

ADRIANO CASTELO DOS SANTOS

**ESTOQUES DE CARBONO NO SISTEMA SOLO-VEGETAÇÃO EM FRAGMENTO
DE FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL**

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Abril - 2022

ADRIANO CASTELO DOS SANTOS

**ESTOQUES DE CARBONO NO SISTEMA SOLO-VEGETAÇÃO EM FRAGMENTO
DE FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para a obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais.

Orientadora:

Profa. Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire

Coorientadores:

Prof. Dr. Fernando José Freire

Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Abril - 2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S237e

Santos, Adriano Castelo dos

Estoques de carbono no sistema solo-vegetação em fragmento de floresta tropical Atlântica no Nordeste do Brasil /
Adriano Castelo dos Santos. - 2022.
154 f.

Orientadora: Maria Betania Galvao dos Santos Freire.

Coorientador: Luiz Carlos Marangon.

Inclui referências e apêndice(s).

Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais,
Recife, 2022.

1. Biomassa acima do solo. 2. C lábil. 3. C da serrapilheira. 4. frações húmicas. 5. fragmentação florestal. I. Freire,
Maria Betania Galvao dos Santos, orient. II. Marangon, Luiz Carlos, coorient. III. Título

CDD 634.9

ADRIANO CASTELO DOS SANTOS

**ESTOQUES DE CARBONO NO SISTEMA SOLO-VEGETAÇÃO EM FRAGMENTO
DE FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL**

Banca examinadora:

Profa. Dra. Patrícia Carneiro Souto

Unidade Acadêmica de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Campina Grande

Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon

Departamento de Ciência Florestal, Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Ademir de Oliveira Ferreira

Departamento de Agronomia, Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Alexandre Tavares da Rocha

Universidade Federal do Agreste de Pernambuco

Orientadora:

Profa. Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire

Departamento de Agronomia, Universidade Federal Rural de Pernambuco

RECIFE - PE
Abril - 2022

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela minha vida e saúde. "Até aqui nos ajudou o Senhor". 1 Samuel 7:12

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco - FACEPE pelo apoio financeiro.

À Usina Trapiche S/A pelo apoio logístico e auxílio na condução da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e à Universidade Federal Rural de Pernambuco pela grande oportunidade na minha vida.

À coordenação do Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, na pessoa da Profa. Ana Lícia Patriota Feliciano, pelo apoio e atenção em todas as solicitações.

Ao Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá - IEPA pela parceria nas análises de laboratório.

Aos Departamentos de Ciência Florestal (DCFL) e Agronomia (DEPA) da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

A Professora Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire pela oportunidade de orientação desta tese, pelo grande apoio, pelos ensinamentos (e foram muitos) e por toda a receptividade e acolhimento na UFRPE.

Aos meus coorientadores, Prof. Dr. Fernando José Freire e Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon, que contribuíram demasiadamente com ensinamentos e sugestões para o sucesso deste trabalho.

Ao Laboratório de Química do Solo (Departamento de Agronomia-UFRPE).

A Marcela Muniz (Nuctal/IEPA) pelo apoio e liberação de uso de equipamentos e instalações, e aos amigos José Roberto Pantoja (Nupaq/IEPA) e Antônio Carlos (Nuctal-IEPA) pela ajuda durante as análises.

A minha família (Castelo de Breves/Marajó), em especial a minha mãe (Maria do Carmo B. Castelo) que sempre me apoiou integralmente.

A Lucca Silveira Mossio por todo apoio e dedicação nas análises de laboratório e coleta de dados no campo, pessoa fundamental para a realização deste trabalho e jovem de muito talento e futuro na engenharia florestal.

Ao querido César Henrique Alves Borges, por toda ajuda e amizade, por cada conversa, cada conselho, pela positividade e alegria de sempre.

A Profa. Dra. Ane Cristine Fortes da Silva pela ajuda fundamental nas análises químicas e ao Dr. Rosival Barros de Andrade Lima pela ajuda com os dados de campo.

Ao Dr. João Freitas (IEPA) e à equipe do LAMAF – IEPA pelo apoio durante esta longa trajetória.

Ao Corpo Docente da Pós-graduação da UFRPE, Dr. José Antônio Aleixo da Silva, Dr. Jacob Silva Souto, Dr. Fernando José Freire, Dra. Isabelle Maria Jacqueline Meunier, Dra. Lúcia De Fátima de Carvalho Chaves, Dr. Ricardo Gallo, Dr. Luiz Carlos Marangon, Dra. Elcida de Lima Araújo, Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire, Dr. Emanuel Araújo Silva, Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano, Dr. Ulysses Paulino de Albuquerque, Dra. Ivanilda Soares Feitosa, por todos os ensinamentos e pela dedicação.

Aos amigos Uilian Barbosa, Anderson Francisco, Adão Batista, Yasmim Moraes, Joselane Priscila, Tamires Lima, Marília Isabelle, Géssyca Sena, Lorena Melo, Giovana Melo pela ajuda com as análises e nas campanhas.

Aos colaboradores da Usina Trapiche, seu Dudé e seu Amaro pelo grande trabalho e suporte nas coletas de dados no campo.

E finalmente agradeço a todos que contribuíram de alguma forma para a realização desta obra. Meu sincero MUITO OBRIGADO!

SANTOS, ADRIANO CASTELO DOS. Estoques de carbono no sistema solo-vegetação em fragmento de floresta tropical Atlântica no Nordeste do Brasil. 2022. Orientadora: Maria Betânia Galvão dos Santos Freire. Coorientadores: Fernando José Freire e Luiz Carlos Marangon.

RESUMO

Florestas tropicais úmidas representam importantes reservatórios de carbono (C) tanto na biomassa quanto no solo e são fundamentais para estabilização climática do planeta. Nesse sentido, o presente estudo teve por objetivo avaliar diferentes equações para estimativa da biomassa acima do solo (BAS) e quantificar os estoques de C nos reservatórios da BAS, da serrapilheira acumulada e do solo em fragmento de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (na borda e no interior) e em cultivo agrícola de cana-de-açúcar. Para o cálculo da BAS foram selecionadas cinco equações pantropicais, com boa reprodutibilidade para florestas úmidas e uma equação local (específica para o Bioma Mata Atlântica). As variáveis de entrada utilizadas foram o diâmetro (DAP) da árvore, altura da árvore (H), densidade da madeira (ρ) e variável bioclimática (E - estresse hídrico e pluviosidade) obtida de acordo com a coordenada geográfica da área onde estão localizadas as árvores inventariadas. A biomassa foi estimada em amostras de folhas, casca e galho/colmo nas espécies de maior densidade absoluta no fragmento florestal e em plantas de cana-de-açúcar. A biomassa de serrapilheira foi estimada na borda e interior do fragmento, assim como os teores e estoques de carbono. Amostras de solo até 100 cm de profundidade foram coletadas para determinação do teor de carbono orgânico e da densidade do solo. Na vegetação, foram determinados os teores e estoques de carbono por espécie nas três áreas. No solo, foram estimados os teores e estoques de carbono orgânico total (COT), C das substâncias húmicas (C-SH), ou seja, ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HUM), além do carbono lábil do solo. Os resultados permitem concluir que houve diferença significativa entre as seis equações testadas para estimar a biomassa e o C. Os maiores teores de C foram observados na fração galho, destacando-se a espécie *Eschweilera ovata*. Quanto ao teor de C das frações de plantas de cana-de-açúcar, houve diferença significativa entre os teores de C foliar e colmo. Os estoques de C-BAS diferiram entre borda, interior e cana-de-açúcar. Já os estoques de C da serrapilheira acumulada não diferiram entre borda e interior. A espécie *Protium heptaphyllum* apresentou estoques de C superiores na borda. No solo, as áreas de borda e interior apresentaram os maiores teores de C orgânico em relação às parcelas com cultivo de cana-de-açúcar. Não houve diferença significativa entre as áreas de borda e interior para os estoques de COT. Os teores e estoques de C-lábil não diferiram entre a borda e o interior do fragmento. Os estoques de C-SH foram majoritários na cana-de-açúcar. Os atributos do solo que mais contribuíram para a variação no conjunto de dados entre as áreas foram: fósforo disponível, pH do solo, soma de bases, acidez trocável, cálcio, magnésio, acidez potencial, saturação por bases, saturação por alumínio, densidade do solo e capacidade de troca de cátions. O sistema solo apresentou os maiores estoques de C entre os ambientes avaliados, demonstrando ser um importante sumidouro de carbono entre os ecossistemas terrestres, confirmando a hipótese de principal pool de C na área.

Palavras-chave: Biomassa acima do solo, C lábil, C da serrapilheira, C orgânico do solo, frações húmicas, fragmentação florestal, solos florestais.

SANTOS, ADRIANO CASTELO DOS. Carbon stocks in the soil-vegetation system in an Atlantic tropical forest fragment in Northeastern Brazil. 2021. Advisor: Maria Betânia Galvão dos Santos Freire. Committee: Fernando José Freire and Luiz Carlos Marangon.

ABSTRACT

Tropical rainforests represent essential carbon (C) reservoirs in both biomass and soil and are essential for the planet's climate stabilization. In this sense, the present study aimed to evaluate different equations for estimating above-ground biomass (AGB) and quantify carbon stocks (C) in reservoirs of AGB, accumulated litter, and soil in a fragment of Ombrophylous Dense Lowland Forest (at the edge and interior) and agricultural cultivation of sugarcane. For AGB calculation, five pantropical equations were selected, with good reproducibility for humid forests and a local equation (specific for the Atlantic Forest biome). The input variables used were tree diameter (DBH), tree height (H), wood density (ρ), and bioclimatic variable (E - water stress and rainfall) obtained according to the geographic coordinate of the area where the trees were inventoried. The biomass of leaves, bark, and branch/stem of species with the highest absolute density in the forest fragment and sugarcane area was estimated. The accumulated litter biomass at the edge and interior of the fragment was estimated, and C contents and stocks. Soil samples up to 100 cm deep were collected to determine organic C content and soil density. In vegetation, C contents and stocks of each compartment by species were determined in the three distinct areas. In the soil, the contents and stocks of total organic carbon (TOC), C of humic substances (C-HS) were estimated, i.e., fulvic acids (FA), humic acids (HA), and humin (HUM), in addition to labile soil C. The results allow us to conclude that there was a significant difference between the estimates of the six equations tested to estimate biomass and C stocks. The highest levels of C were observed for the branch compartment, highlighting the species *Eschweilera ovata* with the highest. As for the C content of the compartments of sugarcane plants, there was a significant difference between the C content of leaves and stems. C-AGB stocks differed significantly between edge, interior, and sugarcane. On the other hand, C stocks of the accumulated litter did not differ between the fragment's edge and interior. The species *Protium heptaphyllum* had higher C stocks at the edge. The soils at the edge and interior showed the highest levels of organic C concerning the plots with sugarcane cultivation. There was no significant difference between edge and interior areas for TOC stocks. C-labile contents did not differ between the edge and interior. C-HS stocks were the majority in sugarcane cultivation. The variables that most contributed to the variation in the dataset were available P, soil pH, sum of bases, exchangeable acidity, calcium, magnesium, potential acidity, base saturation, Al saturation, bulk density, and cation exchange capacity. The soil system showed the highest C stocks among the evaluated environments, proving to be an important carbon sink among terrestrial ecosystems, confirming the hypothesis of the main C pool in the area.

Keywords: Above-ground biomass, forest fragmentation, forest soils, humic fractions, labile carbon, litter carbon, soil organic carbon.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	10
2 REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1 MÉTODOS PARA ESTIMAR BIOMASSA E CARBONO	14
2.2 BIOMASSA E CARBONO EM FLORESTAS E CULTIVOS AGRÍCOLAS	16
2.3 BIOMASSA E CARBONO DA SERRAPILHEIRA	17
2.4 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL.....	19
2.5 CARBONO DO SOLO EM FLORESTAS TROPICAIS.....	22
2.5.1 Carbono lábil (C-lábil) do solo.....	24
2.5.2 Carbono das substâncias húmicas (C-SH).....	25
REFERÊNCIAS.....	29
CAPÍTULO I – ALTERNATIVAS PARA ESTIMAR BIOMASSA E CARBONO EM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL.....	40
RESUMO.....	41
ABSTRACT	42
1 INTRODUÇÃO	43
2 MATERIAL E MÉTODOS	46
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	46
2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO ARBÓREA.....	47
2.3 EQUAÇÕES PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA	47
2.4 ESTOQUE DE CARBONO	50
2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	50
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51
3.1 BIOMASSA ACIMA DO SOLO	51
3.2 ESTOQUES DE CARBONO	53
4 CONCLUSÃO.....	59
REFERÊNCIAS.....	60
CAPÍTULO 2 – ESTOQUES DE CARBONO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO E DA SERRAPILHEIRA ACUMULADA EM FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL	65
RESUMO.....	66

ABSTRACT	67
1 INTRODUÇÃO	68
2 MATERIAL E MÉTODOS	70
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	70
2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO	71
2.2.1 Amostragem do componente arbóreo (DAP \geq 5cm)	71
2.2.2 Amostragem de plantas de cana-de-açúcar	73
2.2.3 Amostragem da serrapilheira	74
2.3 ANÁLISE DOS DADOS.....	75
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	78
3.1 ESTOQUES DE BIOMASSA	78
3.1.1 Biomassa acima do solo.....	78
3.1.2 Estoque de biomassa da serrapilheira.....	83
3.1.3 Biomassa no cultivo de cana-de-açúcar.....	84
3.2 TEOR DE CARBONO	85
3.2.1 Teor de C de espécies florestais.....	85
3.2.2 Teor de C em plantas de cana-de-açúcar	89
3.2.3 Teor de C da serrapilheira	89
3.3 ESTOQUES DE CARBONO	90
3.3.1 Carbono da biomassa acima do solo (C-BAS)	91
3.3.2 Estoque de C da Serrapilheira	93
3.3.3 Estoque de C em plantas de cana-de-açúcar	94
3.3.4 Estoques de C por espécie.....	96
4 CONCLUSÃO.....	98
REFERÊNCIAS.....	99
CAPÍTULO III – FRAÇÕES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO EM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA (BORDA E INTERIOR) E EM CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR.....	108
RESUMO.....	109
ABSTRACT	110
1 INTRODUÇÃO	111

2 MATERIAL E MÉTODOS	113
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	113
2.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISES DO SOLO	114
2.3 ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO	115
2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	117
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	118
3.1 DENSIDADE DO SOLO	118
3.2 CARBONO DO SOLO	120
3.2.1 Teor de carbono orgânico total (COT).....	120
3.2.2 Estoques de C orgânico do solo	122
3.2.3 Concentrações de C Lábil.....	125
3.2.4 Estoques de C-Lábil do solo	127
3.2.5 Carbono das substâncias húmicas (SH)	129
3.3 ATRIBUTOS DO SOLO	134
4 CONCLUSÃO.....	141
REFERÊNCIAS.....	142
CONCLUSÃO GERAL	151

1 INTRODUÇÃO GERAL

Existe um ciclo perpétuo de carbono (C) sendo sequestrado na Terra e emitido de volta para a atmosfera e a humanidade influencia cada vez mais este ciclo por meio da queima de quantidades cada vez maiores de petróleo, gasolina e carvão e do corte de florestas (LUO; KEENAN; SMITH, 2015; PEARSON; WALKER; BROWN, 2005). Em escalas regionais e globais, as florestas tropicais têm uma grande influência sobre o armazenamento de carbono e o clima.

Segundo Meister *et al.* (2012), em comparação com os biomas de florestas temperadas e boreais, as florestas tropicais contribuem de forma desproporcional para as emissões que afetam e mitigam o clima na Terra; além disso, estas contribuem com quase metade da produtividade primária bruta terrestre total, com cerca de 8% do ciclo total de CO₂ atmosférico passando por essas florestas anualmente.

No entanto, estimar a biomassa e o carbono em florestas tropicais, ainda é um desafio, mesmo com os diversos avanços nos últimos anos no que diz respeito aos modelos e equações desenvolvidos para quantificar os estoques de biomassa e C na região tropical. A biomassa (massa) das árvores é a medida mais importante de seu crescimento; ela também mede indiretamente a quantidade de CO₂ que foi absorvido pelas árvores da atmosfera e, portanto, quanto de C que as florestas conseguem armazenar (WEST, 2015).

Nesse sentido, a quantificação da biomassa em floresta Atlântica é um desafio maior ainda, uma vez que poucos dados de amostragem destrutiva de árvores estão disponíveis para este bioma e muitos estudos têm utilizado os modelos gerais pantropicais para quantificar seus estoques de biomassa (COLMANETTI *et al.*, 2018; MIRANDA *et al.*, 2019). Porém, restam dúvidas sobre a capacidade desses modelos em estimar com acurácia a biomassa de árvores no bioma Mata Atlântica. Nos últimos anos, as principais estratégias utilizadas para quantificação de biomassa e C têm sido as equações locais e gerais (pantropicais), além do sensoriamento remoto (CLARK; KELLNER, 2012; HOUGHTON *et al.*, 2000; SILVEIRA *et al.*, 2019).

Sob outra perspectiva, as florestas tropicais podem atuar como sumidouros de C terrestre, tanto na biomassa aérea quanto nos solos (GIBBS *et al.*, 2007; MALHI; GRACE, 2000; VAN STRAATEN *et al.*, 2015). No solo, a matéria orgânica forma uma pequena fração da massa na maioria dos solos florestais, mas influencia profundamente as propriedades físicas e químicas de todo o solo, além de desempenhar função importante na manutenção da produtividade local, representando um grande sumidouro de C (BINKLEY; FISHER, 2020).

Além da grande capacidade de produção de biomassa e sequestro de C na vegetação, tem sido demonstrado que o solo pode ser um reservatório fundamental e com grande potencial para estocar C em regiões tropicais (GATTO *et al.*, 2010). Em termos de estoque de C, os solos representam as maiores reservas entre os ecossistemas terrestres, porém, enquanto a quantificação em grande escala de biomassa acima do solo em florestas tropicais tem melhorado recentemente, a dinâmica de C do solo continua a ser uma das maiores fontes de incerteza (CUSACK *et al.*, 2018; MCBRATNEY *et al.*, 2014).

Nesse ponto, um componente importante a ser avaliado no C do solo são as frações disponíveis da matéria orgânica, ou seja, as substâncias húmicas: humina (HUM) – fração insolúvel de substâncias húmicas; ácido húmico (AH) – fração solúvel em condições alcalinas e ácidos fúlvicos (AF) que são solúveis sob todas as condições de pH (BŁOŃSKA *et al.*, 2018). Além desta fração mais estável (substâncias húmicas), outros compostos mais simples de C (açúcares, amidos, aminoácidos, ácidos orgânicos etc.) contidos na fração com menos resistência à decomposição (prontamente decomponíveis), também são importantes e sua quantificação representa uma quantidade de C que pode ser efetivamente liberada sob forma de gás CO₂ através da decomposição microbiana do solo (BLUME *et al.*, 2016).

Destaca-se, contudo, que poucos estudos têm abordado a temática de quantificação dos estoques de C no sistema solo-vegetação como um todo, por exemplo, Gatto *et al.* (2010) avaliaram estoques de C no solo (0-100 cm) e em florestas plantadas, Usuga *et al.* (2010) quantificaram os estoques de C no solo (até 50 cm de profundidade), na biomassa e serrapilheira em floresta tropical úmida; e Magnago *et al.* (2017), em fragmentos de floresta Atlântica, avaliaram a BAS e C do solo apenas na camada superficial (0-10 cm). Além disso, a maioria das avaliações de C no solo tem sido apenas na camada superficial (GIÁCOMO *et al.*, 2015; PRIMIERI; MUNIZ; LISBOA, 2017). Mas há muito ainda a ser investigado sobre as contribuições desses reservatórios, solo e vegetação, em termos de estocagem de C em florestas tropicais e suas respostas em função de diferentes tipos de vegetação e ambientes (por exemplo: borda e interior de fragmentos e cultivos agrícolas).

Nesse contexto, o domínio fitogeográfico Mata Atlântica corresponde a cerca de 13% do território brasileiro, com aproximadamente 1.110.182 km², em sua maioria de fragmentos descontínuos (BALAZINA, 2019). A constante perturbação, seja por eventos naturais ou atividades humanas levou à fragmentação dessas florestas, restando pequenas manchas isoladas (CARVALHO; BRAGA; NASCIMENTO, 2016; DE LIMA *et al.*, 2015; GRIS; TEMPONI; JUNIOR, 2014). Esses fragmentos apresentam importante função em relação ao estoque de C, sendo questão central para entender os mecanismos que controlam o sequestro de C nos solos

florestais e um assunto muito debatido recentemente é como a fragmentação de florestas tropicais influencia no armazenamento de C no solo e na própria vegetação.

O armazenamento de C na vegetação e nos solos são estratégias aceitas pelas Nações Unidas para mitigar as elevadas concentrações atmosféricas de CO₂ que intensificam o efeito estufa (IPCC, 2014). Contudo, a fragmentação florestal pode alterar esta capacidade do solo e da vegetação funcionarem como dreno de C, o que varia em função de fatores regionais. Segundo Binkley e Fisher (2020), o desmatamento em regiões tropicais tem levado terras anteriormente florestadas a serem fontes líquidas de C para da atmosfera, embora a maior parte do C adicionado venha da biomassa, e não da matéria orgânica do solo.

Ultimamente, a sociedade de maneira geral tem buscado soluções para estes problemas, por meio de alternativas sustentáveis, como a instituição de créditos de carbono (governamental e iniciativa privada) e programas de REDD+ (reduções de emissões de gases de efeito estufa e aumento de estoques de carbono florestal, além da manutenção da biodiversidade) (MAGNAGO *et al.*, 2015; SILVEIRA *et al.*, 2019). Essas reduções de emissões podem simultaneamente combater as mudanças climáticas, conservar a biodiversidade e proteger outros bens e serviços do ecossistema (GIBBS *et al.*, 2007).

Entretanto, para a implementação de programas de estímulo a pagamentos de créditos ambientais, é preciso que haja meios para estimativas de estoques de C em ambientes florestais (SALIMON *et al.*, 2011). Essas estimativas são fundamentais para possibilitar a captação de recursos de mercados de carbono e estimular a recuperação de áreas degradadas com vistas à recuperação ambiental. Em suma, é preciso contabilizar o potencial dos ecossistemas terrestres em captar carbono da atmosfera, retendo-o na vegetação e no solo.

Diante do exposto, esta pesquisa busca responder aos seguintes questionamentos principais: a) Equações obtidas por meio de modelos alométricos gerais são boas alternativas para estimar a biomassa acima do solo em floresta Atlântica? b) Quais equações podem ser utilizadas para estimar os estoques de biomassa e C em floresta Atlântica no Nordeste do Brasil? c) Existe diferença entre os estoques de carbono no interior da floresta, na borda e em um cultivo agrícola de cana-de-açúcar adjacente à floresta? d) Qual compartimento apresenta maior estocagem de carbono no sistema solo-vegetação? e) Qual a contribuição do compartimento solo para os estoques de C nos distintos ambientes?

Portanto, como hipóteses a serem testadas no estudo, temos que: (i) as equações pantropicais são boas alternativas para estimar a biomassa e C de fragmentos de floresta Atlântica, com maiores valores de biomassa e carbono estimados pelas equação local; (ii) Os estoques de carbono são majoritários no interior da floresta, em relação à borda e o cultivo de

cana-de-açúcar; (iii) existe diferença em termos de estocagem de carbono no sistema solo-vegetação entre borda, interior e cultivo de cana-de-açúcar, com maiores estoques contidos no interior do fragmento; (iv) o compartimento solo é o principal sistema em termos de armazenamento de carbono nesses ambientes.

Para melhor entendimento do tema e organização do conteúdo, este trabalho de tese está dividido em três capítulos e uma breve conclusão geral com os principais achados da pesquisa de campo.

O primeiro, Capítulo I, intitulado *Alternativas para estimar biomassa e carbono em fragmento de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil*, teve como objetivo selecionar equações alométricas para aplicação na quantificação de biomassa e C em fragmentos de Floresta Atlântica na região Nordeste do Brasil.

