



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
DOUTORADO EM AGRONOMIA**

POSSIDÔNIO GUIMARÃES RODRIGUES

**ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E ESTOQUE DE NUTRIENTES NO SOLO EM
FLORESTA SOB ESTRESSE HÍDRICO E EM SISTEMAS DE MANEJO NA
FLORESTA NACIONAL DE CAXIUANÃ**

**BELÉM-PA
2017**



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
DOUTORADO EM AGRONOMIA**

POSSIDÔNIO GUIMARÃES RODRIGUES

**ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E ESTOQUE DE NUTRIENTES NO SOLO EM
FLORESTA SOB ESTRESSE HÍDRICO E EM SISTEMAS DE MANEJO NA
FLORESTA NACIONAL DE CAXIUANÃ**

**Tese de Doutorado apresentada à
Universidade Federal Rural da Amazônia,
como parte das exigências do Curso de
Doutorado em Agronomia: área de
concentração Agronomia, para obtenção
do título de Doutor.**

**Orientadora: Dra. Maria de Lourdes
Pinheiro Ruivo.**

**Co-orientador: Dr. Antônio Carlos Lola
da Costa.**

**BELÉM-PA
2017**

Rodrigues, Possidônio Guimarães

Atributos microbiológicos e estoque de nutrientes no solo em floresta sob estresse hídrico e em sistemas de manejo na Floresta Nacional de Caxiuanã. / Possidônio Guimarães Rodrigues. – Belém, 2017.

XXf.; il.

Tese (Doutorado em Agronomia/Agronomia) – Universidade Federal Rural da Amazônia, 2017.

1. ESECAFLOR 2. Microbiota do solo 3. Estoque de nutrientes 4. Experimento de longa duração 5. Estresse hídrico I. Título.

CDD – XXX.XX



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
DOUTORADO EM AGRONOMIA**

POSSIDÔNIO GUIMARÃES RODRIGUES

**ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E ESTOQUE DE NUTRIENTES NO SOLO EM
FLORESTA SOB ESTRESSE HÍDRICO E EM SISTEMAS DE MANEJO NA
FLORESTA NACIONAL DE CAXIUANÃ**

Tese de Doutorado apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Agronomia: área de concentração Agronomia, para obtenção do título de Doutor.

_____ de _____ de 2017

BANCA EXAMINADORA

**Dra. Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo - Orientadora
Museu Paraense Emílio Goeldi – MPEG**

**Dr. Steel Silva Vasconcelos – Examinador
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA**

**Dr. Hernani José Brazão Rodrigues – Examinador
Universidade Federal do Pará – UFPA**

**Dra. Rosecélia Moreira da Silva – Examinadora
Museu Paraense Emílio Goeldi – MPEG**

**Dr. Augusto José da Silva Pedroso – Examinador
Instituto Federal de Ensino, Ciência e Tecnologia do Pará – IFPA**

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
CONTEXTUALIZAÇÃO	9
REFERÊNCIAS	13
HIPÓTESES	18
2. ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM FLORESTA SOB ESTRESSE HÍDRICO E EM SISTEMAS DE MANEJO EM CAXIUANÃ, PARÁ	20
2.1 Introdução	21
2.2 Material e Métodos.....	23
2.2.1 Área de estudo.....	23
2.2.2 Amostragem do solo.....	25
2.2.3 Análises do solo	26
2.2.4 Análises estatísticas.....	29
2.3 Resultados	29
2.3.1 Umidade do solo.....	29
2.3.2 Atributos microbiológicos do solo	30
2.4 Discussão.....	39
2.5 Conclusão.....	43
2.6 Referências bibliográficas	43
3. ESTOQUE DE CARBONO E NUTRIENTES NO SOLO EM FLORESTA SOB SECA PROLONGADA EM CAXIUANÃ, AMAZÔNIA ORIENTAL	49
3.1 Introdução	50
3.2 Material e Métodos.....	51
3.2.1 Área de estudo.....	51
3.2.2 Teor de nutrientes do solo	52
3.2.3 Densidade do solo e estoque de nutrientes	52
3.2.4 Teor de carbono e nitrogênio nos agregados do solo	52
3.2.5 Análise estatística.....	53
3.3 Resultados	53
3.3.1 Estoque de nutrientes no solo.....	53
3.3.2 Massa de classes e teores de C e N dos agregados do solo.	54
3.4 Discussão.....	56
3.4.1 Estoque de COT e nutrientes no solo	57
3.4.2 Massa de classes e teores de C e N dos agregados.....	58
3.5 Conclusão.....	59

3.6 Referências.....	60
ANEXOS.....	64

RESUMO

A região amazônica tem experimentado com maiores frequências temperaturas mais elevadas, assim como enchentes e secas ao longo das últimas duas décadas. Estes fenômenos estão relacionados ao aquecimento global. Pesquisas que envolvem experimentos de longa duração têm sido realizadas para avaliar os efeitos da seca na dinâmica das florestas tropicais no âmbito do Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA). O objetivo geral foi avaliar as transformações ocorridas na biomassa microbiana, estoque de nutrientes e C e N de agregados do solo após 14 anos do início do experimento de seca de longa duração na floresta (ESECAFLOR) e da mudança no uso da terra em Caxiuanã, Pará. Avaliaram-se quatro áreas: Parcela A (floresta nativa controle ao experimento de exclusão da água da chuva); Parcela B (floresta nativa com exclusão de água da chuva (50%); Floresta secundária (FS) e Roça. Os resultados mostram efeito direto do estresse hídrico na floresta e da conversão da floresta em área agrícola sobre os atributos microbiológicos do solo. O experimento de exclusão da água da chuva proporcionou redução da umidade do solo e como consequência, todas as variáveis microbiológicas avaliadas apresentaram efeito significativo na ANOVA ($p < 0,05$). Os atributos microbiológicos do solo mostraram uma grande variação em função da umidade e textura do solo. Os teores de C e N da biomassa microbiana e respiração basal do solo foram, em geral, maiores na área de floresta secundária. A Parcela B apresentou menores teores de biomassa microbiana, mas exibiu maiores valores de RB, indicando maior atividade microbiana em relação à Parcela A. O quociente metabólico foi superior na Parcela B em algumas camadas do solo. Os resultados dos estoques de nutrientes também revelaram mudança proporcionada pela redução na disponibilidade de água. De modo geral, todos os estoques de nutrientes foram maiores na Parcela B. Não houve efeito significativo apenas para o estoque de N. A redução da disponibilidade de água alterou a distribuição das classes de agregados com maiores quantidades de macroagregados na Parcela A. Os teores de C e N nos agregados do solo foram maiores na Parcela A e nos microagregados. Os resultados encontrados enfatizam a questão da dependência da água para promover a manutenção do equilíbrio ecossistêmico existente no solo da floresta tropical nativa.

PALAVRAS-CHAVE: ESECAFLOR, microbiota do solo, estresse hídrico, floresta nativa, experimento de longa duração, mudança no uso da terra

ABSTRACT

The Amazon region has experienced higher temperatures and higher temperatures, as well as floods and droughts over the last two decades. These phenomena are related to global warming. Research involving long-term experiments has been carried out to evaluate the effects of drought on the dynamics of tropical forests under the Large Scale Biosphere-Atmosphere Program in Amazonia (LBA). The overall objective was to evaluate the changes in microbial biomass, nutrient stock and C and N of soil aggregates after 14 years of the beginning of the long-term drought experiment in the forest (ESECAFLOR) and the change in land use in Caxiuanã, Pará. Four areas were evaluated: Plot A (native forest control to the rainfall exclusion experiment); Plot B (native forest excluding rainfall (50%)); Secondary forest (FS) and Roça (slash-and-burn agriculture). The results show a direct effect of water stress in the forest and the conversion of forest to agricultural area on soil microbiological attributes. The rainfall exclusion experiment provided a reduction in soil moisture and as a consequence, all the microbiological variables evaluated had a significant effect on ANOVA ($p < 0.05$). The microbiological attributes of the soil showed great variation as a function of soil moisture and texture. The C and N contents of the microbial biomass and basal respiration of the soil were, in general, larger in the secondary forest area. Plot B presented lower levels of microbial biomass, but showed higher values of RB, indicating greater microbial activity in relation to Plot A. The metabolic quotient was higher in Plot B in some soil layers. The results of nutrient stocks also revealed a change brought about by the reduction in water availability. In general, all nutrient stocks were higher in Plot B. There was no significant effect only for the N stock. The reduction of water availability altered the distribution of the classes of aggregates with larger amounts of macroaggregates in Plot A. The C and N contents in the soil aggregates were higher in Portion A and in the microaggregates. The results found emphasize the issue of water dependence to promote the maintenance of ecosystem equilibrium in the soil of the native tropical forest.

KEYWORDS: ESECAFLOR, soil microbiota, water stress, native forest, long-term experiment, land use change

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

O aquecimento global é uma grave ameaça para todo o planeta, e no Brasil, esperam-se impactos mais severos na Amazônia, que possui influência direta na precipitação e ciclo do carbono (C) em escala local e global (Cox et al., 2008; Fearnside, 2009). Os modelos projetam aumento de temperatura para a região, mas não concordam entre si com respeito às alterações no regime de chuvas. Alguns projetam redução, outros aumento e alguns pouca alteração na precipitação (Li et al., 2006).

De acordo com o último relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, a previsão anterior de “savanização” de parte da floresta amazônica neste século foi desconsiderada devido à pesquisa científica comprovar que a floresta parece ser mais resiliente aos impactos do aquecimento do que se pensava anteriormente (Cox et al., 2013; IPCC, 2014). No entanto, o uso e mudanças nas formas uso da terra na Amazônia continuam afetando o clima, através dos desflorestamentos, queimadas periódicas, inundações por hidrelétricas (Fearnside, 2008).

De fato, fortes secas foram constatadas nos anos de 2005 e 2010 na Amazônia (Lewis et al., 2011), possivelmente associadas com a mudança climática global (Solomon et al., 2007). Diversos problemas foram relatados como a suspensão da navegação em alguns rios, incêndios florestais espontâneos, morte de animais e plantações, inclusive levando alguns países da região amazônica (Brasil, Bolívia, Peru e Colômbia) a declarar estado de calamidade pública (Marengo et al., 2008). Philips et al. (2009) avaliaram a resposta da floresta amazônica à intensa seca de 2005 e concluíram que a floresta afetada perdeu biomassa, apresentou maior mortalidade de árvores (sobretudo as mais velhas), reverteu a capacidade de funcionar como sumidouro a longo-prazo de CO₂ e teve maiores impactos durante a estação seca mais severa em relação à secas anteriores.

Através da avaliação de imagens de satélite foi constatada uma lenta recuperação (> 4 anos) da estrutura do dossel da floresta após a severa seca em 2005 (Saatchi et al., 2013). Gatti et al. (2014) observaram maior presença de gases do efeito estufa no final da estação seca de 2010, sugerindo forte queda na fixação de C pela vegetação e grandes emissões de CO₂ por causa dos incêndios florestais.

Diversos estudos têm abordado as respostas da floresta tropical a eventos de seca em curto prazo, porém ainda não se compreendem muito bem essas respostas em longo prazo,

para sustentar as projeções de redução nas chuvas previstas nos cenários futuros do clima (Costa et al., 2010). Na Amazônia oriental dois experimentos de longa duração (SECA FLORESTA E ESECAFLOR) foram criados no início deste século e desde então diversos estudos vêm sendo realizados para investigar o impacto da seca na estrutura e funções da floresta (Nepstad et al., 2002; Costa et al., 2010).]

Esses experimentos são imprescindíveis para o entendimento da estrutura e dinâmica da floresta em condição de seca prolongada e intensa. Os resultados iniciais de ambos os experimentos mostraram que nos primeiros anos a ecofisiologia da floresta demonstrou uma resiliência surpreendente à seca, sobretudo pelo acesso à água disponível a alguns metros da superfície do solo e pelo fechamento dos estômatos das folhas para limitar a perda de água (Malhi e Davidson, 2009). Brando et al. (2008) reportaram que a floresta submetida a seca na Floresta Nacional de Tapajós teve sua biomassa acima do solo reduzida em aproximadamente 25% após 5 anos de experimento. Em Caxiuanã, após 13 anos de seca induzida, a perda cumulativa de biomassa através da mortalidade foi de $41,0 \pm 2,7\%$ em relação aos valores de pré-tratamento (Rowland et al., 2015) e a taxa de perda aumentou substancialmente desde o valor relatado anterior de $17,2 \pm 0,8\%$, pós 7 anos de experimento (Costa et al., 2010).

Os solos e suas funções também podem ser impactados por esses eventos extremos através de mudanças na biomassa, composição e atividades das comunidades microbianas edáficas (Bérard et al. 2011). A baixa umidade do solo pode restringir a difusão do substrato e conferir estresse fisiológico nas comunidades microbianas (Baldrian et al., 2010; Bouskill et al., 2013). A umidade do solo é um fator importante na ciclagem de nutrientes pela decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) (Schimel et al, 2007), e também afeta a absorção de nutrientes pelas plantas pela redução da difusão de nutrientes e fluxo de massa no solo (Chapin, 1991; Lambers et al, 2008).

Os efeitos da redução da disponibilidade hídrica no solo da floresta amazônica podem ser potencializados devido à baixa fertilidade natural e elevada acidez dos solos, sendo a disponibilidade de nutrientes associada principalmente à ciclagem da matéria orgânica (Moreira e Costa, 2004). Além disso, a MOS representa fonte de energia para a microbiota do solo, tem participação na agregação e na dinâmica da água, e também representa a maior parte da capacidade de troca de cátions (70-80%) em solos da Amazônia (Brady; Weil, 2002), tornando-se elemento-chave no equilíbrio dinâmico do ecossistema.

Mudança no uso do solo, como a conversão de floresta em área de cultivo ou pastagem, proporciona alterações em seus atributos e funções. Na Amazônia, o sistema tradicional de cultivo praticado há séculos é conhecido como agricultura itinerante, migratória ou de corte-e-queima (Sá et al., 2007). Este sistema caracteriza-se pelo corte, secagem e posterior queima da vegetação. Geralmente ocorre em pequenas áreas de agricultura familiar e em áreas maiores com pastagem. As áreas cultivadas são abandonadas para a regeneração da vegetação, caracterizando o período de pousio. Os benefícios do uso do fogo incluem a facilidade para limpeza da área, a fertilização do solo, redução da acidez, eliminação de doenças, entre outros. Porém, em médio e longo prazo, por exemplo, à deterioração das propriedades químicas e biológicas do solo, com redução na capacidade produtiva (Nardoto e Bustamante, 2003; Dick et al., 2008)

A compreensão e a quantificação do impacto do uso e manejo do solo na sua qualidade são fundamentais no desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis (Bavoso et al., 2010). O efeito de alguma perturbação no ambiente edáfico pode ser avaliado através do uso de indicadores de qualidade do solo, ou seja, atributos químicos, físicos e biológicos que desempenham funções essenciais de suporte aos processos da vida e da regulação do ambiente (Doran; Parkin, 1994).

Em estudo conduzido na Amazônia sobre os impactos da conversão de floresta primária em sistemas agrícolas, Freitas et al. (2013) verificaram que, mesmo após 22 anos de conversão da floresta em áreas agrícolas, ainda era possível verificar indicadores de qualidade nos sistemas manejados com uso do fogo. Já Melo et al. (2012), mostraram que o pousio apresentou indicadores de qualidade microbiológicos do solo semelhantes entre a floresta nativa e secundária, mas bem distintos entre a floresta nativa e pastagem, indicando forte perturbação no funcionamento biológico do solo após a mudança na forma de uso da terra.

Os indicadores biológicos do solo são os mais utilizados atualmente por apresentarem grande sensibilidade em medir e avaliar os efeitos de distúrbios ambientais (Ritz et al. 2009). Dessa forma, Muscolo et al. 2014 sugerem o uso de indicadores bioquímicos e microbiológicos para avaliação da sustentabilidade do solo em ecossistemas florestais. Na floresta de Caxiuanã, Sotta et al. (2008) estudaram a dinâmica do nitrogênio no solo e para isso utilizaram alguns indicadores microbiológicos do solo relacionados ao ciclo do N. Os autores verificaram taxas de reciclagem mais rápidas para NH_4^+ em comparação com NO_3^- , sugerindo maior eficiência dos organismos amonificadores.

A biomassa microbiana do solo é o principal agente responsável pela decomposição dos resíduos orgânicos, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia dentro do solo, exercendo influência tanto na transformação da matéria orgânica, quanto na estocagem do carbono e nutrientes minerais (Jenkinson; Ladd, 1981). O uso da biomassa microbiana por si só não fornece indicação sobre os níveis de atividade das populações microbianas do solo, sendo importante também avaliar parâmetros que estimem a atividade microbiana, tais como: a respiração basal e a atividade enzimática, para verificar o estado metabólico das comunidades de microrganismos do solo (Nannipieri et al., 1983; Mendes et al., 2011).

Aliado ao estudo dos atributos microbiológicos do solo, diversos estudos tem caracterizado a fertilidade dos solos amazônicos. Elevados teores de alumínio e ferro, baixo conteúdo de nutrientes e C, são algumas das principais características químicas dos solos da região (Luizão et al. 1999; Cerri, 2004). A grande presença de argilas de baixa atividade contribui para a baixa fertilidade devido à baixa capacidade de reter cátions no complexo de troca catiônica (CTC). A MOS se configura como atributo-chave na dinâmica da fertilidade das florestas nativas da Amazônia, pois a sua decomposição contribui significativamente para a CTC, mineralizando nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), enxofre (S) e boro (B) (Duxbury et al. 1989). Assim, qualquer prática que reduza os teores de MOS nos solos amazônicos, tendem a reduzir também a fertilidade desses solos.

A formação e estabilização de agregados do solo também são indicadores de qualidade do solo. Os agregados são compostos de partículas primárias (argila, silte e areia) e matéria orgânica que se aderem umas às outras (Kemper e Rosenneau, 1986), conferindo ao solo características físicas adequadas para o armazenamento de ar, água, nutrientes e MOS. Diversos fatores estão associados à formação e estabilização de macro ($> 0,25$ mm) e microagregados ($< 0,25$ mm) do solo, como fatores abióticos (elementos químicos e umidade) e bióticos (manejo de solo, participação mecânica das raízes de plantas e hifas fúngicas, presença de polissacarídeos, substâncias mucilaginosas e húmicas produzidas pelos organismos do solo) (Tisdall e Oades, 1979). Assim como os demais indicadores de qualidade, os agregados do solo são passíveis de alterações conforme o uso do solo e práticas de manejo, geralmente reduzindo a sua estabilidade na presença de fatores degradantes ao ambiente.

Diante do contexto apresentado foram construídas algumas perguntas de pesquisa que auxiliaram a desenvolver as hipóteses do presente trabalho. 1. Quais são os mecanismos

utilizados pela biomassa microbiana do solo para sobreviver em condições de seca prolongada na floresta amazônica? 2. A conversão da floresta nativa em área cultivada e floresta secundária afeta a microbiota do solo mesmo após diversos ciclos de cultivo? 3. Como um evento de seca prolongada pode afetar os estoques de nutrientes e a distribuição de agregados no solo da floresta amazônica?

REFERÊNCIAS

BALDRIAN, P.; MERHAUTOVÁ, V.; PETRÁNKOVÁ, M.; CAJTHAML, T.; ŠNAJDR, J. Distribution of microbial biomass and activity of extracellular enzymes in a hardwood forest soil reflect soil moisture content. **Applied Soil Ecology**. v. 46, p. 177-182, 2010.

BAVOSO, M.A.; Giarola, N.F.B.; Tormena, C.A.; Pauletti, V. Preparo do solo em áreas de produção de grãos, silagem e pastejo: efeito na resistência tênsil e friabilidade de agregados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, p. 227-234, 2010.

BÉRARD, A.; BOUCHET, T.; SÉVENIER, G.; PABLO, A.L.; GROS, R. Resilience of soil microbial communities impacted by severe drought and high temperature in the context of Mediterranean heat waves. **European Journal of Soil Biology**, v. 47, p.333-342, 2011.

BOUSKILL, N.J.; LIM, H.C.; BORGLIN, S.; SALVE, R.; WOOD, T.E.; SILVER, W.L.; BRODIE, E.L. Pre-exposure to drought increases the resistance of tropical forest soil bacterial communities to extended drought. **International Society for Microbial Ecology**, v. 7, p. 384-394, 2013.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 13^a ed., New Jersey: Prentice-Hall, 2002. 960p.

