caatinga. Os referidos autores relacionam a baixa decomposição observada aos altos teores de lignina e tanino contidos na serapilheira estudada, comportamento também evidenciado por Heim e Schmidt (2007). Diversos fatores são relacionados com a decomposição dos resíduos vegetais adicionados ao solo, tais como: características edafoclimática, composição química dos resíduos e estratégias de manejo (HEIM; SCHMIDT, 2007).

A maior conservação de serapilheira no solo da CR₅ (Figura 3.5b) provavelmente está associada aos maiores aportes de fitomassa lenhosa lignificada por ocasião da aplicação do manejo, e consequentemente menor taxas de decomposição, conforme já apresentado na Tabela 3.1. Tal resultado corrobora com Lima *et al.* (2015), os quais observaram que os elevados teores de lignina e tanino na serapilheira da Caatinga reduzem a velocidade da decomposição. Já Carvalho (2005) identificou relações inversas entre o teor de lignina em

resíduos de plantas de cobertura e sua decomposição, de forma que quanto maiores os níveis de lignina no material vegetal menores eram suas taxas de decomposição, favorecendo a manutenção de palhada sobre o solo. O maior acúmulo de material lignificado na área CR₅ foi decorrente das podas (ramos e galhos finos) dos indivíduos arbustivo-arbóreos por ocasião da aplicação do manejo de raleamento nos meses de dezembro dos anos de 2008, 2010 e 2012.

A maior acumulação de serapilheira sobre o solo do fragmento CR₅ (Figura 3.5b) configura uma eficiente camada protetora contra o impacto das gotas de chuva sobre a superfície do solo, diminuindo assim, os riscos de processos erosivos (SILVA *et al.*, 2015), principalmente na região semiárida que é caracterizada por chuvas intensas com grande potencial de erosividade.

Com relação à temperatura e umidade do solo a uma profundidade de 10 cm, em todos os meses monitorados, os usos da terra, CS₃₅ e CR₅ diferiram estatisticamente ($p \leq 0,05$) (Tabela 3.2). A produção média de CO₂ nos dois usos da terra resultante da atividade microbiana e respiração radicular nos turnos diurno e noturno não apresentaram diferenças significativas ao nível de 5% (Tabela 3.2). Observa-se, também, que o maior fluxo de CO₂ para atmosfera ocorreu na área CS₃₅, manejo caracterizado pelas menores temperaturas e umidades gravimétricas do solo a 10 cm de profundidade.

Tabela 3.2 – Médias de produção total de C-CO₂ (mg m⁻² h⁻¹) proveniente da atividade microbiana e respiração radicular, nos turnos diurno e noturno, além das médias anuais de temperatura (°C) e umidade (%) nos dois usos da terra

Respirometria do solo (mg CO ₂ -C m ⁻² h ⁻¹)		
PERÍODO	MANEJOS	
	CS ₃₅	CR ₅
DIA	108,3 Aa	91,4 Ba
NOITE	105,2 Aa	84,6 Ba
Temperatura (°C)	31,2 B	33,3 A
Umidade (%)	16,3 B	18,7 A

Fonte: O autor. Médias seguidas de letras maiúsculas iguais nas linhas e minúsculas nas colunas não diferem entre si a 5% de significância pelo teste T.

As menores emissões de CO₂ na parcela submetida ao raleamento, independentemente do período estudado, diurno (91,4 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹) ou noturno (84,6 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹), mesmo caracterizado por maiores temperaturas e umidades do solo, nos leva a supor que outros fatores são predominantes aos meteorológicos na dinâmica das taxas de respiração do solo. Estas menores taxas de respirometria na parcela CR₅ quando comparado à CS₃₅ (Tabela 3.2), podem ser explicada pela composição química da matéria orgânica depositado na área raleada, como já discutido anteriormente. Na área CR₅ há maior presença de resíduos orgânicos lignificados com menores superfícies específicas (troncos, galhos), decorrentes das podas do estrato arbustivo-arbóreo, portanto mais resistentes à ação decompositora dos microrganismos. A lignina torna a serapilheira mais resistente à decomposição química promovida por fungos e bactérias, e o tanino torna a serapilheira pouco palatável para determinados grupos da meso-macrofauna edáfica (LIMA *et al.*, 2015).

Materiais com reduzidos teores de lignina e de polifenóis (resíduos folhosos) apresentam rápida mineralização, comportamento evidenciado na parcela CS₃₅ (Tabela 3.1 e 3.2), fornecendo grandes quantidades de nutrientes para as culturas subsequentes. Já os materiais com altos teores de lignina e polifenóis (resíduos lenhosos provenientes do raleamento da vegetação arbustiva-árborea) sofrem decomposição mais lenta, podendo formar uma cobertura morta estável e capaz de proteger o solo contra a erosão, sendo menor a ciclagem de nutrientes e a produção de CO₂.

Confirmando a argumentação supramencionada, tem-se que as produções de CO₂ (Tabela 3.2) foram inferiores aos encontrados por Alves *et al.* (2006) e Araújo *et al.*, (2009), estes obtiveram valores médios de aproximadamente 239,5 e 120 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹, respectivamente) ao estudarem a atividade microbiana através da medição da respiração edáfica em fragmentos de floresta tropical seca no estado da Paraíba. No entanto, a semelhança entre os turnos diurno e noturno constatado nesta pesquisa divergem dos obtidos pelos supramencionados autores, estes constataram que a atividade microbiana estimada pela produção de CO₂ foi maior no período noturno.

A semelhança no fluxo de CO₂ entre os períodos diurnos e noturnos, tanto na parcela CS₃₅ quanto CR₅ (Tabela 3.2), pode estar associada ao tipo de solo predominante na área, Vertissolos com argila expansiva 2:1. Os Vertissolos são classificados como solos "problemáticos" para o manejo, uma vez que são muito duros quando secos e muitos pegajosos quando umedecidos (BRAVO-GARZA *et al.*, 2009). Altos teores de argila, principalmente argilas ativas (2:1), apresentam fendas profundas ao longo do perfil durante o

período seco e baixas taxas de infiltração nos períodos chuvosos, gerando processos de expansão e contração do solo.

De acordo com Bronick e Lal (2005), perturbações da estrutura do solo podem resultar na redução no fluxo sazonal de CO_2 , portanto reduzir o fluxo e a diferença na concentração entre o dia e a noite. Sabe-se que o sistema poroso é importante no estudo do solo, pois é através dos poros que o fluxo de água e as trocas gasosas ocorrem. Qualquer alteração neste atributo físico do solo contribui para modificar o fluxo de água e ar, afetando os processos físicos e bioquímicos que ocorrem no solo (BRONICK; LAL, 2005).

4. CONCLUSÕES

1. A área mantida conservada apresentou as maiores deposições de serapilheira, sendo os maiores registros independentemente do manejo, evidenciados no início da estação seca, mês de agosto;
2. Não se recomenda a utilização da metodologia dos coletores para determinação da serapilheira depositada sobre a superfície do solo, tampouco a utilização desta para estimativa da constante de decomposição (K) em áreas submetida ao raleamento, pois tal método além de não quantificar a serapilheira adicionado pelo estrato herbáceo negligencia o quantitativo de fitomassa que foi cortada e deixada sobre o solo nas ações de raleamento;
3. Ao utilizar o método de litterbags para estimativa da constante de decomposição (K), constatou-se uma maior lentidão nas taxas de decomposição da serapilheira acumulada sobre a superfície do solo da área raleada o que contribuiu para a maior conservação de resíduos orgânicos, comportamento associado aos maiores aportes de fitomassa lenhosa lignificada.
4. Não há diferença na produção de CO_2 entre o período diurno e noturno, independentemente do manejo estudado (CS_{35} e CR_5). As menores taxas de emissões de CO_2 do solo para atmosfera, na área submetida ao raleamento, não tiveram como determinante os fatores abióticos do ambiente (temperatura e umidade), mas sim a composição química dos resíduos lignificados depositados pelo raleamento, material bastante resistente à ação decompositora dos microrganismos.

REFERÊNCIAS

- AIDE, T. M.; CLARK, M. L.; GRAU, H. R.; LÓPEZ-CARR D.; LEVY, M. A.; REDO, D.; BONILLA-MOHENO, M.; RINER, G.; ANDRADE-NÚÑEZ, M.; AND MUÑIZ, M. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). **Biotropica**, v.45, n.2, p.262-271, 2012.
- ALVES, A. R.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; HOLANDA, A. C. Aporte e decomposição de serapilheira em área de Caatinga, na Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.6, n.2, p.194-203, 2006.
- ARAÚJO, K. D.; PARENTE, H. N.; CORREIA, K. G.; DANTAS, R. T.; ANDRADE, A. P.; PAZERA JÚNIOR, E. Liberação de dióxido de carbono (CO₂) em área de caatinga no semiárido da Paraíba. **Geoambiente on line**, n.12, p.42-53, 2009.
- ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C.; GARCIA, R., SOUSA, R. A. Efeitos da Manipulação da Vegetação Lenhosa sobre a Produção e Compartimentalização da Fitomassa Pastável de uma Caatinga Sucessional. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, p.11-19, 2002.
- BLEICHER, L.; SASAKI, J. M. **Introdução à difração de raio-x em cristais**. Universidade Federal do Ceará. 2000, 20p.
- BRAVO-GARZA, M. R.; BRYANA, R. B.; VORONEY, P. Influence of wetting and drying cycles and maize residue addition on the formation of water stable aggregates in Vertisols. **Geoderma**, 151, p.150-156, 2009.
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v.124, p.3-22, 2005.
- CARVALHO, A. M. **Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo: composição química e decomposição dos resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases**. 2005. 199f. Tese (Doutorado)- Universidade de Brasília, Brasília, 2005.
- COSTA, G. S.; FRANCO, A. A.; DAMANESCENO R. N.; FARIA, S. M. Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada revegetada com leguminosas arbóreas. Viçosa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p. 919-927, 2004.
- COSTA, C. C. A.; CAMACHO, R. G. V.; MACEDO, I. D.; SILVA, P. C. M. Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de caatinga na FLONA de Açú-RN. **Revista Árvore**, v.34, n.2, p.259-265, 2010.
- COÛTEAUX, M. M., BOTTLER, P., AND BERG, B. Litter decomposition climate and litter quality. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, p.63-66, 1995.
- DESCHEEMAER, K.; MUYS, B.; NYSSENA, J.; POESEN, J.; RAES, D.; HAILE, M.; DECKERS, J. Litter production and organic matter accumulation in exclosures of the Tigray highlands, Ethiopia. **Forest Ecology and Management**, v. 233, n. 1, p. 21-35, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 353p.

GILLESPIE, T.; LIPKIN, B.; SULLIVAN, L.; BENOWITZ, D.; PAU, S.; KEPPEL, G. The rarest and least protected forests in biodiversity hotspots. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n.14, p.3597-3611, 2012.