O segundo, Capítulo II, intitulado *Estoques de carbono da biomassa acima do solo e da serrapilheira acumulada em floresta Atlântica e em cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil*, objetivou quantificar os estoques de biomassa e carbono acima do solo e da biomassa seca de serrapilheira acumulada sobre o piso florestal, na borda/interior do fragmento florestal e em um cultivo agrícola com mais de 20 anos.

Finalmente, o Capítulo III, intitulado *Frações de carbono orgânico do solo em fragmento de Floresta Atlântica (borda e interior) e em cultivo de cana-de-açúcar*, objetivou quantificar e comparar os estoques de C na borda, interior do fragmento de floresta Atlântica e em cultivo agrícola de cana-de-açúcar.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 MÉTODOS PARA ESTIMAR BIOMASSA E CARBONO

A biomassa acima do solo (BAS) das florestas tropicais é uma variável crucial para ecologistas, biogeoquímicos, florestais e formuladores de políticas. Os inventários de árvores são uma forma eficiente de avaliar os estoques de carbono florestal e emissões para a atmosfera durante o desmatamento e degradação (CHAVE *et al.*, 2004).

Convencionalmente, em estudos de biomassa, as árvores são divididas em frações homogêneas: madeira do tronco, casca, galhos vivos, galhos mortos, folhas, raízes grandes e médias e, finalmente, raízes pequenas. A biomassa é um volume multiplicado por uma densidade, enquanto o conteúdo de nutrientes é uma biomassa multiplicada por uma concentração de um determinado nutriente (PICARD; SAINT-ANDRÉ; HENRY, 2012).

Basicamente, a quantificação da biomassa e do carbono florestal é realizada por meio de métodos de determinação (medidas diretas) e métodos de estimação (medidas indiretas). O método de determinação corresponde à medição direta da biomassa florestal em campo, no qual todas as partes das árvores, palmeiras, mudas, cipós e a serrapilheira são pesadas e suas amostras são coletadas para secagem e análises em laboratórios (CHAVE *et al.*, 2005; HIGUCHI; CARVALHO JÚNIOR, 1994).

Entretanto, medir a biomassa de grandes árvores florestais é um empreendimento substancial, ainda mais se o sistema radicular for escavado e sua biomassa determinada, sendo necessários métodos específicos para derrubar, dissecar e pesar folhas, galhos, caules, raízes grossas (lenhosas) e raízes finas (WEST, 2015).

No método de determinação (destrutivo), a massa verde total acima do solo de árvores jovens é convenientemente medido derrubando amostras das árvores e pesando a árvore como um todo. Esse método é viável para árvores jovens, mas bastante oneroso para árvores maduras (VAN LAAR; AKÇA, 2007).

Segundo Picard, Saint-André e Henry (2012), medir a BAS de uma árvore requer um esforço muito maior do que medir o volume de seu tronco; e o esforço é ainda maior quando a biomassa da raiz é incluída. No momento, é muito improvável que grandes campanhas sejam financiadas para medir a biomassa das árvores acima e abaixo do solo. Estes autores reforçam que a construção de novas equações alométricas deve, portanto, ser baseada em compilações de conjuntos de dados coletados em diferentes locais por equipes independentes; e os métodos padronizados de medição de biomassa e estatísticas de ajuste de modelo capazes de incluir

informações adicionais cruciais para melhorar as estimativas de biomassa de árvores nos próximos anos.

No entanto, alguns métodos foram desenvolvidos para estimar a biomassa por meio de amostragem não destrutiva. Por exemplo, o método de medidas indiretas consiste em estimar a biomassa florestal com base nos dados coletados com a aplicação do método de medidas diretas. As estimativas resultantes das aplicações de equações alométricas, regressões e com o uso de sensoriamento remoto são exemplos de aplicação dos métodos indiretos.

Nos últimos anos alguns estudos de modelagem de equações para estimar a BAS vêm sendo desenvolvidos e disponibilizados na literatura para que possam ser utilizados com precisão nos levantamentos de estoques de biomassa para florestas tropicais do mundo todo, são os chamados modelos gerais ou genéricos pantropicais (ATI *et al.*, 2019; BROWN, 1997; BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; CHAVE *et al.*, 2014; COLGAN; SWEMMER; ASNER, 2014; FAYOLLE *et al.*, 2013; HENRY *et al.*, 2010; RUTISHAUSER *et al.*, 2013; VIEILLEDENT *et al.*, 2012). Isso permite a estimativa da biomassa da árvore a partir de medições simples, como diâmetro do caule na altura do peito, altura da árvore e densidade da madeira do caule, podendo ser aplicado tanto em escalas locais, quanto continentais.

Feldpausch *et al.* (2012) reforçam que a redução de incertezas nas estimativas pantropicais é importante para avançar no fornecimento de estimativas realistas e verificáveis de carbono para compor modelos e instrumentos de política como o REDD+ e outros programas de pagamento por créditos de carbono.

Além dos modelos pantropicais ou gerais, alguns outros trabalhos também se propuseram a elaborar equações específicas para diferentes tipologias florestais (equações locais), com destaque para os estudos pioneiros de Brown e Lugo (1992) com equações específicas para floresta tropical úmida na Amazônia; Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) para floresta Atlântica; Nogueira *et al.* (2008) propuseram equações específicas para estimar biomassa em floresta tropical na Amazônia; Djomo *et al.* (2010) desenvolveram equações específicas para florestas tropicais na África; Niiyama *et al.* (2010) desenvolveram equações para em florestas de Dipterocarpos na Malásia; Oliveira, Sotta e Higuchi (2012) propuseram equações específicas para floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia Oriental; Lima *et al.* (2012) trabalharam em modelos alométricos para estimar a biomassa acima e abaixo do solo em floresta Amazônica; e Kutchartt *et al.* (2021) para florestas de Araucária.

No entanto, Chave *et al.* (2004) ressaltam que as equações alométricas construídas a partir de tamanhos de amostra muito pequenas e de árvores que abrangem uma pequena faixa de diâmetros devem ser evitadas, e apenas equações baseadas em pelo menos 100 árvores

devem ser usadas. Além do mais, os modelos alométricos pantropicais são, até o momento, os melhores disponíveis; estes autores destacam, ainda, que a BAS de árvores grandes (>50 cm de DAP) deve ser estimada com cuidado, especialmente se seu diâmetro exceder a faixa para a qual o uso da equação alométrica possui validade.

2.2 BIOMASSA E CARBONO EM FLORESTAS E CULTIVOS AGRÍCOLAS

As florestas tropicais armazenam grandes quantidades de carbono e são os habitats terrestres com maior biodiversidade, mas estão sendo convertidas e degradadas a taxas elevadas (MAGNAGO *et al.*, 2015).

Ocupando menos de 7% da superfície terrestre, as florestas tropicais abrigam talvez metade das espécies da Terra e compartilham estrutura física semelhante, mas variam em geologia, composição de espécies e ameaças antropogênicas.; além disso, florestas tropicais maduras são estratificadas por várias camadas do dossel e do sub-bosque, suas propriedades fisionômicas incluem espécies perenes, com grande número de espécies de folhas grandes que ajudam na captura da luz solar no sub-bosque com pouca luz (GALLERY, 2014).

Nos ecossistemas terrestres, a maior parte da biomassa está contida nas florestas ~70-90%, embora a quantidade total de biomassa terrestre seja muito incerta (~770-1300 Pg); além disso, a maioria das florestas está acumulando biomassa e C como resultado do seu crescimento; sendo esse acúmulo de C é parcialmente compensado pelas emissões de carbono causadas por distúrbios naturais e antropogênicos (HOUGHTON, 2008; MA *et al.*, 2017b).

O termo biomassa refere-se à massa de organismos vivos, incluindo plantas, animais e microrganismos, tecidos das plantas acima e abaixo do solo, tais como: folhas, galhos, galhos, troncos, raízes de árvores e rizomas de gramíneas. A biomassa é frequentemente relatada como massa por unidade de área (g m^{-2} ou Mg ha^{-1}) e geralmente como massa seca (água removida por secagem) (CHAVE *et al.*, 2004; HOUGHTON, 2008).

O estudo da biomassa das plantas é interessante para a avaliação da estrutura do ecossistema, o provimento de madeira e para a quantificação de estoques de carbono florestal, ou mesmo para determinar a estrutura dos ecossistemas, quantificação da ciclagem de nutrientes, a quantificação para fins energéticos e como base de informação para estudos de sequestro de carbono (SILVEIRA *et al.*, 2008).

Reduções na biomassa através da derrubada de florestas para áreas de cultivo, por exemplo, liberam carbono (como CO_2) para a atmosfera, por outro lado, o reflorestamento retira o carbono da atmosfera alocando-o novamente na biomassa. Uma razão para o forte interesse

na biomassa florestal é a relação com base no peso seco de ~50% da biomassa é constituída por carbono (HOUGHTON, 2005).

A biomassa viva varia desde médias de ~400 Mg ha⁻¹ em florestas tropicais a médias inferiores a ~10 Mg ha⁻¹ em áreas de cultivo (por exemplo de cana-de-açúcar), pradarias e desertos sem árvores (HOUGHTON, 2008).

Por outro lado, pastagens ou culturas ao redor de fragmentos têm taxas muito mais baixas de evapotranspiração do que as florestas, fazendo com que essas áreas sejam mais quentes e secas que as florestas (LAURANCE *et al.*, 2018). A fragmentação do habitat aumenta a quantidade de uma borda da floresta exposta a outros usos da terra (MA *et al.*, 2017b).

Desta forma, torna-se importante a quantificação e avaliação dos estoques de carbono que normalmente circundam as áreas de florestas fragmentadas. A cana-de-açúcar ocupa no Brasil uma área de ~10 milhões de hectares. É uma importante cultura para a economia do país pelo complexo industrial que gira em torno do seu cultivo (PEREIRA *et al.*, 2013). Além disso, a cana-de-açúcar está entre as principais culturas agrícolas cultivadas nos países tropicais (CHANDEL *et al.*, 2012).

Entretanto, poucos estudos buscaram avaliar esses estoques de biomassa e C em cultivos agrícolas de cana-de-açúcar. A saber, Muraro, Rossi e Schogor (2011) objetivaram quantificar os estoques de biomassa em cultivos de cana-de-açúcar resultante do efeito do espaçamento do plantio. Silva (2020) compararam os estoques de carbono diferentes usos do solo em cultivos de cana e mandioca e mata nativa, em Floresta Atlântica. Também no Estado de Pernambuco, Carvalho (2007) quantificou a biomassa em cultivo de cana-de-açúcar com um importante potencial para fins energéticos.

Marinho Junior *et al.* (2020) concluíram que diferentes coberturas vegetais apresentam distinta capacidade em estocar carbono, em que diferenças significativas também foram encontradas para a vegetação nativa em relação aos cultivos agrícolas. Para Almeida *et al.* (2019), a avaliação dos impactos persistentes da fragmentação na estrutura das florestas tropicais é essencial para entender as consequências da mudança no uso da terra para o armazenamento de carbono e outras funções do ecossistema.

2.3 BIOMASSA E CARBONO DA SERRAPILHEIRA

As contribuições da floresta para o reservatório de C do solo incluem detritos de folhas, detritos de galhos, raízes, exsudados radiculares e orgânicos lixiviados da camada de serapilheira acumulada sobre o solo, e essa variabilidade no C subterrâneo é uma consideração

importante para avaliar as opções de manejo florestal que mantêm e promovem o aumento do C no solo, não permitindo que ele seja perdido para a atmosfera (D'AMORE, D.; KANE, 2016).

Em ecossistemas florestais, a serrapilheira acumulada é uma fonte importante de matéria orgânica que pode alterar a característica físico-química do solo, atividades microbianas e biomassa (GAO *et al.*, 2018).

A vegetação é a principal responsável pela deposição de materiais orgânicos no solo, especialmente através da queda de material morto do dossel, e de restos culturais (necromassa) formando a serrapilheira ou liteira e da rizodeposição no solo próximo às raízes (CHEN *et al.*, 2020). O tipo de vegetação e as condições ambientais são os fatores determinantes da quantidade e da qualidade do material que cai no solo, determinando também sua heterogeneidade (OSMAN, 2013a).

Além de conter grandes quantidades de carbono, nutrientes e energia, o conjunto serrapilheira-solo faz a comunicação entre o solo e a vegetação, constituindo um habitat onde ocorre abundante fauna e comunidade microbiana heterotrófica (MISHRA *et al.*, 2019). Em florestas tropicais, a quantidade de material vegetal que cai do dossel, formando a serrapilheira, atinge várias toneladas por ha ano⁻¹ (BRADY; WEIL, 2013).

O estoque de biomassa da serrapilheira é regulado pela quantidade de material que cai e pela sua decomposição na superfície do solo. Por exemplo, em uma floresta tropical em que são depositados 10,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de matéria seca, encontram-se apenas 3,2 Mg ha⁻¹ de serrapilheira na superfície, enquanto numa de clima temperado, onde são depositados apenas 4,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, encontram-se 8,4 Mg ha⁻¹ de serrapilheira (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Desta forma, um importante reservatório a ser avaliado é o estoque de biomassa e carbono da serrapilheira, que representa um dos depósitos de C mais dinâmicos. Alguns trabalhos investigaram os estoques de serrapilheira em regiões tropicais, por exemplo, em um gradiente borda/interior, Razafindrakoto *et al.* (2018) estimaram os estoques de C da serrapilheira em ~2,5 Mg ha⁻¹, e em floresta tropical no México, Navarrete-Segueda *et al.* (2018) estimaram em 0,19-0,46 Mg C ha⁻¹.

Além disso, segundo Scoriza, Correia e Da Silva (2017), o estoque de serrapilheira acumulada também confirmou ser um bom indicador ambiental, retratando os fragmentos florestais da mesma forma que suas características bióticas e abióticas, principalmente na época seca, sugerindo que no momento de estresse hídrico a estrutura e funcionamento dos fragmentos proporcionam diferentes graus de resistência a esta condição.

Barbosa *et al.* (2017), comparando plantios florestais e floresta nativa, relataram em seu estudo que a biomassa da serrapilheira acumulada foi superior no povoamento de eucalipto

(~13,1 Mg ha⁻¹) e inferior no de *Pinus* (~1,5 Mg ha⁻¹), atingindo valores intermediários na floresta nativa (6,3 Mg ha⁻¹), com mesmo padrão verificado para os estoques de carbono.

Contudo, há muito ainda a ser investigado sobre os danos causados pela fragmentação e conseqüente formação de bordas florestais sobre esses estoques de biomassa e carbono na serrapilheira acumulada em florestas tropicais. Nesse aspecto, Silva (2020) avaliou os estoques de biomassa e carbono em um fragmento de floresta Atlântica conservada no Nordeste do Brasil; e Souza *et al.* (2021) avaliaram serrapilheira e a fertilidade do solo ao longo do gradiente borda-interior também em fragmentos de floresta Atlântica.

2.4 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

A fragmentação do habitat leva a formação de pequenas manchas isoladas de floresta. Esta situação pode ser descrita pelo modelo de biogeografia de ilhas, com os fragmentos funcionando como ilhas de habitat em um mar ou matriz inóspita dominada pelo homem (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Nas últimas décadas muitos estudos se ocuparam pela abordagem dos impactos da fragmentação e degradação de florestas sobre os estoques de biomassa e carbono e suas implicações para mitigação das mudanças climáticas (BRADY; WEIL, 2013; LEUSCHNER *et al.*, 2013; MAGNAGO *et al.*, 2017).

A fragmentação da floresta é um fenômeno global onipresente e contínuo, com impactos profundos nas condições de crescimento das florestas remanescentes do mundo (REINMANN; HUTYRA, 2017). Com o estabelecimento de bordas na floresta e a conseqüente alteração no microclima afetando as populações de plantas e animais (ZITER; BENNETT; GONZALEZ, 2014).

O estabelecimento de bordas está entre os principais mecanismos pelos quais a fragmentação florestal pode influenciar a ligação entre a biodiversidade e os processos ecossistêmicos. Nesse ponto, o armazenamento de carbono é uma importante função do ecossistema alterada pela formação de bordas, com implicações para a mitigação das mudanças climáticas (BARROS; FEARNSSIDE, 2016; BERENGUER *et al.*, 2014; RAZAFINDRATSIMA *et al.*, 2018; WEKESA *et al.*, 2019). Pearson *et al.* (2017) estimaram em ~2 Gt de CO₂ emitidos pelo desmatamento e degradação florestal de maneira geral nas florestas tropicais no mundo.

Ao não considerar a formação de bordas nas florestas, as abordagens atuais para quantificar o balanço regional e global de carbono podem subestimar o sequestro de carbono e

não representar com precisão a resposta do crescimento da floresta às mudanças climáticas futuras (REINMANN; HUTYRA, 2017).

Portanto, caracterizar as possíveis consequências do surgimento de bordas sobre o funcionamento dos ecossistemas florestais é importante para o gerenciamento e conservação de recursos. Existem vários mecanismos pelos quais a fragmentação pode afetar os componentes da diversidade e o armazenamento de carbono das comunidades arbóreas, como por exemplo a substituição no ambiente de borda de árvores emergentes por espécies pioneiras (RAZAFINDRATSIMA *et al.*, 2018).

Estudos anteriores também demonstraram que o microclima na borda da floresta difere do interior da floresta em atributos como luz incidente, umidade, temperatura do solo e do ar e velocidade do vento (WEKESA *et al.*, 2019). Além disso, mudanças no estoque de carbono no solo também estão relacionadas à distância da borda dos fragmentos, com maiores alterações observadas mais próximas das bordas (BARROS; FEARNSSIDE, 2016; NUMATA *et al.*, 2017).

O armazenamento de C é uma função de interesse particular nos fragmentos florestais, pois é provável que seja alterado pelo aumento da prevalência das margens das florestas em sistemas fragmentados. As florestas contribuem para a regulação climática através da captação de dióxido de carbono (CO₂) da atmosfera e do armazenamento de C na biomassa e nos solos, sendo que a fragmentação pode afetar esse processo alterando a captação e emissão de CO₂ (MA *et al.*, 2017a; QIE *et al.*, 2017).

Em estudo abrangendo um gradiente borda/interior, Razafindratsima *et al.* (2018) demonstraram que a BAS não foi significativamente diferente entre as comunidades arbóreas nos habitats da borda da floresta e interior, mesmo assim, apesar das diferenças nos componentes da diversidade entre as comunidades nas margens da floresta e nos habitats interiores, a BAS da comunidade foi semelhante entre os habitats. Da mesma forma, Wekesa *et al.* (2019) concluíram que as características do fragmento florestal não variaram ao longo do gradiente da borda para o interior da floresta e o estoque de carbono acima do solo também não variou da borda para o interior.

Ziter, Bennett e Gonzalez (2014) concluíram que os estoques de BAS permaneceram constantes ao longo de um gradiente de 100 m da borda para interior, apesar das mudanças na composição da comunidade arbórea e na densidade de árvores.

Adicionalmente, Phillips *et al.* (2006) demonstraram que a distância até a borda mais próxima, o ponto de acesso e o centro geográfico da comunidade (efeitos antropogênicos à distância) não tiveram efeito detectável na biomassa das árvores.

Segundo Magnago *et al.* (2017), a fragmentação mudou um amplo conjunto de condições ambientais abióticas reconhecidas como associadas aos estoques de carbono da floresta: bordas e fragmentos menores eram mais quentes, ventosos e menos úmidos, com solos mais férteis e menos ácidos nas bordas, sendo os estoques de carbono das árvores majoritários no interior da floresta.

Em outra abordagem sobre fragmentos, Ma *et al.* (2017b) demonstraram que em comparação com florestas intactas, os fragmentos florestais têm uma proporção maior de habitat de borda, com quantidade de C reduzida nas bordas em comparação com o interior da floresta.

Além disso, o aumento da mortalidade e o recrutamento reduzido de árvores de grande porte podem facilitar a proliferação de espécies pioneiras com baixa densidade da madeira e carbono por árvore retido em relação à flora antiga (MA *et al.*, 2017b). Além disso, os estoques de carbono podem ter impactos particularmente fortes especialmente em fragmentos menores (MA *et al.*, 2017a).

Em geral, as plantas mais vulneráveis respondem mal ao surgimento das bordas ou distúrbios ambientais (LAURANCE *et al.*, 2018). Sobre esse aspecto, De Paula, Costa e Tabarelli (2011) sugerem que o armazenamento de biomassa/carbono em paisagens hiperfragmentadas pode ser altamente variável. No entanto, a fragmentação do habitat e o consequente estabelecimento de bordas reduzem a capacidade da floresta para retenção de carbono.

Por outro lado, Qie *et al.* (2017) detectaram que as florestas próximas às bordas sofreram uma mudança de composição em direção a espécies com menor densidade da madeira, provavelmente devido ao aumento da perturbação, indicando que quedas de árvores adicionais e entrada de sementes de áreas perturbadas próximas levaram a uma maior probabilidade de recrutamento de espécies de menor densidade da madeira.

Já D'Albertas *et al.* (2018) relataram que o estoque de C nas parcelas interiores não apresentaram maior estoque de C, área basal ou densidade de árvores do que as bordas, mas apenas árvores mais altas.

Uma síntese de experimentos de fragmentação abrangendo múltiplos biomas, durante 35 anos, demonstrou que a fragmentação reduz a biodiversidade em 13 a 75% e prejudica as principais funções do ecossistema ao diminuir a biomassa e alterar os ciclos de nutrientes (HADDAD *et al.*, 2015). Segundo Berenguer *et al.* (2014), na Amazônia a formação de bordas também teve um papel importante na explicação da variabilidade nos estoques de C.

Apesar da aceitação de que a fragmentação gera perda de biomassa e C, há poucas evidências empíricas desse padrão nas florestas tropicais (MELITO; METZGER; DE OLIVEIRA, 2018).

2.5 CARBONO DO SOLO EM FLORESTAS TROPICAIS

Através da respiração, decomposição e queima da biomassa acima do solo, uma quantidade substancial de CO₂ pode ser produzida. Dessa forma, os solos florestais podem atuar tanto como fonte quanto como sumidouro de dióxido de carbono. No momento, porém, eles são considerados sumidouros de carbono em escala global, reduzindo sua taxa de concentração atmosférica. O aumento no estoque de C dos solos florestais pode ser alcançado por meio do manejo florestal, incluindo conservação florestal, manejo do fogo, florestamento, seleção de espécies, uso de fertilizantes e corretivos do solo (OSMAN, 2013a).

O fluxo de carbono do CO₂ atmosférico para as plantas, no solo e de volta à atmosfera é um domínio muito importante chamado sequestro de carbono. Os tamanhos desses fluxos determinam se um solo serve como um sumidouro líquido para a remoção CO₂ da atmosfera, ou uma fonte líquida que contribui para o aumento do CO₂ atmosférico (BINKLEY; FISHER, 2020).

Nos últimos anos houve um aumento decorrente da atenção que o carbono orgânico do solo (COS) tem recebido globalmente devido ao seu potencial de desempenhar um papel na mitigação de gases de efeito estufa por meio do sequestro de carbono do solo. O sequestro de C pode ser definido como a remoção líquida de CO₂, ou seja, a transferência para reservatórios de C de longa vida, como matéria orgânica do solo, de modo que o acúmulo de concentração de CO₂ na atmosfera seja reduzido ou desacelerado (MCBRATNEY *et al.*, 2014).

Entre os ecossistemas terrestres, o solo armazena uma proporção substancial de carbono, tornando-o o maior pool de C terrestre e essencial para a estabilização do sistema climático global (SINGH; BENBI, 2018). Mas a dinâmica do estoque de COS tem sido pouco relatada, em grande parte devido à falta de medições diretas em campo (SAYER *et al.*, 2019; ZHU *et al.*, 2020).