BRANDO, P.M.; NEPSTAD, D.C.; DAVIDSON, E.A.; TRUMBORE, S.E.; RAY, D.; CAMARGO, P. Drought effects on litterfall, wood production, and belowground carbon cycling in an Amazon forest: results of a through-fall reduction experiment. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London – Biological Sciences**, v. 363, p. 1839-1848, 2008.

CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, v. 10, p. 815-832, 2004.

CHAPIN III, F.S. Effects of multiple environmental stresses on nutrient availability and use. In: MOONEY, H.A.; WINNER, W.E.; PELL, E.J. (Eds). **Response of plants to multiple stresses**. San Diego, CA, USA: Academic Press., 1991. p. 67-88.

COSTA, A.C.L.; GALBRAITH, D.; ALMEIDA, S.; PORTELA, B.T.T.; COSTA, M.C.; SILVA JUNIOR, J.A.; BRAGA, A.P.; GONÇALVES, P.H.L.; OLIVEIRA, A.A.R.; FISHER, R.; PHILLIPS, O.L.; METCALFE, D.B.; LEVY, P.; MEIR, P. Effect of 7 yr of experimental drought on vegetation dynamics and biomass storage of an eastern Amazonian rainforest. **New Phytologist**, v.187, p. 579–591, 2010.

COX, P.M.; HARRIS, P.P.; HUNTINGFORD, C.; BETTS, R.A.; COLLINS, M.; JONES, C.D.; JUPP, T.E.; MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A. Increasing risk of Amazonian drought due to decreasing aerosol pollution. **Nature**, v. 453, n. 7192, p. 212-215, 2008.

COX, P.M.; PEARSON, D.; BOOTH, B.B.; FRIEDLINGSTEIN, P.; HUNTINGFORD, C.; JONES, C.D.; LUKE, C.M. Sensitivity of tropical carbon to climate change constrained by carbon dioxide variability. **Nature**, v. 494, p. 341-344, 2013.

DICK, D.P.; MARTINAZZO, R.; DALMOLIN, R.S.D.; JACQUES, A.V.A.; MIELNICZUK, J.; ROSA, A.S. Impacto da queima nos atributos químicos do solo, na composição da matéria orgânica e na vegetação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 5, p. 633-640, 2008.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A., eds. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, SSSA, 1994. p.1-20. (Special, 35)

DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.W.; JORDAN, C.; SZOTT, L.; VANCE, E. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**, (eds) Coleman, D.C.; Oades, J. M.; Uehara, G. Honolulu: University of Hawaii Press, p. 33–67. 1989.

FEARNSIDE, P.M. Amazon Forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 80, p. 101-114, 2008.

FEARNSIDE, P.M. Global warming in Amazonia: impacts and Mitigation. **Acta Amazonica**. v.39, n. 4, p. 1003-1011, 2009.

FREITAS, I.C.; SANTOS, F.C.V.; CUSTÓDIO FILHO, R.O.; CORRECHEL, V.; SILVA, R.B. Agroecossistemas de produção familiar da Amazônia e seus impactos nos atributos do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 12, p. 1310-1317, 2013.

GATTI, L.V.; GLOOR, M.; MILLER, J.B.; DOUGHTY, C.E.; MALHI, Y.; DOMINGUES, L.G.; BASSO, L.S.; MARTINEWSKI, A.; CORREIA, C.S.C.; BORGES, V.F.; FREITAS, S.; BRAZ, R.L.; ANDERSON, O.; ROCHA, H.; GRACE, J.; PHILLIPS, O.L.; LLOYD, J. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements, **Nature**, v. 506, p. 76-80, 2014.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), AR5, WGII Report. Cambridge Univ. Press. 2014.

JENKINSON, D.S.; LADD, J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A.; LADD, J.N., (Eds.). **Soil Biochemistry**, v. 5, New York: Marcel Decker, 1981. p. 415-471.

KEMPER, W.D.; ROSENEAU, R.C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A. (ed) **Methods of soil analysis, 1. Physical and mineralogical methods**. 2.ed. Madison, America Society of Agronomy, p. 425-442, 1986.

LAMBERS, H.; CHAPIN III, F.S.; PONS, T.L. **Plant physiological ecology**. New York, NY, USA: Springer-Verlag, 2008. 605p.

LEWIS, S.L.; BRANDO, P.M.; PHILLIPS, O.L.; VAN DER HEIJDEN, G.M.F.; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon drought. **Science**, v. 331, p. 554, 2011.

LI, W.; FU, R.; DICKINSON, R.E. Rainfall and its seasonality over the Amazon in the 21st century as assessed by the coupled models for the IPCC AR4. **Journal of Geophysical Research**, v. 111, n. D02111, p. 1-14, 2006.

LUIZÃO, R.C.C.; COSTA, E.S.; LUIZÃO, F.J. Mudanças na biomassa microbiana e nas transformações de nitrogênio do solo em uma sequência de idades de pastagens após derruba e queima da floresta na Amazônia central. **Acta Amazônica**, v. 29, n. 1, p. 43-56, 1999.

MALHI, Y.; DAVIDSON, E.A. Biogeochemistry and ecology of terrestrial ecosystems of Amazonia. In: **Amazonia and Global Change**, (eds) Keller, M. et al. Geophysical Monograph Series, vol. 186, p. 293-298, 2009.

MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A.; TOMASELLA, J.; OYAMA, M.D.; OLIVEIRA, G.S.; OLIVEIRA, R.; CAMARGO, H.; ALVES, L.M.; BROWN, I.F. The drought of Amazonia in 2005. **Journal of Climate**, v. 21, p. 495-516, 2008.

MELO, V.S.; DESJARDINS, T.; SILVA JR, M.L.; SANTOS, E.R.; SARRAZIN, M.; SANTOS, M.M.L.S. Consequences of forest conversion to pasture and fallow on soil microbial biomass and activity in the eastern Amazon. **Soil Use and Management**. v. 28, p. 530-535, 2012.

MENDES, I.C.; REIS JUNIOR, F.B.; HUNGRIA, M.; FERNANDES, M.F.; CHAER, G.M.; MERCANTE, F.M.; ZILLI, J.E. Microbiologia do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: FALEIRO, F.G.; ANDRADE, S.R.M.; REIS JUNIOR, F.B. (Eds.). **Biotecnologia: estado da arte e aplicações na agropecuária**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2011. p. 219-244.

MOREIRA, A.; COSTA, D.G. Dinâmica da matéria orgânica na recuperação de clareiras da floresta amazônica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 10, p. 1013-1019, 2004.

MUSCOLO, A.; PANUCCIO, M.R.; MALLAMACI, C.; SIDARI, M. Biological indicators to assess short-term soil quality changes in forest ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 45, p. 416-423, 2014.

NANNIPIERI, P.; MUCCINI, L.; CIARDI, C. Microbial biomass and enzyme activities: production and persistence. **Soil Biology Biochemistry**, v. 15, n. 6, p. 679–685, 1983.

NARDOTO G.B.; BUSTAMANTE M.M.C. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 8, p. 955-962, 2003.

NEPSTAD, D.C.; MOUTINHO, P.; DIAS-FILHO, M.B.; DAVIDSON, E.A.; CARDINOT, G.; MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R.; VIANA, N.; LEFEBVRE, P.A.; RAY, D.G.; CHAMBERS, J.Q.; BARROS, L.; ISHIDA, F.Y.; BELK, E.; SCHWALBE, K. The effects of rainfall exclusion on canopy processes and biogeochemistry of an Amazon forest. **Journal Of Geophysical Research**, v. 107, n. D20, p. 53(1-18), 2002.

PHILLIPS, O.L.; ARAGÃO, L.E.O.C.; LEWIS, S.L.; FISHER, J.B.; LLOYD, J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, G.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; PEACOCK, J.; QUESADA C.A. et al. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. **Science**, v. 323, p. 1344-1347, 2009.

RITZ, K.; BLACK, H.I.J.; CAMPBELL, C.D.; HARRIS, J.A.; WOOD, C. Selecting biological indicators for monitoring soils: a framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. **Ecological Indicators**, v. 9, p.1212-1221, 2009.

ROWLAND, L.; LOBO-DO-VALE, R.L.; CHRISTOFFERSEN, B.O.; MELÉM, E.A.; KRUIJT, B.; VASCONCELOS, S.S.; DOMINGUES, T.; BINKS, O.J.; OLIVEIRA, A.A.R.; METCALFE, D.; COSTA, A.C.L.; MENCUCCINI, M.; MEIR, P. After more than a decade of soil moisture deficit, tropical rainforest trees maintain photosynthetic capacity, despite increased leaf respiration. **Global Change Biology**, v. 21, n. 12, p. 4662-4672, 2015.

SÁ, T.D.A.; KATO, O.R.; CARVALHO, C.J.R.; FIGUEIREDO, R.O. Queimar ou não queimar? Como produzir na Amazônia sem queimar. **Revista USP**, v. 72, p. 90-97, 2007.

SAATCHI, S.; ASEFI-NAJAFABADY, S.; MALHI, Y.; ARAGÃO, L.E.O.C.; ANDERSON, L.O.; MYNENI, R.B.; NEMANI, R. Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 2, p. 565-570, 2013.

SCHIMEL, J.; BALSER, T.C.; WALLENSTEIN, M. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. **Ecology**, v. 88, n. 6, p. 1386–1394, 2007.

SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L. (eds) **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**, Cambridge Univ. Press, 2007. 996 p.

SOTTA, E.D; CORRE, M.D.; VELDKAMP, E. Differing N status and N retention processes of soils under old-growth lowland forest in Eastern Amazonia, Caxiuanã, Brazil. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 40, n. 3, p. 740-750, 2008.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. **Australian Journal of Soil Research**, v. 17, p. 429-441, 1979.

HIPÓTESES

Hipótese 1: A parcela sob exclusão de água no experimento ESECAFLOOR apresenta menores valores de biomassa e atividade microbiana do solo em relação à parcela controle.

Hipótese 2: A conversão da floresta em área agrícola reduz a biomassa e atividade microbiana do solo, mesmo após vários ciclos de cultivo.

Hipótese 3: Os atributos microbiológicos do solo da floresta nativa são afetados pela sazonalidade mesmo em condições de experimento de longa duração.

Hipótese 4: A exclusão de água no experimento ESECAFLOOR aumenta o estoque de nutrientes no solo em relação à parcela controle.

Hipótese 5: A exclusão de água no experimento ESECAFLOOR reduz a quantidade de agregados mais estáveis e aumenta os teores de C e N contidos nos agregados do solo em relação à parcela controle.

OBJETIVOS

Avaliar as transformações ocorridas na biomassa microbiana, estoque de nutrientes, massa e teores de C e N de agregados do solo em função do experimento de seca de longa duração na floresta (ESECAFLOR) e da mudança no uso da terra sobre na em Caxiuanã, Pará.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar a biomassa e atividade microbiana do solo em floresta nativa (Parcela A), floresta sob influência de seca prolongada (Parcela B), floresta secundária (FS) e área com roça tradicional (Roça);
- Analisar a variação sazonal e seus efeitos sobre a biomassa e atividade microbiana do solo na Parcela A, Parcela B, FS, e Roça;
- Quantificar os estoques de nutrientes do solo em função da redução da disponibilidade da água da chuva sobre a floresta em experimento de longa duração;
- Quantificar a massa e os teores de C e N de agregados do solo em função da redução da disponibilidade da água da chuva sobre a floresta em experimento de longa duração.

2. ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM FLORESTA SOB ESTRESSE HÍDRICO E EM SISTEMAS DE MANEJO EM CAXIUANÃ, PARÁ

RESUMO

Objetivou-se avaliar a influência do estresse hídrico provocado em experimento de seca de longa duração na floresta (ESECAFLOR) e da conversão da floresta em área agrícola sobre os atributos microbiológicos do solo na Floresta Nacional de Caxiuaná. Foram escolhidas quatro áreas, sendo duas do experimento de seca na floresta: controle (Parcela A) e exclusão de água da chuva (Parcela B); e mais duas em propriedade de agricultor familiar tradicional: Floresta secundária de 16 anos (FS) e Roça com derruba-e-queima (Roça). Coletaram-se amostras de solo em três períodos sazonais (mais chuvoso, transição e menos chuvoso) e três profundidades (0,0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3 m), com oito repetições. Avaliaram-se a umidade gravimétrica, os teores de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (CBM e NBM), respiração basal (RB) e calcularam-se o quociente metabólico (qCO_2), quociente microbiano ($qMIC$) e a relação C/N da biomassa microbiana (C/Nmic). Os dados foram submetidos à análise de variância e teste Tukey ($p < 0,05$). Houve efeito significativo para os valores de umidade e todos os atributos microbiológicos em estudo. As áreas apresentaram, em geral, maiores teores de CBM e NBM durante o período mais chuvoso. O solo da área FS apresentou maiores valores de umidade e maiores valores de CBM e NBM. A redução da umidade do solo na Parcela B afetou a biomassa microbiana principalmente no período mais chuvoso. Apesar da menor disponibilidade de biomassa microbiana, a Parcela B apresentou elevados valores de RB e conseqüentemente qCO_2 . Os indicadores microbiológicos foram sensíveis as alterações no ambiente edáfico proporcionadas pelo experimento de seca de longa duração na floresta e pela mudança na forma de uso da terra.

Palavras-chave: biomassa microbiana, floresta tropical úmida, uso da terra, estresse hídrico.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the influence of water stress on long-term drought experiment in the forest (ESECAFLOR) and on the conversion of forest to agricultural area on soil microbiological attributes in the Caxiuaná National Forest. Four areas were selected, two of the drought experiment in the forest: control (Plot A) and exclusion of rainfall (Plot B); and two more on traditional family farmer property: 16-year secondary forest (FS) and Roca with slash-and-burn (Roça). Soil samples were collected in three seasonal periods (more rainy, transition and less rainy) and three depths (0.0-0.1, 0.1-0.2, 0.2-0.3 m), with eight repetitions. Gravimetric moisture, microbial biomass C and N (CBM and NBM), basal respiration (RB), metabolic quotient (qCO_2), microbial quotient ($qMIC$), and the C/N ratio of microbial biomass were evaluated. Data were submitted to analysis of variance and Tukey's test ($p < 0.05$). There was a significant effect for the moisture values and all the microbiological attributes in study. The areas presented, in general, had higher levels of CBM and NBM during the rainy season. The soil of the FS area presented higher values of moisture and higher values of CBM and NBM. The reduction of soil moisture in Plot B affected the microbial biomass mainly during the rainy season.

Despite the lower availability of microbial biomass, Plot B presented high values of RB and consequently qCO_2 . The microbiological indicators were sensitive to the changes in the edaphic environment provided by the long-term drought experiment in the forest and by the change in the form of land use.

Keywords: Microbial biomass, tropical rainforest, land use, water stress.

2.1 Introdução

A região amazônica tem experimentado com maiores frequências temperaturas mais elevadas, assim como enchentes e secas ao longo das últimas duas décadas (Gloor et al., 2013). Exemplos desses eventos foram as fortes secas observadas nos anos de 2005 e 2010 (Lewis et al., 2011). A mudança no uso e cobertura da terra na Amazônia tem relação com essas mudanças climáticas em escala regional e global (Sampaio et al. 2007). Além disso, a perda de biodiversidade está acontecendo de maneira acelerada, motivada pela expansão da fronteira agrícola (Phalan et al., 2013).

Apesar de apresentar elevada biodiversidade em seus ecossistemas e ampla cobertura vegetal, os solos da floresta amazônica apresentam baixa fertilidade e a manutenção da vegetação depende da ciclagem de nutrientes da serapilheira (Fearnside, 2005), processo este relacionado com a atividade biológica do solo. A rápida ciclagem de nutrientes em florestas tropicais se dá por meio de altas taxas de decomposição, permitidas pelas altas temperaturas e alta precipitação anual, que impulsionam a atividade biológica no solo e na liteira (Luizão et al., 2009).

Os microrganismos do solo são responsáveis por inúmeros processos e funções, como a decomposição de resíduos, ciclagem de nutrientes, síntese de substâncias húmicas, e agregação de partículas do solo (Hungria et al., 2009; Mendes et al., 2012). Além disso, apresentam maior capacidade de mostrar respostas mais rápidas às mudanças ambientais do solo (Kaschuk et al. 2010). Melo et al. (2012) observaram que a conversão de floresta nativa na Amazônia oriental em pastagem alterou significativamente o funcionamento da microbiota do solo, com aumento das emissões de CO_2 (distúrbio metabólico), porém com os valores foram se estabilizando com o aumento da idade do pasto. Ao comparar os atributos microbiológicos do solo sob diferentes tipos de uso, Matoso et al. (2012) demonstraram que a mudança da floresta para áreas cultivadas modifica a quantidade e qualidade da biomassa

microbiana, e que os sistemas agrícolas não conseguiram se igualar a floresta nativa quanto a eficiência na imobilização do carbono na biomassa microbiana do solo.

Variações na biomassa microbiana do solo ao longo do tempo estão intimamente associadas com alterações da disponibilidade de água no solo (Patel et al., 2010). Os efeitos da umidade do solo sobre os microorganismos e processos microbianos são atualmente um assunto de interesse devido ao fato de que a maioria dos cenários para a mudança climática global inclui mudanças na precipitação (Baldrian et al., 2010). A avaliação de atributos microbiológicos em uma floresta secundária na Amazônia oriental envolvendo a manipulação de disponibilidade de água no solo foi realizada por Rangel-Vasconcelos et al. (2015). Os autores não encontraram diferenças no carbono, nitrogênio e atividade microbiana em relação à sazonalidade, mas observaram diferença na composição microbiana com respostas distintas para cada período sazonal.

Em Caxiuanã, as interações entre o microclima e as populações microbianas do solo de floresta nativa sob condições naturais e sob estresse hídrico foram investigadas por Rodrigues et al. (2011). Os autores destacaram um padrão diferenciado para a proporção entre fungos e bactérias de acordo com a disponibilidade de água no solo. Em experimento de curta duração (seis meses) simulando a seca em floresta tropical na Costa Rica, Waring e Hawkes (2015) constataram que ocorreu mudança significativa nos padrões funcionais e estruturais da biomassa microbiana do solo e concluíram que a comunidade microbiana perde a eficiência na utilização do carbono quando resubmetida às condições normais de umidade.

Diversos trabalhos têm sido desenvolvidos para avaliar a microbiota do solo em florestas tropicais sob condição de estresse hídrico, porém a maioria é desenvolvida em experimentos de curta duração ou efeitos de secas isoladas e o reabastecimento subsequente (Bouskill et al., 2013; Waring e Hawkes, 2015; Fuchslueger et al., 2016). No presente estudo, busca-se o entendimento da variação sazonal da biomassa e atividade microbiana do solo em experimento de simulação de seca prolongada (14 anos) na floresta amazônica e também em áreas que sofreram mudanças no uso da terra (conversão da floresta primária em floresta sucessional e cultivo agrícola). O objetivo foi avaliar a influencia do estresse hídrico do solo induzido em experimento de longa duração na floresta e da conversão da floresta em área agrícola sobre os atributos microbiológicos do solo na Floresta Nacional de Caxiuanã.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Nacional (FLONA) de Caxiuanã (Figura 1), localizada nos municípios de Melgaço e Portel, Mesorregião Marajó, estado do Pará, distante aproximadamente 350 km da capital Belém. Trata-se de uma floresta ombrófila de terra firme considerada como Unidade de Conservação conforme Lei 9.985 desde a década de 1970, e possui ampla extensão de área (320.000 ha) (Brasil, 2003).