GRISI, B. M. Método químico de medição de respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. **Ciência e Cultura**, v.30, n.1, p.82-88, 1978.

GUERREIRO, M. J. S.; ANDRADE, E. M.; ABREU, I.; LAJINHA, T. Variação de longo prazo dos índices de precipitação no Estado do Ceará, Nordeste do Brasil. **International Journal of Climatology**, v. 33, n. 14, p. 2929-2939, 2013.

HEIM, A.; SCHMIDT, M. W. I. Lignin turnover in arable soil and grassland analysed with two different labelling approaches. **European Journal of Soil Science**, v.58, p.599-608, 2007.

LIMA, R. P.; FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M.; MATRICARDI, E. A. T. Aporte e Decomposição da serapilheira na Caatinga no Sul do Piauí. **Floresta e Ambiente**, v.22, n.1, p.42-49, 2015.

LIMA D. A. 1981. The Caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v.4, n.2, p.149-163, 1981.

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, 2009.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Bioma Caatinga: Contexto, Características e Estratégias de Conservação**. 2014. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/Caatinga/item/191>> Acesso em: 24 de fev. 2014.

OLSON, J. S. Energy storage and balance of production and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, p.322-357, 1963.

FREITAS, M. A. S. R.; ANDRADE, E. M.;WEBER, O. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; FERREIRA, T. O. Bedload sediment and nutrient losses in agro-ecosystems of the Brazilian semiarid region. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 96, p. 203-213, 2013.

PALACIOS, V. J. G.; CASTAÑO, M. G.; GÓMEZ, A. A.; MARTÍNEZ, Y. A.; MEJÍA, R. B. E.; MARTÍNEZ, S. J. Litter and soil arthropods diversity and density in a tropical dry forest ecosystem in Western Mexico. **Biodiversity and Conservation**, v.16, p.3703–3717, 2007.

PIMENTEL, J. V. F. Caatinga e manejo agrossilvipastoril. In: ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. E. R. (Org.). **Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural**. Fortaleza: ed. Imprensa Universitária UFC: Cap. 5, p.106-132. 2010.

PORTILLO, Q. C.; SÁNCHEZ, A. G. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. **Biological Conservation**. v.143, n.1, p.144-155, 2010.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M.; MENDONÇA, L. A. R.; ARAÚJO, J.C.; PALÁCIO, H. A. Q.; ARAÚJO, E. M. 2013. Respostas hidrológicas em pequenas bacias na região semiárida em função do uso do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n.3, p.312-318, 2013.

SALGADO, E.V.; ANDRADE, E. M.; HEVIA, J. N.; NUNES, E. P.; RODRIGUES, M. M. A. Rainfall patterns and the contribution of litter in the caatinga dry tropical forest. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 299-309, 2015.

SANTANA, J. A. S. **Estrutura fitossociológica, produção de Serapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte**. 2005. 184p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia – PB, 2005.

SILVA, V. N.; SOUTO, L. S.; DUTRA FILHO, J. A.; SOUZA, T. M. A.; BORGES, C. H. A. Deposição de serapilheira em uma área de caatinga preservada no semiárido da Paraíba, Brasil. **Revista Verde**, v. 10, n.2, p. 21 - 25, 2015.

SOUTO, P. C. **Acumulação e decomposição de serapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de Caatinga na Paraíba, Brasil**. 2006. 150p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia – PB, 2006.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Studies in Ecology 5. Blackwell Scientific Publications, London, Oxford, UK. p. 323. 1979.

VIDAL, M. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; METZGER, J. P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP). **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n.3, p.521-532, 2007.

WARDLE, D. A. Changes in the microbial biomass and MQ during leaf litter succession in some New Zealand forest and shrubland ecosystems. **Functional Ecology**, v.7, p.346-355. 1993.

WIEDER, R. K.; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, v.63, p. 1636-1642, 1982.

CAPÍTULO 4 – Caracterização espectral de fragmentos florestais do bioma caatinga através de dados SRTM e OLI/Landsat 8

RESUMO

Este trabalho objetivou caracterizar espectralmente fragmentos florestais no bioma Caatinga e avaliar o efeito da sazonalidade climática e da topografia sobre o comportamento do índice de vegetação NDVI em diferentes estádios de regeneração vegetal. O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do rio Caxitoré com aproximadamente 130 mil ha, localizada na região norte do Estado do Ceará. Para avaliar a influência da geometria de iluminação foram utilizados dados do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) e as condições de iluminação presentes no momento da aquisição da imagem de satélite. As imagens do sensor OLI/LANDSAT 8 representativas das estações chuvosa (junho) e seca (setembro) de 2013, foram utilizadas para caracterização espectral de duas fitofisionomias do bioma caatinga. Essas imagens foram convertidas para valores físicos (fatores de reflectância de superfície) e, a partir delas, geradas outras imagens aplicando-se a técnica de componentes principais, além da obtenção do índice NDVI. Foram avaliadas as dispersões dos valores de PC1 e de PC2, em um espaço bidimensional, provenientes dos diferentes dosséis, associadas às suas características estruturais, sazonalidade climática e geometria de iluminação. Os resultados indicaram que a intensidade de reflectância da radiação eletromagnética incidente em dosséis do bioma caatinga é influenciada tanto pela sazonalidade climática quanto pela geometria de iluminação decorrentes das características topográficas do relevo, principalmente na estação chuvosa, onde se observa o maior ângulo zenital solar. O NDVI não se mostrou adequado para detectar alterações no comportamento espectral do bioma caatinga durante a estação chuvosa.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto. Geometria de Iluminação. Componentes Principais. NDVI.

CHAPTER 4 – Spectral characterisation of forest fragments in the Caatinga biome using SRTM and OLI/Landsat 8 data

ABSTRACT

The aim of this work was to characterise spectrally forest fragments in the Caatinga biome, and to evaluate the effect of climatic seasonality and topography on the behaviour of the NDVI vegetation index at different stages of plant regeneration. The study was carried out in the watershed of the Caxitoré River, of approximately 130,000 ha, in the northern region of the State of Ceará. To evaluate the illumination geometry, data from the SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) were used with the lighting conditions present at the time of acquisition of the satellite image. Images from the OLI/Landsat 8 sensor, which were representative of the rainy season (June) and the dry season (September) of 2013 were used for the spectral characterisation of two types of phyto-physiognomy of the Caatinga biome. The images were converted into physical values (surface reflectance factors) and from these other images were generated by applying the technique of principle component analysis; the NDVI was also obtained. Dispersion for the values of PC1 and PC2 was evaluated in a two-dimensional space, in different canopies, associated with structural characteristics, seasonality and illumination geometry. The results showed that the reflectance intensity of the incident electromagnetic radiation in canopies of the caatinga biome is not only influenced by seasonality, but also by the illumination geometry arising from the topographical characteristics of the terrain mainly during the rainy season, when the greatest value for the solar zenith angle was recorded. The NDVI proved to be unsuitable for detecting changes in the spectral behaviour of the Caatinga biome during the rainy season.

Keywords: Remote sensing. Illumination geometry. Principle Components. NDVI.

1. INTRODUÇÃO

As florestas secas compreendem pouco menos da metade das florestas tropicais e subtropicais do mundo, além disso, fornecem ampla gama de bens e serviços ambientais, desempenhando papel importante e complexo no apoio aos sistemas agrícolas dos quais milhões de agricultores de subsistência dependem (CHIDUMAYO; GUMBO, 2010). Estão entre os ecossistemas mais ameaçados e degradados em regiões tropicais do mundo (AZOFEIFA *et al.*, 2005; MILES *et al.*, 2006). Corroborando com o supramencionado, tem-se a floresta tropical seca da Caatinga, ecorregião semiárida única. A exploração, feita de forma extrativista pela população local, desde a ocupação do semiárido, tem levado à rápida degradação ambiental. Isso confere, à caatinga, a condição de ecossistema menos preservado e um dos mais degradados do Brasil (ALENCAR; SANTOS, 2014).

Os trabalhos de mapeamento do desmatamento, produtividade de biomassa florestal e estoque de carbono na vegetação demandam tempo, alto investimento, mão de obra especializada, além de algumas metodologias diretas resultarem na eliminação de áreas com vegetação. Diante o exposto as geotecnologias, sobretudo as técnicas de sensoriamento remoto, têm sido alternativa viável em estudos de monitoramento florestais (CERQUEIRA, 2007; CANAVESI, 2008; FRANCISCO *et al.*, 2012; PONZONI *et al.*, 2015).

Na prática, muitos fatores podem limitar a acurácia das ferramentas de sensoriamento remoto tais como as resoluções temporal, espacial e espectral do sensor utilizado, a variabilidade espectral dos dosséis analisados, as reflectâncias adicionais à folhagem como, por exemplo, o sub-bosque e o solo, condições de iluminação e o aspecto da topografia (GOODWIN *et al.*, 2005).

Das características presentes na curva da reflectância espectral da vegetação, duas têm sido amplamente utilizadas para seu mapeamento através do sensoriamento remoto: a absorção da energia eletromagnética no intervalo do visível e a reflectância no infravermelho próximo (PONZONI *et al.*, 2012). De acordo com Ponzoni e Shimabukuro (2010), o processo de interação entre a radiação eletromagnética e uma folha depende de fatores químicos (pigmentos fotossintetizantes e água) e estruturais (organização dos tecidos da folha) e pode ser analisado sob os pontos de vista da absorção, transmissão e reflexão da vegetação.

Outro fator importante e que exerce influência nos resultados da aplicação das técnicas de sensoriamento remoto sobre estudos e ou, avaliação da cobertura florestal refere-se ao relevo (CANAVESI *et al.*, 2010). Essa variação de relevo implica, então, diferenças nas quantidades de radiação eletromagnética recebida pelos alvos florestais para um mesmo

posicionamento solar (LIESENBERG *et al.*, 2007). Essa ambiguidade potencializada pelo relevo, aliada à questão sazonal, principalmente na região semiárida, torna a caracterização espectral da vegetação uma tarefa complexa (PONZONI *et al.*, 2015).

A reflectância dos alvos pode ser utilizada na geração de índices de vegetação, onde esses são analisados com a finalidade de estabelecer classes temáticas dos elementos da vegetação em relação a outros alvos da superfície terrestre, sendo o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) o índice mais utilizado (RODRIGUES; RODRIGUES, 2012). Normalmente, trata-se de um índice mais recomendado para florestas tropicais jovens secundárias, pois o NDVI satura com o aumento da área foliar encontrado em florestas mais densas. No entanto, em regiões semiáridas, há menos possibilidade de saturação do NDVI, por causa da baixa densidade de fitomassa e de folhas, na qual, a sua correlação com o índice de área foliar não tem sido limitado em estágios mais avançados de sucessão vegetal (COSTA *et al.*, 2002).