Ao longo de séculos o homem vem interferindo no fluxo global de C e a agricultura convencional, embasada no uso de arados e grades para o preparo do solo, também tem contribuído para as perdas significativas de carbono do solo. Estas perdas também precisam ser contabilizadas e sistemas de produção agrícola que revertam esta situação, combatendo a erosão

e contribuindo para o sequestro de C no solo devem ser avaliados e implementados (OSMAN, 2013b).

A mudança no uso da terra pode ter uma grande influência no COS e nos reservatórios de C acima do solo (LEWIS *et al.*, 2016). Na última década, muitos pesquisadores se preocuparam em avaliar os estoques de carbono florestais, a maioria avaliou os estoques de C superficiais (até 50cm de profundidade), por exemplo; (BALDOTTO *et al.*, 2015; MASCARENHAS *et al.*, 2017; PRIMIERI; MUNIZ; LISBOA, 2017); alguns poucos trabalhos consideraram avaliar estes importantes reservatórios de C até 100 cm de profundidade (GATTO *et al.*, 2010; BARBOSA *et al.*, 2017; NAVARRETE-SEGUEDA *et al.*, 2018).

Em uma avaliação do C florestal no sistema solo/floresta, Saha *et al.* (2010) constataram que sistemas de uso da terra com maior densidade de árvores e menor perturbação do solo contribuíram para maior armazenamento de carbono no solo, um indicador de maior sequestro de C nos solos, sendo os maiores estoques de C encontrados em área de floresta. De acordo com Lewis *et al.* (2016), o COS é fortemente correlacionado à biomassa vegetal.

Navarrete-Segueda *et al.* (2018) relataram que os estoques de C acima do solo variaram significativamente, com o COS representando 22-46% do estoque total de C das florestas nas diferentes unidades da paisagem, dos quais 28 a 45% foram armazenados abaixo de 30 cm de profundidade. Os autores ressaltam que uma avaliação precisa dos estoques florestais C deve considerar não só a variação entre as unidades terrestres, mas também a profundidade.

Da mesma forma, Van Der Sande *et al.* (2018) estimaram os estoques de C no sistema solo/vegetação e relataram que a biomassa e os estoques de COS variaram fortemente entre as parcelas.

Na Costa Rica, Fonseca, Benayas e Alice (2011) quantificaram o acúmulo de carbono em florestas secundárias jovens, com ~20 anos de idade, bem como sua distribuição entre os diferentes reservatórios (biomassa aérea, serapilheira e solo) e relataram que, do C total armazenado na floresta, a maior parte (70%) estava armazenada no solo.

Além disso, o manejo de ecossistemas que mantém altos níveis de diversidade de plantas pode melhorar o armazenamento de C e outros serviços ecossistêmicos nas florestas (CHEN *et al.*, 2018a). Os estoques de C do solo têm uma alta variabilidade entre espécies dominantes, e são condicionados pelos usos históricos da terra, sendo essencial uma estimativa precisa da magnitude dos estoques de C nos diferentes componentes dos ecossistemas florestais (USUGA *et al.*, 2010).

Gurung *et al.* (2015) quantificaram estoques de C no solo e na vegetação em floresta tropical e encontraram uma forte associação do estoque de C com o regime de manejo. Um

maior estoque de C foi encontrado em áreas protegidas, onde é rigorosa a restrição à exploração de produtos florestais, comparada com área de manejo comunitário administrada pelo governo e em outras florestas onde ocorre a exploração seletiva de madeira (prática comum em países subdesenvolvidos e sem utilização de técnicas de manejo de impacto reduzido).

Quanto aos processos e fatores que atuam direta e indiretamente na retenção de C nos sistemas terrestres, o conhecimento da variabilidade e espacialização dos estoques de COS é condicionado pelos componentes da paisagem, tais como: clima; relevo; classes de solo; e tipos de cobertura vegetal e uso da terra (OLIVEIRA; REATTO; ROIG, 2015). Além disso, a quantificação e as previsões de estoques de carbono são triviais, especialmente durante o processo de regeneração em florestas secundárias, que pode ser influenciado por múltiplos fatores (PAZ *et al.*, 2016).

2.5.1 Carbono lábil (C-lábil) do solo

A matéria orgânica do solo (MOS) consiste em todas as substâncias que contêm carbono no solo, exceto carbonatos inorgânicos. É uma mistura de resíduos vegetais e animais em vários estágios de decomposição, corpos de microrganismos vivos e mortos e substâncias sintetizadas a partir de produtos de decomposição de todos eles, podendo ocorrer nos estados sólido, coloidal e solúvel em horizontes orgânicos, relativamente distintos na parte superior do solo e intimamente misturados com horizontes minerais (BINKLEY; FISHER, 2020).

O COS é classificado pelos modelos convencionais em múltiplos compartimentos com base na ciclagem e decomposição microbiana, sendo frequentemente distribuído em três diferentes conjuntos funcionais: lábil, intermediário e recalcitrante (SINGH; BENBI, 2018).

A parte mais móvel e menos resistente à degradação da MOS inclui carboidratos, proteínas, hidrocarbonetos e outros compostos orgânicos, solúveis em água (KOBIEBSKI *et al.*, 2018). Por outro lado, a MOS contém de 60 a 80% de substâncias húmicas, compostas de enormes moléculas, com características estruturais variáveis de anéis aromáticos e muito resistentes à degradação (BRADY; WEIL, 2013).

Após a adição, a decomposição microbiana ocorre muito rápido no estágio inicial e muito lentamente nos últimos estágios. As substâncias suscetíveis ou “lábeis” como açúcares, aminoácidos, outros ácidos orgânicos e celuloses são rapidamente perdidas, enquanto as substâncias estáveis ou resistentes como a lignina aumentam em proporção. Alguns carboidratos e proteínas são sintetizados por microrganismos para seus materiais corporais. Essas substâncias também são adicionadas ao solo após sua morte. Polissacarídeos e proteínas

microbianas formam complexos com a lignina e outros compostos ricos em polifenóis e se acumulam finalmente ao húmus do solo (OSMAN, 2013b).

A fração lábil da matéria orgânica do solo apresenta alta taxa de decomposição e um curto período de permanência no solo, e sua principal função é o fornecimento de nutrientes às plantas pela mineralização, enquanto que a fração humificada (mais recalcitrante) representa cerca de 2/3 do C orgânico e tem maior permanência no solo (SILVA; MENDONÇA, 2007). De acordo com Mcbratney *et al.* (2014), a fração lábil do C representa o material orgânico semidecomposto menor que 2 mm e maior do que 50 µm de tamanho, onde a decomposição ocorre em uma escala de tempo de dias a anos.

Assim, o carbono do solo pode se encontrar em dois compartimentos da MOS, o que pode ter implicações na durabilidade do seu efeito quanto à retenção de C-CO₂ atmosférico, bem como nas alterações nas propriedades físicas e químicas do solo (PULRONIK, 2009). O C pode acumular tanto em frações lábeis quanto na fração mais estável da MO no solo (BAYER *et al.*, 2004).

Alguns estudos avaliaram os estoques de carbono lábil em florestas nativas e cultivos agrícolas, por exemplo Tavares e Nahas (2014) compararam o C lábil em floresta nativa, pastagem e áreas com cultivo de milho. Silva (2020) avaliaram o C lábil em florestas úmida e seca e em cultivos de mandioca e cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil. No Paraná, Rosset *et al.* (2016) compararam as frações lábeis de C em diferentes sistemas de manejo do solo, com cultivo de braquiária, milho, trigo e em área de floresta nativa.

De maneira geral, a avaliação dos estoques de C lábil em floresta nativas e em cultivos agrícolas são primordiais para se ter estimativas confiáveis do potencial real para armazenamento e estocagem do C em solos tropicais, independentemente do tipo de cobertura vegetal da área.

2.5.2 Carbono das substâncias húmicas (C-SH)

A MOS contém ~60-80% de substâncias húmicas, compostas de enormes moléculas, com características estruturais variáveis de anéis aromáticos e muito resistentes à degradação, constituídas por uma mistura (em grande parte amorfa e coloidal) de substâncias orgânicas complexas já não identificáveis como tecidos (BRADY; WEIL, 2013).

A decomposição da MOS e sua transformação em matéria húmica é chamada de humificação ou estabilização. Já a mineralização refere-se à decomposição microbiana completa para formar substâncias inorgânicas (CO₂, H₂O), onde os nutrientes das plantas (por

exemplo, Mg, Fe, N, S, P) contidos na matéria orgânica também são liberados. A humificação é definida como a transformação e ligação da MOS, o que leva a uma estabilização contra a mineralização (BLUME *et al.*, 2016).

Para Moreira e Siqueira (2006), quanto mais material orgânico é adicionado, mais rapidamente os microrganismos atuam, consumindo mais O₂, liberando nutrientes e CO₂ das transformações e produzindo mais húmus no solo. Ao final do processo, considera-se que 60 a 70% de C adicionado serão respirados (CO₂); de 25 a 30% ficarão na biomassa microbiana e em substâncias orgânicas não humificadas e, de 5 a 10%, retidos na fração húmica, completando, assim, o ciclo do carbono no solo.

O termo húmus refere-se às substâncias de natureza orgânica em avançado estado de alteração, não sendo possível reconhecer sua origem (SELLE, 2007). As substâncias húmicas (SH) são definidas como uma série de substâncias altamente ácidas, de peso molecular relativamente alto e de cor amarela a preta, formadas durante a decomposição e transformação de restos vegetais e microbianos e com ocorrência onipresente na natureza (LIU *et al.*, 2019). De acordo com Navarrete *et al.* (2010), as SH são reconhecidas como o componente mais importante do solo, pois influenciam a estrutura do solo e representam um grande conjunto de C recalcitrante no ambiente terrestre.

Além de reter nutrientes nos sítios de troca, as SH podem atuar como reservatório de N, P e S, que fazem parte da sua constituição química. As SH contêm até 90% do N e 80% do P orgânico do solo, mas a liberação desses nutrientes é geralmente muito pequena devido à resistência dessas frações à decomposição (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A humificação da MOS pode ser entendida como um processo de síntese e/ou ressíntese de compostos orgânicos que são adicionados ao solo e depende de vários fatores, como clima, quantidade e qualidade do material vegetal incorporado e manejo do solo (TAVARES; NAHAS, 2014). Na decomposição de resíduos vegetais, os micróbios polimerizam (ligam) alguns dos compostos novos e mais simples uns com os outros e com os complexos produtos residuais que, por sua vez, se ligam a longas e complexas cadeias que resistem à decomposição (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Os compostos húmicos contêm uma série complexa de cadeias de carbono e estruturas em anéis, com inúmeros grupos funcionais quimicamente ativos por toda parte, com diferentes tipos de grupos hidroxílicos (-OH) que provavelmente são os responsáveis pela alta quantidade de cargas associadas a esses coloides. Uma grande carga líquida negativa está sempre associada com o húmus, e os seus sítios de carga negativa sempre superam os positivos (BRADY; WEIL, 2013).

Três tipos principais de materiais podem ser obtidos durante o fracionamento ácido-alcalino do húmus, contudo, essas frações não representam nenhum grupo discreto de compostos; na verdade, são produtos obtidos em diferentes etapas do procedimento de fracionamento sendo uma maneira conveniente de descrever a composição do húmus. As características químicas dessas frações são relatadas: Ácidos húmicos (AH) – solúvel em álcalis diluídos, mas precipita em solução ácida; Ácidos fúlvicos (AF) – solúvel em soluções alcalinas e ácidas e a fração Huminas (HUM) – insolúvel em soluções alcalinas e ácidas (MOHINUZZAMAN *et al.*, 2020).

Geralmente, os AH e AF têm estrutura semelhante, mas diferem no peso molecular e no conteúdo dos grupos elementar e funcional. Os AF são caracterizados como tendo baixo peso molecular (1000 a 30000 Da), solúveis em água e são comumente encontrados em soluções de solo (CAO *et al.*, 2016; MOHINUZZAMAN *et al.*, 2020). Os AF contêm mais agrupamentos – COOH por unidade de massa em relação aos AH e, juntamente com a soma dos grupamentos fenólicos, caracterizam maior acidez total, apresentando maior Capacidade de Troca Catiônica (CTC) que os ácidos húmicos (SILVA; MENDONÇA, 2007).

Os AH têm maior peso molecular, são insolúveis em água e geralmente são a maior fração dos dois ácidos, apresentam cor castanho-escuro, quimicamente são muito complexos, formados por polímeros compostos aromáticos e alifáticos de grande capacidade de troca catiônica. Os AH são componentes primários do húmus coloidal dos solos, apresentando em sua estrutura muitos dos grupos ativos de hidroxilas (OH) e certos grupos de nitrogênio e grupos contendo enxofre.

A porção não extraível de álcalis, a HUM representa cerca de 30 a 50% da MOS total. A HUM é descrita quimicamente como sendo constituída de macromoléculas estáveis, intimamente ligadas aos colóides inorgânicos do solo, por isso é a forma mais estável da MOS, e sua estabilidade está muito mais relacionada com a inacessibilidade aos microrganismos do solo por proteção devido à interação com os colóides inorgânicos do solo do que com a estabilidade química proporcionada por suas estruturas orgânicas (BLONSKA *et al.*, 2017; CHESWORTH, 2008).

De acordo com o conceito de SH, sua estabilidade é baseada em dois mecanismos: sua resistência ao ataque microbiano devido aos seus núcleos aromáticos e à reação das substâncias húmicas do solo com superfícies minerais, o que reduz a degradação microbiana (GERKE, 2018).

Os AH são mais polimerizados e aromatizados que os AF, sendo a razão AH/AF uma relação do grau de maturidade da matéria orgânica do solo (MERLO *et al.*, 2020). Dortzbach

et al. (2020) afirmam que a identificação do C-SH, através das frações C-AF, C-AH e C-HUM, pode indicar impactos de sistemas de manejo na qualidade do solo.

Além disso, a estabilização do C e a qualidade da MOS em um clima tropical são aspectos importantes que regulam as emissões de dióxido de C e determinam o ciclo do C (ASSUNÇÃO *et al.*, 2019). As SH do solo têm uma função importante em muitos processos ambientais, como sequestro de C, ciclagem de nutrientes e retenção de poluentes; efeitos benéficos à estrutura e propriedades química do solo, por contribuírem com a maior parte da CTC e pela habilidade de formar complexos com vários íons metálicos, além de agirem como tamponantes da reação do solo em uma ampla faixa de pH (ROSA *et al.*, 2017)

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. R. A.; STARK, S. C.; SCHIETTI, J.; CAMARGO, J. L. C.; AMAZONAS, N. T.; GORGENS, E. B.; ROSA, D. M.; SMITH, M. N.; VALBUENA, R.; SALESKA, S.; ANDRADE, A.; MESQUITA, R.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; BROADBENT, E. N.; SHIMABUKURO, Y. E.; PARKER, G. G.; LEFSKY, M.; ... BRANCALION, P. H. S. Persistent effects of fragmentation on tropical rainforest canopy structure after 20 yr of isolation. **Ecological Applications**, vol. 29, no. 6, p. 1221–1235, 2019.
- ALVES, T. dos S.; CAMPOS, L. L.; NETO, N. E.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum - Agronomy**, vol. 33, no. 2, p. 341–347, 2011.
- ATI, K.; IPOR, I. B.; JUSOH, I.; WASLI, M. E. View of Allometric equations to estimate the above-ground biomass of trees in the tropical secondary forests of different ages. **BIODIVERSITAS**, vol. 20, no. 9, p. 2427–2436, 2019.
- BALAZINA, A. **SOS Mata Atlântica - Relatório Anual 2019**. São Paulo (SP): [s. n.], 2019. Available at: www.sosma.org.br.
- BARBOSA, V.; BARRETO-GARCIA, P.; GAMA-RODRIGUES, E.; DE PAULA, A. Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, vol. 24, p. 1–9, 2017.
- BARROS, H. S.; FEARNSIDE, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. **Forest Ecology and Management**, vol. 379, p. 30–36, 2016.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, E. A. Carbon storage in labile fractions of soil organic matter in a tropical no-tillage Oxisol. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, vol. 39, no. 7, p. 677–683, 2004.
- BERENQUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; DE CAMARGO, P. B.; CERRI, C. E.; DURIGAN, M.; DE OLIVEIRA, R. C.; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, vol. 20, no. 12, p. 3713–3726, 2014.
- BERNIER, P.; HANSON, P. J.; CURTIS, P. S. Measuring Litterfall and Branchfall. *In*: HOOVER, C. M. (ed.). **Field Measurements for Forest Carbon Monitoring A Landscape-Scale Approach**. Durham: Springer, 2008. vol. 4, p. 91–101.
- BINKLEY, D.; FISHER, R. F. **Ecology and Management of Forest Soils**. 5th ed. chichester: Wiley-Blackell, 2020.
- BŁÓŃSKA, E.; JAROSŁAW LASOTA. Soil Organic Matter Accumulation and Carbon Fractions along a Moisture Gradient of Forest Soils. *In*: QUALLS, R. G. (ed.). **Carbon, Nitrogen and Phosphorus Cycling in Forest Soils**. 1st ed. Basel: Forests MDPI, 2019. p. 240.
- BŁOŃSKA, E.; LASOTA, J.; PIASZCZYK, W.; WIECHEĆ, M.; KLAMERUS-IWAN, A. The effect of landslide on soil organic carbon stock and biochemical properties of soil. **Journal of Soils and Sediments**, vol. 18, no. 8, p. 2727–2737, 2018.

BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G. W.; FLEIGE, H.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K.; WILKE, B.-M. **Soil Science Scheffer/Schachtschabel**. Berlin Heidelberg: Springer, 2016.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades do solo**. 2nd ed.: Bookman, 2013.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a Primer**. 1st ed. Rome: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1997.

BROWN, S.; GILLESPIE, A.; LUGO, A. E. Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data. **Forest Science**, vol. 35, no. 4, p. 881–902, 1989.

BROWN, S.; LUGO, A. E. ABOVEGROUND BIOMASS ESTIMATES FOR TROPICAL MOIST FORESTS OF THE BRAZILIAN AMAZON. **Interciencia**, vol. 17, no. 1, p. 8–18, 1992.

CANO, R. M. Y.; VILLANUEVA, M. C. Almacenamiento de carbono en pastos naturales altoandinos Storage of carbon in natural grasses high andean. **Scientia Agropecuaria**, vol. 4, no. 1, p. 313–319, 2013.

CARVALHO, E. X. **Ciclagem de nitrogênio e estimativa de biomassa de cana-de-açúcar em Pernambuco**. 2015. 71 f. UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, Recife, 2015.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research**, vol. 27, no. 3, p. 605–609, 2016.

CHANDEL, A. K.; DA SILVA, S. S.; CARVALHO, W.; SINGH, O. V. Sugarcane bagasse and leaves: Foreseeable biomass of biofuel and bio-products. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, vol. 87, no. 1, p. 11–20, 2012.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, vol. 145, no. 1, p. 87–99, 2005.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, vol. 359, no. 1443, p. 409–420, 2004.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B. C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSIDE, P. M.; GOODMAN, R. C.; HENRY, M.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; MUGASHA, W. A.; MULLER-LANDAU, H. C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B. W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E. M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; ... VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, vol. 20, no. 10, p. 3177–3190, 2014.

- CHEN, S.; WANG, W.; XU, W.; WANG, Y.; WAN, H.; CHEN, D.; TANG, Z.; TANG, X.; ZHOU, G.; XIE, Z.; ZHOU, D.; SHANGGUAN, Z.; HUANG, J.; HE, J. S.; WANG, Y.; SHENG, J.; TANG, L.; LI, X.; DONG, M.; ... BAI, Y. Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, vol. 115, no. 16, p. 4027–4032, 2018a.
- CHEN, X.; DENG, Q.; LIN, G.; LIN, M.; WEI, H. Changing rainfall frequency affects soil organic carbon concentrations by altering non-labile soil organic carbon concentrations in a tropical monsoon forest. **Science of the Total Environment**, vol. 644, p. 762–769, 2018b.
- CHEN, Y.; CAO, J.; HE, X.; LIU, T.; SHAO, Y.; ZHANG, C.; ZHOU, Q.; LI, F.; MAO, P.; TAO, L.; LIU, Z.; LIN, Y.; ZHOU, L.; ZHANG, W.; FU, S. Plant leaf litter plays a more important role than roots in maintaining earthworm communities in subtropical plantations. **Soil Biology and Biochemistry**, vol. 144, no. 3, p. 107777, 2020.
- CHESWORTH, W. **Encyclopedia of Soil Science**. 1st ed. [S. l.]: Springer Netherlands, 2008.
- CLARK, D. B.; KELLNER, J. R. Tropical forest biomass estimation and the fallacy of misplaced concreteness. **Journal of Vegetation Science**, vol. 23, no. 6, p. 1191–1196, 2012.
- COCHARD, R.; VAN, Y. T.; NGO, D. T. Determinants and correlates of above-ground biomass in a secondary hillside rainforest in Central Vietnam. **New Forests**, vol. 49, no. 3, p. 429–455, 2018.
- COLGAN, M. S.; SWEMMER, T.; ASNER, G. P. Structural relationships between form factor, wood density, and biomass in African savanna woodlands. **Trees - Structure and Function**, vol. 28, no. 1, p. 91–102, 2014.
- COLMANETTI, A. M. A.; WEISKITTEL, A.; BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C. De; TORRES, P. R.; LUIS, E.; CATHARINO, M.; BARBOSA, T. C.; SHIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C. De; ROBERTO, P.; ORTIZ, T.; CATHARINO, L. M.; BARBOSA, T. C.; THADEU, H. Aboveground biomass and carbon of the highly diverse Atlantic Forest in Brazil : comparison of alternative individual tree modeling and prediction strategies. **Carbon Management**, vol. 9, no. 4, p. 1–15, 2018.
- CUSACK, D. F.; HALTERMAN, S. M.; TANNER, E. V. J.; WRIGHT, S. J.; HOCKADAY, W.; DIETTERICH, L. H.; TURNER, B. L. Decadal-scale litter manipulation alters the biochemical and physical character of tropical forest soil carbon. **Soil Biology and Biochemistry**, vol. 124, no. 5, p. 199–209, 2018.
- D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J. M.; VIEIRA, S. A.; METZGER, J. P. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, vol. 407, no. September 2017, p. 57–65, 2018.
- D'AMORE, D.; KANE, E. **Climate Change and Forest Soil Carbon**. [S. l.]: Climate Change Resource Center, 2016. Available at: www.fs.usda.gov/ccrc/topics/forest-soil-carbon.
- DE LIMA, R. A. F.; MORI, D. P.; PITTA, G.; MELITO, M. O.; BELLO, C.; MAGNAGO, L. F.; ZWIENER, V. P.; SARAIVA, D. D.; MARQUES, M. C. M.; DE OLIVEIRA, A. A.; PRADO, P. I. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity and Conservation**,

vol. 24, no. 9, p. 2135–2148, 23 Sep. 2015.

DE PAULA, M. D.; COSTA, C. P. A.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: The role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, vol. 4, no. 3, p. 349–358, 2011.

DENARDIN, R. B. N.; MATTIAS, J. L.; WILDNER, L. do P.; NESI, C. N.; SORDI, A.; KOLLING, D. F.; BUSNELLO, F. J.; CERUTTI, T. Estoque de carbono no solo sob diferentes formações florestais, Chapecó - SC. **Ciencia Florestal**, vol. 24, no. 1, p. 59–69, 2014.

DIXON, R. K.; BROWN, S.; HOUGHTON, R. A.; SOLOMON, A. M.; TREXLER, M. C.; WISNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, vol. 263, no. 5144, p. 185–190, 1994.

DJOMO, A. N.; IBRAHIMA, A.; SABOROWSKI, J.; GRAVENHORST, G. Allometric equations for biomass estimations in Cameroon and pan moist tropical equations including biomass data from Africa. **Forest Ecology and Management**, vol. 260, no. 10, p. 1873–1885, 2010.