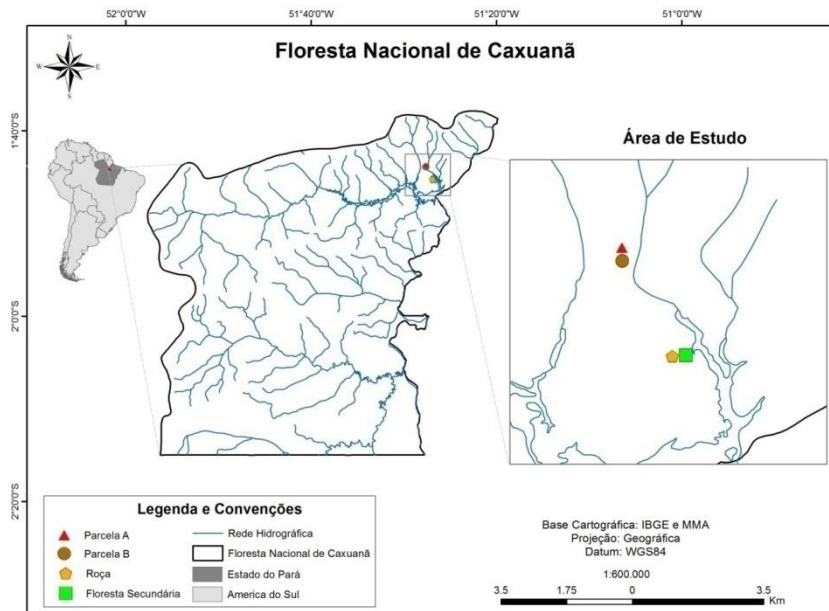


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo, Caxiuanã, Pará.

O clima da região é do tipo Am, conforme a classificação de Köppen, com temperatura média anual do ar de 25,7°C, e pluviosidade média anual de 2.272 mm (Silva Junior et al., 2013). A sazonalidade é bem definida com dois períodos distintos, um correspondendo ao período menos chuvoso (entre agosto e novembro) e outro ao período mais chuvoso (entre dezembro e maio).

O presente estudo foi desenvolvido na porção norte da FLONA em quatro locais (correspondentes aos sistemas avaliados), dois localizados nas parcelas experimentais (Parcela A e Parcela B) do Projeto ESECAFLOR (O Impacto da Seca Prolongada nos Fluxos de Água e Dióxido de Carbono em uma Floresta Tropical Amazônica) e dois localizados na

propriedade do Senhor Cleomar de Araújo Lopes (Roça e Floresta secundária), membro da comunidade tradicional da FLONA e produtor rural. Ressalta-se que o Projeto ESECAFLORE é um dos sub-projetos do Experimento em Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA).

As duas áreas referentes às parcelas do experimento ESECAFLORE foram instaladas em janeiro de 2002. O experimento foi criado com a intenção de simular um período de seca prolongada na floresta e avaliar as alterações provocadas pela redução da umidade do solo no ciclo da floresta. Em sua estrutura física o ESECAFLORE é composto por duas parcelas (A e B) de 1 ha de área cada, sendo uma adjacente a outra (distância de 50 m). A parcela controle denominada Parcela A é a referência para a simulação de seca que ocorre na parcela exclusão, denominada Parcela B. Na Parcela B está sendo realizada a exclusão de aproximadamente 50% da água da chuva, desde a instalação do experimento, com a utilização de painéis plásticos instalados a 1-2 metros de altura da superfície do solo (Meir et al., 2009; Costa et al., 2013). O limite da Parcela B foi trincheirado até 1 m de profundidade e forrado com plástico para minimizar a entrada ou saída lateral de água na Parcela. O perímetro da Parcela A adjacente também foi trincheirado para evitar confusão nos efeitos do tratamento (Costa et al., 2013). A avaliação descrita nesse trabalho ocorreu em 2016, ou seja, 14 anos após o início do experimento.

As duas áreas localizadas na propriedade do Sr. Cleomar são de uso agrícola familiar de subsistência e ficam a aproximadamente 8 km de distância das parcelas do ESECAFLORE. A área de plantio (0,5 ha) é baseada na agricultura tradicional de corte e queima, onde o agricultor prepara a área durante o período menos chuvoso e cultiva-o durante o ano inteiro. Em dezembro/Janeiro (período mais chuvoso) cultiva feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), milho (*Zea mays* L.), melancia (*Citrullus lanatus* (thumb) Masnf.), melão (*Cucumis melo* L.) e abóbora (*Cucurbita moschata* Duch), mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). Em Agosto/Setembro (período menos chuvoso) prepara a área para o próximo cultivo. Esse ciclo continua por 5 anos agrícolas na mesma área. Após esse período se inicia o ciclo de pousio (vegetação espontânea) na área e outro local adjacente é utilizado para se iniciar um novo ciclo de cultivo, caracterizando uma espécie de rotação (agricultura itinerante). No ano de avaliação (2016) essa área de roça encontrava-se no terceiro ano de cultivo, ou seja, possuía dois anos de cultivos anteriores. E antes deste atual ciclo de cultivo tinha passado por dois ciclos pousio de oito anos cada, mais dois ciclos de cultivo de cinco anos cada, totalizando 29 anos de uso.

A floresta secundária (FS) escolhida ficava a 500 metros da área de roça, possuía 15 anos no momento da avaliação. Anteriormente havia passado por três ciclos de cultivo de cinco anos cada. O Sr. Cleomar contou que deixou a área por mais tempo em pousio devido aos três ciclos de cultivos anteriores, intercalados por dois ciclos de pousio, totalizando mais de 40 anos de uso. Nessa área de floresta e na área de roça era muito comum a presença de uma palmeira chamada Curuá.

O solo das parcelas A e B áreas foi classificado como Latossolo Amarelo de textura franco-arenosa (Ruivo; Cunha, 2003). Já nas áreas Roça e FS o solo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilo-arenosa. A caracterização química e granulométrica do solo (Tabela 1A) e imagens das áreas avaliadas (Figura 1A-8A) estão disponíveis em Apêndices.

2.2.2 Amostragem do solo

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com dois fatores: áreas (Parcela A, Parcela B, Roça e FS) e três períodos sazonais (mais chuvoso, transição e menos chuvoso), com oito repetições. A amostragem do solo ocorreu no ano de 2016 em três períodos sazonais distintos, sendo um em março, caracterizado como período mais chuvoso; em julho, caracterizado como período de transição; e em novembro caracterizado como período menos chuvoso.

Foram realizadas coletas de amostras simples de solo em oito pontos em cada área (Parcelas A e B, Roça e FS), com uso de trado holandês nas profundidades 0,0-0,1, 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m, para caracterização química, granulométrica e microbiológica do solo. Tomou-se como referência a torre meteorológica no centro de cada parcela do experimento ESECAFLOR e dividiu-se a área em quatro quadrantes, sendo efetuadas duas coletas em cada quadrante (Figura 2). Nas áreas de Roça e FS procedeu-se da mesma maneira, tomando o centro da área como referência e marcando os pontos com piquetes.

As amostras para análises microbiológicas foram acondicionadas em caixas de isopor contendo bolsas térmicas refrigeradas e mantidas em baixas temperaturas durante todo transporte até o laboratório, onde foram armazenadas em freezer.

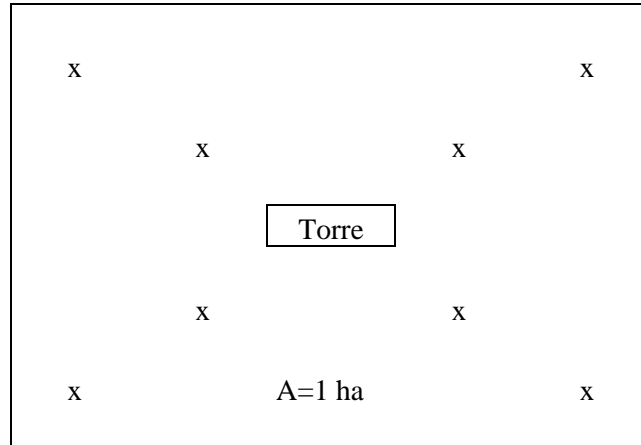


Figura 2. Esquema de amostragem do solo para análises químicas e microbiológicas do solo.

As amostras foram conduzidas até o Laboratório de Análises Químicas do Museu Paraense Emílio Goeldi e Laboratório de Microbiologia do Solo da Universidade Federal Rural da Amazônia para determinação dos atributos microbiológicos do solo. Para procedimento analítico realizou-se o peneiramento das amostras de solo em malha 2,0 mm. Todas as análises foram realizadas com amostras aclimatadas à temperatura ambiente.

2.2.3 Análises do solo

2.2.3.1 Umidade do solo

A umidade do solo foi determinada por gravimetria. Para cada amostra coletada em campo foi determinada a umidade pesando-se o material úmido, e o material seco em estufa após 24 h ($\sim 105^{\circ}\text{C}$), conforme a seguinte fórmula:

$$\Theta = m_u - m_s / m_s * 100$$

onde m_u é a massa de solo úmido, m_s é a massa de solo seco.

2.2.3.2 Análises químicas do solo

A caracterização química do solo foi determinada conforme metodologia recomendada pela Embrapa (Embrapa, 1997). O pH em água (1:2,5) foi determinado por potenciometria direta; extraíram-se os cátions trocáveis em cloreto de potássio (KCl) 1 N, sendo quantificados por espectrometria de absorção atômica (Ca^{2+} e Mg^{2+}) e fotometria de chama

(K⁺); a acidez trocável (Al³⁺), foi extraída com KCl e quantificada por titulometria com NaOH; o fósforo disponível (P) foi extraído com solução duplo ácido Mehlich 1 e determinado por colorimetria; o carbono orgânico total (COT) foi extraído por oxidação via úmida com dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇); e o nitrogênio total (N) por destilação a vapor Kjeldahl.

2.2.3.3 Análises granulométricas

Para analisar a textura do solo utilizou-se o método da pipeta, que baseia-se no princípio da velocidade de queda das partículas que compõem o solo. Fixa-se o tempo para o deslocamento vertical na suspensão do solo com água, após a adição de um dispersante químico.

Pipeta-se um volume da suspensão, para determinação da argila. Em seguida as frações grosseiras (areia fina e grossa) são separadas por tamisação, secas em estufa e pesadas para obtenção dos respectivos percentuais, o silte corresponde à fração intermediária entre a areia total e argila (Embrapa, 1997).

2.2.3.4 Análises microbiológicas do solo

Carbono e Nitrogênio da Biomassa microbiana (CBM e NBM)

O carbono e o nitrogênio da biomassa microbiana foram determinados pelo método irradiação-extração, utilizando o forno microondas modelo Panasonic com potência igual a 800 W e frequência de 2.450 MHz, conforme descrito por Islam e Weil (1998) e por Ferreira et al. (1999).

O tempo de exposição para atingir 800 J g⁻¹ (energia necessária para lise celular) durante a irradiação das amostras foi calculado pela seguinte fórmula:

$$t = r \cdot m_t / P$$

onde t : é o tempo de exposição das amostras ao micro-ondas; P é a potência real do aparelho em W; r é igual a 800 J g⁻¹; e m_t : massa total das amostras no momento da irradiação. O tempo para a irradiação simultânea de seis amostras foi de 2 minutos e 11 segundos, considerando massa igual a 20 g para cada amostra.

O extrator utilizado foi o sulfato de potássio (K_2SO_4) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ tanto para o CBM quanto para o NBM. Todas as extrações foram realizadas em duplicatas. O C contido nos extratos foi quantificado por meio de oxidação via úmida (Yeomans e Bremner, 1988) sem aquecimento externo. O fator de conversão (K_C) usado para converter o fluxo de C para CBM foi de 0,33 (Sparling e West, 1988). Os teores de CBM foram expressos em $\mu\text{g g}^{-1}$ com base na massa de solo seco em estufa a 105°C , por 24 h.

O N contido nos extratos foi quantificado por meio de digestão sulfúrica, seguida de destilação Kjeldahl, conforme Tedesco et al. (1995). O fator de conversão (K_N) utilizado para converter o fluxo de N em NBM foi de 0,54 (Brookes et al., 1985). Os teores de NBM foram expressos em $\mu\text{g g}^{-1}$ com base na massa de solo seco em estufa a 105°C por 24 h.

Todas as extrações com K_2SO_4 para determinação do CBM e NBM nas amostras de solo ocorreram até o quinto dia após as coletas em campo e as amostras foram armazenadas sob refrigeração durante esse intervalo.

Respiração basal (RB)

A respiração basal (RB) foi determinada pela captura do C- CO_2 liberado durante o processo de respiração microbiana por um período de dez dias de incubação de amostras de solo com 30 g de massa, na presença de hidróxido de sódio (NaOH) (Jenkinson; Powelson, 1976). As análises foram realizadas em duplicata. A quantificação ocorreu por meio da titulação do extrato com ácido clorídrico (HCl) na presença de cloreto de bário ($BaCl_2$). Os resultados da RB do solo foram expressos em $\mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ C-CO}_2$.

Quociente metabólico (qCO_2) e relação C/Nmic

O quociente metabólico do solo (qCO_2) foi calculado pela razão entre a RB do solo e o CBM (Anderson; Domsch, 1989). Os resultados foram expressos em $\mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. A relação C/N mic foi calculado pela razão entre o CBM e o NBM.

Quociente microbiano ($qMIC$)

O quociente microbiano (qMIC) foi calculado pela razão entre o teor de CBM e o teor de COT e o resultado expresso em percentual.

2.2.4 Análises estatísticas

Os dados dos atributos microbiológicos do solo foram submetidos à análise de variância (ANOVA) com dois fatores [área (4) e período sazonal (3)] (n=8), sendo as variáveis com efeito significativo submetidas ao teste Tukey a 5% de probabilidade de erro. As variâncias homogêneas e a distribuição normal dos dados foram consideradas para análise. As variáveis que não atenderam aos pressupostos da ANOVA foram transformadas (log ou raiz quadrada). Os resumos com os resultados da ANOVA para todas as variáveis avaliadas estão disponíveis em Apêndices (Tabela 3A-5A)..

2.3 Resultados

2.3.1 Umidade do solo

Os dados de umidade do solo são mostrados na Figura 04. Constatou-se efeito significativo para os fatores (área e período) em todas as camadas avaliadas. Os valores de umidade foram maiores no período mais chuvoso em relação ao período menos chuvoso em todas as áreas, exceto na Parcela B (camadas 0,0-0,1 m e 0,1-0,2 m) e FS (camada 0,2-0,3 m).

A área Fs apresentou os maiores valores de umidade em todas as camadas e em todos os períodos avaliados. Durante o período mais chuvoso e o período menos chuvoso a Parcela A apresentou maiores valores de umidade do solo em relação à Parcela B em todas as camadas. Essa relação no período de transição só foi observada na camada 0,0-0,1 m. A área de Roça teve valores de umidade semelhante aos resultados obtidos para a Parcela A. Porém apresentou maiores valores durante o período de transição (0,1-0,2 m e 0,2-0,3 m) e período menos chuvoso (0,2-0,3 m).

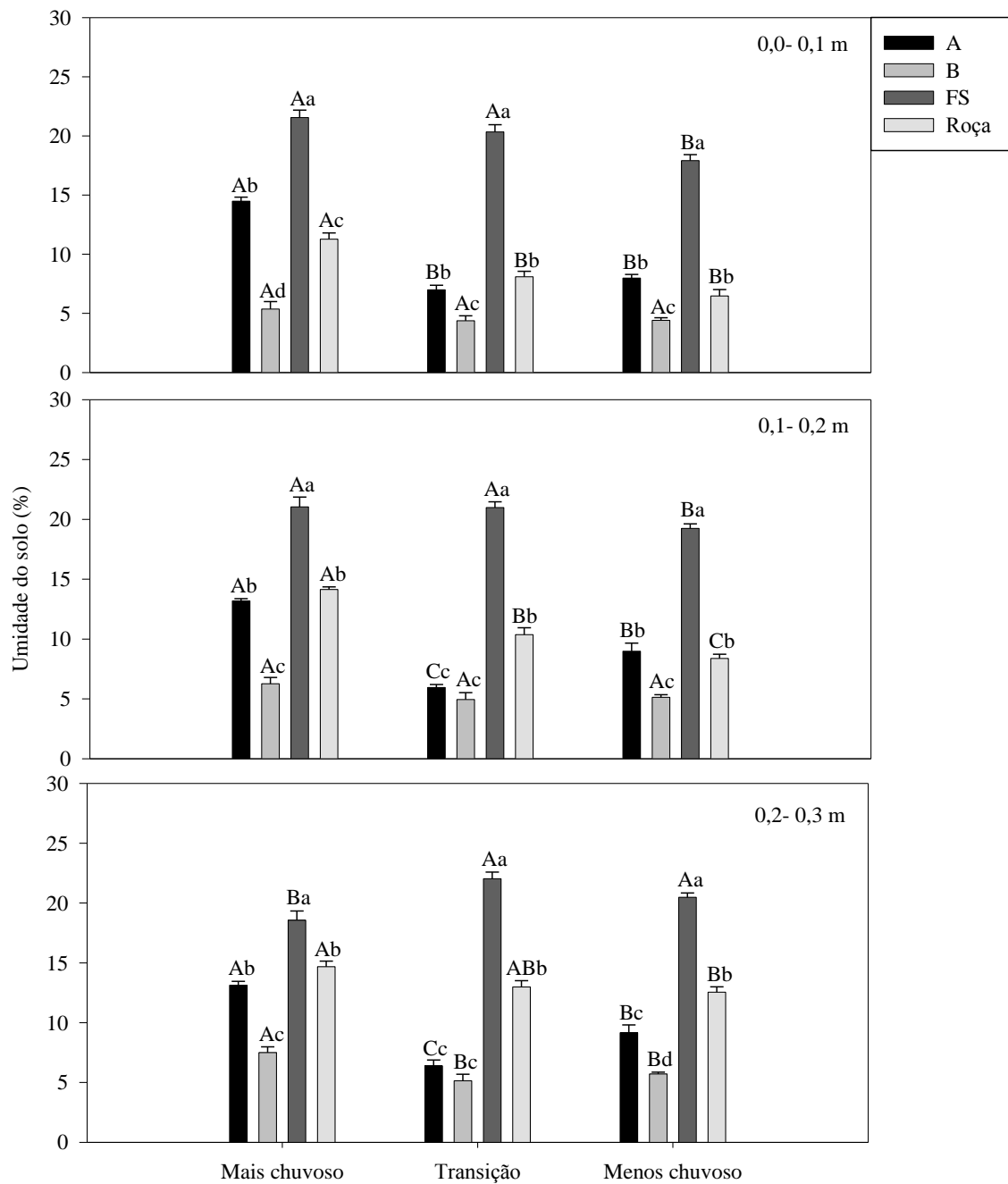


Figura 04. Umidade gravimétrica do solo nas áreas Parcela A, Parcela B, Floresta secundária (FS) e Roça em março/2016 (mais chuvoso), julho/2016 (transição) e novembro/2016 (menos chuvoso) em Caxiuanã, Pará. Letras maiúsculas comparam as áreas, no mesmo período; letras minúsculas comparam os períodos de coleta, em cada área (Teste Tukey, $p < 0,05$).

2.3.2 Atributos microbiológicos do solo

Todas as variáveis microbiológicas avaliadas neste estudo apresentaram efeito significativo na ANOVA ($p < 0,05$), seja para as áreas (Parcela A, Parcela B, FS e ROÇA), ou

para a sazonalidade (Mais chuvoso, Transição e Menos chuvoso), bem como para a interação desses fatores (Ver apêndice).

Os resultados do CBM variaram de $82,21 \mu\text{g g}^{-1}$ a $571,86 \mu\text{g g}^{-1}$ (Figura 5), com o valor inferior relativo à camada 0,2-0,3 m na Parcela A durante o período menos chuvoso e valor superior na camada 0,0-0,1 m na FS durante o período mais chuvoso. O padrão distribuição dos teores de CBM ao longo das três camadas foi semelhante para ambas as áreas, com redução dos valores das camadas mais superficiais para as camadas subsuperficiais, e também do período mais chuvoso para o período menos chuvoso, tanto que não houve efeito significativo entre os períodos apenas na camada 0,0-0,1 m na FS.

Durante o período mais chuvoso, os teores de CBM foram menores na Parcela B em relação às demais áreas nas camadas 0,0-0,1 m e 0,1-0,2 m. Já na camada 0,2-0,3 m a Parcela B teve teor de CBM igual aos teores obtidos na Parcela A e na Roça. Já no período de transição os teores de CBM foram iguais entre as áreas FS e Parcela A em todas as camadas, porém diferenças foram constatadas entre a FS e as áreas Parcela B e Roça. No período menos chuvoso não houve diferença para o teor de CBM entre Roça, FS e Parcela B na camada 0,2-0,3 m.