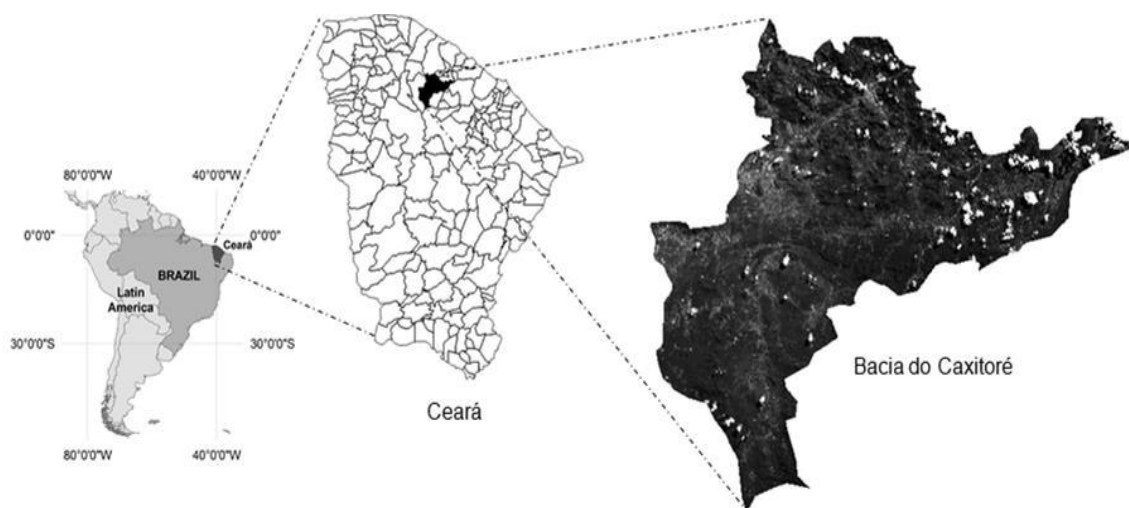
Diante do exposto, este trabalho tem por objetivo avaliar a sensibilidade de dados radiométricos coletados em nível orbital à alteração topográfica, sazonalidade climática e às variações estruturais florestais verificadas em fragmentos florestais conservados e raleados no bioma caatinga.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área experimental

O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do rio Caxitoré, área de aproximadamente 130 mil ha, inserida na macrobacia hidrográfica do rio Curu, entre os quadrantes: 3° 35'45,28" – 4° 06'54,00" S e 39° 16'17,47" – 39° 50'39,88" W, com altitudes médias de 126 m (Figura 4.1).

Figura 4.1 – Localização da área experimental da bacia hidrográfica do rio Caxitoré



Fonte: O Autor

Segundo a classificação de Köppen, a zona climática da região é do tipo BSw'h', clima semiárido com precipitações máximas de outono, e temperatura média mensal de 27⁰C. A precipitação, evapotranspiração e insolação média histórica da região são 817 mm, 2.431 mm e 2.641 h ano⁻¹, respectivamente (CEARÁ, 2011).

Os cursos d'água apresentam regime sazonal, predominando riachos efêmeros e intermitentes, com escassez hídrica prolongando-se por 6 a 9 meses em anos chuvosos. A estação chuvosa da região inicia-se em março e estende-se até junho, assim, o mês de maio pode ser considerado quanto ao caráter de vegetação, representativo da estação chuvosa. Devido ao comportamento de caducifolia da Caatinga, a cobertura vegetal da região sofre várias modificações a partir do final da estação chuvosa, sendo setembro um dos meses com

menores precipitações pluviométricas, podendo esse ser considerado representativo da estação seca da região.

A vegetação da área em estudo é constituída tipicamente por Caatinga hiperxerófila (Savana estépica), floresta subcaducifólia tropical pluvial, com grande variedade de espécies espinhosas em sucessão ecológica secundária. De acordo com a classificação de Lima (1981), a unidade de vegetação da Caatinga predominante na região é a Floresta de Caatinga média, com sua fisionomia caracterizada por árvores de pequeno a médio porte, e indivíduos com altura média em torno de 14 m. Em levantamento florístico realizado na região conservada, Salgado (2013) identificou 562 indivíduos vivos agrupados em 25 espécies/2000 m² contabilizando uma densidade de 2.810 indivíduos/ha.

Quanto ao relevo da área, este é caracterizado pelas depressões sertanejas, representada por planaltos com variações altimétricas entre 100 a 500 m, destacando solos provenientes da decomposição de minerais primários ricos em gnaisses e quartzitos. Os solos distribuem-se em planaltos formados por processos erosivos, apresentam rochas dispostas paralelamente e subparalelas, dando-lhe forma tabular e de sequências no topo destacando-se os blocos rochosos com altitude em torno de 450 m (SOARES, 2004).

A partir de imagens representativas da região geradas no projeto TOPODATA por Valeriano (2004), pôde-se constatar que a topografia da bacia do rio Caxitoré é bastante variável, com declividades oscilando de 0 a 80° graus.

As rochas são formadas por migmatitos homogêneos e heterogêneos e por gnaisses diversificados, predominando associações de solos Luvisolos e Neossolo litólicos Eutróficos, solos bastante rasos e pedregosos. As caracterizações dos solos e rochas resultam em drenagens lineares controladas, principalmente por processo de afloramento rochoso, o que justifica os alinhamentos coincidentes dos cursos d'água e fundos chatos do leito dos rios (SOARES, 2004).

2.2 Definição *in loco* dos pontos de controles

Para georreferenciar os pontos de controle representativo de cada estágio sucessional dos fragmentos florestais foi realizado uma expedição preliminar na região no mês de setembro de 2015 (estação seca). A partir da visita de campo foram definidos e georreferenciados vários pontos representativos de classes distintas de uso e cobertura do solo com auxílio de sistema de posicionamento global, GPS Juno SB.

A definição de cada estágio sucessional teve como referência a estrutura vegetacional, o estágio de regeneração, sucessão ecológica e conservação, estabelecendo-se assim (2) duas diferentes classes:

Caatinga em sucessão secundária - Áreas com estrato arbustivo-herbáceo, constituída raramente por espécies arbóreas em estágio de regeneração e sucessão secundária. São áreas associadas a solos rasos com afloramentos rochosos, incluindo remanescentes de vegetação caducifólia de baixo a médio porte que no passado foram desmatadas para a produção de lenha, carvão vegetal, agricultura de subsistência, pousio e pastagens extensivas de rebanhos bovino, caprino e ovino. Atualmente, as referidas parcelas estão em descanso por período entre 15 e 30 anos. Trata-se de vegetação com indivíduos de 4 a 7m de altura que perdem totalmente as folhas no período de estiagem (julho a dezembro). As espécies herbáceas predominante na região apresentam estádios vegetacional de ciclo fenológico curto, logo ao cessar as chuvas há uma significativa redução de biomassa verde da vegetação em decorrência do processo natural de senescência e/ou pastoreio de ruminantes, posteriormente recuperando o verdor e a produtividade primária líquida impulsionada pela estação chuvosa subsequente da região nos meses de março a junho.

Caatinga conservada - Áreas com denso substrato arbóreo-arbustivo caducifólio, cuja cobertura florestada densa predomina, com altura do dossel sempre superior a 7m. Caracteriza-se por vegetação original preservada por período superior a 100 anos, ocorrendo geralmente nas encostas das serras e nas áreas com solos profundos, regiões distantes de centros populacionais, portanto inalterado quanto ao uso alternativo do solo e/ou pastoreio de ruminantes (Figura 4.2).

Figura 4.2 – Caatinga conservada em relevo montanhoso (a) e caatinga em sucessão ecológica secundária com 15 anos (b), ambas na estação seca (setembro/2015)



(a)

Fonte: O Autor.



(b)

Fonte: O Autor.

2.3 Aquisição das imagens OLI/Landsat 8

As imagens utilizadas nesta investigação foram obtidas junto ao USGS (*United States Geological Survey*) na plataforma Earth Explorer. Tratam-se de imagens do satélite OLI/Landsat 8 com as bandas 2, 3, 4, 5, 6 e 7 no modo ortorretificadas, disponíveis no site <http://earthexplorer.usgs.gov/>. As supramencionadas bandas do sensor multiespectral correspondem à faixa espectral do visível ao infravermelho médio (0,450 – 2,400 μm), com resolução espacial de 30 metros (USGS, 2013), sensor *Operational Land Imager* (OLI), órbita 217, ponto 63, imagens representativas dos meses de maio (estação chuvosa) e setembro (seca) de 2013.

A tabela 4.1 apresenta a descrição da elevação, zênite e azimute solar das imagens OLI/Landsat 8 com 170 km (norte-sul) x 183 km (leste-oeste).

Tabela 4.1 – Características das imagens OLI/Landsat 8 referente aos meses de maio e setembro de 2013

ESTAÇÃO	DATA	HORÁRIO GREENWICH	ELEVAÇÃO SOLAR (α)	ZENITE SOLAR (θ_z)	AZIMUTE SOLAR (Ψ)
Chuvosa	30/05/2013	12h:48min:52s	53,22°	36,78°	43,64°
Seca	19/09/2013	12h:48min:45s	63,94°	26,06°	78,13°

Fonte: O Autor.

2.4 Pré-processamento dos dados OLI/Landsat 8

2.4.1 Correção Atmosférica

A correção atmosférica da imagem OLI/Landsat 8 foi realizada a partir da rotina FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*) por meio do aplicativo ENVI 4.7 (ADLER-GOLDEN *et al.*, 1999; BERK *et al.*, 2002). Os parâmetros da cena, bem como as informações do sensor necessárias para o procedimento da correção atmosférica incluem a coordenada central da cena (-3° 46'48,24" e -39° 36'38,18"), a elevação média da superfície contida na cena (0,126 km), o tipo de sensor (OLI/LANDSAT 8), a altitude do sensor (705 km) e as datas de imageamento (30/05/2013 e 19/09/2013). Estes dados possibilitaram que o código de transferência radiativa MODTRAN/FLAASH

determinasse a posição solar e a sua incidência sobre a superfície, resultando na conversão das imagens número digitais (NDs) para valores de reflectância de superfície.

Vale salientar que a aplicação desse modelo considera que os *pixels* na imagem estão dispostos em uma superfície horizontal e plana, desconsiderando, então, seu posicionamento topográfico caracterizado pela declividade e pela exposição (orientação em relação ao norte geográfico) (PONZONI *et al.*, 2015).