FAYOLLE, A.; DOUCET, J. L.; GILLET, J. F.; BOURLAND, N.; LEJEUNE, P. Tree allometry in Central Africa: Testing the validity of pantropical multi-species allometric equations for estimating biomass and carbon stocks. **Forest Ecology and Management**, vol. 305, p. 29–37, 2013.

FELDPAUSCH, T. R.; LLOYD, J.; LEWIS, S. L.; BRIENEN, R. J. W.; GLOOR, M.; MONTEAGUDO MENDOZA, A.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; BANIN, L.; ABU SALIM, K.; AFFUM-BAFFOE, K.; ALEXIADES, M.; ALMEIDA, S.; AMARAL, I.; ANDRADE, A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAUJO MURAKAMI, A.; ARETS, E. J. M.; ARROYO, L.; AYMARD C., G. A.; ... PHILLIPS, O. L. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. **Biogeosciences**, vol. 9, no. 8, p. 3381–3403, 2012.

FONSECA, W.; REY BENAYAS, J. M.; ALICE, F. E. Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, vol. 262, no. 8, p. 1400–1408, 2011.

GALLERY, R. E. Ecology of Tropical Rain Forests. *In*: MONSON, R. K. (ed.). **Ecology and the Environment**. Tucson, AZ, USA: [s. n.], 2014. p. 1–659.

GAO, J.; ZHOU, W.; LIU, Y.; ZHU, J.; SHA, L.; SONG, Q.; JI, H.; LIN, Y.; FEI, X.; BAI, X.; ZHANG, X.; DENG, Y.; DENG, X.; YU, G.; ZHANG, J.; ZHENG, X.; GRACE, J.; ZHANG, Y. Effects of Litter Inputs on N₂O Emissions from a Tropical Rainforest in Southwest China. **Ecosystems**, vol. 21, no. 5, p. 1013–1026, 2018.

GATTO, A.; DE BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F.; DA SILVA, I. R.; LEITE, H. G.; LEITE, F. P.; VILLANI, E. M. de A. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, vol. 34, no. 4, p. 1069–1079, 2010.

GERKE, J. Concepts and Misconceptions of Humic Substances as the Stable Part of Soil Organic Matter: A Review. **Agronomy**, vol. 8, n. 5, p. 76, 2018.

GIÁCOMO, R. G.; PEREIRA, M. G.; GUARESCHI, R. F.; MACHADO, D. L. Chemical and

Physical Attributes of Soil, and Carbon and Nitrogen Stock. **Ciência Florestal**, vol. 25, no. 3, p. 617–631, 2015.

GIBBS, H. K.; BROWN, S.; NILES, J. O.; FOLEY, J. A. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, vol. 2, no. 4, p. 1–13, 2007.

GRIS, D.; TEMPONI, L. G.; JUNIOR, G. A. D. Structure and floristic diversity of remnant semideciduous forest under varying levels of disturbance. **Acta Botanica Brasilica**, vol. 28, no. 4, p. 569–576, 2014.

GURUNG, M. B.; BIGSBY, H.; CULLEN, R.; MANANDHAR, U. Estimation of carbon stock under different management regimes of tropical forest in the Terai Arc Landscape, Nepal. **Forest Ecology and Management**, vol. 356, p. 144–152, 2015.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; ... TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Applied Ecology**, vol. 1, no. 2, p. e1500052, 2015.

HENRY, M.; BESNARD, A.; ASANTE, W. A.; ESHUN, J.; ADU-BREDU, S.; VALENTINI, R.; BERNOUX, M.; SAINT-ANDRÉ, L. Wood density, phytomass variations within and among trees, and allometric equations in a tropical rainforest of Africa. **Forest Ecology and Management**, vol. 260, no. 8, p. 1375–1388, 2010.

HIGUCHI, N.; CARVALHO JÚNIOR, J. A. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: Companhia Vale do Rio Doce (ed.). **Emissão e sequestro de CO₂: uma nova oportunidade de negócios para o Brasil**, Rio de Janeiro: 125-153, 1994.

HOUGHTON, R. A. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. **Global Change Biology**, vol. 11, no. 6, p. 945–958, 2005.

HOUGHTON, R. A. Biomass. **Encyclopedia of Ecology**. 2nd ed. Falmouth: Elsevier B.V., 2008. vol. 3, p. 253–257.

HOUGHTON, R. A.; SKOLE, D. L.; NOBRE, C. A.; HACKLER, J. L.; LAWRENCE, K. T.; CHOMENTOWSKI, W. H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, vol. 403, no. 6767, p. 301–304, 2000.

IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change. Mitigation of Climate Change Summary for Policymakers (SPM)**. [s. n.], 2014.

KOBIERSKI, M.; KONDRATOWICZ-MACIEJEWSKA, K.; BANACH-SZOTT, M.; WOJEWÓDZKI, P.; PEÑAS CASTEJÓN, J. M. Humic substances and aggregate stability in rhizospheric and non-rhizospheric soil. **Journal of Soils and Sediments**, vol. 18, no. 8, p. 2777–2789, 2018.

KÖCHY, M.; HIEDERER, R.; FREIBAUER, A. Global distribution of soil organic carbon – Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world. **Soil**, vol. 1, no. 1, p. 351–365, 2015.

- KUTCHARTT, E.; GAYOSO, J.; PIROTTI, F.; BUCAREY, Á.; GUERRA, J.; HERNÁNDEZ, J.; CORVALÁN, P.; DRÁPELA, K.; OLSON, M.; ZWANZIG, M. Aboveground tree biomass of *araucaria araucana* in southern Chile: Measurements and multi-objective optimization of biomass models. **IForest**, vol. 14, no. 1, p. 61–70, 2021.
- KUTÍLEK, M.; NIELSEN, D. R.; KUTÍLEK, M.; NIELSEN, D. R. **Soil Is the Skin of the Planet Earth**. Dordrecht: Springer, 2015.
- LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNESIDE, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S. G. W. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, vol. 93, no. 1, p. 223–247, 2018.
- LEUSCHNER, C.; MOSER, G.; HERTEL, D.; ERASMI, S.; LEITNER, D.; CULMSEE, H.; SCHULDT, B.; SCHWENDENMANN, L. Conversion of tropical moist forest into cacao agroforest: Consequences for carbon pools and annual C sequestration. **Agroforestry Systems**, vol. 87, no. 5, p. 1173–1187, 2013.
- LEWIS, T.; SMITH, T. E.; HOGG, B.; SWIFT, S.; VERSTRATEN, L.; BRYANT, P.; WEHR, B. J.; TINDALE, N.; MENZIES, N. W.; DALAL, R. C. Conversion of sub-tropical native vegetation to introduced conifer forest: Impacts on below-ground and above-ground carbon pools. **Forest Ecology and Management**, vol. 370, p. 65–75, 2016.
- LI, C.; SHUQING GAO; QIANG GAO; LICHUN WANG; JINJING ZHANG. Characterization of bulk soil humin and its alkaline-soluble and alkaline-insoluble fractions. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, vol. 39, n. 1, p.120-126, 2015.
- LIMA, A. J. N.; SUWA, R.; DE MELLO RIBEIRO, G. H. P.; KAJIMOTO, T.; DOS SANTOS, J.; DA SILVA, R. P.; DE SOUZA, C. A. S.; DE BARROS, P. C.; NOGUCHI, H.; ISHIZUKA, M.; HIGUCHI, N. Allometric models for estimating above- and below-ground biomass in Amazonian forests at São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. **Forest Ecology and Management**, vol. 277, p. 163–172, 2012.
- LIU, X.; ZENG, X.; ZOU, X.; LODGE, D. J.; STANKAVICH, S.; GONZÁLEZ, G.; CANTRELL, S. A. Responses of soil labile organic carbon to a simulated hurricane disturbance in a tropical wet forest. **Forests**, vol. 9, no. 7, 2018.
- MA, L.; SHEN, C.; LOU, D.; FU, S.; GUAN, D. Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size. **Scientific Reports**, no. 135, p. 1–8, 2017a.
- MA, L.; SHEN, C.; LOU, D.; FU, S.; GUAN, D. Patterns of ecosystem carbon density in edge-affected fengshui forests. **Ecological Engineering**, vol. 107, p. 216–223, 2017b.
- MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; SCHAEFER, C. E. G. R.; LAURANCE, W. F.; MARTINS, S. V.; EDWARDS, D. P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, vol. 31, no. 2, p. 542–552, 2017.
- MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; LAURANCE, W. F.; MARTINS, S. V.; MEIRANETO, J. A. A.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, D. P. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, vol. 21, no. 9, p. 3455–3468, 2015.

MALHI, Y.; GRACE, J. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. **Trends in Ecology and Evolution**, vol. 15, no. 8, p. 332–337, 2000.

MARINHO JUNIOR, J. L.; LIMA, D. de S.; DIAS, J. L. A.; ARAÚJO FILHO, R. N. de. Revisão: Análise dos estoques de carbono no solo sob diferentes coberturas vegetais no Brasil. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, vol. 8, no. 1, p. 031–040, 2020.

MERLO, C.; VÁZQUEZ, C.; IRIARTE, A. G.; ROMERO, C. M. Chemical and spectroscopic characterization of humic substances from sediment and riparian soil of a highly polluted urban river (Suquía River, Córdoba, Argentina). **International Journal of Sediment Research**, 35, n. 3, p. 287–294, 2020.

MCBRATNEY, A. B.; STOCKMANN, U.; ANGERS, D. A.; MINASNY, B.; FIELD, D. J. Challenges for Soil Organic Carbon Research. **Soil Carbon**. 1st ed.: Springer, 2014. p. 503.

MEISTER, K.; ASHTON, M. S.; CRAVEN, D.; GRISCOM, H. Carbon Dynamics of Tropical Forests. *In*: ASHTON, M. S.; MARY L. TYRRELL; SPALDING, D.; GENTR, B. (eds.). **Managing Forest Carbon in a Changing Climate**. 1st ed. Dordrecht: Springer, 2012. p. 425.

MELITO, M.; METZGER, J. P.; DE OLIVEIRA, A. A. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: A conceptual framework. **Global Change Biology**, vol. 24, no. 2, p. 597–607, 2018.

MIRANDA, B. P.; RODERJAN, C. V.; BOTOSSO, P. C.; SANTOS, T. L.; ANDRADE, V. H. F. ESTIMATIVA DA BIOMASSA AÉREA E CARBONO DE *Ilex microdonta* EM FLORESTA ATLÂNTICA, PARANÁ, BRASIL. **BIOFIX Scientific Journal**, vol. 4, no. 1, p. 58, 2019.

MISHRA, S.; SINGH, K.; SAHU, N.; SINGH, S. N.; MANIKA, N.; CHAUDHARY, L. B.; JAIN, M. K.; KUMAR, V.; BEHERA, S. K. Understanding the relationship between soil properties and litter chemistry in three forest communities in tropical forest ecosystem. **Environmental Monitoring and Assessment**, vol. 191, 2019.

MOLTO, Q.; ROSSI, V.; BLANC, L. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. **Methods in Ecology and Evolution**, vol. 4, no. 2, p. 175–183, 1 Feb. 2013.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2nd ed. Lavras: Editora UFLA, 2006.

MOREIRA, J. O.; SIQUEIRA, F. M. S.; BRUSSAARD, L. Soil Organisms in Tropical Ecosystems: a Key Role for Brazil in the Global Quest for the Conservation and Sustainable Use of Biodiversity. *In*: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSARD, L. (eds.). **Soil Biodiversity in Amazonian and Other Brazilian Ecosystems**. Cambridge: CABI Publishing, 2006. p. 294.

MOHINUZZAMAN, M.; YUAN, J.; YANG, X.; SENESI, N.; LI, S. L.; ELLAM, R. M.; MOSTOFA, K. M. G.; LIU, C. Q. Insights into solubility of soil humic substances and their fluorescence characterisation in three characteristic soils. **Science of the Total Environment**, vol. 720, p. 137395, 2020.

NAVARRETE-SEGUEDA, A.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.;

- VÁZQUEZ-SELEM, L.; SIEBE, C. Variation of main terrestrial carbon stocks at the landscape-scale are shaped by soil in a tropical rainforest. **Geoderma**, vol. 313, no. 6, p. 57–68, 2018.
- NIYAMA, K.; KAJIMOTO, T.; MATSUURA, Y.; YAMASHITA, T.; MATSUO, N.; YASHIRO, Y.; RIPIN, A.; KASSIM, A. R.; NOOR, N. S. Estimation of root biomass based on excavation of individual root systems in a primary dipterocarp forest in Pasoh Forest Reserve, Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, vol. 26, no. 3, p. 271–284, 2010.
- NOGUEIRA, E. M.; FEARNSIDE, P. M.; NELSON, B. W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E. W. H. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, vol. 256, no. 11, p. 1853–1867, 2008.
- NUMATA, I.; SILVA, S. S.; COCHRANE, M. A.; D'OLIVEIRA, M. V. Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, vol. 401, p. 135–146, 2017.
- OLIVEIRA, L. P.; SOTTA, E. D.; HIGUCHI, N. **Quantificação da biomassa na floresta estadual do Amapá: alometria e estimativas de estoque de carbono**. Macapá: IEF, 2012.
- OLIVEIRA, E. S.; REATTO, A.; ROIG, H. L. ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO SEGUNDO OS COMPONENTES DA PAISAGEM. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, vol. 32, no. 1/2, p. 71–93, 2015.
- OSMAN, K. T. **Forest Soils Properties and Management**. 1st ed. London: Springer, 2013a.
- OSMAN, K. T. **Soils Principles, Properties and Management**. Springer. Dordrecht Heidelberg New York London: Springer, 2013b.
- PAZ, C. P.; GOOSEM, M.; BIRD, M.; PREECE, N.; GOOSEM, S.; FENSHAM, R.; LAURANCE, S. Soil types influence predictions of soil carbon stock recovery in tropical secondary forests. **Forest Ecology and Management**, vol. 376, p. 74–83, 2016.
- PEARSON, T. R. H.; BROWN, S.; MURRAY, L.; SIDMAN, G. Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: An underestimated source. **Carbon Balance and Management**, vol. 12, no. 1, 2017.
- PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. **Sourcebook for Land use, Land-use change and forestry Projects**. [s. n.], 2005.
- PEREIRA, W.; LEITE, J. M.; HIPÓLITO, G. de S.; DOS SANTOS, C. L. R.; REIS, V. M. Acúmulo de biomassa em variedades de cana-de-açúcar inoculadas com diferentes estirpes de bactérias diazotróficas. **Revista Ciencia Agronomica**, vol. 44, no. 2, p. 363–370, 2013.
- PHILLIPS, O. L.; ROSE, S.; MENDOZA, A. M.; VARGAS, P. N. Resilience of southwestern Amazon forests to anthropogenic edge effects. **Conservation Biology**, vol. 20, no. 6, p. 1698–1710, 2006.
- PICARD, N.; HENRY, M.; MORTIER, F.; TROTTA, C.; SAINT-ANDRÉ, L. Using Bayesian Model Averaging to Predict Tree Aboveground Biomass in Tropical Moist Forests.

Forest Science, vol. 58, no. 1, p. 15–23, 2012.

PICARD, N.; SAINT-ANDRÉ, L.; HENRY, M. **Manual for buiding tree volume and biomass allometric equations: From field measurement to prediction**. 1st ed. Montpellier: CIRAD et FAO, 2012.

PIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Ed. Planta. Londrina. 2001, 328p.

PRIMIERI, S.; MUNIZ, A. W.; LISBOA, H. de M. Dinâmica do Carbono no Solo em Ecossistemas Nativos e Plantações Florestais em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, vol. 24, p. e0011031, 2017.

PULRONIK, K. **Transformações do Carbono no Solo**. 1st ed. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2009.

QIE, L.; LEWIS, S. L.; SULLIVAN, M. J. P.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; PICKAVANCE, G. C.; SUNDERLAND, T.; ASHTON, P.; HUBAU, W.; ABU SALIM, K.; AIBA, S. I.; BANIN, L. F.; BERRY, N.; BREARLEY, F. Q.; BURSLEM, D. F. R. P.; DANČÁK, M.; DAVIES, S. J.; FREDRIKSSON, G.; HAMER, K. C.; HÉDL, R.; ... PHILLIPS, O. L. Long-term carbon sink in Borneo's forests halted by drought and vulnerable to edge effects. **Nature Communications**, vol. 8, no. 1, 2017.

RAZAFINDRAKOTO, M.; ANDRIAMANANJARA, A.; RAZAFIMBELO, T.; HEWSON, J.; ANDRISOA, R. H.; JONES, J. P. G.; VAN MEERVELD, I.; CAMERON, A.; RANAIVOSON, N.; RAMIFEHIARIVO, N.; RAMBOATIANA, N.; RAZAFINARIVO, R. N. G.; RAMANANANTOANDRO, T.; RASOLOHERY, A.; RAZAFIMANANTSOA, M. P.; JOURDAN, C.; SAINT-ANDRÉ, L.; RAJOELISON, G.; RAZAKAMANARIVO, H. **Organic Carbon Stocks in all Pools Following Land Cover Change in the Rainforest of Madagascar**. [S. l.]: Elsevier Inc., 2018.

RAZAFINDRATSIMA, O. H.; BROWN, K. A.; CARVALHO, F.; JOHNSON, S. E.; WRIGHT, P. C.; DUNHAM, A. E. Edge effects on components of diversity and above-ground biomass in a tropical rainforest. **Journal of Applied Ecology**, vol. 55, no. 2, p. 977–985, 2018.

REINMANN, A. B.; HUTYRA, L. R. Edge effects enhance carbon uptake and its vulnerability to climate change in temperate broadleaf forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, vol. 114, no. 1, p. 107–112, 2017.

ROSA, D. M. et al. Substâncias húmicas do solo cultivado com plantas de cobertura em rotação com milho e soja. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 2, p. 221-230, 2017.

ROSSET, J. S.; LANA, M. do C.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTO, M. V. M. Frações químicas e oxidáveis da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo, em Latossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol. 51, no. 9, p. 1529–1538, 2016.

RUTISHAUSER, E.; NOOR'AN, F.; LAUMONIER, Y.; HALPERIN, J.; RUFÍE; HERGOUALCH, K.; VERCHOT, L. Generic allometric models including height best estimate forest biomass and carbon stocks in Indonesia. **Forest Ecology and Management**, vol. 307, p. 219–225, 2013.

- SALIMON, C. I.; PUTZ, F. E.; MENEZES-FILHO, L.; ANDERSON, A.; SILVEIRA, M.; BROWN, I. F.; OLIVEIRA, L. C. Estimating state-wide biomass carbon stocks for a REDD plan in Acre, Brazil. **Forest Ecology and Management**, vol. 262, no. 3, p. 555–560, 2011.
- SANTOS, M. O. D.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Soil microbial biomass as an edge effect indicator in semi-deciduous seasonal forest fragments. **Floresta e Ambiente**, vol. 26, no. 4, 2019.
- SCORIZA, R. N.; CORREIA, M. E. F.; DA SILVA, E. M. R. O estoque de serrapilheira é eficiente como indicador ambiental em fragmentos florestais de encosta? **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, vol. 12, no. 1, p. 79–85, 2017.
- SELLE, G. L. **Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais**. Bioscience Journal, v. 23, n. 4, p. 29-39, 2007.
- SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. *In*: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (ed.). **Fertilidade do solo**. 1st ed. [S. l.]: Editora: SBCS, 2007. p. 275–374.
- SILVA, A. C. F. **CARBON STOCK AND QUALITY IN FOREST AND AGRICULTURAL ENVIRONMENTS**. 2020. 137 f. Federal Rural University of Pernambuco, 2020.
- SILVEIRA, E. M. de O.; TERRA, M. de C. N. S.; TER STEEGE, H.; MAEDA, E. E.; ACERBI JÚNIOR, F. W.; SCOLFORO, J. R. S. Carbon-diversity hotspots and their owners in Brazilian southeastern Savanna, Atlantic Forest and Semi-Arid Woodland domains. **Forest Ecology and Management**, vol. 452, no. August, p. 117575, 2019.
- SILVEIRA, E. M. O.; SILVA, S. H. G.; ACERBI-JUNIOR, F. W.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. M. T.; SCOLFORO, J. R. S.; WULDER, M. A. Object-based random forest modelling of aboveground forest biomass outperforms a pixel-based approach in a heterogeneous and mountain tropical environment. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, vol. 78, no. 2, p. 175–188, 2019.
- SILVEIRA, P.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. O Estado Da Arte Na Estimativa De Biomassa E Carbono Em Formações Florestais. **Floresta**, vol. 38, no. 1, p. 185–206, 2008.
- SINGH, P.; BENBI, D. K. Soil organic carbon pool changes in relation to slope position and land-use in Indian lower Himalayas. **Catena**, vol. 166, p. 171–180, 2018.
- SOUZA, P. H. de; PELUZIO, T. M. de O.; BARRETO, A. M. R.; BARBOSA, V. A.; DELARMELINA, W. M.; CALDEIRA, M. V. W.; KUNZ, S. H.; FARIA, J. C. T. Serapilheira E Fertilidade Do Solo Ao Longo Do Gradiente Borda-Interior Em Fragmento De Floresta Atlântica. **Silvicultura e Manejo Florestal: Técnicas de Utilização e Conservação da Natureza**. 1st ed. [S. l.]: Robson José de Oliveira, 2021. p. 370–380.
- TAVARES, R. L. M.; NAHAS, E. Humic fractions of forest, pasture and maize crop soils resulting from microbial activity. **Brazilian Journal of Microbiology**, vol. 45, no. 3, p. 963–969, 2014.
- TERRA, M. C. N. S.; DE MELLO, J. M.; DE MELLO, C. R. Relação espacial do Carbono da

vegetação e matéria orgânica do solo na Serra da Mantiqueira. **Floresta e Ambiente**, vol. 22, no. 4, p. 446–455, 2015.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A. R. **Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil**. p. 98-115: International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring, 2002.

USUGA, J. C. L.; TORO, J. A. R.; ALZATE, M. V. R.; DE JESÚS LEMA TAPIAS, Á. Estimation of biomass and carbon stocks in plants, soil and forest floor in different tropical forests. **Forest Ecology and Management**, vol. 260, no. 10, p. 1906–1913, 2010.

VAN DER SANDE, M. T.; ARETS, E. J. M. M.; PEÑA-CLAROS, M.; HOOSBEEK, M. R.; CÁCERES-SIANI, Y.; VAN DER HOUT, P.; POORTER, L. Soil fertility and species traits, but not diversity, drive productivity and biomass stocks in a Guyanese tropical rainforest. **Functional Ecology**, vol. 32, no. 2, p. 461–474, 2018.

VAN LAAR, A.; AKÇA, A. **Forest Mensuration**. 1st ed. Dordrecht: Springer, 2007. vol. 13.

VAN STRAATEN, O.; CORRE, M. D.; WOLF, K.; TCHIENKOUA, M.; CUELLAR, E.; MATTHEWS, R. B.; VELDKAMP, E.; VITOUSEK, P. M. Conversion of lowland tropical forests to tree cash crop plantations loses up to one-half of stored soil organic carbon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, vol. 112, no. 32, p. 9956–9960, 2015.

VIEILLEDENT, G.; VAUDRY, R.; ANDRIAMANOHISOA, S. F. D.; RAKOTONARIVO, O. S.; RANDRIANASOLO, H. Z.; RAZAFINDRABE, H. N.; BIDAUD RAKOTOARIVONY, C.; EBELING, J.; RASAMOELINA, M. A universal approach to estimate biomass and carbon stock in tropical forests using generic allometric models. **Ecological Applications**, vol. 22, no. 2, p. 572–583, 2012.

WEKESA, C.; KIRUI, B. K.; MARANGA, E. K.; MUTURI, G. M. Variations in forest structure, tree species diversity and above-ground biomass in edges to interior cores of fragmented forest patches of Taita Hills, Kenya. **Forest Ecology and Management**, vol. 440, no. March, p. 48–60, 2019.

WEST, P. W. **Tree and Forest Measurement**. 3rd ed. Lismore: Springer, 2015.

ZITER, C.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Temperate forest fragments maintain aboveground carbon stocks out to the forest edge despite changes in community composition. **Oecologia**, vol. 176, no. 3, p. 893–902, 2014.