Os teores de NBM variaram de $4,51 \mu\text{g g}^{-1}$ a $130,95 \mu\text{g g}^{-1}$ (Figura 6), com o valor inferior relativo à camada 0,1-0,2 m na Parcela B durante o período menos chuvoso e valor superior na camada 0,0-0,1 m na Roça durante o período mais chuvoso. Houve efeito da interação entre os fatores (área x período) em todas as camadas avaliadas. Os teores de NBM foram maiores no período mais chuvoso em todas as áreas, exceto na camada 0,0-0,1 m da Parcela B, onde não houve diferença para o período de transição. Em relação ao período seco, tanto Parcela A quanto Parcela B apresentaram teores de NBM inferiores aos demais períodos em todas as camadas avaliadas.

A FS se destacou das demais áreas em ambos os períodos de avaliação, com maiores teores de NBM nas camadas 0,0-0,1 m e 0,2-0,3 m (Transição e Menos Chuvoso), na camada 0,1-0,2 m (Mais chuvoso e Transição). Durante o período mais chuvoso, os teores de NBM foram menores na Parcela B tanto na camada 0,0-0,1 m como na 0,2-0,3 m. Já no período de transição, a Parcela B teve teor de NBM igual ao teor obtido na Roça e na Parcela A. E no período menos chuvoso, enquanto que na camada 0,0-0,1 m o teor de NBM é maior na Parcela A em relação à Parcela B, na camada 0,2-0,3 essa situação se inverte, com maior teor de NBM na Parcela B.

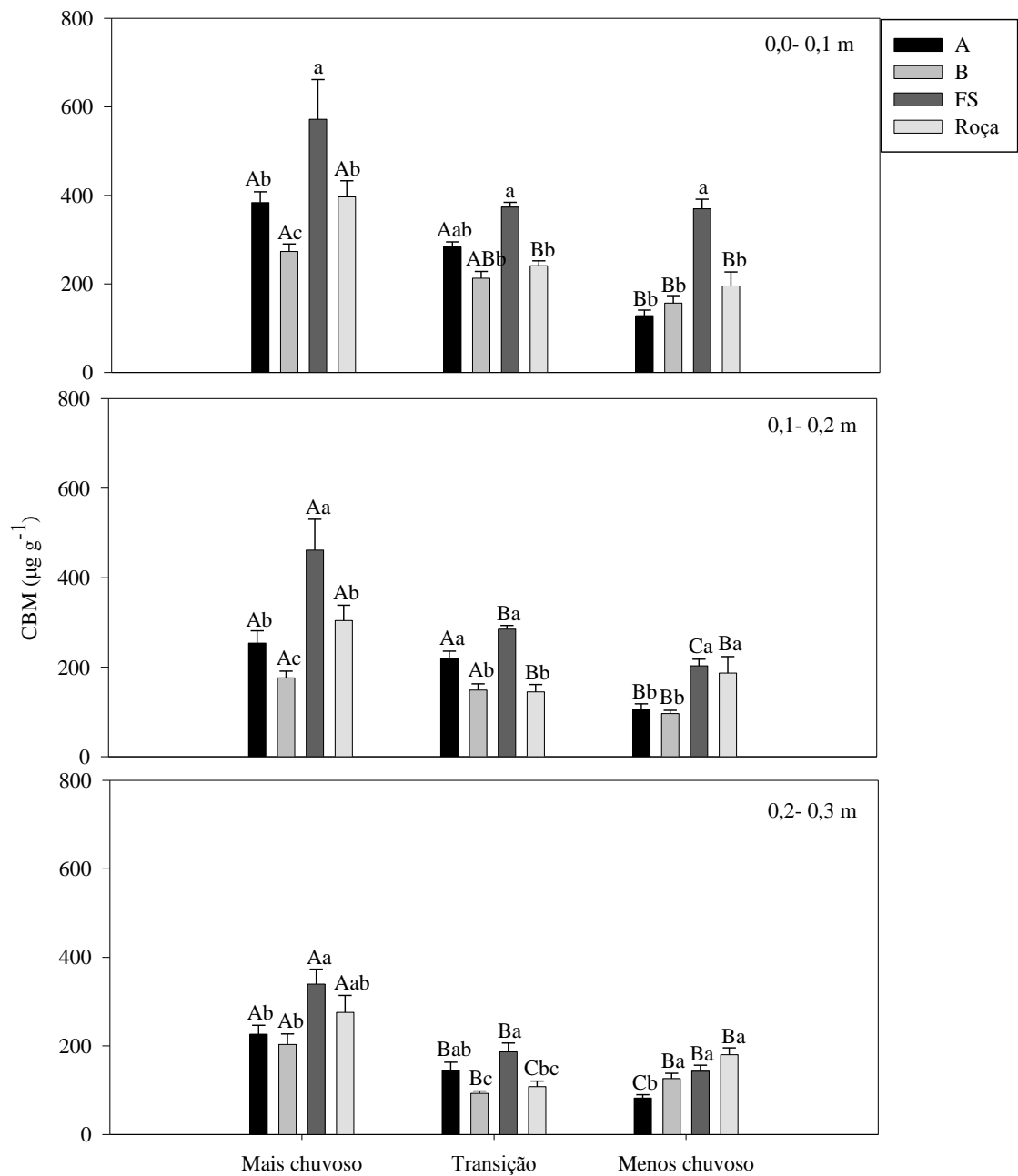


Figura 5. Carbono da biomassa microbiana do solo nas áreas Parcela A, Parcela B, Floresta secundária (FS) e Roça em março/2016 (mais chuvoso), julho/2016 (transição) e novembro/2016 (menos chuvoso) em Caxiuanã, Pará. Letras maiúsculas comparam as áreas, no mesmo período; letras minúsculas comparam os períodos de coleta, em cada área (Teste Tukey, $p < 0,05$).

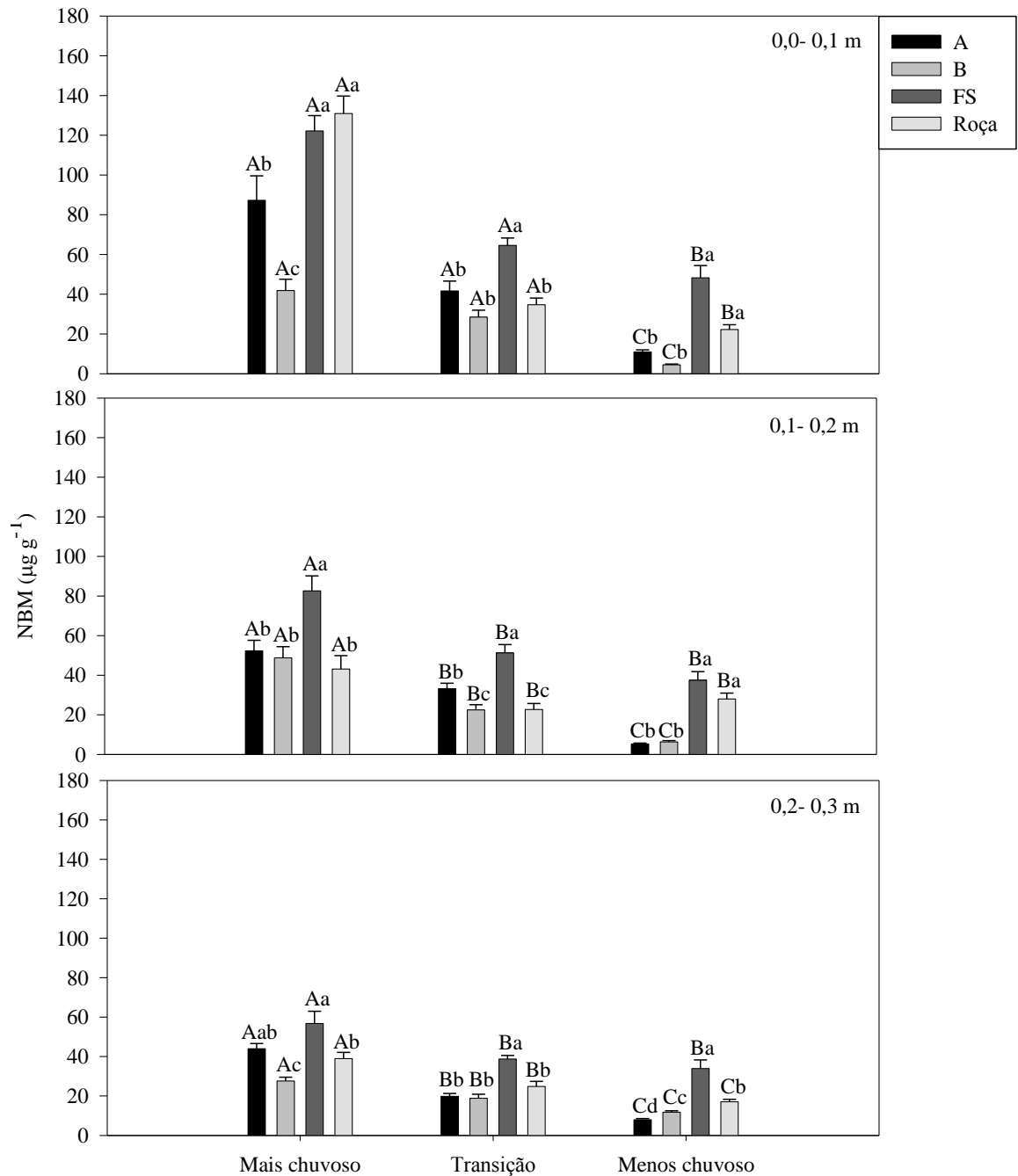


Figura 6. Nitrogênio da biomassa microbiana do solo nas áreas Parcela A, Parcela B, Floresta secundária (FS) e Roça em março/2016 (mais chuvoso), julho/2016 (transição) e novembro/2016 (menos chuvoso) em Caxiuanã, Pará. Letras maiúsculas comparam as áreas, no mesmo período; letras minúsculas comparam os períodos de coleta, em cada área (Teste Tukey, $p < 0,05$).

Os valores de RB variaram entre $0,20 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ C-CO}_2$ (Parcela A, Transição, 0,2-0,3 m) e $0,64 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ C-CO}_2$ (FS, Mais chuvoso, 0,0-0,1 m) (Figura 7). Apenas na camada mais superficial houve efeito do período de coleta, sendo os valores de RB das Parcelas A e B maiores no período mais chuvoso em relação ao período menos chuvoso. Na Parcela B, o valor de RB do período chuvoso também foi maior do que o valor obtido no período de transição.

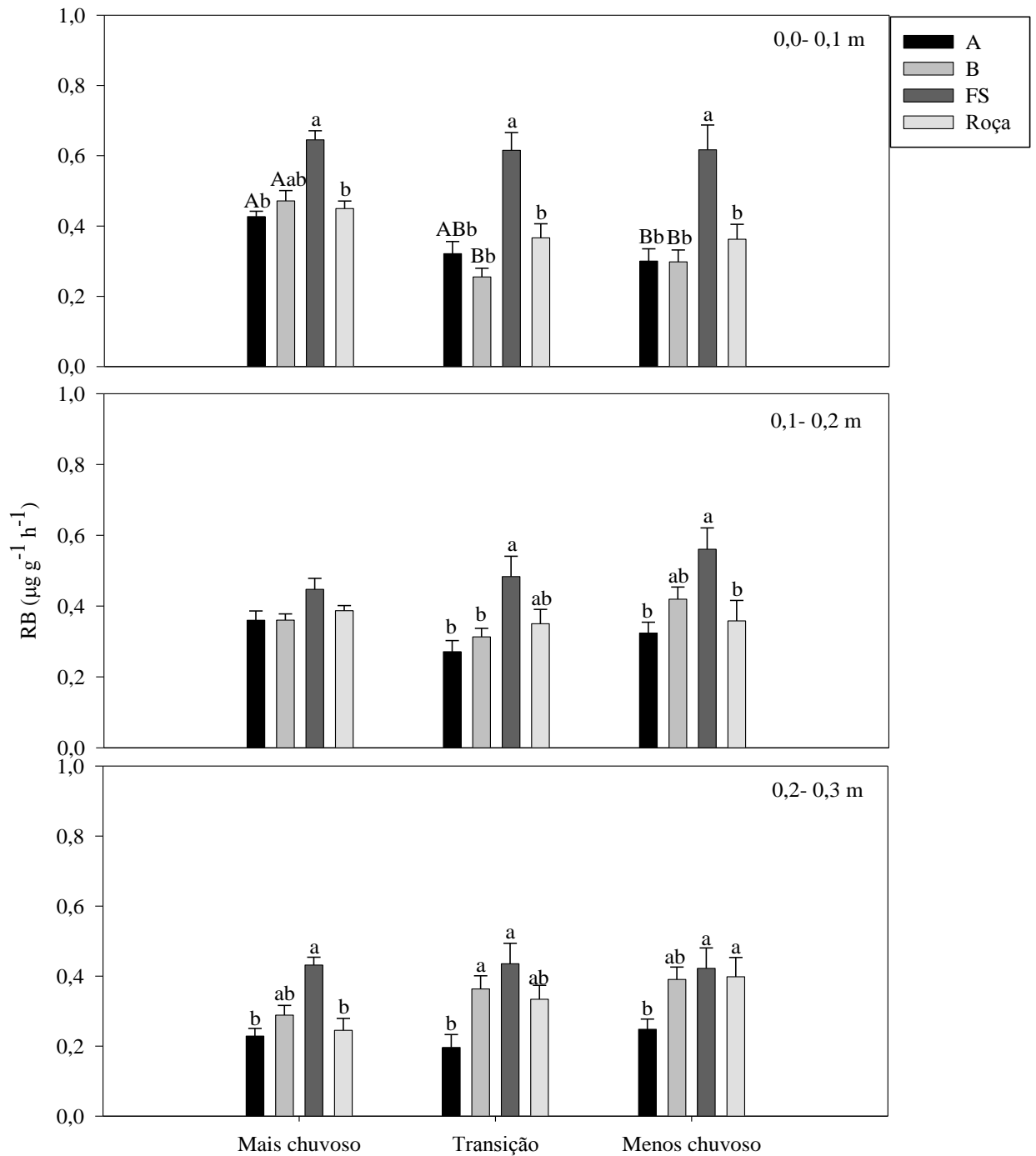


Figura 7. Respiração basal do solo nas áreas Parcela A, Parcela B, Floresta secundária (FS) e Roça em março/2016 (mais chuvoso), julho/2016 (transição) e novembro/2016 (menos chuvoso) em Caxiuanã, Pará. Letras maiúsculas comparam as áreas, no mesmo período; letras minúsculas comparam os períodos de coleta, em cada área (Teste Tukey, $p < 0,05$).

Durante o período mais chuvoso, observaram-se diferenças significativas nas camadas 0,0-0,1 m e 0,2-0,3 m, sendo os resultados semelhantes: maior valor de RB na FS e menor valor na Parcela A e Roça. A Parcela B apresentou mesmo valor de RB em relação a FS nessas duas camadas. No período de transição, somente na camada 0,0-0,1 m, a RB foi maior

na FS. Na camada 0,2-0,3 m observaram-se maiores valores de RB tanto na FS como na Parcela B e Roça, situação semelhante à observada no período menos chuvoso.

Os valores de qCO_2 variaram entre $1,10 \mu g g^{-1} h^{-1}$ (Roça, período mais chuvoso, 0,2-0,3 m) e $4,51 \mu g g^{-1} h^{-1}$ (Parcela B, período menos chuvoso, 0,1-0,2 m) (Figura 8). Na camada 0,0-0,1 m ocorreu efeito significativo apenas para o período, com diferenças na Parcela A, onde o período menos chuvoso apresentou maior qCO_2 em relação aos demais períodos. Na camada 0,1-0,2 m o valor qCO_2 foi maior no período menos chuvoso tanto na Parcela A como na Parcela B. Já as áreas FS e Roça não apresentaram diferenças em relação ao período de transição. Na camada 0,2-0,3 m os valores de qCO_2 obtidos no período menos chuvoso foram iguais aos obtidos na transição, exceto na Parcela A. Tanto camada 0,1-0,2 m como 0,2-0,3 m apresentaram menores valores de qCO_2 no período mais chuvoso.

Na camada 0,0-0,1 m não houve efeito das áreas em nenhum dos três períodos. Na camada 0,1-0,2 m houve efeito significativo em ambos os períodos. No período mais chuvoso o qCO_2 foi maior na Parcela B em relação à FS. No período de transição essa diferença foi observada para as áreas Roça e Parcela A, e no período menos chuvoso entre Parcela B e Roça.

O menor valor de $qMIC$ foi obtido na Parcela B, no período menos chuvoso, na camada 0,1-0,2 m, 0,08%, enquanto que o maior valor de $qMIC$ foi obtido na FS, na mesma camada, no período mais chuvoso, 0,33% (Figura 9). Nas três camadas avaliadas os valores de $qMIC$ foram maiores no período mais chuvoso em relação ao menos chuvoso. Essa relação só não foi constatada na camada 0,0-0,1 m para FS, na camada 0,1-0,2 m para a Parcela A, bem como na camada 0,2-0,3 m para Roça.

Na camada 0,0-0,1 m só houve diferença entre as áreas no período menos chuvoso, onde a FS teve maior valor de $qMIC$ em relação às demais áreas. Já na camada 0,1-0,2 m durante o período mais chuvoso o quociente foi maior na FS em relação às Parcelas A e B, e maior em relação à Roça no período de transição. Ainda nessa camada, no período menos chuvoso a Parcela A e a FS tiveram $qMIC$ maior do que o valor obtido na Parcela B.

Os valores do $C/Nmic$ são mostrados na Figura 10. Os resultados variaram de 3,04 (Roça, período mais chuvoso, 0,0-0,1 m) a 36,84 (Parcela B, período menos chuvoso, 0,0-0,1 m). Houve efeito do período em todas as camadas avaliadas. Na camada 0,0-0,1 m os maiores valores da relação $C/Nmic$ foram obtidos no período menos chuvoso em relação ao período mais chuvoso em todas as áreas. Essa mesma relação foi obtida na camada 0,1-0,2 m para as Parcelas A e B. Já na camada 0,2-0,3 m a Parcela A apresentou diferença entre o período mais

chuvoso e menos chuvoso, e as áreas Parcela B e Roça apresentaram menores valores de C/Nmic durante o período de transição.

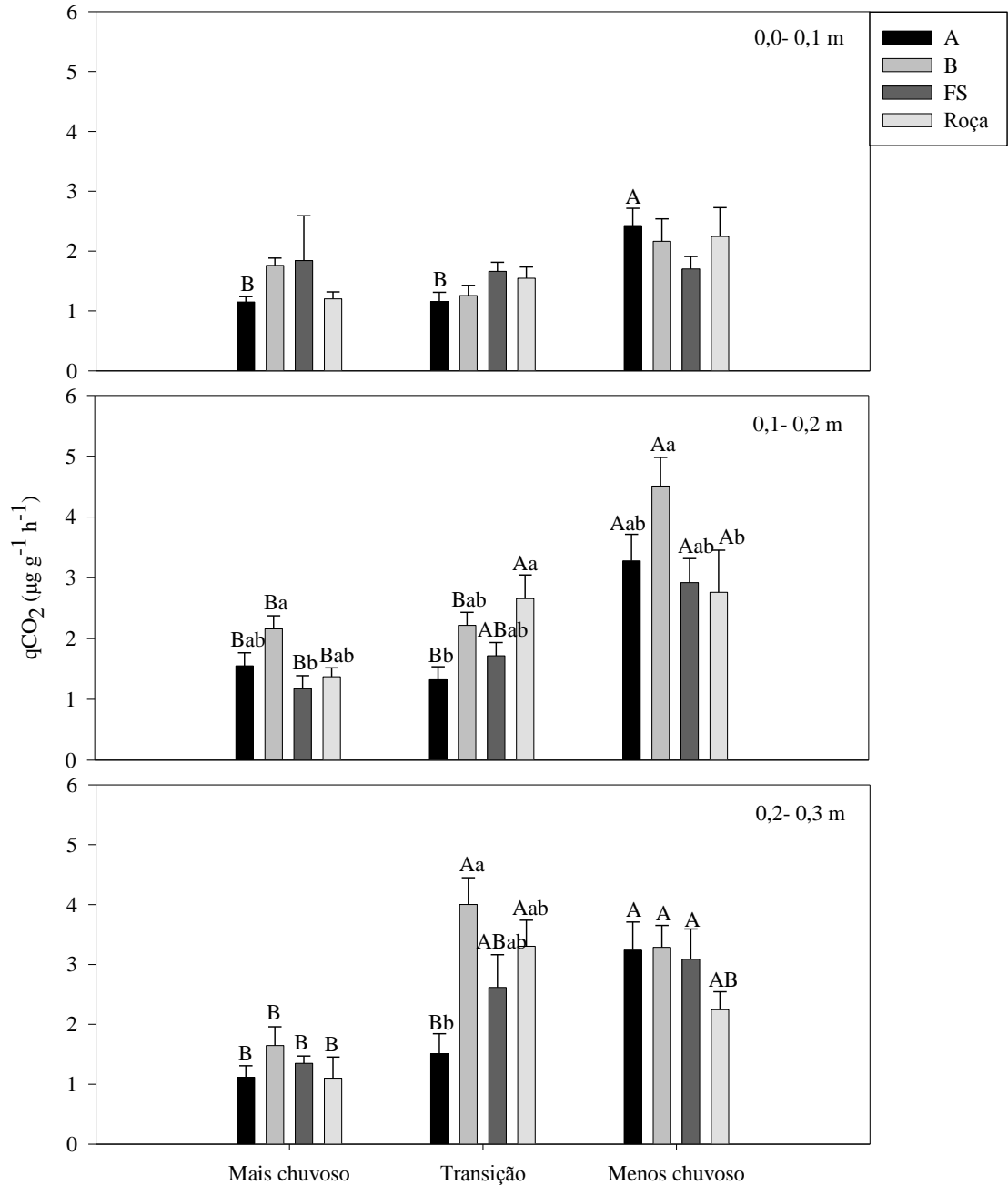


Figura 8. Quociente metabólico do solo nas áreas Parcela A, Parcela B, Floresta secundária (FS) e Roça em março/2016 (mais chuvoso), julho/2016 (transição) e novembro/2016 (menos chuvoso) em Caxiuanã, Pará. Letras maiúsculas comparam as áreas, no mesmo período; letras minúsculas comparam os períodos de coleta, em cada área (Teste Tukey, $p < 0,05$).