2.5 Classificação da imagem

Para a obtenção de um mapa de referência das classes fitofisionômicas, a composição pré-processada OLI/LANDSAT 8 foi então classificada por um intérprete com o auxílio de imagens de alta resolução espacial disponíveis no aplicativo *Google Earth pro*. No processo de classificação da imagem, adotou-se a classificação visual, e para tal além do auxílio do *Google Earth pro*, empregou-se informações gerais da estrutura da paisagem identificadas durante a fase de visita *in loco*. Pontos de controle terrestre (PCTs) representativos de ambas as estruturas florestais foram previamente identificados e georreferenciados com auxílio de um Sistema de Posicionamento Global (GPS).

Portanto, a classificação visual foi norteada tanto pela resposta espectral dos pontos controles das duas unidades fitofisionômicas, quanto pelo conhecimento do intérprete na discriminação de alvos em uma composição de acordo com a resposta esperada da caatinga conservada e da vegetação em estágio sucessional secundário.

2.6 Dados topográficos

Os dados topográficos da área em estudo foram gerados por Valeriano (2005) a partir da base de dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), disponibilizando-os junto ao banco de dados geomorfométrico do Brasil, disponível no site <http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>. O projeto TOPODATA oferece o Modelo Digital de Elevação (MDE) e suas derivações locais básicas em cobertura nacional na resolução espacial de 30m.

O Fator de Iluminação foi calculado através da Lei dos cossenos, tendo com referência as imagens, declive e orientação da vertente obtidos das cenas 03s405 e 04s405 do

projeto TOPODATA, conforme apresentado na equação 4.3 (SLATER, 1980; VALERIANO, 2011).

$$FI_{cos} = \cos \theta_{x,y} \cos \theta_s + \sin \theta_{x,y} \sin \theta_s \cos(\phi_{x,y} - \phi_s) \quad (4.3)$$

Onde:

FI_{cos} = Imagem fator de iluminação (escala de 0 a 2)

$\theta_{x,y}$ = declividade ou imagem zênite (rad),

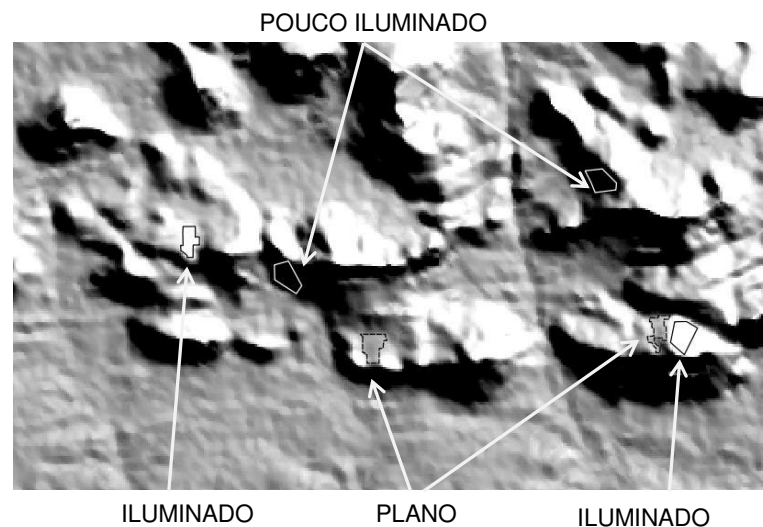
θ_s = zênite solar (no momento de aquisição da imagem),

$\phi_{x,y}$ = orientação das vertentes ou imagem azimuth,

ϕ_s = azimuth solar (no momento de aquisição da imagem).

Essa equação não contempla o ângulo de visada do sensor, pois o mesmo se encontra ao nadir. A equação foi processada no ENVI 4.7, e por meio da ferramenta matemática de bandas, foi gerada a imagem “Fator de Iluminação” conforme metodologia adotada por Canavesi (2008), Canavesi e Ponzoni (2010); Ponzoni *et al.* (2015). O processo de fatiamento foi efetivado no aplicativo ENVI 4.7, gerando uma imagem com três classes de iluminação, as quais foram definidas de acordo com a iluminação que o terreno estava recebendo no momento de aquisição, considerando o aspecto do relevo (Figura 4.3).

Figura 4.3 – Classes de iluminação (Iluminado, plano e pouco iluminado) referente a uma fração da imagem “Fator cosseno” do mês de maio de 2013



Fonte: O Autor.

A classe com vegetação situada em terreno inclinado, recebendo iluminação indireta ou difusa denomina-se pouco iluminada (0,627 – 0,764); enquanto a classe com vegetação recebendo raios solares de maneira uniforme apresentou intervalo do fator de iluminação entre 0,764 e 0,854, e por fim uma classe com predominância de vegetação em terreno inclinado, porém recebendo iluminação direta, denominada iluminada (0,854 – 0,999).

2.7 Caracterização espectral dos estádios de sucessão ecológica

Uma análise *a priori* da imagem classificada foi feita para selecionar as classes fitofisionômicas que possuíam um número de pixels representativo em termo de área, e posteriormente delimitados, aleatoriamente, parcelas com área de aproximadamente 5 a 40 hectares.

Na definição de amostragem dos fatores de reflectância de superfície (FR) estabeleceu-se o seguinte arranjo experimental: dois estádios de estrutura fitofisionômica da vegetação (caatinga em sucessão secundária x caatinga conservada), 2(duas) estações climáticas e 3(três) fatores de iluminação (iluminada - plana - pouco iluminada). Em cada estrutura fitofisionômica foram delimitadas 30 áreas amostrais, sendo 10 para cada condição de iluminação topográfica. Em cada uma das 10 áreas amostrais extraiu-se informações de fator de reflectância de superfície em 10 *pixels* distintos totalizando coletas em 1.200 pixels quando se consideraram as duas estações climáticas.

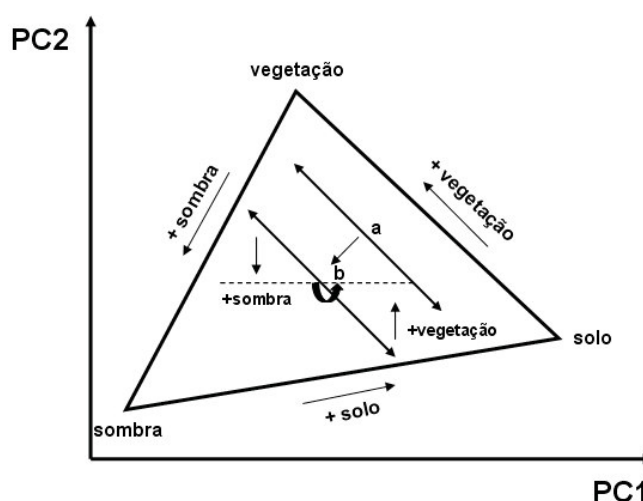
2.8 Análise da Componente Principal

O cálculo das componentes principais é um método bem conhecido de transformação estatística muito utilizada no sensoriamento remoto. Vale salientar que considerando a relativa similaridade entre curvas do Fator de reflectância de superfície provenientes de diferentes tipos de dosséis (no caso deste trabalho, de diferentes fitofisionomia da caatinga), a aplicação da técnica de componentes principais teve também como objetivo permitir a identificação ou a quantificação de diferenças nessas curvas, mesmo que de caráter médio, contrariamente ao que acontece em geologia ou em mineralogia, quando é interessante identificar diferenças pontuais nessas curvas como picos ou vales

representativos de aumento ou de diminuição de reflectância, dinâmica esta geralmente associada a aspectos específicos da composição química e/ou estrutural do material em estudo (CANAVESI, 2008).

De posse das duas imagens “Fator de Reflectância de Superfície” representativas da estação seca e chuvosa, foram efetivados os cálculos das componentes principais no aplicativo ENVI 4.7, extraído os pesos dos PC1 e PC2 referente aos 1.200 pixels amostrados. A análise dos resultados incluiu aspectos estabelecidos no espaço bidimensional explorado por Crist e Cicone (1984), conforme ilustrado na Figura 4.4.

Figura 4.4 – Espaço bidimensional explorado por Crist e Cicone (1984) sobre o qual se fundamentou as análises dos dados



Fonte: Adptado de Ponzoni *et al.* (2015).

Na Figura 4.4, o eixo X representa PC1, ou seja, dados relativos à “*brightness*”, algo que poderia ser interpretado de forma análoga aos dados provenientes de alguma imagem da região do visível. Nesse eixo X, portanto, valores inferiores representariam pixels ocupados por sombra, água ou por vegetação não fotossinteticamente ativa (PONZONI *et al.*, 2012). Ainda, na Figura 4.4, pode-se observar que algum deslocamento da posição “a” para “b” indicaria que os dosséis estariam perdendo brilho por acréscimo da quantidade de sombras no interior do dossel, enquanto que alguma rotação do eixo (para a posição indicada pelo eixo tracejado) poderia ser interpretada por ganhos e perdas de sombras e da participação de solo ou galhos secos (PONZONI *et al.*, 2015).

O eixo Y representa a PC2, sendo denominado “*greeness*”, ou seja, análogo à região espectral do infravermelho próximo, região na qual a vegetação reflete grande parte da

radiação incidente. Assim, valores inferiores em PC2 indicariam também sombra ou água, enquanto valores superiores indicariam presença de vegetação densa e livre de sombras, ou seja, vegetação “pura”. Segundo Ponzoni *et al.* (2015), a distribuição dos fatores de reflectância define no espaço limitado pelos eixos PC2 e PC1, uma figura geométrica semelhante a um triângulo em cujos vértices encontram-se os elementos “puros” de vegetação, sombra ou água e de solo ou galhos secos, e no centro estariam os elementos de proporções igualitárias de vegetação, água, sombra, solo ou galhos secos.

2.9 Índice de vegetação (NDVI)

Uma vez extraídos os valores de reflectância de superfície referente às bandas 4 (vermelho) e 5 (infravermelho próximo) do OLI/LANDSAT 8, calcularam-se as médias do índice de vegetação NDVI (ROUSE *et al.*, 1973), para cada fator de iluminação da respectiva estrutura fitofisionômica, conforme equação 4.4:

$$NDVI = \left(\frac{\rho_5 - \rho_4}{\rho_5 + \rho_4} \right) \quad (4.4)$$

Onde: ρ_5 é o fator de reflectância no infravermelho próximo [canal 5 (0,85 – 0,88 μ m)]; e ρ_4 é o fator de reflectância na região do visível (vermelho) [canal 4 (0,64 – 0,67 μ m) no OLI/Landsat 8].