**CAPÍTULO I – ALTERNATIVAS PARA ESTIMAR BIOMASSA E CARBONO EM
FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL**

RESUMO

O objetivo do estudo foi avaliar e testar o desempenho de equações alométricas com diferentes variáveis de entrada para estimar a biomassa e o carbono acumulado nas espécies dominantes em um fragmento de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. Os dados fitossociológicos e da estrutura da floresta: diâmetro à altura do peito (DAP), altura da árvore (H) e nome botânico, utilizados na análise da biomassa florestal foram obtidos de estudo recente realizado na área, com 1.324 árvores inventariadas (com $DAP \geq 5$ cm) em 40 parcelas de 10 x 25 m. Para o cálculo da biomassa acima do solo (BAS) foram selecionadas cinco equações alométricas pantropicais, com boa reprodutibilidade para florestas tropicais úmidas e uma equação local (específica para o Bioma Mata Atlântica). As variáveis de entrada utilizadas foram o diâmetro (DAP) da árvore, altura da árvore (H), densidade da madeira (ρ) e variável (E) bioclimática (estresse hídrico e pluviosidade), obtida de acordo com a coordenada geográfica da área onde estão localizadas as árvores inventariadas. Os dados de densidade da madeira foram obtidos do Global Wood Density Database (GWDD) e do banco de dados do Serviço Florestal Brasileiro (SFB). O teor de carbono adotado para o cálculo do estoque foi de 48% da biomassa. Os resultados permitem concluir que houve diferença significativa entre os valores médios estimados pelas seis equações testadas para estimar biomassa e carbono no fragmento florestal. Como em Floresta Atlântica não há a possibilidade de aplicação de amostragem destrutiva de biomassa, propõem-se como alternativas confiáveis as equações pantropicais ou gerais (com base nas variáveis preditoras DAP, altura total e densidade da madeira), que apresentaram bons ajustes para floresta tropical úmida, com estimativas de biomassa muito próximas dos valores obtidos quando se utilizou uma equação local (Floresta Atlântica). Assim, propõem-se como alternativas confiáveis para estimar a biomassa acima do solo em floresta Atlântica no Nordeste do Brasil, as equações 2 e 3 (equações pantropicais ou gerais) que apresentaram bons ajustes para floresta tropical úmida.

Palavras-chave: Equações pantropicais, florestas úmidas, variável bioclimática

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate and test the performance of allometric equations with different input variables to estimate biomass and accumulated carbon in dominant species in an Atlantic Forest fragment in Northeastern Brazil. The phytosociological and forest structure data: diameter at breast height (DBH), tree height (H) and botanical name, used in the analysis of forest biomass, were obtained from a recent study carried out in the area, with 1,324 inventoried trees (with $DBH \geq 5$ cm) in 40 plots of 10 x 25 m. For the calculation of aboveground biomass (AGB) five pantropical allometric equations were selected, with good reproducibility for humid tropical forests and a local equation (specific for the Atlantic Forest Biome). The input variables used were tree diameter (DBH), tree height (H), wood density (ρ) and bioclimatic variable (E) (water stress and rainfall), obtained according to the geographic coordinate of the area where inventoried trees are located. Wood density data were obtained from the Global Wood Density Database (GWDD) and the Brazilian Forest Service (SFB) database. The carbon content adopted for calculating the stock was 48% of the biomass. The results allow us to conclude that there was a significant difference between the results of the six equations tested to estimate biomass and carbon in the forest fragment. As in the Atlantic Forest there is no possibility of applying destructive biomass sampling, it is proposed as reliable alternatives the pantropical or general equations (based on the predictor variables DAP, total height and wood density), which presented good adjustments for tropical forest humid, with biomass estimates very close to the values obtained when a local equation (Atlantic Forest) was used. Thus, equations 2 and 3 (pantropical or general equations) are proposed as reliable alternatives for estimating aboveground biomass in Atlantic forest in Northeastern Brazil,

Keywords: Bioclimatic variable, humid forests, local equation, pantropical equations.

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais no mundo armazenam grandes estoques de biomassa e carbono, mas devido às formas de uso do solo, ao desmatamento, queimadas e fragmentação, a biomassa e o carbono armazenado têm sido rapidamente liberados para a atmosfera sob a forma de gás carbônico, que interfere no clima da Terra (HOUGHTON; BYERS; NASSIKAS, 2015).

Estimativas com acurácia de biomassa florestal são importantes para determinação dos estoques de carbono (C) e, nas últimas décadas, estas estimativas têm melhorado substancialmente para florestas tropicais úmidas, com novas alternativas e desenvolvimento de equações alométricas em nível de local e pantropical (CHAVE *et al.*, 2014).

De maneira geral, existem dois métodos para determinar a biomassa de uma árvore individual ou da floresta, o método direto e o indireto; o primeiro requer derruba e pesagem rigorosa de todas as árvores que ocorrem em uma parcela fixa (SILVEIRA *et al.*, 2008). O segundo é feito por meio do uso de modelos alométricos, que consistem em correlacionar a biomassa com alguma variável de fácil obtenção para a aplicação em equações matemáticas ou pela utilização do sensoriamento remoto (JUCKER *et al.*, 2017; MIRANDA *et al.*, 2019; MUGASHA *et al.*, 2013).

O método de medidas indiretas possui várias fontes de incerteza. Como este método está baseado em dados reais, os erros cometidos durante a coleta da biomassa em campo são incorporados ao ajuste dos modelos de estimativa de biomassa, essa é uma das principais e mais preocupantes fontes de incerteza nos estudos. Molto, Rossi e Blanc (2013) ressaltam que, ao estimar os valores de biomassa em escala regional (por meio de interpolação espacial, modelagem ou sensoriamento remoto), a incerteza do valor da biomassa nas parcelas amostradas da floresta de referência tem que ser levada em consideração. O uso de poucas árvores nos ajustes dos modelos também gera incerteza e reduz a confiabilidade dos resultados (CHAVE *et al.*, 2004).

Feldpausch *et al.* (2012) afirmam que as estimativas de biomassa em florestas tropicais também estão propensas a erros por causa do conjunto de dados destrutivos muito pequeno, pela seleção inadequada de modelos, pelo uso de modelos para altura da árvore e devido à incerteza na definição da amostragem de uma área de floresta.

Alguns trabalhos têm sido desenvolvidos no sentido de melhorar as estimativas, principalmente na Amazônia brasileira: Higuchi *et al.* (1998), Nogueira *et al.* (2008), Lima *et al.* (2012) e Oliveira, Sotta e Higuchi (2012); na Colômbia: Alvarez *et al.* (2012); em floresta tropical na Malásia: Addo-Fordjour e Rahmad (2013); na Indonésia: Maulana (2014) e na faixa

tropical do planeta: Feldpausch *et al.* (2012), Chave *et al.* (2005) e Chave *et al.* (2014). No estudo de Chave *et al.* (2005), os autores objetivaram construir equações que pudessem ser utilizadas em diversas regiões ao longo dos trópicos. Contando com um extenso banco de dados com amostras coletadas nas mais diversas florestas tropicais de todo o mundo.

Em 2014, uma nova proposta foi elaborada para tentar suprir algumas lacunas dos trabalhos anteriores. Desta vez, Chave *et al.* (2014) construíram equações com um enorme banco de dados mais abrangente de árvores amostradas em vários locais ao redor dos trópicos. Um ponto de destaque neste trabalho foi a inclusão de variáveis bioclimáticas (déficit hídrico climático a longo prazo, sazonalidade da temperatura e sazonalidade de precipitação) para o local onde a equação for aplicada, tornando as equações mais precisas.

Contudo, no trabalho de Molto, Rossi e Blanc (2013) realizado na Guiana, os autores demonstraram que os modelos pantropicais são pouco precisos para estimar a biomassa de árvores de grande porte (superior a 40 cm de diâmetro), que normalmente representam mais de 50% dos estoques de C florestal (BRADFORD; MURPHY, 2018; CLARK *et al.*, 2019; SIST *et al.*, 2014). Ainda nesse aspecto, Singh *et al.* (2011) concluíram que os erros nas estimativas de estoques de biomassa também são considerados como resultado da ausência de equações alométricas para classes de diâmetro mais altas.

De acordo com Feldpausch *et al.* (2012), reduzir a incerteza nas estimativas pantropicais é importante para avançar no fornecimento de dado realistas e verificáveis de carbono para compor modelos e instrumentos de política como REDD+ e créditos de carbono. A quantificação do C armazenado nas florestas é um componente importante na implementação dos mecanismos emergentes de mercado de carbono, exigindo modelos alométricos apropriados para prever a biomassa (BASUKI *et al.*, 2009; MUGASHA *et al.*, 2013).

Neste sentido, a Mata Atlântica brasileira é um bioma altamente heterogêneo de significância ecológica global com altos níveis de estoques de carbono terrestre e biomassa acima do solo (SILVEIRA *et al.*, 2019). Mas, apesar da importância deste bioma, existem apenas duas amostragens diretas da biomassa arbórea, resultando em modelos alométricos específicos para estas florestas (BURGER, 2005; TIEPOLO; CALMON; FERETTI, 2002). Dessa forma, em função da situação de proteção do Bioma Floresta Atlântica e da proibição de amostragem destrutiva de árvores, não se dispõe de ferramentas eficientes para quantificar de forma precisa os estoques de biomassa e carbono estocados por estas florestas nas suas diferentes formações ao longo de sua extensão no Brasil. Logo, a quantificação do carbono precisa ser feita a partir do uso de equações generalizadas, conhecidas como pantropicais.

Rutishauser *et al.* (2013) ressaltam que a escolha de um modelo alométrico apropriado é um passo crítico na redução das incertezas no estoque de biomassa florestal.

Segundo Vieira *et al.* (2008), para selecionar um ou outro dos modelos disponíveis na literatura para estimar a biomassa acima do solo, é necessário levar em consideração qual é a principal questão a ser respondida no trabalho e a facilidade com que é possível medir no campo as variáveis independentes daquele modelo selecionado. As equações existentes precisam ser compiladas, comparadas e avaliadas para facilitar a identificação das lacunas na cobertura das equações (HENRY *et al.*, 2013).

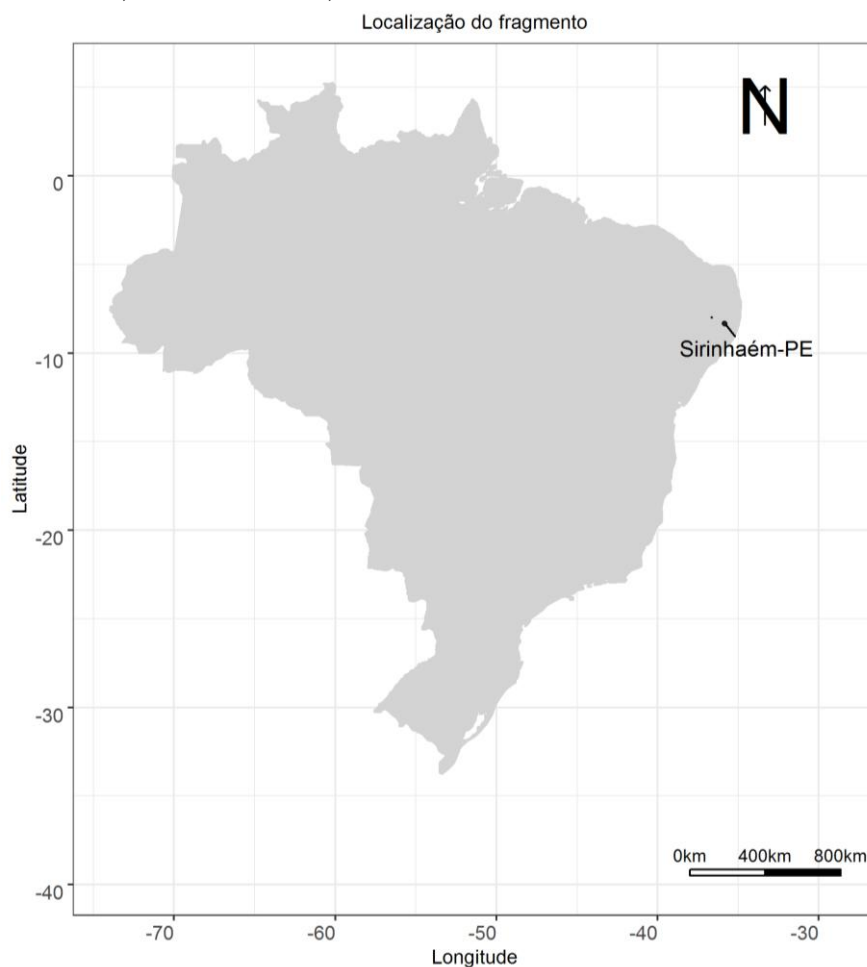
Diante do exposto, objetivou-se testar equações alométricas com diferentes variáveis preditoras para estimar os estoques de biomassa acima do solo (BAS) e carbono florestal em um fragmento de Floresta Atlântica na região Nordeste do Brasil. Como hipótese, espera-se que as equações com presença das variáveis DAP e altura da árvore apresentem melhores estimativas para a avaliação da biomassa e carbono na comunidade florestal.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Neste estudo, utilizou-se dados de amostragem da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas ($8^{\circ} 33.110' S$ e $35^{\circ} 8.857' O$), localizado na Zona da Mata Sul de Pernambuco (Engenho Jaguaré/Usina Trapiche S/A, com 69 hectares de área).

Figura 1 – Localização da comunidade florestal avaliada por meio de amostragem da vegetação, no município de Sirinhaém, Pernambuco-PE, Brasil



O fragmento está inserido em uma matriz circundada por cultivo de cana-de-açúcar. Pela classificação de Köppen, a região apresenta clima de monção do tipo Am (ALVARES *et al.*, 2013). A temperatura média anual é de $24,9^{\circ} C$ e a precipitação média de 1.687 mm, com estação chuvosa de janeiro a agosto e seca de setembro a dezembro (Figura 1).

2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO ARBÓREA

Os dados fitossociológicos e florísticos foram obtidos de um estudo prévio realizado na área por Lima (2017). Neste estudo, foi feita a mensuração do diâmetro à altura do peito (DAP), altura para todos os indivíduos com $DAP \geq 5$ cm. A amostragem foi feita com um total de 40 parcelas de 10 m x 25 m.

Foram mensuradas 1324 árvores, entre as quais foram devidamente identificadas 68 espécies, pertencentes a 23 famílias botânicas. As 10 espécies de maior densidade absoluta na área são *Thyrsodium spruceanum* (246), *Protium heptaphyllum* (134), *Tapirira guianensis* (68), *Brosimum guianense* (55), *Eschweilera ovata* (52), *Myrcia silvatica* (43), *Brosimum rubescens* (39), *Helicostylis tomentosa* (36), *Casearia javitensis* (35) e *Schefflera morototoni* (33), as quais corresponderam a 55,97% do total de indivíduos amostrados.

2.3 EQUAÇÕES PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA

Para estimar a biomassa acima do solo de cada árvore amostrada e do fragmento florestal como um todo, foram utilizadas seis equações alométricas. A escolha das equações baseou-se em critérios de utilização e citação na literatura (as mais utilizadas nos estudos de biomassa florestal), generalização de uso (específicas para floresta tropical), equação local para Floresta Atlântica e equações como alternativa para cálculo da biomassa quando não se tem disponíveis dados de altura total da árvore.

Equação (Bic) – Chave *et al.* (2014), com base nas variáveis diâmetro, densidade da madeira e variável (E) bioclimática:

$$AGB = \exp[-1,803 - 0,976 * (E) + 0,976 * \ln(p) + 2,673 * \ln(DAP) - 0,0299 * (\ln(DAP))^2] \text{ Eq. (1)}$$

Onde:

AGB = biomassa seca acima do solo (Mg)

p = densidade específica da madeira (g cm^{-3})

DAP = diâmetro medido à altura do peito (cm)

E = variável bioclimática, com base na coordenada geográfica da área estudada, seguindo as orientações de Chave *et al.* (2014). Neste presente estudo em fragmento de floresta Atlântica, $E = 0,1239095$.

Chave *et al.* (2014) relataram que uma variável ambiental definida por $E = 10^{-3} * (0,178 * TS - 0,938 * CWD - 6,61 * PS)$ é uma importante covariável do diâmetro de árvores. Nesta equação, TS é a sazonalidade da temperatura definida no conjunto de dados Worldclim, CWD é o déficit hídrico climático (em mm/ano). PS é a sazonalidade de precipitação conforme definida no conjunto de dados Worldclim.

Nesta abordagem, o conjunto de dados para desenvolvimento dos modelos alométricos incluiu 53 locais de vegetação nativa intacta e cinco áreas florestais secundárias, abrangendo uma ampla variedade de tipos de vegetação, para árvores com diâmetro. Os locais compreendem os primeiros experimentos destrutivos de colheita relatados no domínio afro-tropical (n=1429, incluindo Madagascar), América Latina (n=1794), do sudeste da Ásia e da Austrália (n=781) (CHAVE *et al.*, 2014).

Equação (Ch14) – Chave *et al.* (2014), com base nas variáveis diâmetro, densidade da madeira e altura total:

$$AGB = [0,0673 * (p * DAP^2 * H)^{0,976}] \quad \text{Eq. (2)}$$

Onde:

AGB = biomassa seca acima do solo (Mg)

p = densidade específica da madeira (g cm^{-3})

DAP = diâmetro medido à altura do peito (cm)

H = altura total da árvore (m)

Equação (Ch05) – Chave *et al.* (2005), com base em diâmetro, densidade e altura da árvore:

$$AGB = \exp[-2,977 + \ln(p * DAP^2 * H)] \quad \text{Eq. (3)}$$

Onde:

AGB = biomassa seca acima do solo (Mg)

p = densidade específica da madeira (g cm^{-3})

DAP = diâmetro medido à altura do peito (cm)

H = altura total da árvore (m)

Equação (Ti.) – Tiepolo, Calmon e Feretti (2002), com base na variável DAP (cm), ajustada para Floresta Atlântica:

$$AGB = 21,297 - (6,953 * DAP) + [0,74 * (DAP^2)] \quad \text{Eq. (4)}$$

Onde:

AGB = biomassa seca acima do solo (Mg)

DAP = diâmetro medido à altura do peito (cm)

Equação (Fe12) – Feldpausch *et al.* (2002) com base na variável DAP (cm), altura total (H) e densidade da madeira, ajustada para florestas úmidas:

$$\ln(AGB) = -2,9205 + 0,9894 * \ln(D^2pH) \quad \text{Eq. (5)}$$

Onde:

AGB = biomassa seca acima do solo (Mg)

p = densidade específica da madeira (g cm^{-3})

DAP = diâmetro medido à altura do peito (cm)

H = altura total da árvore (m)

Equação (Br97) – Brown (1997) com base na variável DAP (cm), ajustada para florestas úmidas:

$$Y = \exp[-2,134 + 2,530 * \ln(DAP)] \quad \text{Eq. (6)}$$

Onde:

Y = biomassa seca acima do solo (Mg)

DAP = diâmetro medido à altura do peito (cm)

Os dados de densidade da madeira foram obtidos a partir do banco de dados do Global Wood Density Database (GWDD) em Zanne *et al.* (2009) e do banco de dados brasileiros, compilado pelo Laboratório de Produtos Florestais do Serviço Florestal Brasileiro (SFB, 2020). Posteriormente, foi organizada uma lista das espécies ocorrentes na área e respectivas densidades da madeira encontradas nos dois bancos de dados consultados. Quando foram encontrados mais de um valor por espécie, a média das densidades foi utilizada para os cálculos da biomassa.

O cálculo da BAS foi realizado apenas para árvores vivas com $DAP \geq 5$ cm, com os dados do inventário florístico. O total de BAS de árvores com $DAP \geq 5$ cm para cada parcela

foi quantificado pela soma da BAS_i estimada das árvores para todas as j árvores, conforme Fox *et al.* (2010):

$$B_{parcela}(biomassa\ seca\ Mg\ ha^{-1}) = \frac{\sum_j BAS_i}{1000 * (10000/A)}$$

$B_{parcela}$ = biomassa total por parcela

$\sum_j BAS_i$ = massa seca de todas as árvores da parcela em kg; 1000 é o fator para converter kg em Mg; 10.000 é o fator para converter metros em hectares; e A é a superfície da parcela (m²).

2.4 ESTOQUE DE CARBONO

Os teores de carbono da biomassa variam conforme a espécie florestal e raramente ultrapassam 50%. Assim, o carbono estocado na biomassa foi estimado por meio da multiplicação das estimativas de biomassa obtidas pelo fator 0,48 (BLANC *et al.*, 2009; OLIVEIRA *et al.*, 2012). Os estoques de carbono em cada árvore e por área foram estimados por meio da expressão:

$$EC = 0,48 * Biomassa$$

EC = estoque de carbono (Mg ha⁻¹). Fator 0,48 (48% da biomassa seca corresponde ao teor de C total contido na biomassa).

2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os valores médios dos estoques de biomassa e carbono por hectare utilizando as equações alométricas foram estimados nas 40 parcelas amostrais. A normalidade dos dados (n=40) foi verificada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov (CONOVER, 1971) e a homogeneidade das variâncias foi verificada pelo teste de Levene (BROWN; FORSYTHE, 1974), ambos a 5% de probabilidade. Em caso de atendimento dos pressupostos estatísticos necessários (normalidade dos erros e homocedasticidade), os dados foram analisados por meio da análise da variância (ANOVA) e, posteriormente, com o teste post-hoc de TukeyHSD utilizando o pacote Agricolae do R (TUKEY, 1949). As análises estatísticas foram realizadas com o software R versão 3.6.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 BIOMASSA ACIMA DO SOLO

A amplitude dos dados de biomassa total estimada pelas seis equações propostas variou de 116,85 a 228,79 Mg parcela⁻¹, com valor médio de 155,89 Mg parcela⁻¹. O valor máximo estimado por árvore individual foi de 35,88 Mg e o mínimo de 0,73 Mg (Tabela 1).

Tabela 1 – Biomassa acima do solo (Mg) por parcela (250 m²) estimada pelas seis equações propostas

Estatística descritiva	Equações alométricas*					
	Bic	Br97	Ch05	Ch14	Fe12	Ti.
Total	186,50	228,79	121,34	129,56	116,85	152,28
\bar{Y}	4,66	5,72	3,03	3,24	2,92	3,81
Mínimo	1,25	1,32	0,74	0,83	0,73	0,91
Máximo	28,96	35,88	15,19	15,05	14,15	15,76
Desvio padrão	±4,24	±5,33	±2,20	±2,18	±2,05	±2,38
Variância amostral	18,01	28,43	4,86	4,74	4,21	5,68
Coefficiente de variação (%)	91,01	93,22	72,69	67,21	70,22	62,59

*Bic = equação com variáveis bioclimáticas (CHAVE *et al.*, 2014), Br97 = equação de Brown (1997), Ch05 = equação de Chave *et al.* (2005), Ch14 = equação de Chave *et al.* (2014), Fe12 = equação de Feldpausch *et al.* (2012) e Ti. = equação de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)

O maior valor de BAS observado neste estudo refere-se a um indivíduo de DAP = 143,24 cm (família Fabaceae) e o menor valor estimado está relacionado a um indivíduo com 5,33 cm de diâmetro. O menor valor de coeficiente de variação para a estimativa de biomassa acima do solo foi obtido pela equação de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002); com ~62%, enquanto a maior variação nas estimativas foi observada na equação proposta por Brown (1997) com ~93%.

Os estoques médios de biomassa acima do solo por área (Mg ha⁻¹) são apresentados na tabela 2. Os maiores estoques obtidos com a equação Br97 foram ~50% superiores aos valores obtidos pela equação Fe12, que apresentou os menores valores para a BAS.

Tabela 2 – Estoques médios de biomassa acima do solo estimados em fragmento de Floresta Atlântica.