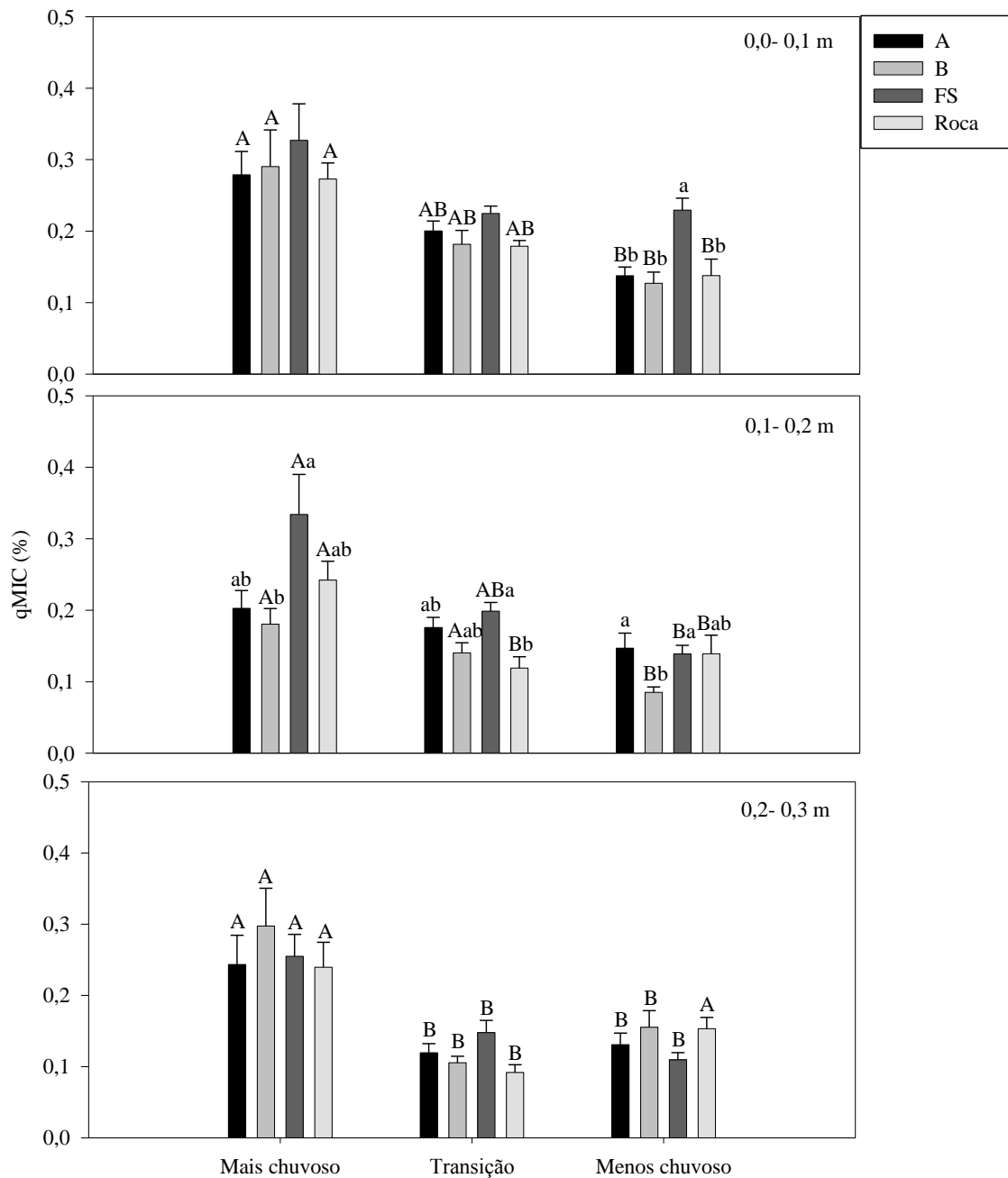


Figura 9. Quociente microbiano do solo nas áreas Parcela A, Parcela B, Floresta secundária (FS) e Roça em março/2016 (mais chuvoso), julho/2016 (transição) e novembro/2016 (menos chuvoso) em Caxiuanã, Pará. Letras maiúsculas comparam as áreas, no mesmo período; letras minúsculas comparam os períodos de coleta, em cada área (Teste Tukey, $p < 0,05$).

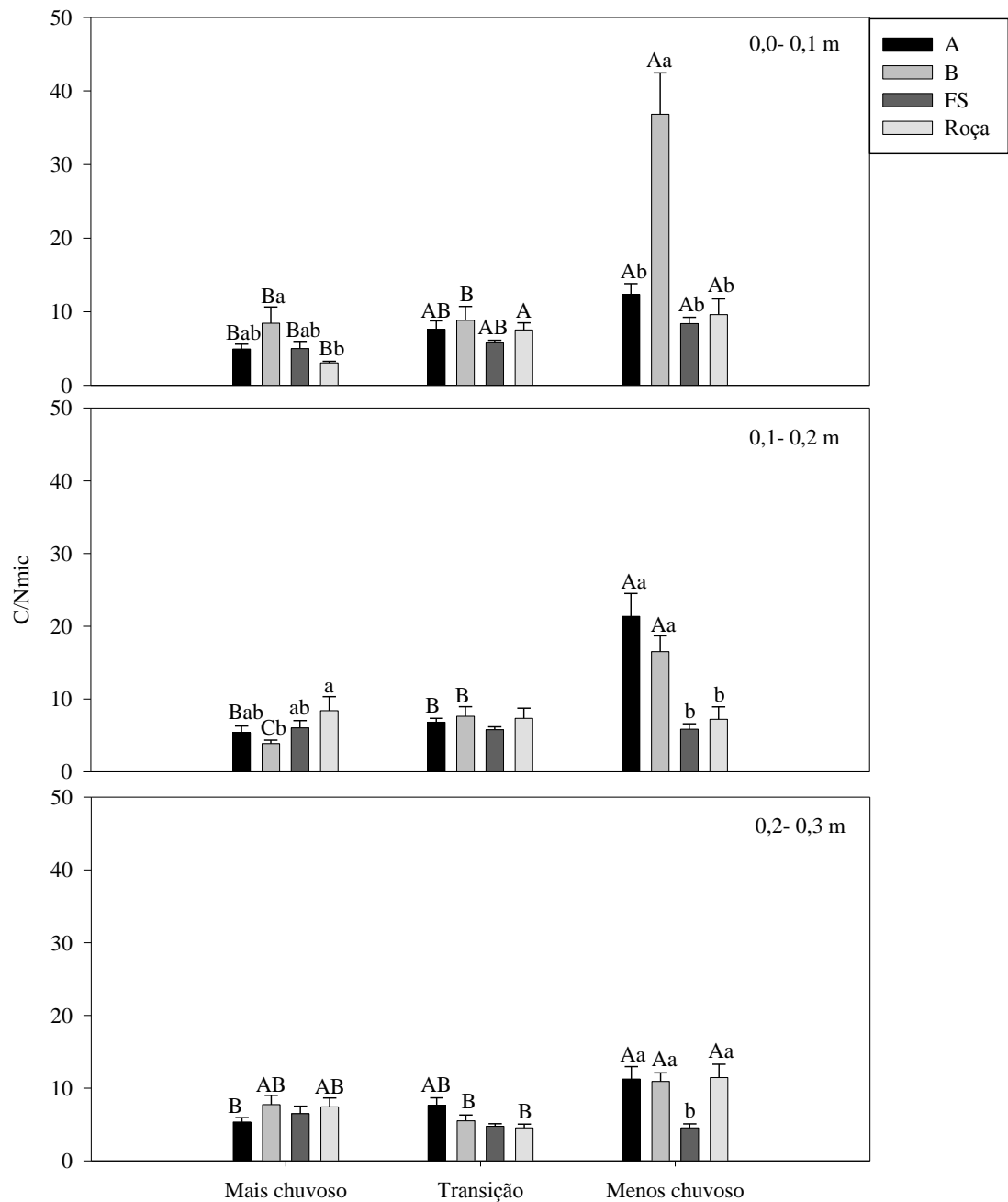


Figura 10. Relação C/N da biomassa microbiana do solo nas áreas Parcela A, Parcela B, Floresta secundária (FS) e Roça em março/2016 (mais chuvoso), julho/2016 (transição) e novembro/2016 (menos chuvoso) em Caxiuanã, Pará. Letras maiúsculas comparam as áreas, no mesmo período; letras minúsculas comparam os períodos de coleta, em cada área (Teste Tukey, $p < 0,05$).

O efeito das áreas sobre a relação C/Nmic foi mais evidente na camada 0,0-0,1 m. No período menos chuvoso a relação foi maior na Parcela B. No período mais chuvoso, a Parcela B apresentou maior valor de C/Nmic, sendo que sem diferença estatística para a Parcela A e a FS. Na camada 0,1-0,2 m, durante o período mais chuvoso, o C/Nmic foi maior na Roça e menor na Parcela B. Já no período menos chuvoso foram maiores nas Parcelas A e B. Na

camada 0,2-0,3 m só houve efeito das áreas no período menos chuvoso com menor valor de C/Nmic na FS.

2.4 Discussão

A maior umidade do solo na FS se deve aos maiores teores de argila nesta área. Os solos mais argilosos têm maior capacidade de retenção de água (Sotta et al., 2008). O predomínio de minerais argilosos na FS também configurou menor variação entre os períodos sazonais nesta área em relação às demais. Essa pequena variação entre períodos sazonais foi constatado também para a Parcela B nas camadas mais superficiais devido às condições de simulação de seca que esta área foi submetida. Oliveira et al. (2005) constataram que em condições de déficit hídrico, as florestas tendem a absorver água em camadas mais profundas do solo, redistribuindo para camadas mais superficiais. O efeito do experimento de seca prolongada sobre a umidade do solo foi mais pronunciado durante o período mais chuvoso, com efeito significativo entre a Parcela A e Parcela B em todas as camadas avaliadas. Costa et al. 2013 citam redução de aproximadamente 50% da chuva incidente sobre a superfície da Parcela B, o que proporcionou a redução da umidade do solo sob esta área.

Os teores de CBM obtidos estão de acordo com resultados observados por outros autores que também avaliaram biomassa microbiana em solos de florestas tropicais da região amazônica, como: 58 – 329 $\mu\text{g g}^{-1}$ Cenciani et al. (2009); 347 – 450 $\mu\text{g g}^{-1}$ por Melo et al. (2012); 273,37 – 503,43 $\mu\text{g g}^{-1}$ Matoso et al. (2012). Essa ampla faixa observada entre os trabalhos deve estar relacionada a diferenças nas características edafoclimáticas, período de amostragem e o próprio método de determinação.

O maior teor de CBM em todas as áreas durante o período mais chuvoso é reflexo direto da disponibilidade de água no solo sobre a população microbiana. Diversos autores têm citado a umidade do solo como um dos principais fatores para o desenvolvimento da biomassa microbiana do solo (Marschner et al., 2002; Cenciani et al., 2009; Patel et al., 2010). No solo das parcelas do ESECAFLOR, em Caxiuanã, Ruivo et al. (2007) já haviam observado uma relação linear positiva entre a umidade e os microrganismos do solo (bactérias e fungos). Da mesma forma, Rodrigues et al. (2011) constataram em Caxiuanã maior crescimento populacional bacteriano observado na época mais chuvosa.

Na camada 0,0-0,1 m os teores de CBM foram maiores na FS, exceto no período de transição, onde não houve diferença entre FS e Parcela A. A FS é a única das quatro áreas que apresenta teor de argila superior a 30% nas três camadas avaliadas (320; 380 e 410 g kg^{-1} para 0,0-0,1; 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m respectivamente), e solos com maior teor de argila tendem a apresentar maior disponibilidade de recursos como água e nutrientes (Sotta et al., 2008; Mantovanelli et al., 2015), o que favorece o crescimento da população microbiana. O contínuo aporte de resíduos orgânicos provenientes da vegetação, tanto na FS como na Parcela A, justificam os maiores resultados de CBM nessas áreas no período de transição. Melo et al. (2012) não observaram diferenças no teor de CBM entre floresta nativa e floresta

secundária no nordeste paraense, relacionando o resultado ao microclima semelhante presente em ambos.

As variações nos teores de CBM e NBM ao longo das três camadas avaliadas (até 0,3 m) foram mais pronunciadas nas áreas FS e Roça. Este resultado confirma a hipótese de que ambientes manejados apresentam mudanças na qualidade e quantidade da biota do solo após mudança na forma de uso (Silva et al. (2010); Singh e Ghoshal (2014); Beldini et al. (2015)). Vasconcelos et al. (2005) constataram que os teores de CBM e NBM aumentam com o desenvolvimento da floresta sucessional e encontraram teores de CBM ($\sim 1.000 \mu\text{g g}^{-1}$) e NBM ($\sim 800 \mu\text{g g}^{-1}$) em condições semelhantes às observadas em Caxiuanã. Estes resultados evidenciam que a floresta secundária pode apresentar teores de BMS mais elevados que os teores de solos com vegetação nativa.

O uso do fogo durante o preparo de área na Roça parece afetar apenas a camada superficial, pois se observam resultados iguais para CBM em FS e Roça na camada 0,1-0,2 m e 0,2-0,3 m, e na camada 0,1-0,2 m para NBM (período menos chuvoso). A tendência de aumento da BMS do período mais seco para o período mais chuvoso na Roça é uma evidência de que o efeito do preparo com uso de fogo é temporário, pois apesar da redução da matéria orgânica do solo, a adição das cinzas promove a redução da acidez e disponibiliza nutrientes, favorecendo assim a BMS. Este efeito também foi observado por Melo et al. (2012) e Lopes et al. (2015). Nardoto e Bustamante (2003) observaram que o preparo de área com queima estimulou o CBM no início da estação chuvosa, mas diminuiu mais tarde, quando o C prontamente disponível estava esgotado.

Os teores de NBM encontrados neste estudo são próximos do obtido por Moreira e Malavolta (2004) ($46,82 \text{ mg kg}^{-1}$) em Latossolo de floresta primária na Amazônia na camada 0,0-0,1 m; Santiago et al. (2013) que obtiveram em floresta secundária em Tomé-Açu/PA 108 e $102,1 \text{ mg kg}^{-1}$ nas estações mais chuvosa e menos chuvosa, respectivamente; e Sotta et al. (2008), que encontraram em Caxiuanã, 40,3 e $88,7 \text{ mg kg}^{-1}$ para textura arenosa e argilosa, respectivamente (período menos chuvoso) e 30,9 e $71,4 \text{ mg kg}^{-1}$ para textura arenosa e argilosa, respectivamente (período mais chuvoso).

Um resultado comum para ambas as áreas foi a grande variação (com efeito significativo) do período mais chuvoso para o período menos chuvoso com maiores teores de NBM obtidos no período mais chuvoso nas três camadas, resultado semelhante ao obtido por Santiago et al. (2013) e Rangel-Vasconcelos et al. (2015). Já Sotta et al. (2008) constataram maior teor de NBM durante o período menos chuvoso e associaram o resultado à elevadas taxas brutas de mineralização de N no solo argiloso que forneceram elevada quantidade de N disponível para a assimilação microbiana e, portanto, suportaram uma biomassa microbiana maior. Vasconcelos et al. (2005) atentam que resultados mais elevados de NBM durante o período mais seco na Amazônia podem ter relação com eventos de chuva nas vésperas da amostragem.

O maior teor de NBM na FS durante o período mais chuvoso também é mais uma evidência da forte relação entre disponibilidade hídrica e manutenção da BMS, tanto que a Parcela A se distingue da Parcela B nas camadas 0,0-0,1 m e 0,2-0,3 m. A elevada

disponibilidade de NBM na Roça (0,0-0,1 m) é resultado combinado da mineralização de parte da matéria orgânica durante a queima no período menos chuvoso e o incremento de C e N pelas culturas implantadas durante a estação mais chuvosa: milho (*Zea mays* L.) e feijão (*Phaseolus vulgaris* L.). O solo exposto da Roça ao longo do ano faz com que ocorra aumento da mineralização da MOS, com transformação do N imobilizado na biomassa microbiana em formas minerais. Assim, ocorre a redução do NBM, com equiparação dos teores entre Roça e Parcelas A e B no período de transição.

Os valores de RB do solo obtidos situam-se próximos aos observados por autores que avaliaram solos do ecossistema amazônico, como Moreira e Malavolta (2004), $0,13 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ C-CO₂; Melo et al. (2012), 0,8 - $1,1 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ C-CO₂; Silva et al. (2014) 0,42 - $1,12 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ C-CO₂. As grandes variações nos resultados dessa variável são atribuídas em parte à diferenças metodológicas (período de incubação das amostras), tanto que em estudos semelhantes em florestas amazônicas é possível observar resultados 5, 10, 20 vezes maior, como os obtidos por Beldini et al. (2015): 7 e $4 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ C-CO₂ no período chuvoso e seco, respectivamente.

O efeito observado nas Parcelas A e B para sazonalidade na camada 0,0-0,1 m demonstra que essa variável é uma boa indicadora de qualidade nessas áreas submetidas a experimento de longa duração. Os maiores valores de RB no período mais chuvoso, tanto na Parcela A como na Parcela B indica maior atividade biológica durante esse período. A redução da atividade microbiana durante o período menos chuvoso é devido à morte de parte dos microrganismos (redução da BMS) e a redução do metabolismo nos microrganismos remanescentes (Marschner et al., 2002). A maior capacidade para reter água e nutrientes na área FS resultou em elevada atividade microbiana do solo, independentemente dos períodos sazonais e camadas avaliadas.

Na Parcela B, o maior valor de RB no período menos chuvoso, na camada 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m, em relação à Parcela A, sugere diferença nos padrões de distribuição das populações microbianas. Rodrigues et al. (2011) observaram diferenças nos padrões de distribuição de bactérias no perfil do solo de acordo com a sazonalidade. Os autores constataram que menores temperaturas e maiores umidades do solo em subsuperfície favorecem o acúmulo bacteriano. Diante disso se observa maior atividade metabólica da microbiota do solo nas camadas mais subsuperficiais na Parcela B, em relação à Parcela A, mesmo com disponibilidade de umidade reduzida. Ressalta-se aqui que a quantidade de bactérias é bem mais representativa da biomassa microbiana total do solo do que outros microrganismos nas condições presentes em Caxiuanã (Amarante et al., 2012; Rodrigues et al., 2011).