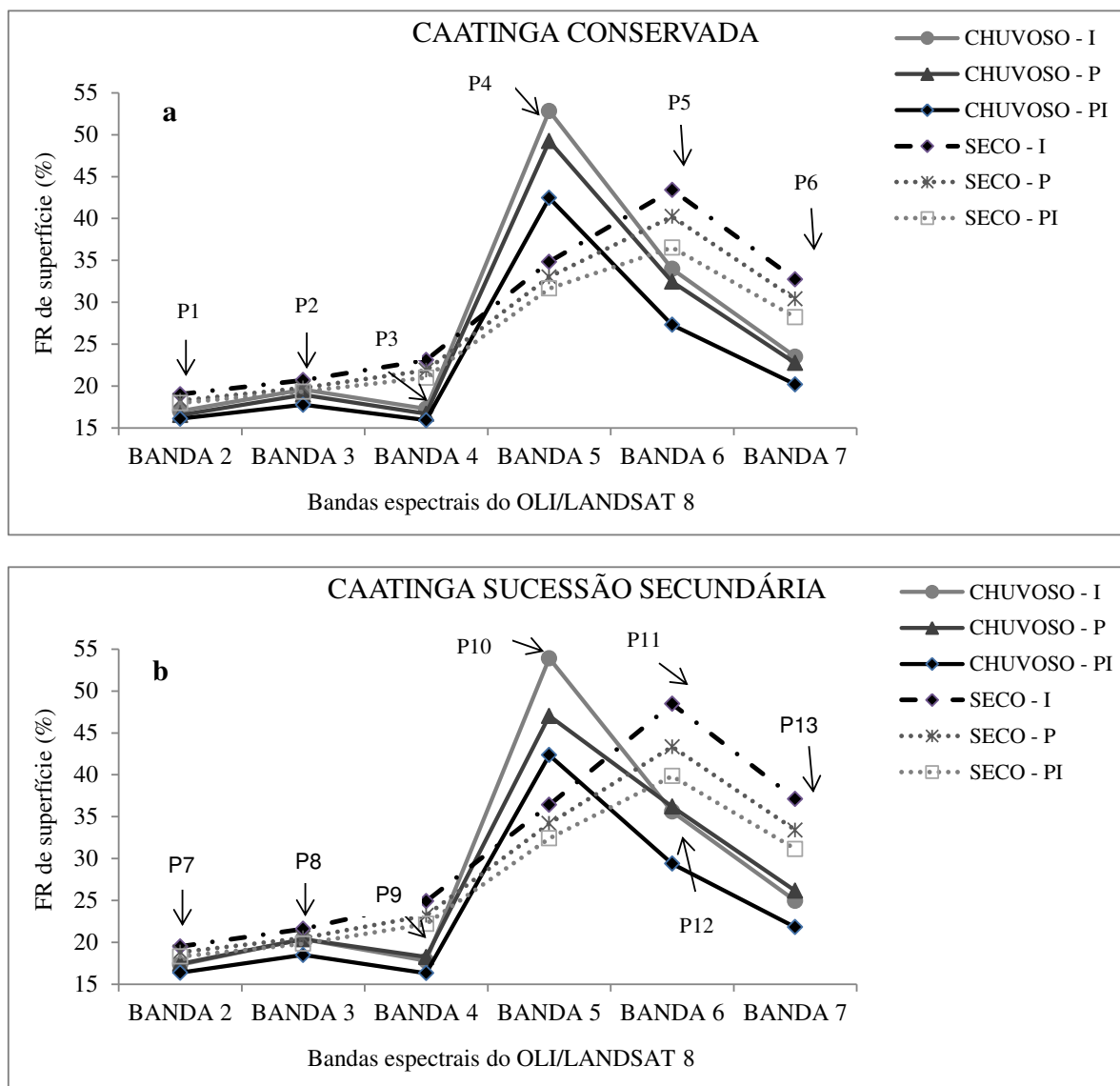
Os dados médios de NDVI nas respectivas estruturas fitofisionômicas (caatinga conservada x caatinga em sucessão secundária) foram submetidos à análise de teste de média e confrontados pelo Teste T ($p < 0,05$), através do programa SPSS 16.0 for Windows, e análises gráficas - *box-plot*.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Comportamento das curvas de reflectância das fitofisionomias da caatinga

De maneira geral, independentemente da estação climática e do fator de iluminação topográfico, a resposta espectral do dossel de ambas fitofisionomia apresentou padrão de comportamento caracterizado pela baixa reflectância nas regiões do azul e vermelho ($0,64 - 0,67\mu\text{m}$) (Pontos P1 e P3; P7 e P8 das Figuras 4.5a e 4.5b, respectivamente).

Figura 4.5 – Curvas do fator de reflectância médio (100 pixels) da caatinga conservada (a) e em sucessão secundária (b), considerando o fator de iluminação na estação chuvosa e seca. I (iluminada); P (Plana) e PI (pouco iluminada).



Fonte: O Autor.

Observa-se ainda nas Figuras 4.5a e 4.5b pequeno aumento da energia refletida na região do verde essencialmente na estação chuvosa (Pontos P2 e P8), além do elevado pico de reflexão no infravermelho próximo ($0,85 - 0,88\mu\text{m}$). O fator de reflectância neste intervalo espectral durante a estação chuvosa foi de 52,8% para vegetação mantida conservada e 53,9% da radiação eletromagnética incidente sobre a superfície da vegetação em sucessão secundária, para condição de topografia submetida à máxima iluminação (Pontos P4 e P10 das figuras 4.5a e 4.5b, respectivamente).

Os pigmentos foliares (comprimentos azul e vermelho do espectro visível) são os principais responsáveis pelo comportamento da reflectância na superfície da vegetação (PONZONI *et al.*, 2012). Portanto, são eles que definem a forma da curva dos fatores de reflectância nessa região espectral. Esses pigmentos, geralmente encontrados nos cloroplastos de folhas fotossinteticamente ativas – clorofila, carotenos e xantofilas – absorvem seletivamente a energia, reduzindo a reflectância. Esta energia é convertida em calor, fluorescência ou em energia armazenada na forma de componentes orgânicos por meio da fotossíntese, conforme destacado por Ponzoni *et al.* (2012).

Com relação ao ponto na curva do fator de reflectância na região do vermelho (banda 4) em ambas fitofisionomias da caatinga (região acima dos pontos P3 e P9 das figuras 4.5a e 4.5b, respectivamente), tem-se que, independentemente da cobertura florestal e do fator topográfico, há maior quantitativo de energia refletida durante a estação seca quando comparado com a estação chuvosa. Este comportamento é justificado pela baixa disponibilidade de água no solo durante a estação seca, logo o déficit hídrico interfere nos processos metabólicos das plantas, gerando o fechamento estomático, a redução da condutância estomática, a redução dos pigmentos fotossintetizantes, além da redução da área foliar em decorrência da queda das folhas e exposição dos elementos de paisagem sub-bosque (GOMES *et al.*, 2004; PORTES *et al.*, 2006). Portanto, uma vez que no bioma caatinga predominam espécies decíduas, a queda das folhas durante a estação seca resulta em mosaicos espaciais de vegetação com redução de folhagem verde, e consequente redução dos pigmentos fotossintetizantes durante a estação seca (JUSTINIANO; FREDERICKSEN, 2000).

Logo, a redução da área foliar durante a estação seca resulta na exposição dos galhos secos, da serrapilheira e do solo, consequente interação destes alvos com a radiação eletromagnética. Assim, o sinal que chegará ao sensor será uma mistura das propriedades espectrais de todos esses elementos participantes no “brilho” do dossel (GOODWIN *et al.*, 2005). De acordo com Jensen (2011), a ocorrência de áreas com solo nu ou com galhos e necromassa misturados à vegetação verde contribuem para o aumento da reflectância na

região do visível, principalmente na região da banda 4, comportamento evidenciado neste estudo durante a estação seca (Figuras 4.5a e 4.5b).

No entanto, quando se consideram diferentes condições de iluminação, estes espectros crescem em magnitudes diferentes na região do infravermelho próximo (banda 5) durante a estação chuvosa, e na região do infravermelho médio, banda 6 (1,57 – 1,65 μ m) para a estação seca. Tal comportamento foi evidenciado para ambas as fitofisionomias estudadas (Pontos P4 e P5; P10 e P11 das Figuras 4.5a e 4.5b, respectivamente). Esse fato, no entanto, não se deve apenas a diferenças estruturais da vegetação, mas sim a diferenças nas condições de iluminação, decorrentes das variações do relevo no momento em que a imagem foi adquirida.

Na condição de maior exposição à iluminação solar durante a estação chuvosa, constatou-se os maiores fatores de reflectância em ambas as estruturas vegetacionais na região do infravermelho próximo (banda 5), tal comportamento não foi evidenciado para a estação seca. Nesta estação climática, o espalhamento na região do infravermelho médio SWIR (bandas 6 e 7) foi mais evidente, as diferenças em função da topografia foram mais intensas (P5 e P6; P11 e P13). Observa-se ainda nas Figuras 4.5a e 4.5b maior diferença entre os espectros da estação chuvosa em decorrência do fator de iluminação (pontos P4 e P10), principalmente no infravermelho próximo (banda 5), fato não evidenciado na região do espectro vermelho (banda 4).

De acordo com Clark *et al.* (2005), na região do infravermelho próximo, a estrutura interna das folhas, como os espaços de ar e múltiplas camadas de folhas, é quem controla a reflectância, portanto nessa região ocorre absorção pequena da radiação eletromagnética e considerável espalhamento interno da radiação no mesófilo foliar. Sabe-se que quanto mais lacunosa for a estrutura interna foliar, maior será o espalhamento interno da radiação incidente e, conseqüentemente, maiores serão também os valores dos fatores de reflectância (PONZONI *et al.*, 2012).

A caatinga em estágio sucessional secundário tendeu a apresentar valores de reflectância de superfície ligeiramente maiores do que a caatinga conservada na região do infravermelho médio. Tal fato é decorrente da menor densidade de plantas nas áreas antropicamente alteradas, o que contribui com a maior exposição dos elementos solos e serrapilheira seca, aumentando assim a reflectância do dossel pela menor oferta de água, elemento que domina o comportamento espectral da vegetação na faixa do infravermelho médio (GOEL, 1988; PONZONI e DISPERATI, 1994). A absorção da radiação causada por

essas moléculas de água pode ainda mascarar outras feições de absorção produzidas pelos constituintes bioquímicos, como a lignina e a celulose (CLARK *et al.*, 2005).

No entanto, observa-se no P12 (Figura 4.5b) que na caatinga em sucessão secundária durante a estação chuvosa há inversão, caracterizada pela maior absorção do espectro iluminado na região espectral do infravermelho médio (bandas 6 e 7), tal comportamento possivelmente esteja associado a maior absorção da luz direta devido à umidade presente nas folhas e ramos das espécies herbáceas tenras da caatinga mais raleada.