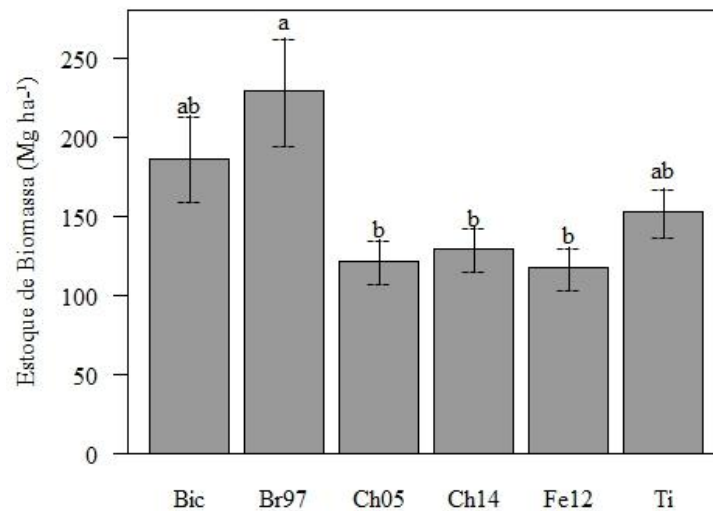
	Equações alométricas					
	Bic	Ch14	Ti	Fe12	Br97	Ch05
	----- (Mg ha ⁻¹) -----					
Médias	186,50	129,56	152,28	116,85	228,79	121,34
Erro padrão	±26,84	±13,77	±15,07	±12,97	±33,72	±13,95
CV%	91,01	67,21	62,59	70,22	93,22	72,69

Bic = equação com variáveis bioclimáticas (CHAVE *et al.* 2014), Br97 = equação de Brown (1997), Ch05 = equação de Chave *et al.* (2005), Ch14 = equação de Chave *et al.* (2014), Fe12 = equação de Feldpausch *et al.* (2012) e Ti. = equação de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)

Os valores médios das estimativas de BAS por área obtidos pelas equações utilizadas neste estudo estão condizentes com outros desenvolvidos em florestas tropicais úmidas no Bioma Mata Atlântica, com destaques para Diniz *et al.* (2015), em formações de Mata Atlântica $\sim 115,6 \text{ Mg ha}^{-1}$. Já Colmanetti *et al.* (2018), utilizando equação de Chave *et al.* (2014), obtiveram média de $\sim 158 \text{ Mg ha}^{-1}$ na Serra da Cantareira e Robinson *et al.* (2015) estimaram $\sim 155 \text{ Mg ha}^{-1}$ em áreas de sucessão secundária. Por outro lado, valores mais altos foram relatados por Alves *et al.* (2010) em fragmento de Floresta Atlântica submontana ($\sim 240 \text{ Mg ha}^{-1}$) e no Paraná em Floresta Atlântica ($\sim 212 \text{ Mg ha}^{-1}$) por Silva *et al.* (2018). Possivelmente, condições ambientais, como clima, solo, relevo tenham interferido nas diferenças observadas.

As estimativas dos estoques de BAS (Mg ha^{-1}), pelas diferentes equações (gerais e local), foram estatisticamente diferentes pela análise de variância ($F = 4,403$, $p\text{-value} < 0,001$) a 5% de probabilidade, conforme verifica-se na figura 2.

Figura 2 – Estoques de biomassa acima do solo em Floresta Atlântica. As médias seguidas de letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa pelo teste TukeyHSD a 0,05 de significância



Bic=equação com variáveis bioclimáticas - Chave *et al.* (2014), Br97=equação de Brown (1997), Ch05=equação de Chave *et al.* (2005), Ch14=equação de Chave *et al.* (2014), Fe12=equação de Feldpausch *et al.* (2012) e Ti.=equação de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)

As estimativas calculadas pelas equações de Br97 e Bic com variável bioclimática (E) apresentaram valores mais elevados (Figura 2), com tendência a superestimar a biomassa acima do solo, sobretudo para as árvores mais grossas na comunidade florestal ($\text{DAP} > 100 \text{ cm}$). Por outro lado, as equações Ch05, Ch14, Fe12 e Ti apresentaram estimativas semelhantes. Vale ressaltar que a equação Br97 utiliza o DAP como única variável independente enquanto a Bic

utiliza DAP, densidade da madeira e variável (E), já nas equações Ch05 e Ch14 as variáveis são DAP, H e p; enquanto na equação Ti., apenas o DAP é utilizado para estimar a biomassa.

A densidade específica da madeira (ρ) é um importante preditor de biomassa acima do solo, especialmente quando uma ampla gama de tipos de vegetação é considerada (CHAVE *et al.*, 2004). Além disso, Fayolle *et al.* (2013) demonstraram que o uso da densidade específica da madeira proveniente de base de dados global pouco impacta as estimativas de biomassa.

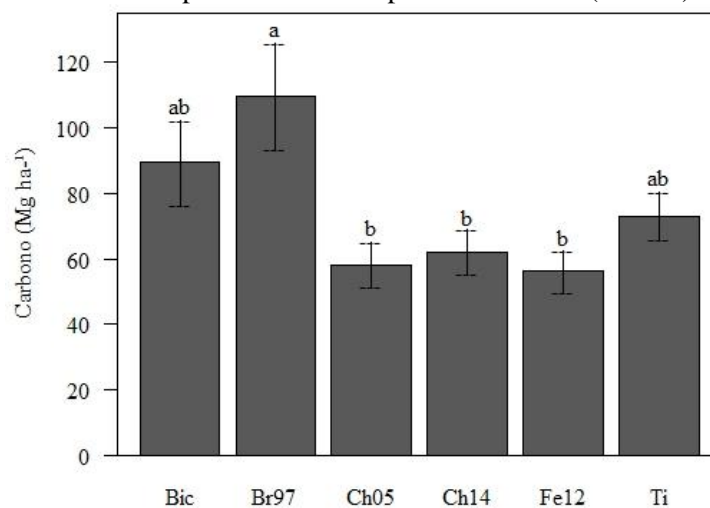
Por outro lado, apesar da dificuldade em avaliar com precisão as alturas das árvores em florestas tropicais (ocorrência de árvores gigantes e copas muito adensadas), a integração destes dados na avaliação de biomassa pode reduzir as incertezas nas estimativas (RUTISHAUSER *et al.*, 2013). Portanto, devem ser considerados o maior número de informações e características para estimar com acurácia a biomassa em florestas tropicais.

Neste sentido, as equações Ch05, Ch14 e Fe12 destacam-se, como já mencionado, pelo fato de considerar as variáveis explicativas dendrométricas convencionais (DAP e altura), além da densidade da madeira.

3.2 ESTOQUES DE CARBONO

Com relação às estimativas dos estoques de C-BAS, os valores médios variaram de $56,09 \pm 6,23 \text{ Mg ha}^{-1}$ a $109,82 \pm 16,19 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Figura 3).

Figura 3 – Estoques de carbono do componente arbóreo (Mg C ha^{-1}) em fragmento de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. As barras representam o erro padrão da média ($\pm \text{EPM}$)



*Bic=equação com variáveis bioclimáticas (CHAVE *et al.*, 2014), Br97 = equação de Brown (1997), Ch05 = equação de Chave *et al.* (2005), Ch14 = equação de Chave *et al.* (2014), Fe12 = equação de Feldpausch *et al.* (2012) e Ti. = equação de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)

Os valores mais elevados para os estoques de C foram obtidos pela equação de Brown (1997), enquanto os menores estoques, pela equação proposta por Feldpausch *et al.* (2012). Ressalta-se que as equações Br97 e Bic tiveram os maiores valores para o erro padrão da média (Figura 3). As estimativas médias de C com a equação Br97 diferiram significativamente das médias de C obtidas pelas equações Ch05, Ch14 e Fe12, coincidentemente, as únicas que utilizam em seu escopo as três variáveis DAP, altura e densidade (concomitantemente) como parâmetros de entrada do modelo alométrico.

Em Paragominas, Amazônia Oriental, Nunes (2011) selecionaram e compararam nove equações alométricas para estimar biomassa e carbono florestal e relataram que não houve diferença estatística entre as estimativas, de modo geral, as equações apresentaram estimativas semelhantes para a BAS e o carbono. Os autores também utilizaram a equação Br97, a qual apresentou valores intermediários de BAS e C, com $\sim 225 \text{ Mg ha}^{-1}$ para a biomassa e $\sim 106 \text{ Mg ha}^{-1}$ para o estoque de C, Resultados semelhantes foram obtidos por Azevedo *et al.* (2018) em remanescente de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, no qual quantificaram a BAS e o carbono utilizando a equação Br97, identificando estoques de $\sim 130 \text{ Mg C ha}^{-1}$; valores bem similares aos relatados neste presente estudo no Nordeste do Brasil.

Torres *et al.* (2013) também testaram metodologias para estimar biomassa e C, os autores concluíram que a metodologia do IPCC (equação pantropical ou geral) apresentou tendência de subestimar a BAS e o carbono, em comparação com as metodologias regionais. Apesar disso, os autores destacaram que, adotando o princípio conservador nas estimativas, conforme recomendado em projetos de carbono, a metodologia do IPCC pode ser utilizada, principalmente quando não existem equações alométricas específicas para cada região.

Na região amazônica, Aguiar, Gama e Beldini (2017) também se propuseram a comparar o desempenho de equações alométricas (local e gerais), e destacaram que os valores médios de carbono estimados diferiram significativamente, indicando que todas as equações tiveram diferença estatística, nesse cenário, os autores optaram pela equação local por ter sido ajustada para o Estado do Pará. Lima *et al.* (2012) ressaltam que os modelos alométricos devem ser selecionados cuidadosamente, considerando principalmente o tipo de floresta para o qual se pretende estimar a BAS e o C.

Os resultados observados para os estoques de C no Nordeste do Brasil são consistentes com dados de BAS e C de outros trabalhos também realizados no Bioma Mata Atlântica com mesma tipologia florestal. Destacando-se Diniz *et al.* (2015), com estoques de C variando de 20,9 a 70,6 Mg ha^{-1} ; Ribeiro *et al.* (2009) com estoque de $\sim 83,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ em fragmento de Floresta Atlântica em Minas Gerais; e Silva *et al.* (2018) com $\sim 107 \text{ Mg ha}^{-1}$ em fragmento de

Floresta Atlântica no Rio de Janeiro, caracterizada como floresta ombrófila densa e majoritariamente com formação secundária.

Em Floresta Atlântica, considerando diferentes vegetações em diferentes regiões do Brasil, Amaro *et al.* (2013) relataram que os estoques de carbono, variaram em média de 28,84 t ha⁻¹ a 192,09 t ha⁻¹. Por outro lado, Silveira *et al.* (2019) relataram uma variação na ordem de 25,52 a 238 Mg C ha⁻¹ em diferentes áreas deste bioma. Contudo, as estimativas obtidas neste estudo para os estoques de C acima do solo em fragmento de Floresta Atlântica do Nordeste do Brasil estão próximas a esses valores, com ~75 Mg C ha⁻¹ (Figura 3).

As principais informações sobre ajustes, precisão, referências, tipologias florestais e aplicabilidade, referentes às seis equações de regressão utilizadas neste estudo são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Dados resumidos dos ajustes das equações utilizadas para estimar a biomassa em Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil

Código	Autor	DAP (cm)	Variáveis	Equação	R ²	Aplicabilidade
Bic	Chave <i>et al.</i> 2014	5–212	DAP, <i>p</i> e E	$B = \exp(-1,803 - 0,976E + 0,976\ln(p) + 2,673 \ln(D) - 0,0299 (\ln(D))^2)$	0,98	florestas úmidas
Ch14	Chave <i>et al.</i> 2014	5–212	DAP, <i>p</i> e H	$B = 0,0673 \times (pD^2H)^{0,976}$	0,99	florestas úmidas, secas e inundadas
Ch05	Chave <i>et al.</i> 2005	5–222	DAP, <i>p</i> e H	$B = 0,0509 \times \rho D^2H$	0,99	florestas úmidas
Br97	Brown, 1997	5–148	DAP	$Y = \exp(-2,134 + 2,530 * \ln(D))$	0,97	florestas úmidas
Ti.	Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)	4–116	DAP	$BS = 21,297 - 6,953DAP + 0,74.DAP^2$	0,91	floresta Atlântica
Fe12	Feldpausch <i>et al.</i> (2012)	2–180	DAP, <i>p</i> e H	$\ln(AGB) = -2,9205 + 0,9894 \ln(D^2pH)$	0,97	florestas úmidas

Os estoques de C foram semelhantes entre as equações de Br97, Bic e Ti. (Figura 3), no entanto, os valores de C são superestimados, sobretudo com a Br97, que parece impulsionar os altos estoques de C das árvores de maior DAP, situações comuns tendo em vista o limite (diâmetro máximo admitido) de cada equação para a sua correta aplicação (Tabela 3). Para Chave *et al.* (2005), os modelos de regressão de biomassa não devem ser usados além do seu intervalo de validade.

Adicionalmente, Brown (1997) destaca que nem todos os países nos trópicos são cobertos por essas estimativas, e para o correto uso de equações, o inventário florestal deve incluir todas as espécies de árvores e não apenas algumas poucas espécies da área objeto de estudo, pois não há como extrapolar os dados a partir de inventários florestais que não medem todas as espécies.

De modo geral, o manual proposto por Brown (1997) foi um dos primeiros trabalhos voltados para uma proposta que pudesse ser útil para estimar biomassa para a região tropical, uma proposta de equação geral com base apenas na variável DAP e estratificada para as diferentes florestas: úmidas, secas e inundadas. Nos anos seguintes as pesquisas indicaram melhoras nas estimativas gerais, com demonstração da importância de outras variáveis para os modelos de regressão da biomassa.

Como alternativa para estimar a biomassa de floresta Atlântica; Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) desenvolveram uma equação (específica para este bioma) com base na variável DAP como única preditora da BAS. Um ponto crítico para o uso desta equação é que os dados se basearam em árvores com intervalo de diâmetros entre 4-116 cm, e como foi relatado acima para os dados de biomassa em floresta Atlântica no Nordeste, algumas árvores extrapolam esse limite de DAP para o qual a equação foi ajustada. Por outro lado, a equação proposta por estes autores obteve um bom ajuste dos dados, com $R^2=0,91$ (Tabela 3), demonstrando que mais de 90% da variação observada nos dados de biomassa são explicados pela variação apenas do DAP da árvore.

De acordo com Vieira *et al.* (2008), os modelos alométricos mais simples (aqueles com uma variável independente, geralmente o DAP) podem ser utilizados quando o foco é monitorar a variação no armazenamento de carbono ao longo do tempo.

Chave *et al.* (2005) concluíram que os preditores mais importantes da biomassa foram, em ordem decrescente de importância, o diâmetro do tronco, a densidade da madeira, a altura total e o tipo de floresta (úmida, seca ou inundada). Além disso, a densidade da madeira demonstrou ser uma variável importante em todas as regressões testadas, retornando um erro padrão da estimativa da biomassa de ~12% se H estiver disponível e 19,5% se H não estiver disponível. Ainda de acordo com Chave *et al.* (2009), a densidade da madeira é definida como a massa seca em estufa dividida pelo volume verde, limitada por 0 e $1,5 \text{ g cm}^{-3}$; além disso, ela descreve o investimento ou armazenamento de carbono por unidade de volume do caule da árvore.

Com foco em uma abordagem pantropical, Feldpausch *et al.* (2012), avaliaram a inclusão da variável altura nas estimativas de BAS e propuseram, de maneira inédita, modelos

alométricos gerais para estimar a biomassa e também altura total de árvores, utilizando um banco de dados um pouco menor que o de Chave *et al.* (2005). Os autores concluíram que a altura total da árvore (H) é um importante fator alométrico que precisa ser integrado nas estimativas, além disso, a inclusão de dados de altura reduziu os erros de 41,8 Mg ha⁻¹ (variação de 6,6 a 112,4) a 8,0 Mg ha⁻¹ (-2,5 a 23). Para todas as parcelas, a biomassa acima do solo foi 13% menor ao incluir estimativas de altura. Contudo, um ponto negativo para a aplicação dessa equação (Fe12) em Floresta Atlântica seria a falta de dados de amostragem no Bioma Mata Atlântica.

Já Chave *et al.* (2014) acrescentaram um fator que retrata as características climáticas do local onde a equação será aplicada; este fator inserido ao modelo tornou as equações mais precisas para estimativa da biomassa florestal, quando a variável altura não era possível ser estimada com segurança nos locais de coleta (inventários de biomassa).

De acordo com os autores acima, a Ch14 pode ser aplicada para estimar com confiabilidade a BAS em florestas tropicais, independentemente de tipologia florestal, se úmida, seca ou floresta inundada. Contrariamente, este resultado contrasta com o que foi proposto por Chave *et al.* (2005), quando os autores desenvolveram equações específicas para cada tipologia florestal (floresta úmida, inundada e seca). Ademais, a equação de melhor ajuste, excluindo-se a densidade da madeira como variável preditora, apresentou um erro padrão residual maior, assim, os autores concluíram que a densidade da madeira é um importante preditor da BAS.

Para os casos em que a altura total da árvore não está disponível, Chave *et al.* (2014) desenvolveram uma equação alométrica com base na variável de estresse ambiental (E). Segundo os autores, o desempenho da equação Bic é claramente pior que o desempenho das estimativas pela equação Ch14 (Tabela 3). No entanto, trata-se de uma boa alternativa para estimar a BAS quando não se tem dados da variável altura.

Quando comparado o desempenho das estimativas de BAS pelos modelos de Chave *et al.* (2014) com os de Chave *et al.* (2005), a Eq. 2 (Ch14) apresentou resultados semelhantes aos obtidos com a Eq. 3 (Ch05), ambas com as variáveis independentes H, DAP e p, fato também verificado nos dados de biomassa deste fragmento de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil (Figura 2). Por conseguinte, as equações propostas por Chave *et al.* (2014) são consideradas confiáveis para estimar a BAS nesses fragmentos. Além disso, a Eq. 1 (Bic), desenvolvida para estimar BAS na falta de dados para altura total, trouxe melhoras nas estimativas em relação às equações anteriores de Chave *et al.* (2005) e de Feldpausch *et al.* (2012).

Fayolle *et al.* (2013) demonstraram que a equação alométrica pantropical desenvolvida para florestas úmidas pode ser usada para produzir estimativas precisas de biomassa e estoques de carbono a partir de medições de diâmetro em inventário florestal.

Portanto, em uma escala lógica de metodologias que podem ser aplicadas para estimar a biomassa acima do solo em florestas tropicais, a primeira indicação seria o uso de equações ajustadas e testadas para o local, ou seja, uso de modelos locais. Como em Floresta Atlântica não há a possibilidade de amostragem destrutiva do componente arbóreo para ajuste de equações específicas para o bioma, procede-se então com a seleção de equações gerais pantropicais, desenvolvidas com ampla amostragem e acurácia para estimar biomassa e carbono.

4 CONCLUSÃO

Os modelos alométricos pantropicais constituem estratégias confiáveis para estimar a BAS e C em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas no Nordeste do Brasil, confirmando a hipótese principal do trabalho.

As estimativas utilizando as equações pantropicais, tendo como variáveis principais o DAP e a altura, apresentaram estimativas semelhantes em termos de C e biomassa, confirmando a hipótese de trabalho. Além disso, as estimativas oriundas do uso da equação local não acarretaram em maiores estimativas de BAS e C, não diferindo das estimativas provenientes das equações pantropicais.

Especificamente em remanescentes florestais na região Nordeste do Brasil, se os dados de H, DAP e densidade específica da madeira estiverem disponíveis após o inventário florestal da área, pode-se recorrer à equação Ch14 para quantificar a BAS; do contrário, a equação Ti. (específica/local) constitui uma alternativa viável, requerendo apenas a coleta da variável DAP (cm) como entrada.

Estes resultados são fundamentais para auxiliar na elaboração de projetos ambientais que visem o mercado de carbono e a própria habilitação para projetos de REDD+.

REFERÊNCIAS

- ADDO-FORDJOUR, P.; RAHMAD, Z. B. Development of allometric equations for estimating above-ground liana biomass in tropical primary and secondary forests, Malaysia. **International Journal of Ecology**, 2013.
- AGUIAR, D. R. de; GAMA, J. R. V.; BELDINI, T. P. Estoque de carbono por grupo ecológico na Floresta Nacional do Tapajós. **Espacios**, vol. 38, no. 32, p. 21, 2017.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, vol. 22, no. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVAREZ, E.; DUQUE, A.; SALDARRIAGA, J.; CABRERA, K.; DE LAS SALAS, G.; DEL VALLE, I.; LEMA, A.; MORENO, F.; ORREGO, S.; RODRÍGUEZ, L. Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. **Forest Ecology and Management**, vol. 267, p. 297–308, 2012.
- ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, vol. 260, no. 5, p. 679–691, 2010.
- AMARO, M. A.; SOARES, C. P. B.; SOUZA, A. L. de; LEITE, H. G.; SILVA, G. F. da. ESTOQUE VOLUMÉTRICO, DE BIOMASSA E DE CARBONO EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL EM VIÇOSA, MINAS GERAIS. **Revista Árvore**, vol. 37, no. 5, p. 849–857, 2013.
- AZEVEDO, A. D.; FRANCELINO, M. R.; CAMARA, R.; PEREIRA, M. G.; LELES, P. S. dos S.; 1. ESTOQUE DE CARBONO EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL DA MATA ATLÂNTICA. **Floresta**, vol. 48, no. 2, p. 183–194, 2018.
- BASUKI, T. M.; VAN LAAKE, P. E.; SKIDMORE, A. K.; HUSSIN, Y. A. Allometric equations for estimating the above-ground biomass in tropical lowland Dipterocarp forests. **Forest Ecology and Management**, vol. 257, no. 8, p. 1684–1694, 2009.
- BLANC, L.; ECHARD, M.; HERAULT, B.; BONAL, D.; MARCON, E.; CHAVE, J.; BARALOTO, C. Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. **Ecological Applications**, vol. 19, no. 6, p. 1397–1404, 2009.
- BRADFORD, M.; MURPHY, H. T. The importance of large-diameter trees in the wet tropical rainforests of Australia. **PLoS ONE**, p. 1–16, 2018.
- BROWN, M. B.; FORSYTHE, A. B. Robust Tests for the Equality of Variances. **Journal of the American Statistical Association**, vol. 69, no. 346, p. 364, 1974.
- BURGER, D. M. **Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP**. 2005. 112 f. Universidade de São Paulo, 2005.
- CHAVE, Jerome; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. **Philosophical**

Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, vol. 359, no. 1443, p. 409–420, 2004.

CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; SWENSON, N. G.; ZANNE, A. E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, vol. 12, no. 4, p. 351–366, 2009.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B. C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSIDE, P. M.; GOODMAN, R. C.; HENRY, M.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; MUGASHA, W. A.; MULLER-LANDAU, H. C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B. W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E. M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; ... VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, vol. 20, no. 10, p. 3177–3190, 2014.

CLARK, D. B.; FERRAZ, A.; CLARK, D. A.; KELLNER, J. R.; LETCHER, S. G.; SAATCHI, S. Diversity, distribution and dynamics of large trees across an old-growth lowland tropical rain forest landscape. **PLoS ONE**, vol. 14, no. 11, p. 1–23, 2019.

COLMANETTI, A. M. A.; WEISKITTEL, A.; BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C. De; TORRES, P. R.; LUIS, E.; CATHARINO, M.; BARBOSA, T. C.; SHIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C. De; ROBERTO, P.; ORTIZ, T.; CATHARINO, L. M.; BARBOSA, T. C.; THADEU, H. Aboveground biomass and carbon of the highly diverse Atlantic Forest in Brazil : comparison of alternative individual tree modeling and prediction strategies. **Carbon Management**, vol. 9, no. 4, p. 1–15, 2018.

CONOVER, W. J. **Practical Nonparametric Statistics (one-sample Kolmogorov test)**. 3rd ed. New York: John Wiley & Sons, 1971.