Em relação ao qCO₂, os resultados obtidos nesse estudo estão de acordo com os resultados obtidos em ecossistema florestal amazônico por: Moreira e Costa (2004) - $1,18 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$; Moreira e Malavolta (2004) - $6,60 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ e Silva et al. (2014) - $1,11 - 1,40 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$. Os menores valores de qCO₂ observados na FS nas camadas subsuperficiais revelam maior presença de população fúngica, visto que existe elevado teor de BMS e baixo qCO₂. Este resultado demonstra maior eficiência na utilização do carbono na área de FS, já que Ohtonen

et al. (1999) afirmam que fungos são mais efetivos no uso de sua energia do que bactérias. Moreira e Costa et al. (2004) constataram menores valores de qCO_2 em florestas nativas, justificando que ecossistemas estáveis tendem a acumular carbono em sua biomassa microbiana com menores emissões de CO_2 .

A camada mais superficial é considerada a camada mais ativa do ponto de vista biológico, por apresentar maior teor de matéria orgânica. Nesta camada, apenas a Parcela A apresentou aumento de qCO_2 do período chuvoso para o período menos chuvoso. Esta relação ocorre de maneira natural nos ecossistemas, devido à redução da quantidade de água no solo, tanto que se observa essa mesma tendência para as demais áreas. Nas camadas subsequentes foi constatado esse efeito para todas as áreas, justificando a umidade do solo como um dos principais fatores controladores da atividade microbiana do solo.

Na camada 0,2-0,3 m, observou-se maior qCO_2 na Parcela B em relação à Parcela A durante o período de transição. A condição de estresse hídrico proporcionado na Parcela B alterou o metabolismo dos microrganismos com maiores emissões de $C-CO_2$ por unidade de biomassa microbiana. O qCO_2 sob estas condições indica menor eficiência no metabolismo do C ou a condições adversas para sobrevivência de microrganismos (Hungria et al., 2009;. Kaschuk et al., 2010, 2011). Embora os resultados apontem elevada atividade microbiana na Parcela B durante o período de transição, na camada 0,2-0,3 m, o qCO_2 mostra haver um desequilíbrio entre as entradas e saídas de C nesta profundidade. Isso significa que pode estar havendo decomposição acelerada da matéria orgânica mais estável. Ressalta-se que na condição de estresse hídrico, a qual a Parcela B está submetido, as camadas subsuperficiais são mais ativas quanto ao metabolismo microbiano.

Os resultados da relação C/N_{mic} estão de acordo com os obtidos por Moreira e Malavolta (2004); Lopes et al. (2015); Rangel-Vasconcelos et al. (2015). O efeito da sazonalidade sobre os valores de $C:N_{mic}$ foi constatado em todas as camadas. Em geral os valores de C/N_{mic} foram maiores no período mais chuvoso. Este resultado se deve ao acúmulo de populações bacterianas na microbiota do solo durante o período mais chuvoso, conforme mostrado por Rodrigues et al. (2011) e Ferreira et al. (2017). Cenciani et al. (2009) verificaram influência da umidade do solo sobre a relação $C:N_{mic}$ de solo sob floresta nativa em Rondônia e constataram maior valor $C:N_{mic}$ durante o período chuvoso. A microbiota bacteriana tem maiores quantidades de proteínas, e, por conseguinte, possui maiores teores de N, em relação à microbiota fúngica, resultando em menor relação C/N_{mic} . Dessa forma a população bacteriana apresenta relação C/N mais baixa do que a população fúngica (Mary et al., 1996; Li et al., 2004).

No período menos chuvoso o valor da relação C/N_{mic} na Parcela A foi superior aos valores da FS demonstrando diferenças na composição/funcionamento da biomassa microbiana destas áreas. A Parcela A é considerado um ecossistema estável, e apresentou menor quantidade e atividade da BMS em relação à FS. Porém a razão mostra que há maior capacidade de imobilização de C e N na biomassa microbiana ali presente. A complexidade dos resíduos orgânicos que são depositados continuamente no solo sob vegetação nativa faz

com que a biomassa microbiana ali presente se torne mais eficiente na imobilização/mineralização de C e N (Sparling, 1992).

A variável qMIC assemelha-se à relação C/N_{mic} quanto ao entendimento do funcionamento da microbiota do solo. Gama-Rodrigues et al. (2008) afirmam que a baixa qualidade nutricional da matéria orgânica, faz com que a biomassa microbiana torne-se incapaz de utilizar totalmente o carbono orgânico total, resultando em baixo qMIC. Em relação à sazonalidade, o período mais chuvoso é aquele onde há maior incorporação de carbono orgânico no solo. Dessa forma os resultados obtidos neste estudo demonstram a biomassa microbiana respondendo positivamente às entradas de carbono em todas as áreas avaliadas. Como a camada 0,2-0,3 é a que apresenta menor teor de C orgânico não foi estabelecido relação entre qMIC e as áreas avaliadas.

No período menos chuvoso a floresta secundária mostrou mais eficiência para incorporação do C na biomassa microbiana na camada 0,0-0,1 m, devido as condições mais favoráveis de umidade e disponibilidade de nutrientes. No período de transição o qMIC inferior na área de Roça (camada 0,1-0,2 m), pode estar relacionado aos distúrbios na MOS proporcionado pela fase pós cultivo. Menores valores de qMIC foram observados por Matoso et al. (2012) em ambientes cultivados. Nessa mesma camada se observa menor qMIC na Parcela B durante o período menos chuvoso, evidenciando novamente que o ambiente ali condicionado é estressante para a comunidade microbiana do solo, refletindo em menor eficiência na utilização do carbono orgânico presente no solo.

2.5 Conclusão

As variáveis microbiológicas foram capazes de detectar alterações no funcionamento do sistema solo em virtude das mudanças na forma de uso da terra e redução da disponibilidade hídrica do solo na floresta primária.

Textura, umidade e teor de matéria orgânica do solo são os principais fatores que controlam quantidade e qualidade da biomassa microbiana nos solos sob floresta primária, sucessional e área agrícola em Latossolos altamente intemperizados de Caxiuanã.

A floresta secundária de 16 anos apresentou as melhores condições de quantidade e atividade da biomassa microbiana do solo. E a exclusão de água da chuva na floresta primária em experimento de longa duração afetou significativamente a biomassa microbiana do solo.

2.6 Referências bibliográficas

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic in arable soils. *Soil Biology Biochemistry*. v. 4, p. 471-479, 1989.

- AMARANTE, C.B.; RUIVO, M.L.P.; OLIVEIRA, M.L.; MOURA, Q.L. Diversidade microbiana em solos de Terra Preta Arqueológica. **Enciclopédia biosfera**, v. 6, n. 11, p. 1-10, 2010.
- BALDRIAN, P.; MERHAUTOVÁ, V.; PETRÁNKOVÁ, M.; CAJTHAML, T.; ŠNAJDR, J. Distribution of microbial biomass and activity of extracellular enzymes in a hardwood forest soil reflect soil moisture content. **Applied Soil Ecology**, v. 46, p. 177-182, 2010.
- BELDINI, T.P.; OLIVEIRA JUNIOR, R.C.; KELLER, M.M.; CAMARGO, P.B.; CRILL, P.M.; SILVA, A.D.; SANTOS, D.B.; OLIVEIRA, D.R. Physical, chemical, and biological properties of soil under soybean cultivation and at an adjacent rainforest in Amazonia. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 707-719, 2015.
- BOUSKILL, N.J.; LIM, H.C.; BORGLIN, S.; SALVE, R.; WOOD, T.E.; SILVER, W.L.; BRODIE, E.L. Pre-exposure to drought increases the resistance of tropical forest soil bacterial communities to extended drought. **International Society for Microbial Ecology**, v. 7, p. 384-394, 2013.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. **Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza – SNUC**: 3. ed. aum. Brasília: MMA/SBF, 2003.52p.
- BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen soil. **Soil Biology Biochemistry**, v. 17, p. 837-842, 1985.
- CENCIANI, K.; LAMBAIS, M.R.; CERRI, C.C.; AZEVEDO, L.C.B.; FEIGL, B.J. Bacteria diversity and microbial biomass in forest, pasture and fallow soils in the southwestern Amazon basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 907-916, 2009.
- COSTA, A.C.L.; METCALFE, D.B.; DOUGHTY, C.E.; OLIVEIRA, A.A.R.; NETO, G.F.C.; COSTA, M.C.; SILVA JUNIOR, J.A.; ARAGÃO, L.E.O.C.; ALMEIDA, S.; GALBRAITH, D.R.; ROWLAND, L.M.; MEIR, P.; MALHI, Y. Seasonality of ecosystem respiration and net primary productivity after 8–10 years of experimental drought in an eastern Amazon forest. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, p. 7-24, 2013.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2a ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 1997.
- FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia Brasileira: História, índices e consequências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.
- FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O. & VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p.991-996, 1999.

FERREIRA, E.P.B.; STONE, L.F.; MARTIN-DIDONET, C.C.G. População e atividade microbiana do solo em sistema agroecológico de produção. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 22-31, 2017.

FUCHSLUEGER, L.; BAHN, M.; HASIBEDER, R.; KIENZL, S.; FRITZ, K.; SCHMITT, M.; WATZKA, M.; RICHTER, A. Drought history affects grassland plant and microbial carbon turnover during and after a subsequent drought event. **The Journal of Ecology**, v. 104, n. 5, p. 1453-1465, 2016.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; PAULINO, G.M; FRANCO, A.A. 2008. Atributos químicos e microbianos de solos sob diferentes coberturas vegetais no norte do estado do rio de janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1521-1530, 2008.

GLOOR, M.; BRIENEN, R.J.W.; GALBRAITH, D.; FELDPAUSCH, T.R.; SCHÖNGART, J.; GUYOT, J.-L.; ESPINOZA, J.C.; LLOYD, J.; PHILLIPS, O.L. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. **Geophysical Research Letters**, v. 40, p. 1729-1733, 2013.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J.C.; BRANDÃO-JUNIOR, O.; KASCHUK, G.; SOUZA, R.A. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, v. 42, p. 288-296, 2009.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 408-416, 1998.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. Residual effects of soil fumigation on soil respiration and mineralization. **Soil Biology Biochemistry**, v. 2, p. 99-108, 1976.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil, Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 1-13, 2010.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. **Plant and Soil**, v. 338, p. 467-481, 2011.

LI, Q.; ALLEN, H.L. WOLLUM II, A.G. Microbial biomass and bacterial functional diversity in forest soils: Effects of organic matter removal, compaction, and vegetation control. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 36, p. 571-579, 2004.

LUIZÃO, F.J.; FEARNSIDE, P.M.; CERRI, C.E.P.; LEHMANN, J. The maintenance of soil fertility in Amazonian managed systems. pp. 311-336. In: Keller, M.; Bustamante, M.; Gash, J.; Dias, P.S. (eds). **Amazonia and Global Change**. Geophysical Monograph Series, v. 186, American Geophysical Union (AGU), Washington, DC, U.S.A., 565 pp. 2009.

LEWIS, S.L.; BRANDO, P.M.; PHILLIPS, O.L.; VAN DER HEIJDEN, G.M.F.; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554, 2011.

- LOPES, E.L.N.; FERNANDES, A.R.; TEIXEIRA, R.A.; SOUSA, E.S.; RUIVO, M.L.P. Soil attributes under different crop management systems in an Amazon Oxisols. **Bragantia**, v.74, n.4, p. 428-435, 2015.
- MANTOVANELLI, B.C.; SILVA, D.A.P.; CAMPOS, M.C.C.; GOMES, R.P.; SOARES, M.D.R.; SANTOS, L.A.C. Avaliação dos atributos do solo sob diferentes usos na região de Humaitá, Amazonas. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 58, n. 2, p. 122-130, 2015.
- MARSCHNER, P.; MARINO, W.; LIEBEREI, R. Seasonal effects on microorganisms in the rhizosphere of two tropical plants in a polyculture agroforestry system in Central Amazonia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 68-71, 2002.
- MARY, B.; RECOUS, S.; DARWIS, D.; ROBIN, D. Interaction between decomposition of plant residues and nitrogen and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, v. 181, p. 71-82, 1996.
- MATOSO, S.C.G.; SILVA, A.N.; FIORELLI-PEREIRA, E.C.; COLLETA, Q.P.; MAIA, E. Frações de carbono e nitrogênio de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes usos na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, p. 231-240, 2012.
- MEIR, P.; BRANDO, P.M.; NEPSTAD, D.; VASCONCELOS, S.S.; COSTA A.C.L.; DAVIDSON, E.; ALMEIDA, S.; FISHER, R.A.; SOTTA, E.D.; ZARIN, D.; CARDINOT, G. The effects of drought on Amazonian rain forests. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; DIAS, P.S. (Eds.) **Amazonia and Global Change**, Geophysical Monograph Series 186, 2009. p. 429-449.
- MELO, V.S.; DESJARDINS, T.; SILVA JR, M.L.; SANTOS, E.R.; SARRAZIN, M.; SANTOS, M.M.L.S. Consequences of forest conversion to pasture and fallow on soil microbial biomass and activity in the eastern Amazon. **Soil Use and Management**. v. 28, p. 530-535, 2012.
- MENDES, I.C.; FERNANDES, M.F.; CHAER, G.M.; REIS JUNIOR, F.B. Biological functioning of Brazilian cerrado soils under different vegetation types. **Plant and Soil**, v. 359, p. 183-195, 2012.
- MOREIRA, A.; COSTA, D.G. Dinâmica da matéria orgânica na recuperação de clareiras da floresta amazônica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 10, p. 1013-1019, 2004.
- MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 1103-1110, 2004.

NARDOTO, G.B.; BUSTAMANTE, M.M.C. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 955-962, 2003.

OLIVEIRA, R.S.; DAWSON, T.E.; BURGESS, S.S.O.; NEPSTAD, D.C. Hydraulic redistribution in three Amazonian trees. **Oecologia**, v. 145, n. 3, p. 354-363, 2005.

OHTONEN, R.; FRITZE, H.; PENNANEN, T.; JUMPPONEN, A.; TRAPPE, J. Ecosystem properties and microbial community changes in primary succession on glacier forefront. **Oecologia**, v. 119, p. 239-246, 1999.

PATEL, K.; KUMAR, J.; KUMAR, R.N.; KUMAR, B. Seasonal and temporal variation in soil microbial biomass C, N and P in different types land uses of dry deciduous forest ecosystem of Udaipur, Rajasthan, Western India. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 8, n. 4, p. 377-390, 2010.

PHALAN, B.; BERTZKY, M.; BUTCHART, S.H.M.; DONALD, P.F.; SCHARLEMANN, J.P.W.; STATTERSFIELD, A.J.; BALMFORD, A. Crop expansion and conservation priorities in tropical countries. **PLoS One**, v. 8, n. e51759, p. 1-13, 2013.

RANGEL-VASCONCELOS, L.G.T.; ZARIN, D.J.; OLIVEIRA, F.A., VASCONCELOS, S.S.; CARVALHO, C.J.R.; SANTOS, M.M.L.S. Effect of water availability on soil microbial biomass in secondary forest in eastern Amazonia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 2, p. 377-384, 2015.

RODRIGUES, H.J.B.; SÁ, L.D.A.; RUIVO, M.L.P.; COSTA, A.C.L.; SILVA, R.B.; MOURA, Q.L.; MELLO, I.F. Variabilidade quantitativa de população microbiana associada às condições microclimáticas observadas em solo de floresta tropical húmida. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 26, p.629-638, 2011.

RUIVO, M.L.P.; CUNHA, E. Mineral and organic components in archaeological black earth and yellow latosol in Caxiuanã, Amazon, Brazil. In: Tiezzi, E.; Brebbia, C.A.; Uso, J.L.(eds.) **Ecosystems and sustainable development**. Southampton, UK: WIT Press, 1113-1121, 2003.

RUIVO, M.L.P.; BARREIROS, J.A.P.; BONALDO, A.B.; SILVA, R.M.; SA, L.D.A.; LOPES, E.L.N. LBA-ESECAFLOR artificially induced drought in Caxiuanã reserve, eastern Amazonia: soil properties and litter spider fauna. **Earth Interactions**, v. 11, n. 8, p. 1-13, 2007.

SAMPAIO, G.; NOBRE, C.; COSTA, M.H.; SATYAMURTY, P.; SOARES-FILHO, B.S. ; CARDOSO, M. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion, **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 17, p. 1-7 (L17709), 2007.

SANTIAGO, W.R.; VASCONCELOS, S.S.; KATO, O.R.; BISPO, C.J.C.; RANGEL-VASCONCELOS, L.G.T.; CASTELLANI, D.C. Nitrogênio mineral e microbiano do solo em

sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia oriental. **Acta Amazônica**, v. 43, p. 395-406, 2013.

SILVA, R.R.; SILVA, M.L.N.; CARDOSO, E.L.; MOREIRA, F.M.S.; CURI, N.; ALOVISI, A.M.T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes - MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1584-1592, 2010.

SILVA, I.F.; ARAÚJO NETO, S.E.; KUSDRA, J.F. Biological activity of soils under systems of organic farming, agroforestry and pasture in the Amazon. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 3, p. 427-432, 2014.

SILVA JUNIOR, J.A.; COSTA, A.C.L.; AZEVEDO, P.V.; COSTA, R.F.; METCALFE, D.B.; GONÇALVES, P.H.L.; BRAGA, A.P.; MALHI, Y.; ARAGÃO, L.E.O.C.; MEIR, P. Fluxos de CO₂ do solo na Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará, durante o experimento ESECAFLOR/LBA. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 28, n. 1, p. 85-94, 2013.

SINGH, M.K.; GHOSHAL, N. Variation in soil microbial biomass in the dry tropics: impact of land-use change. **Soil Research**, v. 52, n.3, p 299-306, 2014.

SOTTA, E.D; CORRE, M.D.; VELDKAMP, E. Differing N status and N retention processes of soils under old-growth lowland forest in Eastern Amazonia, Caxiuanã, Brazil. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 40, n. 3, p. 740-750, 2008.

SPARLING, G.P.; WEST, A.W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration in situ using microbial respiration and ¹⁴C labelled cells. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, p. 337-343, 1988.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, p. 195-207, 1992.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, G.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEIS, S.I. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

VASCONCELOS, L.G.T.R. ZARIN, D.J.; CARVALHO, C.J.R.; SANTOS, M.M.L.S.; VASCONCELOS, S.S.; OLIVEIRA, F.A. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana de um solo sob vegetação secundária de diferentes idades na Amazônia oriental. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 44, p. 49-63, 2005.

WARING, B.G.; HAWKES, C.V. Short-Term Precipitation Exclusion Alters Microbial Responses to Soil Moisture in a Wet Tropical Forest. **Microbial Ecology**, v. 69, p. 843-854, 2015.

YEOMANS, J.C.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Soil Science Plant Analysis**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

3. ESTOQUE DE NUTRIENTES NO SOLO, TEOR DE C E N EM AGREGADOS EM FLORESTA SOB ESTRESSE HÍDRICO EM CAXIUANÃ, AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO

Pesquisas com manipulação de recursos são ferramentas essenciais para entender o impacto das mudanças no ecossistema proporcionadas por eventos extremos, como uma seca prolongada em ambiente úmido. O objetivo foi avaliar o estoque de C e nutrientes no solo, e a massa e teores de C e N de agregados em floresta sob 14 anos de seca induzida em experimento de longa duração na Floresta Nacional de Caxiuanã, Amazônia oriental. O estudo foi conduzido nas parcelas do projeto ESECAFLOR, denominadas Parcela A (controle) e Parcela B (exclusão de aproximadamente 50% da água da chuva continuamente desde 2002), cada uma com 1 ha. Amostras de solo foram coletadas em três camadas (0,0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3 m) em março de 2015, em quatro pontos (n=4) utilizando-se trado holandês (amostras deformadas para fertilidade), amostrador de anel cilíndrico (amostras indeformadas para densidade) e trincheira para retirada de monólitos de 1 dm³ para agregados. Foram determinados os teores de C, N, P, Ca, Mg e K, a densidade do solo, a massa de agregados das seguintes classes de diâmetro (>4; 4-2; 2-1; 1-0,25; 0,25-0,053 e <0,053 mm) e os teores de C e N em cada classe de agregados. Para melhor discussão dos resultados sintetizamos as classes de agregados em três classes: macro (>2 mm), meso (2-0,25 mm) e microagregados (<0,25 mm). A quantificação do estoque de C e N nos agregados foi feita com base na massa equivalente. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas por teste t (estoque de nutrientes e densidade) e Tukey (massa e teores de C e N dos agregados). Ocorreu diferença na densidade e estoque de nutrientes entre as parcelas. O estoque de C foi maior na Parcela A e os teores de P, K e Mg foram maiores na parcela B em todas as camadas avaliadas. A Parcela A apresentou maiores massas de macroagregados, e em ambas as parcelas houve maior teor de C e N nos microagregados.