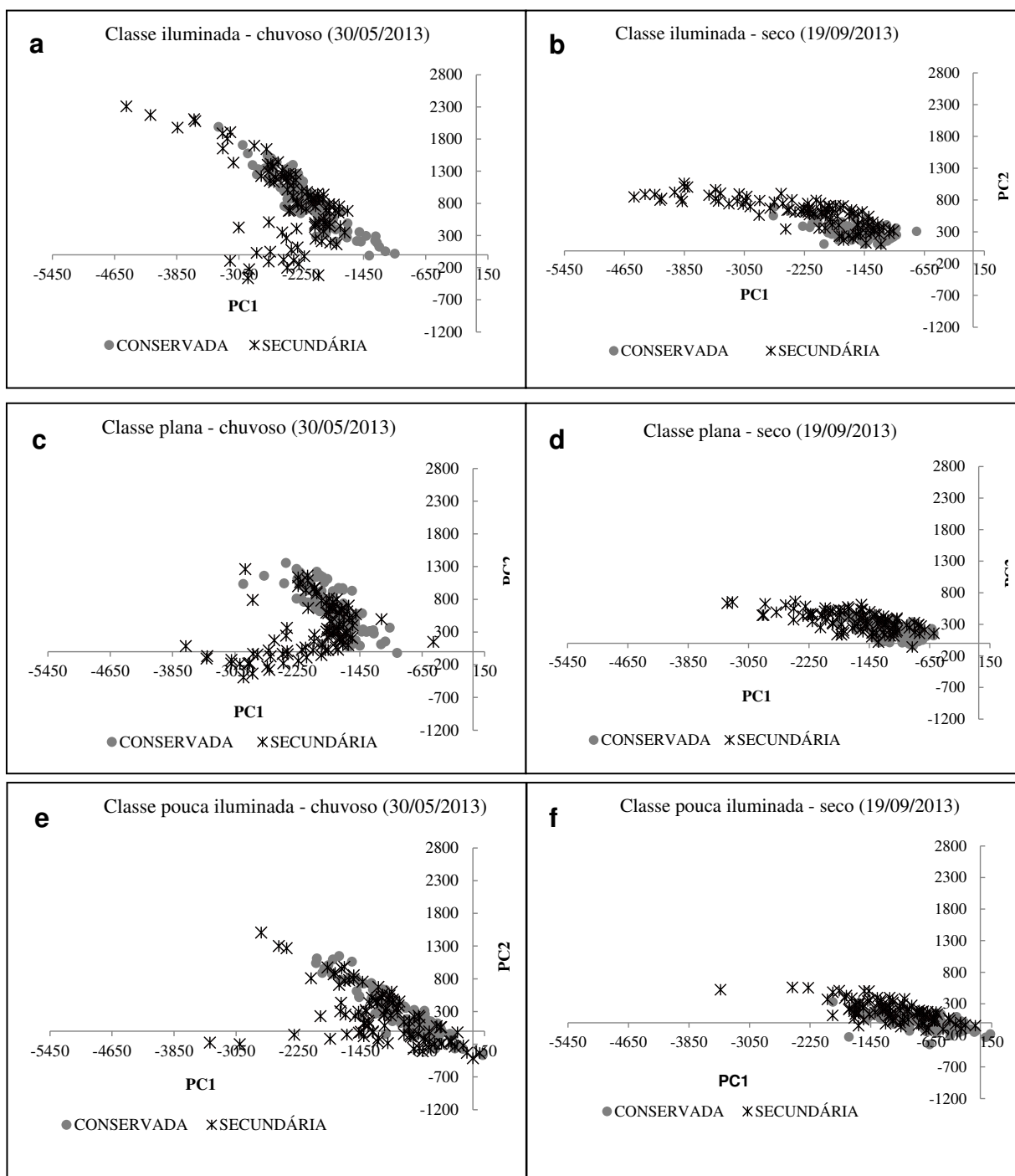
3.2 Caracterização espectral das estruturas fitofisionômicas da caatinga a partir de PCs- Análise de Componentes Principais

A análise multivariada de componentes principais (PCs) nas três condições de iluminação (iluminada, plana e pouco iluminada), facilitou o entendimento da caracterização espectral das estruturas fitofisionômicas de fragmentos do bioma caatinga durante as estações chuvosa e seca (Figura 4.6).

Analizando as Figuras 4.6a, 4.6b, 4.6c, 4.6d, 4.6e, 4.6f, pode-se inferir que as duas estruturas fitofisionômicas do dossel investigadas apresentaram maior superposição de *pixels* no espaço bidimensional da classe pouco iluminada, imprimindo maior grau de dificuldade na discriminação das fitofisionomias quando comparado com as classes plana e muito iluminada, independentemente da estação climática sazonal. No entanto, a diferenciação espectral entre as estruturas fitofisionômicas quando os dosséis estão submetidos às condições de maior iluminação em ambas as estações climáticas (Figuras 4.6a, 4.6b e 4.6c, respectivamente), possivelmente foram potencializadas pela maior participação da resposta espectral das plantas herbáceas durante as chuvas, e do elemento solo e necromassa na estação seca.

A resposta mais elevada de alguns *pixels* representativos da caatinga em sucessão secundária no eixo “*greeness*” (Figura 4.6a) está relacionada com o menor sombreamento frente à presença de um dossel mais esparsa da vegetação antropizada, portanto a reflectância das plantas herbáceas rasteiras na estação chuvosa e do solo no período seco atinge maior importância, especialmente no caso de visadas verticais e para condição de muita iluminação (Figuras 4.6a e 4.6b). Diferentemente, tem-se que a menor contribuição destes elementos de paisagem - vegetação herbácea, solo e necromassa - na resposta espectral da caatinga conservada durante a estação chuvosa (Figura 4.6a, 4.6c, 4.6e) e seca (Figuras 4b, 4d, 4f) no eixo PC2, deve-se a um maior sombreamento do dossel às camadas inferiores, conforme constatado por Moran *et al.* (1993) e Mausel *et al.* (1994).

Figura 4.6 – Distribuição bidimensional dos valores de PCs dos dosséis de fitofisionomia da caatinga



Fonte: O Autor.

Portanto, a presença de *pixels* representativos da estrutura fitofisionômica da caatinga em sucessão secundária na porção inferior da nuvem de pontos, distante da origem ortogonal e nas proximidades do eixo PC1, indica maior participação do elemento solo e necromassa na reflectância do dossel da caatinga alterada antropicamente. Este

comportamento espectral é mais característico na condição de muita iluminação e iluminação plana em ambas as estações climáticas (Figuras 4.6a, 4.6b, 4.6 c e 4.6d).

Verificam-se ainda, na classe muito iluminada da estação chuvosa (Figura 4.6a), amostras de caatinga em sucessão secundária agrupadas na porção superior do eixo PC2 “greenness”. Tal comportamento pode indicar maior influência da biomassa foliar verde no FR de superfície do dossel, além de uma maior participação de outros elementos da paisagem, tais como a vegetação herbácea sub-bosque comum em dosséis mais abertos. Assim, o sinal que chegará ao sensor será uma mistura das propriedades espectrais de todos esses elementos participantes no “brilho” do dossel (GOODWIN *et al.*, 2005). A maior abertura do dossel da caatinga em sucessão secundária é decorrente da retirada de espécies arbóreas e arbustos, provavelmente permitindo, então, maior participação das espécies herbáceas e do elemento solo na reflectância desses dosséis.

As investigações que avaliam a disponibilidade de biomassa verde da Caatinga apontam que o raleamento e/ou corte seletivo de espécies lenhosas condiciona a transferência da produção de biomassa dos arbustos e árvores para o estrato herbáceo (PALÁCIO, 2011; PEREIRA FILHO *et al.*, 2013), portanto a maior abertura do dossel condiciona o aumento da participação de espécies herbáceas e do solo no comportamento espectral da imagem orbital. Há tempos investigadores brasileiros, africanos e australianos relatam aumentos significativos no rendimento do estrato herbáceo em florestas tropicais secas após a redução da copa arbustivo-arbórea (WHITEMAN, 1980; ARAÚJO FILHO *et al.*, 2002; PEREIRA FILHO *et al.*; 2010).

Em ambas as fitofisionomias foram observadas diferença na resposta espectral do espaço bidirecional entre a estação chuvosa e seca; sendo mais característico na caatinga em sucessão secundária. Esse comportamento é indicativo de que os dosséis com caatinga em sucessão secundária durante a estação seca têm como elemento dominante da reflectância o background, neste caso o elemento solo e fitomassa seca das ervas presentes sobre a superfície do solo, ratificando o encontrado por Goodwin *et al.* (2005).

O comportamento espectral da cobertura vegetal conservada na condição de iluminação direta (iluminada) e plana da estação chuvosa (Figuras 4.6a e 4.6c) expressou maior contribuição da PC2 “Greenness”, fato constatado pela maior distribuição das amostras no sentido da linha sombra-vegetação. Portanto, a reflectância, ao passo que aumenta decorrente do espalhamento múltiplo proveniente do incremento de camadas e área foliar, em algumas parcelas, reduz-se em função do sombreamento acarretado pela maior anisotropia do dossel, e consequente sombreamento das camadas inferiores. Valores de *pixels* das parcelas

com dossel arbustivo-arbóreo conservado posicionaram-se nas porções mais medianas das nuvens de pontos da linha sombra-vegetação durante a estação chuvosa (Figuras 4.6a, 4.6c, 4.6e). No entanto na estação seca os pontos situaram agrupados próximos à origem do plano ortogonal (Figuras 4.6b, 4.6d, 4.6f), indicando, portanto, mistura espectral, tanto pela influência do elemento sombra quanto pela participação da necromassa do solo, incluindo galhos secos e folhas depositados sobre o solo e acima deste. Essas observações são válidas para as três classes de iluminação da estação seca.

Vale salientar ainda que o efeito de sombreamento tanto no dossel com caatinga conservada quanto na alterada foi mais evidente durante a estação seca (Figuras 4.6b, 4.6d e 4.6f), principalmente na condição de pouca iluminação (Figura 4f). É esperado que, à medida que se verifica um aumento na rugosidade e na abertura do dossel durante a estação seca, sua reflectância nessa região espectral decresça devido ao sombreamento mútuo de um estrato ou de copas de árvores dominantes que se projetam na parte mais superior do topo do dossel (SOUSA, 1997 e MORAN *et al.*, 2000), comportamento evidenciado neste estudo.

De acordo com as Figuras 4.6e, e 4.6f, independentemente da estação climática, a maior superposição espectral em ambas as estruturas vegetais ocorreu na classe pouco iluminada. Tal comportamento dificulta a separação espectral entre a caatinga conservada e em sucessão secundária para qualquer que seja a estação anual sazonal na condição de iluminação difusa, principalmente na estação seca.