DINIZ, A. R.; MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. de C.; MENEZES, C. E. G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, vol. 10, no. 3, p. 443–451, 2015.

FAYOLLE, A.; DOUCET, J. L.; GILLET, J. F.; BOURLAND, N.; LEJEUNE, P. Tree allometry in Central Africa: Testing the validity of pantropical multi-species allometric equations for estimating biomass and carbon stocks. **Forest Ecology and Management**, vol. 305, p. 29–37, 2013.

FELDPAUSCH, T. R.; LLOYD, J.; LEWIS, S. L.; BRIENEN, R. J. W.; GLOOR, M.; MONTEAGUDO MENDOZA, A.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; BANIN, L.; ABU SALIM, K.; AFFUM-BAFFOE, K.; ALEXIADES, M.; ALMEIDA, S.; AMARAL, I.; ANDRADE, A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAUJO MURAKAMI, A.; ARETS, E. J. M.; ARROYO, L.; AYMARD C., G. A.; ... PHILLIPS, O. L. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. **Biogeosciences**, vol. 9, no. 8, p. 3381–3403, 2012.

FOX, J. C.; YOSI, C. K.; NIMIAGO, P.; OAVIKA, F.; POKANA, J. N.; LAVONG, K.; KEENAN, R. J. Assessment of aboveground carbon in primary and selectively harvested tropical forest in papua New Guinea. **Biotropica**, vol. 42, no. 4, p. 410–419, 2010.

HENRY, M.; BOMBELLI, A.; TROTTA, C.; ALESSANDRINI, A.; BIRIGAZZI, L.; SOLA, G.; VIEILLEDENT, G.; SANTENOISE, P.; LONGUETAUD, F.; VALENTINI, R.; PICARD, N.; SAINT-ANDRÉ, L. GlobAllomeTree: International platform for tree allometric

equations to support volume, biomass and carbon assessment. **IForest**, vol. 6, no. 6, p. 326, 2013.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. dos; RIBEIRO, R. J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, vol. 28, no. 2, p. 153–166, 1998.

HOUGHTON, R. A.; BYERS, B.; NASSIKAS, A. A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. **Nature Climate Change**, vol. 5, no. 12, p. 1022–1023, 2015.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira (Série Manuais Técnicos em Geociências, n. 1)**. 1st ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.

JUCKER, T.; CASPERSEN, J.; CHAVE, J.; ANTIN, C.; BARBIER, N.; BONGERS, F.; DALPONTE, M.; VAN EWIJK, K. Y.; FORRESTER, D. I.; HAENI, M.; HIGGINS, S. I.; HOLDAWAY, R. J.; IIDA, Y.; LORIMER, C.; MARSHALL, P. L.; MOMO, S.; MONCRIEFF, G. R.; PLOTON, P.; POORTER, L.; ... COOMES, D. A. Allometric equations for integrating remote sensing imagery into forest monitoring programmes. **Global Change Biology**, vol. 23, no. 1, p. 177–190, 2017.

LIMA, A. J. N.; SUWA, R.; DE MELLO RIBEIRO, G. H. P.; KAJIMOTO, T.; DOS SANTOS, J.; DA SILVA, R. P.; DE SOUZA, C. A. S.; DE BARROS, P. C.; NOGUCHI, H.; ISHIZUKA, M.; HIGUCHI, N. Allometric models for estimating above- and below-ground biomass in Amazonian forests at São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. **Forest Ecology and Management**, vol. 277, p. 163–172, 2012.

LIMA, R. B. D. A. **Estrutura, regeneração natural e ciclagem de nutrientes em floresta ombrófila densa das terras baixas, na Zona da Mata de Pernambuco**. 2017. 150 f. Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2017.

LIMA, R. B. de A.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; FELICIANO, A. L. P.; SILVA, R. K. S. da. Potencial regenerativo de espécies arbóreas em fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, vol. 12, no. 4, p. 666, 2017.

MAULANA, S. I. Allometric Equations for Estimating Aboveground Biomass in Papua Tropical Forest. **Indonesian Journal of Forestry Research**, vol. 1, no. 2, p. 77–88, 2014.

MIRANDA, B. P.; RODERJAN, C. V.; BOTOSSO, P. C.; SANTOS, T. L.; ANDRADE, V. H. F. ESTIMATIVA DA BIOMASSA AÉREA E CARBONO DE *Ilex microdonta* EM FLORESTA ATLÂNTICA, PARANÁ, BRASIL. **BIOFIX Scientific Journal**, vol. 4, no. 1, p. 58, 2019.

MOLTO, Q.; ROSSI, V.; BLANC, L. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. **Methods in Ecology and Evolution**, vol. 4, no. 2, p. 175–183, 2013.

MUGASHA, W. A.; EID, T.; BOLLANDSÅS, O. M.; MALIMBWI, R. E.; CHAMSHAMA, S. A. O.; ZAHABU, E.; KATANI, J. Z. Allometric models for prediction of above- and belowground biomass of trees in the miombo woodlands of Tanzania. **Forest Ecology and Management**, vol. 310, p. 87–101, 2013.

NOGUEIRA, E. M.; FEARNSIDE, P. M.; NELSON, B. W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E.

W. H. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, vol. 256, no. 11, p. 1853–1867, 2008.

NUNES, S. D. S. S. **Estimativas de biomassa e carbono e indicadores para restauração de florestas secundárias em Paragominas, Pará**. 2011. 127 f. Universidade de São Pulo, 2011.

OLIVEIRA, L. P.; SOTTA, E. D.; HIGUCHI, N. **Quantificação da biomassa na floresta estadual do Amapá: alometria e estimativas de estoque de carbono**. Macapá: IEF, 2012.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, 2020. Available at: <http://www.r-project.org>.

RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L. de; NARDELLI, A. M. B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, vol. 33, no. 5, p. 917–926, 2009.

ROBINSON, S. J. B.; VAN DEN BERG, E.; MEIRELLES, G. S.; OSTLE, N. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, vol. 24, no. 9, p. 2273–2291, 2015.

RUTISHAUSER, E.; NOOR'AN, F.; LAUMONIER, Y.; HALPERIN, J.; RUFIE; HERGOUALCH, K.; VERCHOT, L. Generic allometric models including height best estimate forest biomass and carbon stocks in Indonesia. **Forest Ecology and Management**, vol. 307, p. 219–225, 2013.

SFB. SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Laboratório de Produtos Florestais. 2020. SFB. Available at: <https://lpf.florestal.gov.br/pt-br/madeiras-brasileiras>

SILVA, L. C.; JOSÉ, E.; ARAÚJO, G. De; CURTO, R. D. A.; NASCIMENTO, M.; HENRIQUE, D.; MORAIS, V. A. BIOMASS AND CARBON STOCKS IN A CONSERVATION UNIT IN THE BIOMA MATA ATLÂNTICA. **BIOFIX Scientific Journal v.**, vol. 3, no. 2, p. 243–251, 2018.

SILVEIRA, E. M. de O.; TERRA, M. de C. N. S.; TER STEEGE, H.; MAEDA, E. E.; ACERBI JÚNIOR, F. W.; SCOLFORO, J. R. S. Carbon-diversity hotspots and their owners in Brazilian southeastern Savanna, Atlantic Forest and Semi-Arid Woodland domains. **Forest Ecology and Management**, vol. 452, no. 8, p. 117575, 2019.

SILVEIRA, E. M. O.; SILVA, S. H. G.; ACERBI-JUNIOR, F. W.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. M. T.; SCOLFORO, J. R. S.; WULDER, M. A. Object-based random forest modelling of aboveground forest biomass outperforms a pixel-based approach in a heterogeneous and mountain tropical environment. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, vol. 78, no. 2, p. 175–188, 2019.

SILVEIRA, P.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. O Estado Da Arte Na Estimativa De Biomassa E Carbono Em Formações Florestais. **Floresta**, vol. 38, no. 1, p. 185–206, 2008.

SIST, P.; MAZZEI, L.; BLANC, L.; RUTISHAUSER, E. Large trees as key elements of

carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, vol. 318, p. 103–109, 2014.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A. R. **Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil**. p. 98-115: International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring, 2002.

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

TUKEY, J. W. Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. **Biometrics**, vol. 5, no. 2, p. 99, 1949.

VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; AIDAR, M.; ARAÚJO, L. S.; BAKER, T.; BATISTA, J. L. F.; CAMPOS, M. C.; CAMARGO, P. B.; CHAVE, J.; DELITTI, W. B. C.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JOLY, C. A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L. A.; DE MATTOS, E. A.; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; DOS SANTOS, F. A. M.; ... TRUMBORE, S. E. Estimation of biomass and carbon stocks: The case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, vol. 8, no. 2, p. 21–29, 2008.

ZANNE, A. E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D. A.; ILIC, J.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; MILLER, R. E.; SWNSON, N. G.; WIEMANN, M. C.; CHAVE, J. Global wood density database. Dryad identifier. , p. 26, 2009. Available at: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.

**CAPÍTULO 2 – ESTOQUES DE CARBONO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO E
DA SERRAPILHEIRA ACUMULADA EM FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA
NO NORDESTE DO BRASIL**

RESUMO

Florestas tropicais úmidas representam grandes reservas de carbono (C) e estão entre os ecossistemas com maior biodiversidade do planeta, além disso, desempenham um papel significativo no ciclo global do C pela capacidade de funcionar como um sumidouro de C para a atmosfera. Contudo, pouco se sabe sobre os efeitos da fragmentação florestal sobre os estoques de C da vegetação. Neste estudo, objetivou-se quantificar os estoques de C na biomassa acima do solo e na serrapilheira em fragmento de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (borda e interior) e em cultivo agrícola (cana-de-açúcar) no Nordeste do Brasil. A biomassa acima do solo (BAS) foi quantificada utilizando-se equação alométrica proposta para floresta tropical úmida. As amostras de material vegetal (folhas, cascas, galhos e serrapilheira) foram secas a 60 °C, pesadas e moídas; em seguida, transferidas para cadinhos de porcelana e, posteriormente, levadas ao laboratório para a análise dos teores de C orgânico por combustão a seco. Os estoques de BAS não foram diferentes entre os ambientes da borda e interior do fragmento, entretanto, os estoques de C nos ambientes florestais foram diferentes dos estoques no cultivo de cana-de-açúcar. A estratificação da BAS em classes de diâmetro mostrou que as árvores de maior porte são importantes para a estocagem da biomassa em árvores, tanto na borda quanto no interior do fragmento. Nas parcelas do interior, cerca de 50% dos estoques de BAS estavam presentes nas duas classes de árvores de maior porte. Os estoques de biomassa da serrapilheira também não diferiram entre borda e interior. Os estoques de C da biomassa de plantas de cana-de-açúcar diferiram entre as frações da planta, com valores médios para o colmo da planta superiores aos estoques na folhagem. Por outro lado, os maiores valores, em termos de teor de C foram observados para a fração galho. Quanto ao teor de C nas plantas de cana-de-açúcar, houve diferença significativa entre os teores de C foliar e colmo, com teores médios na folha de 441,48 g kg⁻¹, sendo os maiores teores observados no colmo. Os estoques de C da BAS foram significativamente diferentes entre borda, interior e cana-de-açúcar. Os estoques de C na mata nativa foram superiores aos estoques do cultivo de cana. Já o estoque de C da serrapilheira acumulada não diferiu estatisticamente entre borda e interior. Na biomassa de plantas de cana-de-açúcar, os estoques de C diferiram entre as frações. Contrariamente, entre as espécies arbóreas, os estoques de C não apresentaram diferença entre os ambientes (interior/borda), a exceção foi a espécie *Protium heptaphyllum*, que teve os maiores estoques de C quantificados na borda.

Palavras-chave: Floresta tropical úmida, fragmentação, *Saccharum* spp., serrapilheira, teor de carbono

ABSTRACT

Tropical rainforests represent large reserves of carbon (C) and are among the most biodiverse ecosystems on the planet. In addition, they play a significant role in the global C cycle due to their ability to function as a sink of C into the atmosphere. However, little is known about the effects of forest fragmentation on vegetation C stocks. This chapter aimed to quantify C stocks in above-ground biomass and litter in a fragment of the Atlantic Forest (edge and interior) and in agricultural cultivation (sugarcane) in Northeastern Brazil. Above-ground biomass (AGB) was quantified using the allometric equation proposed for tropical rainforest and following the methodological procedures in Chapter I. The samples of plant material (leaves, bark, branches and litter) were dried at 60 °C, weighed and ground; then transferred to porcelain crucibles and later taken to the laboratory for analysis of organic C contents by dry combustion. AGB stocks were not different between edge and interior environments, however, C stocks in forest environments were different from stocks in sugarcane cultivation. The AGB stratification into diameter classes showed that large trees are important for the storage of biomass in trees, both at the edge and forest interior. In the interior plots, about 50% of AGB stocks were present in the two classes of larger trees. Litter biomass stocks also did not differ between edge and interior. The sugarcane plant biomass C stocks differed between the plant compartments, with mean values for the plant stalk compartment higher than the foliage stocks. On the other hand, the highest values, in terms of C content, were observed for the branch compartment. As for the C content in the compartments of sugarcane plants, there was a significant difference between leaf and stem C, with average contents in the leaf of 441.48 g kg⁻¹, with the highest contents observed in the stalk fraction. C-AGB stocks were significantly different between edge, interior, and sugarcane. C stocks in the native forest were higher than sugarcane stocks. The accumulated litter C stock did not differ statistically between edge and interior. In sugarcane plant biomass, C stocks differed between different plant compartments. In contrast, C stocks did not differ between environments (interior/edge) among tree species. The exception was *Protium heptaphyllum*, which had the highest C stocks quantified at the edge.

Keywords: Carbon content, fragmentation, litter, *Saccharum* spp., tropical rainforest.

1 INTRODUÇÃO

Florestas tropicais úmidas representam grandes reservas de C e estão entre os ecossistemas com maior biodiversidade do planeta (DAY *et al.*, 2013; MEMIAGHE *et al.*, 2016). Florestas conseguem sequestrar grandes quantidades de C por ano e estima-se que as florestas tropicais estoquem mais da metade desse fluxo. A captação líquida de CO₂ atmosférico pode atingir ~1 Pg C ano⁻¹ em florestas neotropicais maduras (BRIENEN *et al.*, 2015; HOUGHTON; BYERS; NASSIKAS, 2015).

Nesse contexto, a Mata Atlântica destaca-se como a segunda maior floresta tropical úmida das Américas, com ~90% de sua área presente em território brasileiro. Representa um dos maiores centros de biodiversidade e endemismo do mundo, estima-se que 86% de sua área original já foi desmatada ao longo dos vários ciclos econômicos no Brasil, restando alguns poucos fragmentos (BARBOSA *et al.*, 2014; LIMA *et al.*, 2020).

Entretanto, a quantificação e determinação dos estoques de biomassa e C nessas florestas ainda são incipientes (ALVES *et al.*, 2010; LINDNER; SATTLER, 2012). Segundo, Gibbs *et al.* (2007), o C armazenado na BAS das árvores é tipicamente o maior reservatório e o mais diretamente impactado pelo desmatamento e degradação. Assim, estimar o C na biomassa florestal acima do solo é o passo mais crítico na quantificação de estoques e fluxos de C de florestas tropicais.

Uma abordagem confiável de quantificação dos estoques de C na Mata Atlântica tem sido por meio da avaliação da biomassa acima do solo (BAS) (DINIZ *et al.*, 2015; MATOS *et al.*, 2020). Os modelos de biomassa no nível das árvores são bastante limitados e dificilmente são desenvolvidos devido à demora, intenso esforço e trabalho de campo e custos significativos. Isso devido à amostragem destrutiva ser limitada pela proteção dos remanescentes de Floresta Atlântica pela lei nº 11.428/2006 (COLMANETTI *et al.*, 2018; POGGIANI, 2012).

Como alternativa, as equações pantropicais têm sido relatadas na literatura como importante ferramenta para prever esses estoques de biomassa e C em florestas tropicais (CHAVE *et al.*, 2014). Para Ratuchne *et al.* (2016), a estimativa de biomassa pelo método indireto consiste em correlacioná-la com alguma variável de fácil obtenção no campo e que não requeira a destruição total do material vegetal.

Outro ponto importante diz respeito aos impactos da fragmentação florestal sobre os estoques de C florestal e o ciclo global do C. Segundo Magnago *et al.* (2017), os estoques de C podem ser impactados negativamente pela fragmentação e pela influência direta das condições microclimáticas e alterações no solo. Além disso, a destruição de habitats normalmente leva à

fragmentação, divisão em fragmentos menores e mais isolados, separados por uma matriz de cobertura da terra transformada pela ação antrópica (D'ALBERTAS *et al.*, 2018; PÜTZ *et al.*, 2011).

De acordo com Razafindratsima *et al.* (2018), entender os impactos da criação de bordas na biodiversidade é crucial para o manejo de recursos naturais e conservação biológica. Pütz *et al.* (2014) identificaram o desmatamento e a degradação como uma das principais fontes de emissões de CO₂, sendo que a mudança nas emissões de C após a fragmentação que resulta da criação de áreas adicionais na borda da floresta tem sido amplamente ignorada como uma fonte adicional de CO₂.

Apesar da importância das florestas tropicais como sumidouros de C, milhões de hectares dessas florestas têm sido perdidos nos últimos anos devido à conversão em terras agrícolas ou pastagens (MALHI; MARTHEWS, 2010). No Brasil, muitas dessas áreas de floresta nativa no passado deram lugar a grandes cultivos agrícolas, principalmente de cana-de-açúcar, e ainda hoje fazem parte da matriz que circunda esses fragmentos florestais, sendo importantes para o desenvolvimento socioeconômico.

A cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.) pertence à família Poaceae, junto com o milho e o sorgo. É uma gramínea grande e perene, cultivada principalmente em regiões tropicais ou subtropicais para a produção de açúcar e, recentemente, também para a produção de biocombustíveis. Nos últimos 20 anos, ganhou cada vez mais destaque global devido ao seu potencial superior para uso como fonte alternativa de energia renovável (WANG *et al.*, 2013).

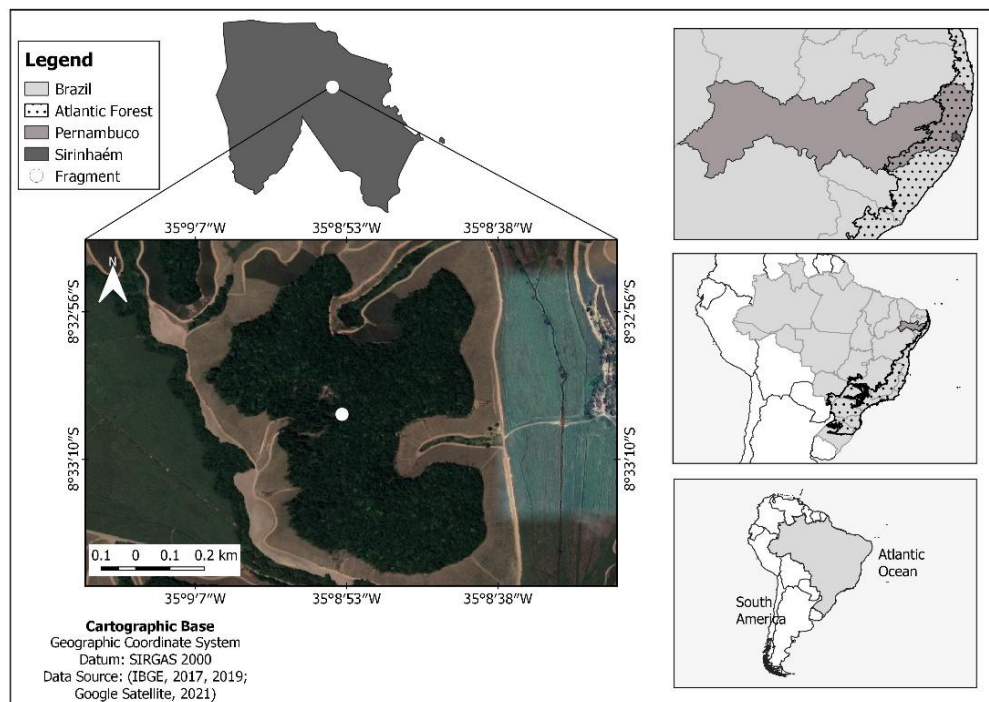
Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi quantificar os estoques de C na BAS, C-serrapilheira em fragmento de Floresta Atlântica (borda e interior) e em cultivo agrícola (cana-de-açúcar) no Nordeste do Brasil. Como hipótese principal de trabalho, espera-se que exista diferença entre os teores de C por espécie e entre os estoques de C nestes ambientes (borda, interior e cultivo de cana-de-açúcar), com maiores estoques de C no interior do fragmento.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em fragmento de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (na borda e interior) e em sistema agrícola (cultivo de cana-de-açúcar) próximo ao fragmento, no município de Sirinhaém, localizado na região da zona da Mata Sul no Estado de Pernambuco, Brasil (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo em floresta tropical úmida no Nordeste do Brasil



Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

O clima predominante na área é tropical úmido (classificação climática de Köppen), com precipitação pluvial média anual de aproximadamente 1.860 mm (OLIVEIRA *et al.*, 2016). A Mata Atlântica caracteriza-se pela ocorrência de chuvas abundantes e bem distribuídas ao longo do ano. No entanto, em virtude de sua extensão, apresenta diferenças climáticas consideráveis entre as regiões mais ao norte e ao sul do Brasil. Tais diferenças vão desde a floresta tropical pluvial, localizada no litoral nordestino, com temperaturas elevadas e precipitação intensa, até regiões com invernos frios ao Sul do País (POGGIANI, 2012).

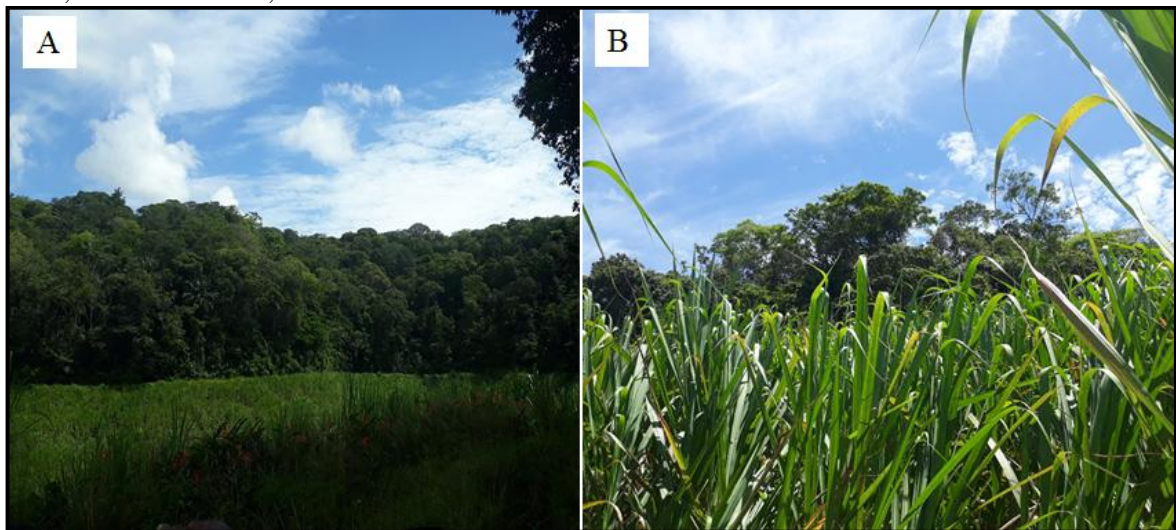
A altitude média na área é de 60 m e os solos predominantes são dos tipos Latossolo Amarelo e Argissolos Amarelo, Vermelho-Amarelo e Acinzentado (SANTOS *et al.*, 2018). A vegetação predominante no fragmento é de floresta tropical úmida, classificada como Floresta

Ombrófila Densa das Terras Baixas, que ocupam as planícies litorâneas constituídas por deposição de rastejo e escoamento superficial das serras costeiras (origem continental) e trechos de deposição marinha, de origem oceânica (IVANAUSKAS; ASSIS, 2012).