Palavras-chave: ESECAFLOR, fertilidade do solo, agregados do solo.

ABSTRACT

Resource manipulation research is an essential tool for understanding the impact of ecosystem changes brought about by extreme events, such as a prolonged drought in a humid environment. The objective was to evaluate the C stock and nutrients in the soil, and the mass and C and N contents of forest aggregates under 14 years of induced drought in a long - term experiment in the Caxiuanã National Forest, eastern Amazonia. The study was conducted in plots of ESECAFLOR project, called Parcela A (control) and Parcela B (exclusion of approximately 50% of rainfall continuously since 2002), each with 1 ha. Soil samples were collected in three layers (0.0-0.1, 0.1-0.2, 0.2-0.3 m) in March 2015, in four points (n = 4) using (Samples deformed for fertility), cylindrical ring sampler (samples undeformed for density) and trench for removal of monoliths of 1 dm³ for aggregates. The values of C, N, P, Ca, Mg and K, soil density, mass of aggregates of the following diameter classes (> 4; 4-2; 2-

1; 1-0.25; 0.25-0.053 and <0.053 mm) and the C and N contents in each class of aggregates were determined. To better discuss the results, we synthesized the classes of aggregates into three classes: macro (> 2 mm), meso (2-0.25 mm) and microaggregates (<0.25 mm). Quantification of the C and N stock in the aggregates was done based on the equivalent mass. The data were submitted to analysis of variance and the means were compared by t test (nutrient stock and density) and Tukey (mass and C and N contents of the aggregates). There was difference in the density and nutrient stock between the plots. The C stock was higher in the Plot A and P, K and Mg were higher in Plot B in all layers evaluated. Plot A presented larger masses of macroaggregates, and in both plots there was a higher content of C and N in the microaggregates.

Keywords: ESECAFLO, soil fertility, soil aggregates.

3.1 Introdução

Alguns cenários previstos em vários modelos mostram que possivelmente haverá aumento da temperatura do ambiente e a redução na precipitação, com conseqüências negativas sobre vários biomas, entre eles a Amazônia. Uma das possibilidades é a intensificação da limitação de precipitação na região amazônica, com risco potencial sobre os serviços fornecidos pelas florestas, como o sequestro de carbono, fluxo de CO₂ e água na atmosfera, além da manutenção da diversidade de espécies (Meir et al. 2009; Marengo et al., 2011), experimentos de longa duração vem sendo conduzidos na Amazônia para investigar as respostas do ecossistema florestal ante ao estresse provocado pelos eventos de seca de longa duração.

A redução de água no solo pode afetar diversas funções do solo como o movimento de nutrientes, a decomposição dos compostos orgânicos, a absorção de nutrientes pelas plantas (Hu e Schmidhalter, 2005). Costa et al., 2006 explicam que o fluxo difusivo de elementos químicos no solo sofre influência da umidade, sendo os maiores níveis de umidade os mais eficientes para transportar nutrientes. A água no solo também é responsável pela interação dos nutrientes com os colóides, permitindo a ocorrência de reações que possibilitam a disponibilização dos nutrientes para absorção.

Estudos envolvendo a manipulação de recursos são interessantes para entender o funcionamento do ecossistema em condições de estresse e os dados gerados são úteis para a adaptação de modelos. Cleveland et al. 2010 realizaram um experimento de manipulação interceptada para investigar como 25% e 50% de redução na precipitação altera o movimento C no solo. Os autores constataram aumento nas emissões de CO₂ da floresta tropical. Sotta et al. (2007) ao caracterizar as parcelas do experimento ESECAFLO constatou diferenças entre o Plot Controle e o Plot com exclusão de água da chuva, geralmente com maiores teores de nutrientes no Plot com exclusão.

Alguns estudos têm verificado as mudanças ocorridas nos estoques de nutrientes no solo em função do uso ou manejo. Magalhães et al. (2013) avaliaram o estoque de nutrientes

em cronossequências florestais na Amazônia e verificaram que o nutriente mais estocado em é o Ca (5188,48 e 2912,86 kg ha⁻¹) e o menos estocado o K (46,22 e 17,33 kg ha⁻¹). Os autores concluíram que a floresta nativa (referência) apresentou os maiores estoques de nutrientes. Também na Amazônia Johnson et al. 2001 avaliaram estoque de nutrientes em floresta primária e floresta secundária e concluíram que a umidade do solo é mais limitante do que a disponibilidade de nutrientes para crescimento da floresta após o abandono agrícola.

Não existem na literatura trabalhos que mostrem o efeito de um experimento de seca de longa duração sobre os estoques de nutrientes na floresta. Nós hipotetizamos o aumento no estoque de C nutrientes no solo sob efeito da seca prolongada. O objetivo foi avaliar o estoque de C e nutrientes no solo, e a massa e teores de C e N de agregados em floresta sob 14 anos de seca induzida em experimento de longa duração na Floresta Nacional de Caxiuanã, Amazônia oriental.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na porção norte da FLONA nas parcelas experimentais (Parcela A e Parcela B) do Projeto ESECAFLO (O Impacto da Seca Prolongada nos Fluxos de Água e Dióxido de Carbono em uma Floresta Tropical Amazônica) As duas áreas referentes às parcelas do experimento ESECAFLO foram instaladas em janeiro de 2002.

O experimento foi criado com a intenção de simular um período de seca prolongada na floresta e avaliar as alterações provocadas pela redução da umidade do solo no ciclo da floresta. Em sua estrutura física o ESECAFLO é composto por duas parcelas (A e B) de 1 ha de área cada, sendo uma adjacente a outra (distância de 50 m). A parcela controle denominada Parcela A é a referência para a simulação de seca que ocorre na parcela exclusão, denominada Parcela B. Na Parcela B está sendo realizada a exclusão de aproximadamente 50% da água da chuva, desde a instalação do experimento, com a utilização de painéis plásticos instalados a 1-2 metros de altura da superfície do solo (Meir et al., 2009; Costa et al., 2013). O limite da Parcela B foi trincheirado até 1 m de profundidade e forrado com plástico para minimizar a entrada ou saída lateral de água na Parcela. O perímetro da Parcela A adjacente também foi trincheirado para evitar confusão nos efeitos do tratamento (Costa et al., 2013). A avaliação descrita nesse trabalho ocorreu em 2015, ou seja, 13 anos após o início do experimento. Maiores informações sobre o as parcelas experimentais podem ser consultadas em (Metcalf

et al. 2010; Costa et al 2013). A caracterização química e granulométrica das parcelas está descritas em Apêndices (Tabela 2A).

3.2.2 Teor de nutrientes do solo

Realizou-se amostragem do solo para determinação dos teores de nutrientes no mesmo esquema descrito no capítulo anterior.

Os teores de nutrientes do solo foram determinados conforme metodologia recomendada pela Embrapa (Embrapa, 1997). O pH em água (1:2,5) foi determinado por potenciometria direta; extraíram-se os cátions trocáveis em cloreto de potássio (KCl) 1 N, sendo quantificados por espectrometria de absorção atômica (Ca^{2+} e Mg^{2+}) e fotometria de chama (K^+); a acidez trocável (Al^{3+}), foi extraída com KCl e quantificada por titulometria com NaOH; o fósforo disponível (P) foi extraído com solução duplo ácido Mehlich 1 e determinado por colorimetria; o carbono orgânico total (COT) foi extraído por oxidação via úmida com dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$); e o nitrogênio total (N) por destilação a vapor Kjeldahl.

3.2.3 Densidade do solo e estoque de nutrientes

Quatro amostras de solo indeformadas foram coletadas em cada parcela nas profundidades 0,0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m de profundidade em anel volumétrico para determinação da densidade do solo (Embrapa, 1997). Os valores de densidade estão descritas na Tabela 2A em Apêndices. O estoque de nutrientes nas respectivas camadas de solo foi calculado pelo método da massa de solo equivalente (Ellert e Bettany 1995), pois houve diferença significativa entre as parcelas, sendo utilizada como referência a parcela com menor densidade do solo. Os estoques de nutrientes estão descritos em Mg ha^{-1} .

3.2.4 Massa e teor de C e N nos agregados do solo

Quatro trincheiras de 30 x 30 x 40 cm foram cavadas para coleta dos monólitos de solo de 10 x 10 x 10 cm. Em cada trincheira três amostras foram coletadas, correspondentes as camadas 0,0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3 m. Cada monólito de solo foi armazenado em uma embalagem plástica para preservação da estrutura até o momento da análise. Os blocos foram

secos ao ar por 72 h. As amostras coletadas foram tamisadas em peneira de 8 mm. Em seguida 100 g da amostra foram submetidas a um processo de tamisação via seca em um conjunto de 06 peneiras (tamises) de malhas com aberturas decrescentes (4 mm, 2 mm, 1 mm, 0,50 mm, 0,25 e 0,053 mm) e reservatório para as classes < 0,053 mm. A partir da massa de solo seca em estufa retida em cada peneira, classificaram-se os tamanhos de agregados em três classes: macroagregados (diâmetro > 2,00 mm), mesoagregados (diâmetro entre 2,00 e 0,250 mm) e microagregados (diâmetro entre 0,250 e 0,053 mm) (Costa Júnior et al., 2012). Os resultados estão descritos em porcentagem.

As amostras de cada classe foram moídas em gral e passadas em peneira de 100 mesh. Em seguida 0,5 g das amostras foram submetidos à determinação da concentração de carbono orgânico total do solo por oxidação via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico e nitrogênio total do solo determinado por destilação a vapor do tipo Kjeldahl (Embrapa, 1997). Os resultados estão descritos em g kg^{-1} .

3.2.5 Análise estatística

Para análise do efeito das parcelas no estoque de nutrientes e para porcentagem de agregados estáveis por classe utilizou-se o teste t de Student ($p \leq 0,05$). Foi analisada a interação entre as parcelas e classes de agregados quanto ao teor de carbono e nitrogênio por análise de variância de dois fatores ($p \leq 0,05$).

3.3 Resultados

3.3.1 Estoque de nutrientes no solo

Os resultados dos estoques de COT, N, P, K, Ca e Mg no solo estão descritos na Tabela 2. O estoque de COT no solo variou entre $8,65 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Parcela B) e $18,62 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Parcela A), ambos na camada 0,0-0,1 m, respectivamente. O estoque de COT no solo foi maior na Parcela A nas camadas de 0,0-0,1; 0,2-0,3 e 0,0-0,3 m. O estoque de NT no solo variou entre $0,71 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Parcela A, 0,2-0,3 m) e $0,88 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Parcela A, 0,0-0,1m). Não houve efeito das parcelas no estoque de NT no solo.

O estoque de P no solo variou entre $0,37 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Parcela A, 0,1-0,2 m) e $0,80 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Parcela B, camada 0,0-0,1m). O estoque de P foi maior na Parcela B em todas as camadas

de solo (Tabela 2). O estoque de K no solo variou entre 0,92 Mg ha⁻¹ (Parcela A, 0,2-0,3 m) e 1,98 Mg ha⁻¹ (Parcela B, camada 0,0-0,1 m). O estoque de potássio (K) foi maior na Parcela B, em relação à Parcela A em todas as camadas de solo.

Tabela 2: Estoque de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), fósforo disponível (P), potássio trocável (K), cálcio trocável (Ca) e magnésio trocável (Mg) nas parcelas A (controle) e B (exclusão) do experimento ESECAFLOR, em Caxiuanã, Pará.

Prof.	Área	COT	NT	P	K	Ca	Mg
		(Mg ha ⁻¹)					
0,0- 0,1 m	Parcela A	18,62 a	0,88 a	0,58 b	1,75 b	6,51 b	4,27 b
	Parcela B	8,65 b	0,85 a	0,80 a	1,98 a	8,59 a	5,74 a
0,1- 0,2 m	Parcela A	17,10 a	0,75 a	0,37 b	0,95 b	6,92 a	3,24 b
	Parcela B	13,68 a	0,85 a	0,67 a	1,40 a	7,35 a	5,30 a
0,2- 0,3 m	Parcela A	17,42 a	0,81 a	0,41 b	0,92 b	8,29 a	3,67 b
	Parcela B	10,54 b	0,71 a	0,70 a	1,34 a	8,21 a	4,95 a
0,0- 0,3 m	Parcela A	53,14 a	2,45 a	1,36 b	3,61 b	21,72 b	11,18 b
	Parcela B	32,88 b	2,45 a	2,16 a	4,73 a	24,15 a	15,99 a

Médias seguidas pela mesma letra na coluna em cada camada de solo não diferem pelo teste t ($p \leq 0,05$) (n=8).

O estoque de Ca no solo variou entre 6,51 Mg ha⁻¹ (Parcela A 0,0-0,1 m) e 8,59 Mg ha⁻¹ (Parcela B, camada 0,0-0,1m). O estoque de cálcio (Ca) foi maior na Parcela B, nas camadas de solo 0,0-0,1 m e 0,0-0,3 m (Tabela 1). O estoque de Mg no solo variou entre 3,24 Mg ha⁻¹ (Parcela A, 0,1-0,2 m) e 5,74 Mg ha⁻¹ (Parcela B, camada 0,0-0,1m). O estoque de magnésio (Mg) foi maior na Parcela B em todas as camadas de solo.

3.3.2 Massa de classes e teores de C e N dos agregados do solo.

Os resultados da distribuição relativa de agregados estáveis nas parcelas estão descritas na Figura 11. A porcentagem de macroagregados estáveis variou entre 10,30% (Parcela B, 0,0-0,1 m) e 22,29% (Parcela A, 0,2- 0,3 m). A porcentagem de mesoagregados estáveis variou entre 16,13% (Parcela A, 0,2- 0,3 m) e 27,83% (Parcela B, 0,0- 0,1 m). A porcentagem de microagregados estáveis variou entre 9,86% (Parcela A, 0,0- 0,1 m) e 12,84% (Parcela B 0,1- 0,2 m).

Na camada 0,0-0,1 m a porcentagem de macroagregados estáveis foi maior na Parcela A (14,96%) em relação à parcela B (10,30%). Não houve efeito significativo para meso e

microagregados nesta camada. Na camada 0,1-0,2 m a porcentagem de macroagregados estáveis foi maior na parcela A (19,66%) em relação à Parcela B (14,88%). Já a porcentagem de mesoagregados estáveis foi maior na Parcela B (22,28 %), em relação à Parcela A (18,38%), nessa mesma camada. Na camada 0,2-0,3 m não houve efeito significativo entre as parcelas.

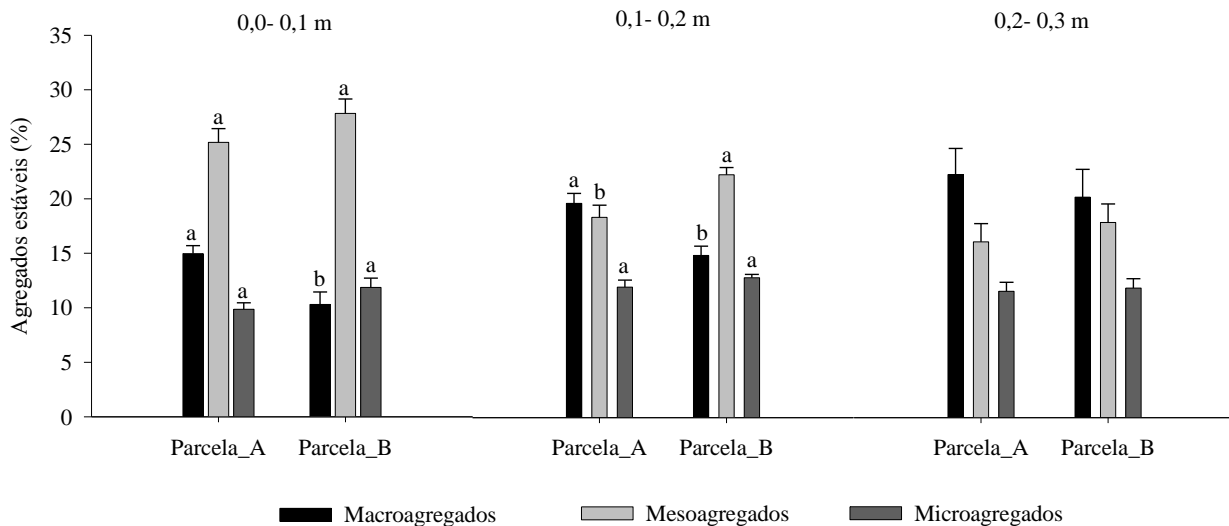


Figura 11. Distribuição relativa de agregados estáveis nas parcelas A (controle) e B (exclusão) do experimento ESECAFLOR, em Caxiuanã, Pará. Macroagregado ($\varnothing > 2,00$ mm), mesoagregado (\varnothing entre 2,00-0,25 mm) e microagregado (\varnothing entre 0,25-0,053 mm): Médias seguidas pela mesma letras para a mesma classe de agregado e camada de solo não diferem pelo teste t ($p \leq 0,05$) ($n=4$).

Os teores de C e N em cada fração de agregados do solo nas Parcelas A e B estão descritos na Tabela 3.

Os teores de C nos agregados do solo na camada de 0,0- 0,1 m sofreram influência da interação fração de agregado e parcela ($p= 0,05$). Nesta camada, a Parcela A teve teor de C nos microagregados, e na Parcela B houve maior teor de C tanto nos macro como no microagregados. Em relação às parcelas houve efeito nas frações meso e microagregados, com maiores teores na Parcela A (Tabela 3).

Os teores de C nos agregados do solo na camada de 0,1- 0,2 m sofreram influência da interação fração de agregado e parcela ($p= < 0,001$). Nesta camada, o teor de C foi maior nos macro e menor nos microagregados na Parcela A. Já na Parcela B, o teor de C foi maior nos microagregados em relação às demais frações. Comparando-se as parcelas, houve efeito entre teor de C nos macroagregados (maior teor na Parcela A) e nos microagregados (maior teor na Parcela B) (Tabela 3).

Tabela 3: Teores de carbono (C) e nitrogênio (N) nas frações de agregados do solo nas parcelas A (controle) e B (exclusão) do experimento ESECAFLOR, em Caxiuanã, Pará.

Classe de Agregados	Plot A	Plot B	Plot A	Plot B
	Carbono (g kg ⁻¹)		Nitrogênio (g kg ⁻¹)	
	0,0- 0,1m			
Macro	14,16 ±2,13 Ba	11,60 ±0,43 Aa	1,21 ±0,07 Ca	0,60 ±0,09 Ab
Meso	14,78 ±1,67 Ba	06,76 ±1,40 Bb	0,79 ±0,13 Ba	0,56 ±0,07 Ab
Micro	19,28 ±3,76 Aa	13,40 ±1,41 Ab	1,52 ±0,20 Aa	0,78 ±0,16 Ab
	0,1- 0,2 m			
Macro	16,43 ±0,99 Aa	10,23 ±0,62 Bb	0,73 ±0,12 Ba	0,61 ±0,04 Ba
Meso	08,02 ±0,92 Ca	08,86 ±0,12 Ba	0,62 ±0,09 Ba	0,48 ±0,04 Bb
Micro	12,94 ±0,19 Bb	15,81 ±1,91 Aa	1,17 ±0,12 Aa	0,77 ±0,05 Ab
	0,2- 0,3 m			
Macro	13,81 ±2,34 ABa	12,84 ±1,06 Aa	0,66 ±0,08 Ba	0,58 ±0,06 Ba
Meso	11,38 ±1,57 Ba	08,19 ±0,95 Bb	0,47 ±0,06 Ca	0,46 ±0,03 Ba
Micro	14,82 ±1,68 Aa	14,26 ±0,73 Aa	0,82 ±0,10 Aa	0,78 ±0,12 Aa

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna (frações) e minúscula na linha (parcelas), em cada camada, não diferem entre si pelo teste Tukey ($p \leq 0,05$).