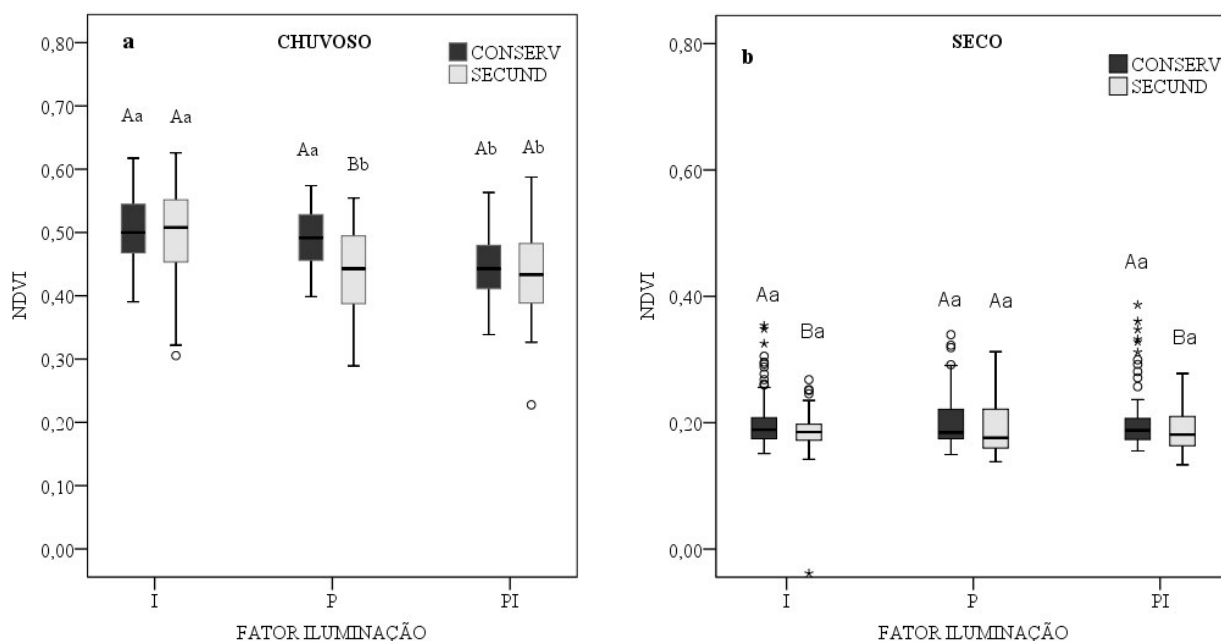
3.3 Influência da topografia na resposta do NDVI

As alterações espectrais, decorrentes da sazonalidade climática, da geometria de iluminação e visada, da orientação da topografia e características físicas adversas do semiárido brasileiro, determinam a amplitude das curvas do fator de reflectância e consequentemente variabilidade nos índices de vegetação em relação a cada tipo, estrutura vegetacional e estação climática (NORA; SANTOS, 2010).

A grande diferença nos valores de NDVI entre as estações climáticas monitoradas (Figuras 4.7a e 4.7b), é justificado pelos baixos índices pluviométricos do segundo semestre da região e a perda total da biomassa foliar, comportamento já constatado em vários estudos desenvolvidos em florestas tropicais secas, a exemplo de Ferreira *et al.* (2012); Justiniano e Fredericsen (2000). De acordo com Ponzoni e Shimabukuro (2010), o NDVI apresenta alta correlação com a quantidade de clorofila presente na vegetação. Em períodos de alta atividade

fotossintetizante os valores de NDVI tendem a aumentar, o contrário ocorre quando as espécies da caatinga perdem suas folhas na estação seca.

Figura 4.7 – Valores de NDVI para as três condições de iluminação topográfica (I – iluminada, P – plana, PI – pouco iluminada) em duas fitofisionomias da caatinga (conservada x sucessão secundária) na estação chuvosa (a) e seca (b). Letras maiúsculas iguais dentro de cada fator de iluminação, e minúsculas em cada cobertura vegetal (CONSERV, SECUND) não diferem estatisticamente através do Test T a 5% de significância.



Fonte: O Autor.

Para a imagem investigada durante a estação chuvosa (maio/2013), os valores de NDVI entre a vegetação conservada e em sucessão secundária não apresentaram diferença estatística ($p > 0,05$), tanto para a classe iluminada quanto para pouco iluminada (Figura 4.7a). Portanto, esta é uma evidência de que a estrutura variável do dossel da caatinga em estágio sucessional, possivelmente armazena uma grande parte de sua biomassa fotossinteticamente ativa na camada inferior do estrato durante o período chuvoso. Áreas amostrais em condições de intensa luminosidade com espécies vegetais herbáceas e arbustivas localizadas em maior intensidade no sub-bosque herbáceo, apesar de ser individualmente em menores portes são, todavia, semelhantes spectralmente às áreas com árvores de porte médio a alto encontradas na caatinga conservada (CASTILO *et al.*, 2012).

No entanto, para o período seco, o padrão de resposta espectral com o uso de NDVI diminuiu a similaridade de pixel com alvos de vegetação distintas (Figura 4.7b), fato também encontrado por Francisco *et al.* (2012). Liesenberg *et al.* (2007), estudando o efeito da sazonalidade e da geometria de visualização na discriminação de cinco fitofisionomias da

savana brasileira, constataram, assim como evidenciado na Figura 4.6, que a precisão na separação de vegetação melhorou da estação chuvosa para a estação seca.

Tal comprovação inviabiliza o uso isoladamente do NDVI na inferência da estrutura do dossel e/ou estoque de biomassa no bioma caatinga, principalmente durante a estação chuvosa. Uma opção seria o emprego de outros índices de vegetação e umidade, além da combinação de imagens multiespectrais ou hiperespectrais com dados de altimetria de varredura a laser através do emprego de sensores ativos, tais como radares (também conhecido como LIDAR). Além disso, essas variáveis derivadas do LIDAR relativos às propriedades estruturais da vegetação têm sido amplamente utilizadas nas previsões de biomassa da vegetação lenhosa, estoque de carbono (BOUDREAU *et al.*, 2008), e na caracterização de florestas tropicais secas em estágio de sucessão secundária (CASTILLO *et al.*, 2012).

A diferenciação espectral entre as estruturas vegetacionais foi mais evidente na estação seca (classes iluminada e pouco iluminada), bem como na classe plana na estação chuvosa (Figuras 4.7a e 4.7b). Observa-se que apenas na estação chuvosa, o fator de iluminação decorrente da ondulação topográfica e geometria de iluminação atuaram negativamente no comportamento espectral da vegetação, justificado pela diferenciação através do Test T a 5% de significância entre os valores de NDVI das fitofisionomias florestais.

Destaca-se, ainda, que durante a estação chuvosa, o ângulo de elevação solar ($53,22^{\circ}$) foi inferior ao da estação seca, $63,94^{\circ}$. Portanto, um menor ângulo zenital solar evidenciado na estação seca implicará em maior intensidade de irradiância solar sobre a copa do dossel e na superfície do solo, contribuindo assim para um menor efeito no sombreamento. Ademais, a declinação solar na estação chuvosa é de $21,89^{\circ}$, próximo ao solstício de inverno no hemisfério sul, enquanto na estação seca a declinação é de apenas $0,20^{\circ}$, com os raios solares quase perpendiculares a linha do equador contribuindo com a potencialização do efeito retro espalhamento da luz eletromagnética incidente no alvo.

5. CONCLUSÕES

1. Mesmo em condições de latitudes inferiores a 5° Sul, a intensidade de reflectância da radiação eletromagnética incidente em dosséis do bioma caatinga é influenciada tanto pela sazonalidade climática quanto pela geometria de iluminação decorrentes das características topográficas do relevo principalmente no período chuvoso, onde se constatou os menores ângulos de elevação solar;
2. A maior reflectância na região do infravermelho próximo durante o período chuvoso em magnitudes não proporcionais à absorção na região do vermelho, não se deveu apenas a diferenças estruturais da vegetação, mas principalmente a diferença nas condições de iluminação decorrentes das variações do relevo;
3. O efeito sombreamento foi predominante durante o período seco, principalmente para condição de pouca iluminação independentemente da estrutura de cobertura vegetal;
4. O fator de reflectância de superfície dos dosséis com caatinga raleada em sucessão secundária foi mais influenciada pela mistura dos elementos de paisagem sub-bosque;
5. O NDVI não se mostrou adequado para detectar alterações no comportamento espectral do bioma caatinga durante o período chuvoso. Isto se deve ao fato deste índice envolver em suas fórmulas a banda relativa ao vermelho (banda 4), que foi a menos sensível às alterações estudadas. Tal comprovação inviabiliza o uso isoladamente do NDVI na inferência da estrutura do dossel e/ou estoque de biomassa no bioma caatinga, principalmente durante o período chuvoso;
6. A consistência dos resultados entre as estações chuvosa e seca conferiu grau de confiabilidade à interpretação dos resultados. Esse resultado é relevante, pois dá maior segurança àqueles interessados na caracterização espectral da vegetação ao longo do tempo e no uso do NDVI para estimativa do acúmulo da biomassa e estoque de carbono em florestas secas do semiárido brasileiro.

REFERÊNCIAS

- ADLER-GOLDEN, S.M.; MATTHEW, M.W.; BERNSTEIN, L.S.; LEVINE, R.Y.; BERK, A.; RICHTSMEIER, S.C.; ACHARYA, P.K.; ANDERSON, G.P.; FELDE, G.; GARDNER, J.; HIKE, M.; JEONG, L.S.; PUKALL, B.; MELLO, J.; RATKOWSKI, A.; BURKE, H. Atmospheric correction for shortwave spectral imagery based on MODTRAN4. **SPIE Proceeding Imaging Spectrometry**, v. 3753, p. 61-69, 1999.
- ALENCAR, M. L. S.; SANTOS, E. I. Uso de SIG na análise qualitativa do uso do bioma caatinga na bacia do rio Sucuru. **Anais... I Seminário Regional Sobre Potencialidades do Bioma Caatinga**, Sumé – PB, p. 52-56, 2014.
- ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C.; GARCIA, R.; SOUSA, R. A. Efeitos da Manipulação da Vegetação Lenhosa sobre a Produção e Compartimentalização da Fitomassa Pastável de uma Caatinga Sucessional. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, p.11-19, 2002.
- AZOFEIFA, G. A. S.; QUESADA, M.; RODRÍGUEZ, J. P.; NASSAR, J. M.; STONER, K. E.; CASTILLO, A.; GARVIN, T.; ZENT, E. L.; CALVO-ALVARADO, J. C.; KALACSKA, M. E. R.; FAJARDO, L.; GAMON, J. A.; CUEVAS-REYES, P. Research priorities for neotropical dry forests. **Biotropica**, v.37, p.477-485, 2005.
- BOUDREAU, J.; NELSON, R. F.; MARGOLIS, H. A.; BEAUDOIN, A.; GUINDON, L.; KIMES, D. S. Regional aboveground forest biomass using airborne and space borne lidar in Québec. **Remote Sensing of Environment**, v.112, p.3876-3890, 2008.
- BERK, A. G. P.; ADLER-GOLDEN, S. M.; RATKOWSKI, A. J.; FELDE, G. W.; ANDERSON, G. P.; HOKE, M. L.; COOLEY, T.; CHETWYND, J. H.; GARDNER, J. A.; MATTHEW, M.W.; BERNSTEIN, L. S. ACHARYA, P. K.; MILLER, D.; LEWIS, P. Exploiting MODTRAN radiation transport atmospheric correction: the FLAASH algorithm. **SPIE Proceeding, Optical Spectroscopic Techniques and Instrumentation for Atmospheric and Space Research**, p. 798-803, 2002.
- CANAVESI, V. **Aplicação de dados hyperion EO-1 no estudo de plantações de *Eucalyptus spp.*** Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisa Espacial, São José dos Campos, 124p. 2008.
- CANAVESI, V.; PONZONI, F. J. Caracterização espectral de plantios de Eucalyptus utilizando dados Hyperion EO-1 e SRTM. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 6, edição especial, 2010.
- CASTILLO, M.; RIVARD, B.; AZOFEIFA, A. S.; ALVARADO, J.C.; DUBAYAH, R. D. LIDAR remote sensing for secondary Tropical Dry Forest identification. **Remote Sensing of Environment**. v. 121, p.132-143, 2012.