Os teores de C nos agregados do solo na camada de 0,2- 0,3 m sofreram influência da interação fração de agregado e parcela ($p = 0,04$). Os maiores teores de C tanto na Parcela A como na Parcela B ocorreram nos macro e microagregados. Em relação às parcelas, houve efeito apenas para mesoagregados com maior teor de C na Parcela A (Tabela 3).

Os teores de N nos agregados do solo na camada de 0,0- 0,1 m sofreram influência da interação fração de agregado e parcela ($p = 0,003$). Nesta camada, a parcela A teve maior teor de N nos microagregados, e o menor teor nos macroagregados. Na Parcela B não houve diferença entre as frações. Em relação às parcelas houve maior teor de N na Parcela A em todas as frações de agregados (Tabela 2).

Na camada 0,1-0,2 m, ambas as parcelas tiveram maior teor de N nos microagregados. Comparando-se as parcelas, houve efeito para meso e microagregados com maiores teores de N na Parcela A. Na camada 0,2-0,3 m só houve efeito entre as frações em cada Parcela ($p < 0,001$), com maiores teores de N nos microagregados.

3.4 Discussão

3.4.1 Estoque de COT e nutrientes no solo

Os estoques COT observado neste estudo estão de acordo com os estoques citados por outros autores para solos da Amazônia: 37 Mg ha⁻¹ (0,0-0,3 m) por Moraes et al 1996; 74 Mg ha⁻¹ (0,0-1,0 m) citados por Malhi et al. (2009) e Quesada et al. (2011). A redução da umidade no solo diminuiu o estoque de C em 38,12% na Parcela B. Em estudo anterior, Sotta et al. (2007) haviam reportado menor teor de C na Parcela A (11,7 g kg⁻¹ contra 9,10 g kg⁻¹ na camada 0,10 cm e 10,1 g kg⁻¹ contra 8,80 g kg⁻¹ na camada 10-25 cm). Costa et al. (2013) relataram a redução da produção de serrapilheira na parcela sob efeito de seca. Outros dados revelaram que a redução da fotossíntese das árvores tornou a respiração heterotrófica do solo uma fonte líquida de C (Doughty et al. 2015). Esses resultados sugerem que o efeito da seca prolongada sobre a floresta compromete as entradas de C no sistema solo.

A exclusão de água na parcela B não influenciou no estoque de nitrogênio no solo. Os resultados obtidos em Caxiuanã são bem inferiores aos observados por Magalhães et al. (2013) na floresta nativa em Rondônia (>4 Mg ha⁻¹ e). De fato, menores teores de N foram relatados por Malhi et al., (2009) tanto nos solos de Caxiuanã (0,13%) em relação a floresta no Tapajós (0,17%), como nas folhas (Caxiuanã: 19,8 mg g⁻¹) (Tapajós: 22,9 mg g⁻¹). Vitousek (1984) afirmou que a maioria das florestas tropicais de terras baixas não possui economias de nitrogênio eficientes dentro do solo, sendo bastante afetada pela rápida taxa de decomposição do litter. É provável que a menor decomposição na Parcela B e maiores entradas de N na Parcela A tenham influenciado nos resultados encontrados.

Os maiores estoques de P na Parcela B podem estar associados aos problemas associados ao transporte de P no solo. O elemento P tem baixa mobilidade no solo e o principal mecanismo de transporte e absorção é a difusão, que é influenciada por vários fatores, tais como: o conteúdo volumétrico de água no solo e temperatura do solo (Costa et al., 2006). Dessa forma, a Parcela B parece apresentar mais dificuldades para transportar o elemento, acumulando-o na fração lábil do solo. Maiores teores de P na Parcela B foram citados por Sotta et al. (2007).

O acúmulo de K na parcela B também pode ter relação com o transporte do elemento na solução do solo. K tem alta mobilidade e na parcela A certamente sofre mais lixiviação do que na Parcela B. Além disso, certamente a absorção de K é maior na Parcela A, pois maior umidade do solo favorece a difusão do K, aumentando a disponibilidade deste elemento para as plantas (Oliveira et al., 2004). Ressalta-se que a disponibilidade de K é baixa no solo e na biomassa da floresta (Malhi et al., 2009).

O efeito observado para o estoque de Ca observado na camada 0,0-0,1 m está associado à maior presença de matéria orgânica do solo nesta camada e a grande quantidade deste elemento na serapilheira presente na superfície do solo. Malhi et al. (2009) relataram alta concentração de Ca, cerca de $3,87 \text{ mg g}^{-1}$, nas folhas em Caxiuanã. Hu e Schmidhalter (2005) citaram que o Ca, assim como os demais cátions básicos, acumula-se no solo sob condições de seca. O maior estoque de Mg na Parcela B em todas as camadas avaliadas é também reflexo da menor disponibilidade de água. O Mg se movimenta de maneira mais rápida do que o Ca (Flora et al., 2007), por isso os resultados de Ca não mostraram efeito em todas as camadas avaliadas.

3.4.2 Massa de classes e teores de C e N dos agregados.

Em relação à distribuição dos agregados por classes de diâmetro, a maior quantidade de macroagregados na Parcela A nas camadas 0,0-0,1 m e 0,1-0,2 m reflete alterações ocorridas nos mecanismos de formação e estabilização de agregados em consequência da redução da disponibilidade hídrica no solo sob a Parcela B. A classe de macroagregados representa a mais complexa e estável em relação às demais classes.

Em ambiente sem nenhum tipo de alteração (ex. floresta nativa), 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 (Vezzani e Mielniczuk, 2011; Borges et al. 2015). Assim, a redução da umidade do solo afeta a formação de agregados estáveis por alterar o funcionamento biológico do solo, que está diretamente relacionado à agregação. O maior percentual de mesoagregados na Parcela B é um resultado que está associado à redução da quantidade de macroagregados nesta Parcela.

O desenvolvimento das raízes das plantas também interfere na formação de agregados (Li et al., 2006). Dados de Metcalfe et al. (2008) comprovaram que a redução na disponibilidade de água aumenta o comprimento de raízes, porém reduz significativamente a sua biomassa. As raízes liberam exsudados que impulsionam a atividade da microbiota do solo, e além disso os exsudados orgânicos funcionam como agente cimentante das partículas do solo, para formação dos agregados. Essas informações reforçam a hipótese da redução de macroagregados na Parcela B.

Diversos trabalhos citam a classe de macroagregado como sendo a que mais contém C em áreas nativas devido à estabilidade que o ambiente se encontra, mas esse resultado não foi constatado neste estudo. No entanto, nos solos de Caxiuanã os minerais parecem ser mais decisivos na agregação do solo do que a atividade dos microrganismos ou matéria orgânica. O acúmulo de C e N nos microagregados na camada mais superficial e subsuperficial em ambas as parcelas, pode ser explicado pela característica de solo com avançada idade geológica, altamente intemperizado, ou seja, quantidade reduzida de minerais primários facilmente intemperizáveis (MPFI) (Burak et al., 2011).

Quanto mais velho é o microagregado, maior é a sua capacidade de reter C (Szakacs, 2007), o que aumenta o teor disponível na fração. Essa afirmação é baseada na maior suscetibilidade do C contido nos macroagregados em sofrer transformações, pois os mecanismos de formação dessas frações são mais associados à formas orgânicas mais lábeis, que por sua vez, estão em constante transformação, sobretudo nas camadas mais superficiais do solo. Segundo Golchin et al. (1998) a redução da disponibilidade de C orgânico reduz a atividade microbiana ao redor dos fragmentos de plantas e colônias de bactérias, e consequentemente, os macroagregados são transformados em microagregados. Essas informações corroboram com os maiores teores de C e N nos microagregados.

Os maiores teores de C e N na Parcela A estão relacionados à maior atividade microbiana presente no solo, principalmente na superfície. A quantidade de serapilheira depositada na superfície contribui para esse processo, tanto que outros autores têm associado maiores teores de C nos agregados presentes nas camadas mais superficiais (Costa Junior, et al. 2012). O único resultado contrário em relação ao efeito das parcelas foi observado para a classe microagregado na camada 0,1-0,2 m (maior teor de C na Parcela B). O erro associado a média é maior neste resultado em relação aos demais resultados da parcela B, o que pode significar uma super/subestimação do valor real.

3.5 Conclusão

O experimento de seca de longa duração na floresta resultou em alterações nos estoques de carbono orgânico e nutrientes no solo, sendo os maiores estoques de nutrientes obtidos na Parcela com exclusão da chuva e maiores estoques de COT na Parcela controle.

Apenas o estoque de nitrogênio não mudou entre as parcelas envolvidas no experimento, o que demonstra que esse elemento possui dinâmica de transformação distinta em relação aos demais nutrientes.

A seca induzida na floresta afetou a agregação do solo e os microagregados representam importante dreno de C e N no solo da floresta amazônica.

3.6 Referências

BORGES, C.S.; RIBEIRO, B.T.; WENDLING, B.; CABRAL, D.A. Agregação do solo, carbono orgânico e emissão de CO₂ em áreas sob diferentes usos no Cerrado, região do Triângulo Mineiro. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 3, p. 660-675, 2015.

BURAK, D.L.; FONTES, M.P.F.; BECQUER, T. Microagregados estáveis e reserva de nutrientes em Latossolo Vermelho sob pastagem em região de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, n. 2, p. 229-241, 2011.

CLEVELAND, C.C.; WIEDER, W.R.; REED, S.C.; TOWNSEND, A.R. Experimental drought in a tropical rain forest increase soil carbon dioxide losses to the atmosphere. **Ecology**, v. 91 p. 2313-2323, 2010.

COSTA, J.P.V.; BARROS, N.F.; ALBUQUERQUE, A.W.; FILHO, G.M.; SANTOS, J.R. Fluxo difusivo de fósforo em função de doses e da umidade do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 828-835, 2006.

COSTA, A.C.L.; METCALFE, D.B.; DOUGHTY, C.E.; OLIVEIRA, A.A.R.; NETO, G.F.C.; COSTA, M.C.; SILVA JUNIOR, J.A.; ARAGÃO, L.E.O.C.; ALMEIDA, S.; GALBRAITH, D.R.; ROWLAND, L.M.; MEIR, P.; MALHI, Y. Seasonality of ecosystem respiration and net primary productivity after 8–10 years of experimental drought in an eastern Amazon forest. **Plant Ecology and Diversity**. v. 7, p. 7-24, 2013.

COSTA JUNIOR, C.; PÍCCOLO, M.D.C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P.B.D.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Carbon in soil aggregates under native vegetation, pasture and

agricultural systems in the Brazilian savannah. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1311-1322, 2012.

DOUGHTY, C.E.; METCALFE, D.B.; GIRARDIN, C.A.J.; AMÉZQUITA, F.F.; CABRERA, D.G.; HUASCO, W.H.; SILVA-ESPEJO, J.E.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; COSTA, M.C.; ROCHA, W.; FELDPAUSCH, T.R.; MENDOZA, A.L.M.; COSTA, A.C.L.; MEIR, P.; PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y. Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. **Nature**, v. 519, n. 5, p. 78-82, 2015.

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

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2a ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 1997.

FLORA, L.P.D.; ERNANI, P.R.; CASSOL, P.C. Mobilidade de cátions e correção da acidez de um Cambissolo em função da aplicação superficial de calcário combinado com sais de potássio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1592-1598, 2007.

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J.A.; OADES, J.M. A model linking organic matter decomposition, chemistry and aggregate dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLETT, R.F. & STEWART, B.A., eds. **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton, CRC Press, p. 245-266, 1998.

JOHNSON, C.M.; VIEIRA, I.C.G.; ZARIN, D.J.; FRIZANO, J.; JOHNSON, A.H. Carbon and nutrient storage in primary and secondary forests in eastern Amazônia. **Forest Ecology Management**, v. 147, p. 245-252, 2001.

HU, Y.; SCHMIDHALTER, U. Drought and salinity: A comparison of their effects on mineral nutrition of plants. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**. v. 168, p. 541-549, 2005.

LI, L.; SUN, J.; ZHANG, F.; GUO, T.; BAO, X.; SMITH, A.; SMITH, S. Root distribution and interactions between intercropped species. **Oecologia**, v. 147, p. 280-290, 2006.

MAGALHÃES, S.S.A.; WEBER, O.L.S.; SANTOS, C.H.; VALADÃO, F.C.A. Estoque de nutrientes sob diferentes sistemas de uso do solo de Colorado do Oeste-RO. **Acta Amazônica**, v. 43, n. 1, p. 63-72, 2013.

MALHI, Y. et al. Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 15, p. 1255-1274, 2009.

MARENGO, J.A.; TOMASELLA, J.; ALVES, L.M.; SOARES, W.R.; RODRIGUEZ, D. A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region, **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. L12703, p. 1-5, 2011.

MEIR, P.; BRANDO, P.M.; NEPSTAD, D.; VASCONCELOS, S.S.; COSTA A.C.L.; DAVIDSON, E.; ALMEIDA, S.; FISHER, R.A.; SOTTA, E.D.; ZARIN, D.; CARDINOT, G. The effects of drought on Amazonian rain forests. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; DIAS, P.S. (Eds.) **Amazonia and Global Change**, Geophysical Monograph Series 186, 2009. p. 429-449.

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

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v.70, p. 63-81, 1996.

OLIVEIRA, R.H.; ROSOLEM, C.A.; TRIGUEIRO, R.M. Importância do fluxo de massa e difusão no suprimento de potássio ao algodoeiro como variável de água e potássio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 03, p. 439-445, 2004.

QUESADA, C.A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L.O.; FYLLAS, N.M.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C.I. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, v. 8, p. 1415-1440, 2011.

SOTTA, E.D.; VELDKAMP, E.; SCHWENDENMANN, L.; GUIMARÃES, B.R.; PAIXÃO, R.K.; RUIVO, M.L.P.; COSTA, A.C.L.; MEIR, P. Effects of an induced drought on soil carbon dioxide (CO₂) efflux and soil CO₂ production in an eastern Amazonian rainforest, Brazil. **Global Change Biology**, v. 13, p. 2218-2229, 2007.

SZAKÁCS, G.G.J. Estoques de carbono e agregados do solo cultivado com cana-de-açúcar: efeito da palhada e do clima no centro-sul do Brasil. 2007. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em Argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 213-23, 2011.

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

APÊNDICE

Tabela 1A. Atributos químicos do solo durante o período mais chuvoso (março/2016) nas parcelas A e B (ESECAFLOR), na Roça e na Floresta secundária em Caxiuanã, Pará.

Áreas	Profundidade	pH _{H2O}	Corg	N	P	K	Al	Ca	Mg	Areia	Silte	Argila
		(1:2,5)	---- g kg ⁻¹ ----		----- mg dm ⁻³ -----		----- cmol _c dm ⁻³ -----		----- g kg ⁻¹ -----			
Parcela A	0,0 - 0,1 m	4,29	14,38	0,68	4,48	13,50	1,31	0,25	0,28	690	150	160
	0,1 - 0,2 m	4,39	12,91	0,57	2,79	7,15	1,26	0,26	0,20	630	180	190
	0,2 - 0,3 m	4,38	10,27	0,49	2,48	5,38	1,24	0,28	0,18	640	150	210
Parcela B	0,0 - 0,1 m	4,70	11,25	0,65	6,09	15,14	1,05	0,33	0,37	780	130	90
	0,1 - 0,2 m	4,63	10,33	0,64	5,04	10,61	1,26	0,35	0,33	720	140	140
	0,2 - 0,3 m	4,76	7,38	0,55	4,88	9,40	0,99	0,34	0,29	710	140	150
FS	0,0 - 0,1 m	4,30	24,28	1,52	24,56	7,20	2,86	0,07	0,02	780	140	320
	0,1 - 0,2 m	4,65	19,81	1,22	17,01	6,48	2,72	0,06	0,01	670	170	380
	0,2 - 0,3 m	5,12	16,51	1,01	18,96	4,44	2,64	0,06	0,01	500	190	410
Roça	0,0 - 0,1 m	4,84	18,25	0,97	7,73	6,16	0,93	0,28	0,06	540	100	120
	0,1 - 0,2 m	4,37	17,45	1,02	8,10	8,14	1,79	0,12	0,01	450	130	200
	0,2 - 0,3 m	4,62	16,65	0,84	7,69	9,13	1,63	0,09	0,01	400	200	300

Tabela 2A. Atributos químicos, granulométricos e densidade do solo nas parcelas A e B (ESECAFLOR), em Caxiuanã, Pará.

Áreas	Profundidade	pH	Corg	N	P	K	Al	Ca	Mg	Areia	Silte	Argila	Ds
		H ₂ O	---- g kg ⁻¹ ----	---- mg dm ⁻³ ----	----- cmolc dm ⁻³ -----	----- g kg ⁻¹ -----	kg m ⁻³						
Parcela A	0,0 - 0,1 m	4,29	14,38	0,68	4,48	13,50	1,31	0,25	0,28	690	150	160	1,29
	0,1 - 0,2 m	4,39	12,91	0,57	2,79	7,15	1,26	0,26	0,20	630	180	190	1,54
	0,2 - 0,3 m	4,38	10,27	0,49	2,48	5,38	1,24	0,28	0,18	640	150	210	1,60
Parcela B	0,0 - 0,1 m	4,70	11,25	0,65	6,09	15,14	1,05	0,33	0,37	780	130	90	1,31
	0,1 - 0,2 m	4,63	10,33	0,64	5,04	10,61	1,26	0,35	0,33	720	140	140	1,32
	0,2 - 0,3 m	4,76	7,38	0,55	4,88	9,40	0,99	0,34	0,29	710	140	150	1,43



Figura 1A: Parcela B do experimento ESECAFLOR em Caxiuanã-PA.



Figura 2A: Abertura de Trincheira para coleta de amostras indeformadas (agregados) na Parcela A do experimento ESECAFLOR, Caxiuanã-PA.



Figura 3A. Liteira acumulada no solo da Parcela A do Experimento ESECAFLOR, Caxiuanã-PA.



Figura 4A: Vista do dossel da floresta da Parcela A do Experimento ESECAFLOR, Caxiuanã-PA.



Figura 5A: Palmácea encontrada na área de floresta secundária em Caxiuanã-PA.



Figura 6A: Floresta secundária de 15 anos de idade em Caxiuanã-PA.



Figura 7A: Área de Roça após o preparo (derruba e queima) em Caxiuanã-PA



Figura 8A: Área de roça cultivada com Mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) em Caxiuanã-PA.

Tabela 3A. Resumo da análise de variância para os dados dos atributos microbiológicos do solo na camada 0,0-0,1 m.

0,0-0,1 m	Área		Período		Área x Período	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
CBM	22,75	< 0,001	40,93	< 0,001	3,48	0,004
NBM	92,43	< 0,001	248,90	< 0,001	13,34	< 0,001
RB	27,49	< 0,001	13,80	< 0,001	1,69	0,13
qCO ₂	0,22	0,88	8,01	< 0,001	1,93	0,085
qMic	4,10	0,009	23,94	< 0,001	1,16	0,335
C/Nmic	15,77	< 0,001	43,37	< 0,001	3,93	0,002

Tabela 4A . Resumo da análise de variância para os dados dos atributos microbiológicos do solo na camada 0,1-0,2 m.

0,1-0,2 m	Área		Período		Área x Período	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
CBM	23,41	< 0,001	37,05	< 0,001	3,18	0,007
NBM	56,58	< 0,001	159,70	< 0,001	24,13	< 0,001
RB	0,332	< 0,001	15,98	0,102	0,448	0,362
qCO ₂	3,454	0,003	1,50	< 0,001	1,153	0,024
qMic	7,11	< 0,001	23,71	< 0,001	1,88	0,09
C/Nmic	4,03	0,01	18,19	< 0,001	7,42	< 0,001

Tabela 5A. Resumo da análise de variância para os dados dos atributos microbiológicos do solo na camada 0,2-0,3m.

0,2-0,3 m	Área		Período		Área x Período	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
CBM	11,06	< 0,001	52,58	< 0,001	5,30	< 0,001
NBM	55,94	< 0,001	125,31	< 0,001	8,95	< 0,001
RB	13,34	< 0,001	2,73	0,071	1,05	0,4
qCO ₂	3,83	0,013	23,41	< 0,001	2,93	0,012
qMic	0,40	0,757	38,07	< 0,001	1,84	0,101
C/Nmic	4,72	0,004	11,51	< 0,001	4,18	0,001