CEARÁ, Governo do Estado do Ceará. **Municípios Cearenses**. Disponível em: <http://www.ceara.gov.br/municipios-cearenses/802-municipios-com-a-letra-p#munic-pio-pentecoste>. Acesso em: 22 de out 2015.

CERQUEIRA, D. B.; ROCHA, W. F. Relação entre tipos de vegetação e fluxo de CO₂ no Bioma Caatinga: Estudo de caso em Rio das Contas-BA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 2413-2419, 2007.

CHIDUMAYO, E.; GUMBO, D. The Dry Forests and Woodlands of Africa: Managing for Products and Services. London: 2010, Earthscan. Disponível: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/BGumbo1001.pdf. Acesso em: 11 de Nov. 2015.

CLARK, M.L.; ROBERTS, D.A.; CLARK, D.B. Hyperspectral discrimination of tropical rain forest tree species at leaf to crown scale. **Remote Sensing of Environment**, v. 96, n.3, p. 357-398, 2005.

COSTA, T. C. C.; ACCIOLY, L. J. O.; OLIVEIRA, M. A. J.; BURGOS, N.; SILVA, F. H. B. B. Phytomass mapping of the “Seridó Caatinga” vegetation by the plant area and the normalized indices. **Scientia Agricola**, v.59, p.707-715, 2002.

CRIST, E. P.; CICONE, R. C. A physically-based transformation of Thematic Mapper data-the TM Tasseled Cap. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 22, n. 3, p. 256-263, 1984.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 353p.

FERREIRA, J. M. S.; FERREIRA, H. S.; SILVA, H. A.; SANTOS, A. M.; GALVÍNCIO, J. D. Análise Espaço-Temporal da Dinâmica da Vegetação de Caatinga no Município de Petrolina – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, p. 904-922, 2012.

FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. B.; CHAVES, L.H.G.; LIMA, E.R.V.; BRANDÃO, Z.N.; SILVA, B.B. Análise espectral e avaliação de índices de vegetação para o mapeamento da caatinga. In: Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto – GEONORDESTE, 6, 2012. Aracaju. **Anais...** Aracaju – SE.

GOEL, N. S. Models of vegetation canopy reflectance and their use in estimation of biophysical parameters from reflectance data. **Remote Sensing Reviews**, v. 4, p. 1-21, 1988.

GOMES, M. M. A.; LAGÔA, A. M. M. A.; MEDINA, C. L.; MACHADO, E. C.; MACHADO, M. A. Interactions between leaf water potential, stomatal conductance and abscisic acid content of orange trees submitted to drought stress. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 16, n. 3, p. 155-161, 2004.

GOODWIN, N.; TURNER, R.; MERTON, R. Classifying Eucalyptus forests with high spatial and spectral resolution imagery: an investigation of individual species and vegetation communities. **Australian Journal of Botany**, v. 53, n. 4, p. 337-345, 2005.

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

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 2. ed. São Paulo: Editora Parêntese, 2011. 672 p.

JUSTINIANO, M. J.; FREDERICKSEN, T. S. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. **Biotropica**, v.32, p. 276-281, 2000.

LIESENBERG, V.; GALVÃO, L. S.; PONZONI, F. J. Variations in reflectance with seasonality and viewing geometry: Implications for classification of Brazilian savana physiognomies with MISR/Terra data. **Remote Sensing of Environment**, v.107, p.276-286, 2007.

LIMA, D. A. The Caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v.4, n.2, p.149-163, 1981.

MAUSEL, P.; WU, Y.; LI, Y.; MORAN, E.F.; BRONDIZIO, E. Spectral identification of successional stages following deforestation in the Amazon. **Geocarto International**, v.8, n.4, p.:61-71, 1993.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPO, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v.33, p.491-505, 2006.

MORAN, E.F.; BRONDIZIO, E.; MAUSEL, P.; LI, H.Y. Assinaturas espectrais diferenciando etapas de sucessão secundária no Leste Amazônico. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 7., Curitiba, 1993. **Anais**. São José dos Campos, INPE, 1993, v. 2, p. 202-209.

MORAN, E.F. et al. Effects of soil fertility and land-use on forest successional in Amazônia. **Forest Ecology and Management**, v. 139, p. 93-108, 2000.

NORA, E. L. D.; SANTOS, J. E. Análise da dinâmica sazonal de duas formações florestais do bioma mata atlântica com base em índices de vegetação. **PERSPECTIVA, Erechim**. v.34, n.125, p. 41-51, 2010.

PALACIO, H. A Q. **Avaliação emergética de microbacias hidrográficas do semiárido submetidas a diferentes manejos**. 149f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

PEREIRA FILHO, J. M.; BAKKE, O.A. **Produção de Forragem de espécies herbáceas da Caatinga**. In: GARIGLIO, M.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CESTARO, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, p.145-159, 2010.

PEREIRA FILHO, J. M.; SILVA, A. M. A.; CÉZAR, M. F. Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. **Revista Brasileira Saúde Produção Animal**, v.14, n.1, p.77-90, 2013.

PONZONI, F. J.; DISPERATI, A. A. Aplicação do modelo SAIL no estudo da reflectância espectral de dosséis de mudas de *Eucalyptus* sp. e de *Aspidosperma* sp. **Revista Floresta**, v. 21, n.1/2, p. 45-70, 1994.

PONZONI, F.J.; GALVÃO, L. S.; EPIPHANIO, J. C. N. Influência da resolução espacial sobre a quantificação de áreas não florestadas em ambiente amazônico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001. Foz do Iguaçu. **Anais ...** Foz do Iguaçu, 2001. cdrom.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2ª edição – atualizada e ampliada. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. 160p.

PONZONI, F. J. SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2010, 127p.

PONZONI, F. J.; PACHECO, L. R. F.; SANTOS, S. B.; ANDRADES FILHO, C. O. Caracterização espectro-temporal de dosséis de *Eucalyptus spp.* mediante dados radiométricos TM/LANDSAT5. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 267-275, 2015.

PORTES, M. T.; THIAGO H. ALVES, T. H.; SOUZA, G. M. Water deficit affects photosynthetic induction in *Bauhinia forficata* Link (Fabaceae) and *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Rutaceae) growing in understorey and gap conditions. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 18, n. 4, p. 491-512, 2006.

RODRIGUES, M. T.; RODRIGUES, B. T. Aplicação do Índice da Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) em imagens CBERS 2B no município de Botucatu-SP. **BioEng**, v.6 n.3, p. 139-147, 2012.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W.; HARLAN, J. C. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation**. Final Report. Greenbelt: Texas A & M University, 1974.371 p.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. **Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS**. In Earth Resources Technology Satellite- 1 Symposium,3, 1973. Proceedings. Washington, 1973, v.1, Sec. A, p. 309-317.

SALGADO, E. V. **Capacidade de suporte da serapilheira da caatinga na recuperação de solos degradados no semiárido**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 167p. 2013.

SLATER, P. N. **Remote Sensing: Optics and Optical Systems**. Addison-Wesley, Reading MA, USA. 1980.

SOARES, F. M. Levantamento dos Aspectos Físicos-Naturais da Bacia do Rio Curu – CE. **Revista de Geologia**, v. 17, n. 1, 52-73, 2004.

SOUSA, C. L. **Uso de imagens-índice e de imagens-proporção para avaliar a quantidade de madeira em povoamentos de *Pinus spp.*** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1997. 111p. (INPE-6398-TDI/614).

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). **Landsat Project Description**. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/about_project_descriptions.php> Acesso em: 11 out 2014.

VALERIANO, M. D. M. Cálculo do fator topográfico de iluminação solar para modelagem ecofisiológica a partir do processamento de Modelos Digitais de Elevação (MDE). In: INPE (Ed.), **Anais... XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Curitiba PR, Brazil, p. 5933–5940, 2011.

VALERIANO, M. M. Modelo digital de variáveis morfométricas com dados SRTM para o território nacional: o projeto TOPODATA. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 12, 16 a 21 abr. 2005, Goiânia. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2005. Artigos. p. 3595-3602. ISBN 85-17-00018-8. On-line. Disponível em: <http://martedpi.inpe.br/coltid.inpe.br/sbsr/2004/10.29.11.41/doc/3595.pdf>. Acesso em 12 de Out. 2014.

WHITEMAN, P.C. Tropical pasture science. Oxford Univ Press, Oxford, 392 p, 1980.

CONCLUSÕES GERAIS

1. Este trabalho aponta que a implementação do raleamento surge como uma alternativa de manejo a ser considerada em projetos de sustentabilidade de vertissolos do bioma caatinga, contribuindo com o aumento do estoque de carbono orgânico total, nitrogênio total, manutenção da umidade, produtividade de raízes finas, melhoria da estrutura do solo, acumulação de serapilheira sobre a superfície do solo, redução das emissões de CO₂ do solo à atmosfera, portanto prática que favorece a mitigação do aquecimento global.
2. Tanto o fator de reflectância de superfície quanto o NDVI são influenciados pela sazonalidade climática e geometria de iluminação decorrentes das características topográficas do relevo no bioma caatinga. O NDVI não se mostrou adequado para detectar durante a estação chuvosa alterações no comportamento espectral entre sucessões ecológicas distintas, portanto não se recomenda o uso isolado deste índice para estimativa de biomassa e estoque de carbono durante tal estação sazonal.
3. Recomendamos a repetição dos experimentos em outras ecorregiões do bioma Caatinga, abrangendo maiores extensões territoriais, outras manchas de solo e em maiores escalas temporais.