No que se refere à vegetação na área, dentre as famílias botânicas com maior riqueza de espécies destacam-se: Fabaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Lauraceae, Moraceae, Sapindaceae, Lecythidaceae, Sapotaceae, Clusiaceae, Euphorbiaceae e Erythroxylaceae (67% da riqueza). Entre as espécies, *Thyrsodium spruceanum* Benth.; *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand; *Eschweilera ovata* (Cambess.) Miers; *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber e *Brosimum rubescens* Taub., destacam-se em termos de densidade absoluta de indivíduos, de acordo com estudo fitossociológico e florístico prévio realizado por Lima *et al.* (2019).

Na área destacam-se ainda os cultivos de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.) que fazem parte da paisagem, circundando os fragmentos de Floresta Atlântica na região (Figura 2).

Figura 2 – Borda do fragmento de floresta Atlântica (A) e cultivo de cana-de-açúcar (B) na área de estudo, em Pernambuco, Nordeste do Brasil



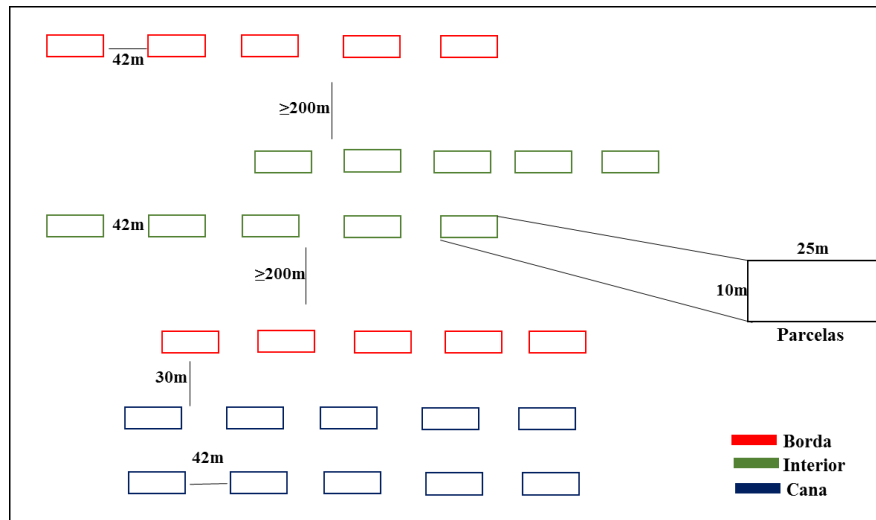
2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO

2.2.1 Amostragem do componente arbóreo (DAP ≥ 5cm)

Neste estudo, utilizaram-se os dados fitossociológicos e florísticos referentes ao fragmento de Floresta Atlântica, coletados por Lima *et al.* (2019). No ambiente de floresta nativa foram selecionadas 20 parcelas (borda=10 e interior =10) para a avaliação dos estoques de biomassa e carbono do componente arbóreo com diâmetro à altura do peito (DAP ≥ 5 cm). As parcelas na área de borda foram dispostas cerca de 200 metros de distância das parcelas

localizadas na região central do fragmento (denominadas de Interior) conforme esquema da figura 3.

Figura 3 – Amostragem do componente arbóreo (borda e interior) em fragmento de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil



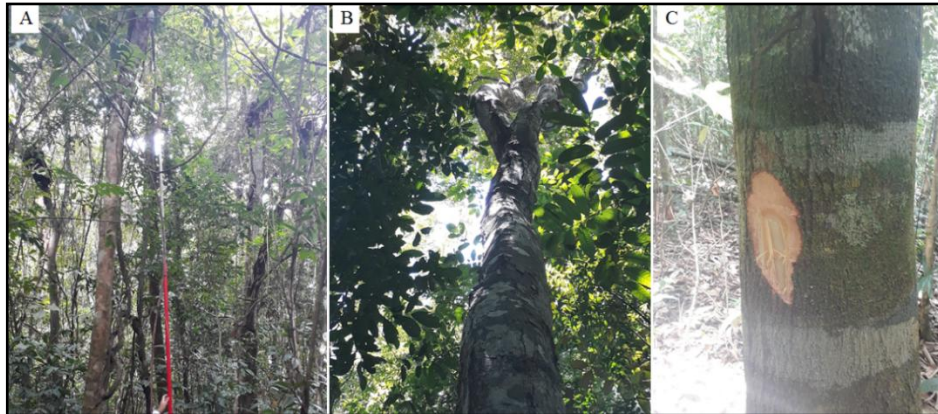
Fonte: Elaborado pelo autor (2022)

Nestas parcelas, borda ($n=10$) e interior ($n=10$), foram amostrados indivíduos representativos da comunidade arbórea (DAP e altura total dominantes). Para determinar o teor de C na biomassa vegetal em Floresta Atlântica, amostras de folhas, cascas e galhos finos (> 3 cm de diâmetro) foram coletados em três indivíduos de cada espécie. Selecionaram-se cinco espécies prioritárias com base nos parâmetros fitossociológicos da comunidade, conforme o trabalho de Lima *et al.* (2019).

As espécies usadas compõem o grupo das 10 espécies de maior densidade na área de estudo e foram selecionadas com base no critério de presença em ambas as áreas do fragmento (borda e interior). São elas: *Thyrsodium spruceanum* Benth. (TS), *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (PH), *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber (BG), *Eschweilera ovata* (Cambess.) Miers (EO) e *Brosimum rubescens* Taub. (BR).

A amostragem dos componentes folhas, cascas e galhos (< 3 cm) de cada espécie foi utilizada para determinar os teores de C nessas frações da planta. Nas espécies florestais, em cada parcela, foram selecionados indivíduos com base em seus valores de altura e DAP, representando a média dos demais indivíduos. Foram amostradas apenas folhas saudáveis e maduras localizadas nos quatro pontos cardeais (norte, sul, leste e oeste) das copas; pequenas amostras de cascas dos fustes e galhos finos próximos dos ramos das folhas coletadas, contemplando as três frações avaliadas (Figura 4).

Figura 4 – Amostragem de folhas (A), galhos (B) e casca (C) do componente arbóreo em Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil

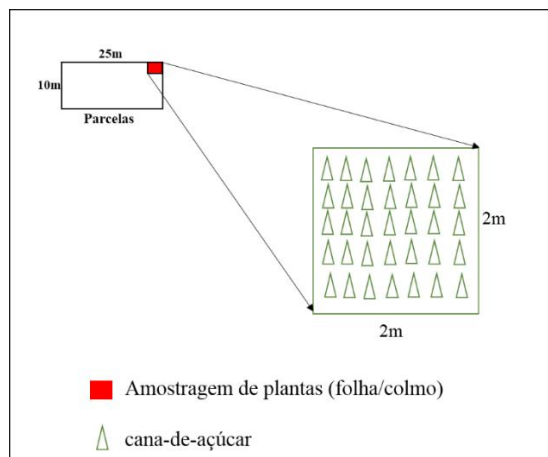


Fonte: Autor (2022)

2.2.2 Amostragem de plantas de cana-de-açúcar

Para amostragem da vegetação no cultivo agrícola de cana-de-açúcar, ao lado do fragmento florestal foram alocadas 10 parcelas com dimensões de 10 x 25 m, equidistantes 42 m. Nestas parcelas, foram delimitadas sub-parcelas de 2 m x 2 m, para a amostragem destrutiva das plantas de cana (folhas e colmos de plantas saudias maduras com ~15 meses), em que todos os indivíduos de cana foram coletados e pesados em campo, de acordo com a figura 5.

Figura 5 – Amostragem de plantas de cana-de-açúcar próximas ao fragmento de Floresta Atlântica



Fonte: elaborado pelo autor (2022)

As plantas foram pesadas e fracionadas em colmos e folhas para quantificar a biomassa fresca. Essas frações foram pesadas e secas em estufa de circulação forçada por 72 horas à 65 °C até peso constante para determinação da biomassa seca.

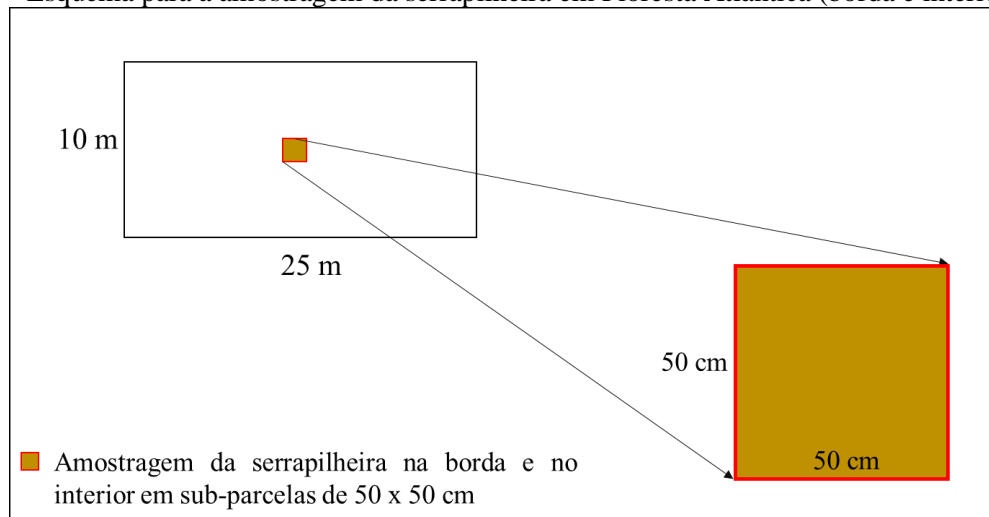
A biomassa seca foi determinada em balança analítica com precisão de 0,001 grama. Foram estimadas a biomassa de cada fração (folha e colmo) e a biomassa total por planta. Para

estimar a biomassa seca por hectare, a biomassa média das plantas de cana amostradas foi multiplicada pelo número de plantas estimado em cada parcela (250 m²).

2.2.3 Amostragem da serrapilheira

As coletas de serrapilheira aconteceram sempre anteriormente à coleta de amostras de solos e no mesmo local de coleta. As amostras foram coletadas uma vez em cada parcela (n = 20) (Figura 6). Em seguida, foram preparadas, separando-se possíveis porções de solo presentes na amostra, acondicionadas em sacos de papel para serem levadas à estufa.

Figura 6 – Esquema para a amostragem da serrapilheira em Floresta Atlântica (borda e interior)



Fonte: elaborado pelo autor (2022).

A serrapilheira acumulada sobre o solo da floresta (borda e interior, figura), consistindo de folhas, frutos, sementes, casca e galhos <2,5 cm de diâmetro (Figura 7 D), foi amostrada com auxílio de gabarito medindo 50 x 50 cm (Figura 7 A-B-C).

Figura 7 – Amostragem da serrapilheira acumulada em floresta Atlântica (borda e interior) no Nordeste do Brasil



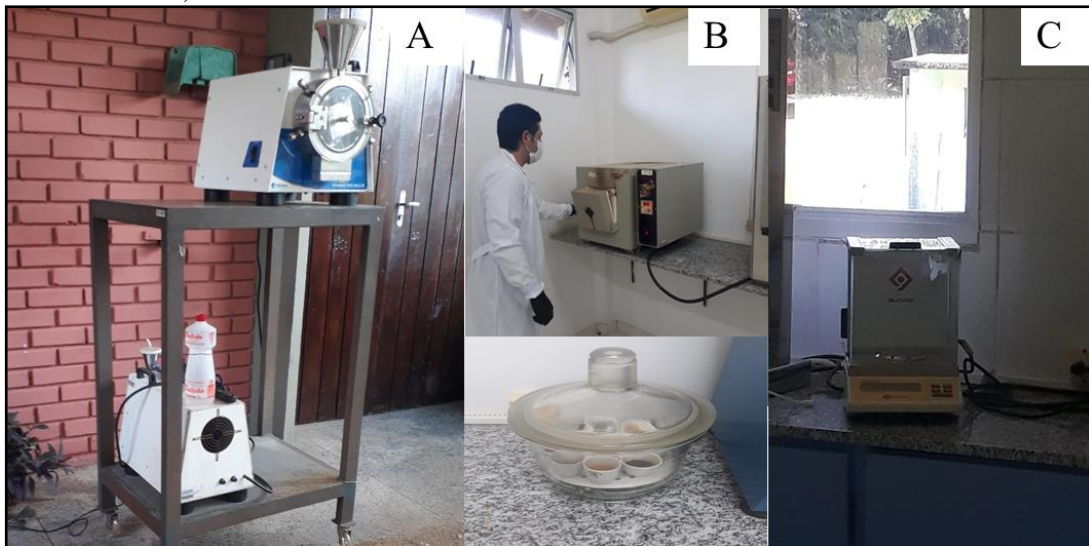
Fonte: elaborado pelo autor (2022)

As amostras foram secas em estufa a 60 °C, pesadas e moídas (<1 mm) (Figura 8A), para a determinação da biomassa de serrapilheira acumulada, estimada em megagrama por hectare (Mg ha⁻¹). As amostras foram pesadas e transferidas para cadinhos de porcelana e, posteriormente, levadas para análise dos teores de C por combustão a seco em equipamento do tipo MUFLA-modelo Q-318 D 24 4000W (a 550 °C, figura 7B-C), utilizando-se balança de precisão (Figura 7C), seguindo os procedimentos recomendados por Bernier, Hanson e Curtis, (2008), Carmo e Silva (2012), Wang, Wang e Zhang (2012).

As etapas de preparo de amostras e análises para determinação da biomassa de serrapilheira foram realizadas no laboratório de Química do solo – Departamento de Agronomia da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE (Figura 8A).

As análises dos teores de C da serrapilheira (na borda e interior), das plantas das espécies florestais (na borda e interior) e de plantas de cana-de-açúcar foram realizadas no Laboratório de físico-química do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Amapá (IEPA) (Figuras 8 B e C).

Figura 8 – Análise dos teores de C orgânico da serrapilheira e das frações nas plantas (folhas, cascas, galhos e colmo/cana)



Fonte: Autor (2021).

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Os estoques de C da biomassa acima do solo foram estimados seguindo os procedimentos descritos no Capítulo I, utilizando-se a equação Chave *et al.* (2014), proposta para florestas úmidas:

$$B = 0,0673 * (p * DAP^2 * H_t)^{0,976} \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que: B = biomassa acima do solo (Mg), p = densidade da madeira (g cm^{-3}), DAP = diâmetro à altura do peito (cm), H_t = altura total da árvore (m)

Os estoques de C no cultivo de cana-de-açúcar foram estimados multiplicando-se os teores médios de C (g kg^{-1}) por planta pela biomassa total obtida na área amostrada e considerando-se o número de indivíduos estimados por hectare.

Para as espécies florestais, o estoque de C por indivíduo foi calculado multiplicando-se o teor médio de C nas três frações (folha, casca e galho) pela biomassa de cada indivíduo por espécie. O estoque de C de cada espécie por área foi obtido multiplicando-se o estoque médio de C pelo número de indivíduos por hectare.

O estoque de C da serrapilheira (C-Ser.) foi determinado usando a equação proposta por Rüginitz, Chacón e Porro (2009) que multiplica a concentração de C da amostra de serrapilheira (CC-Ser.) obtida em laboratório pelo peso total da mesma amostra seca a 60°C . Em seguida, o estoque de C da serrapilheira (C-Ser.) em Megagrama de C por hectare foi calculado com a Eq. 3:

$$C_{\text{biomassa de serrapilheira}}(\text{kg C}) = \text{massa}(\text{kg}) \times \text{CC-Ser.}(\text{g kg}^{-1}) \quad \text{Eq. (2)}$$

$$C - \text{Ser.}(\text{Mg C ha}^{-1}) = \left(\frac{10.000}{0,25 \text{ m}}\right) \times \left[\frac{(\sum C_{\text{amostras}})}{(n^\circ \text{ amostras})} / 1.000\right] \quad \text{Eq. (3)}$$

Para verificar a contribuição da estrutura diamétrica da comunidade florestal nos estoques de biomassa, avaliou-se o efeito do tamanho dos indivíduos nas classes (5-15, 15-25, 25-35 e ≥ 35 cm de DAP) para o estoque total de BAS na borda e interior do fragmento.

A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov (CONOVER, 1971), e a homogeneidade das variâncias foi verificada pelo teste de Levene (BROWN; FORSYTHE, 1974), ambos a 5% de probabilidade.

Para determinar se os estoques médios de biomassa e C diferiam entre as unidades avaliadas (borda, interior e cultivo de cana-de-açúcar), calculou-se ANOVA com testes post hoc de TukeyHSD utilizando o pacote Agricolae do R, quando o conjunto de dados atendia aos critérios de normalidade.

Utilizou-se também o teste t de Student a 5% de probabilidade para comparar os teores e os estoques de C da serrapilheira acumulada sobre o solo na borda e interior, assim como, para comparar os estoques de C por planta das espécies na borda e no interior.

Quando o conjunto de dados mostrou distribuição não normal, os dados de biomassa e os pools de C foram comparados com o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) (KENDALL, 2008).

As análises e estimativas de biomassa acima do solo no R foram realizadas de acordo com o manual para florestas tropicais (TANGUY *et al.*, 2016). Todas as análises estatísticas foram realizadas com auxílio do software R versão 3.6.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

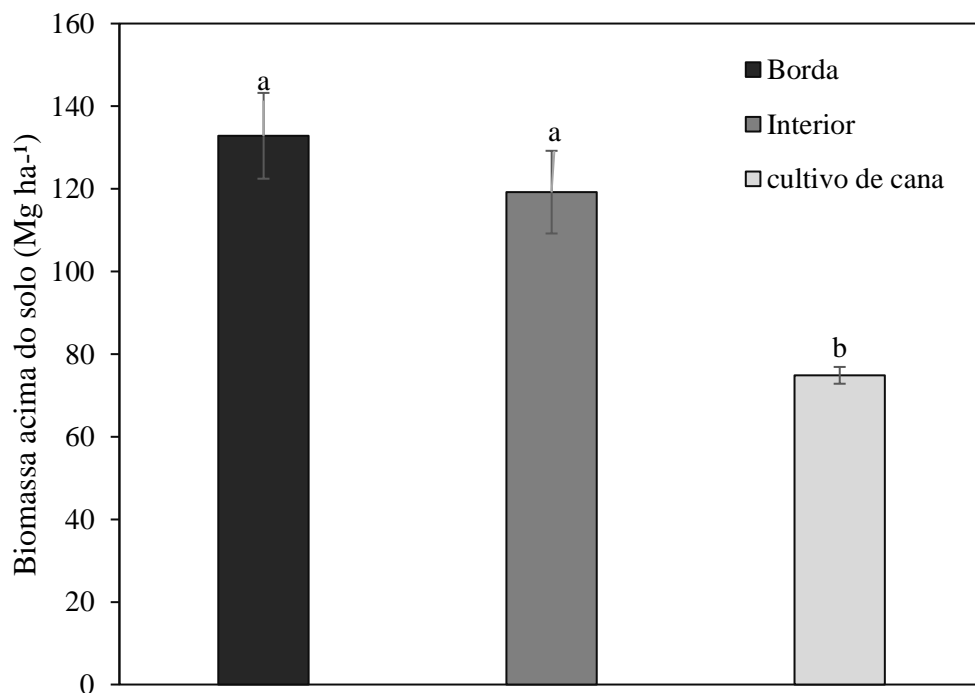
3.1 ESTOQUES DE BIOMASSA

3.1.1 Biomassa acima do solo

Os estoques de BAS não diferiram entre os ambientes da borda e interior na floresta nativa, com cerca de $132,83 \pm 10,39 \text{ Mg ha}^{-1}$ na borda e $119,19 \pm 10,01 \text{ Mg ha}^{-1}$ no interior (Figura 9).

Por se tratar de uma área fragmentada no passado (mais de 50 anos) provavelmente esses estoques de biomassa se mantiveram estáveis, sobretudo na borda, onde a maior abertura das copas e entrada de luminosidade propicia o crescimento de novos indivíduos na comunidade florestal. Laurance *et al.* (2018) reforçam que a perda inicial de BAS devido à mortalidade de árvores remanescentes pode recuperar-se gradualmente pela regeneração de novas árvores na comunidade florestal.

Figura 9 – Estoques de biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) em Floresta Atlântica (borda e interior) e cultivo de cana-de-açúcar. As barras representam o erro padrão da média e as letras minúsculas diferentes indicam diferença estatística significativa (teste Tukey, $p < 0,05$)



Segundo Souza e Soares (2013), no estrato arbóreo predominam os vegetais de maior tamanho, com grande capacidade fotossintética, que concentram a maior quantidade de madeira, sendo responsável por maiores biomassas acumuladas.

De Oliveira *et al.* (2015) também avaliaram fragmentos de Floresta Atlântica em Pernambuco e detectaram maior número de indivíduos na borda, principalmente, resultante de um maior número de indivíduos regenerantes inventariados nesse ambiente. Já Rodrigues, Villa e Neri (2019), avaliando fragmentos de Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil, identificaram algumas espécies hiperdominantes, com contribuição desproporcional à biomassa na área.

Outros estudos em floresta tropical úmida também avaliaram os impactos causados pela formação de bordas sobre os estoques de BAS. Rocha *et al.* (2019) quantificaram a estocagem de BAS na borda e no interior de um fragmento de Floresta Atlântica em Viçosa-MG e obtiveram resultados com médias variando de 90-120 Mg ha⁻¹, com os maiores estoques localizados no interior do fragmento.

Razafindratsima *et al.* (2019) mostraram que a BAS total não foi significativamente diferente entre as comunidades arbóreas na borda da floresta e no interior, com média na borda de $188,48 \pm 47,14$ Mg ha⁻¹ e no interior de $242,96 \pm 34,49$ Mg ha⁻¹, apesar das diferenças nos componentes da diversidade entre as bordas da floresta e interiores, a BAS da comunidade foi semelhante entre os dois tipos de habitat.

Paralelamente, Ziter, Bennett e Gonzalez (2014) também relataram que os estoques de BAS permaneceram constantes ao longo de um gradiente de 100 m da borda para interior em todos os tipos de fragmentos avaliados, apesar das mudanças na composição da comunidade arbórea e na densidade de árvores, consistentes com as expectativas dos efeitos da borda da floresta.

Laurance *et al.* (2018) ressaltam que a fragmentação do habitat afeta muito mais do que a biodiversidade e as interações entre as espécies, pois muitas funções do ecossistema, incluindo hidrologia florestal e ciclos bioquímicos, também são alteradas, entre as mais importantes, estão as alterações nos estoques de biomassa e no armazenamento de C. Ma *et al.* (2017) ressaltam que, em comparação com florestas intactas, fragmentos florestais têm uma proporção maior de habitat de borda que é exposto a outros tipos de habitat, levando a um maior potencial de efeitos de borda.

Já Lima *et al.* (2020) utilizaram um grande conjunto de dados e estimaram que a perda da biomassa no bioma Mata Atlântica pode ser equivalente ao desmatamento de mais de 50 mil km², traduzindo-se na perda de bilhões de dólares em créditos de C. Os autores apoiam a ideia de que a conservação do C em ambientes tropicais e da biodiversidade depende não apenas da contenção do desmatamento ou da restauração de áreas degradadas, mas também da mitigação da degradação florestal tanto em áreas protegidas quanto em terras privadas.

Quanto aos estoques médios de BAS, Cunha *et al.* (2009) estimaram a BAS em fragmentos de Floresta Atlântica e obtiveram estoque médio de 166,8 Mg ha⁻¹. Já Diniz *et al.* (2015), em Floresta Atlântica (estacional semidecidual) relataram uma variação de 44,6-131,6 Mg ha⁻¹, valores semelhantes aos obtidos para os estoques de BAS neste estudo na região Nordeste do Brasil.

Por outro lado, florestas maduras possuem altos estoques de biomassa, mas algumas “gramíneas lenhosas”, por exemplo a cana-de-açúcar, podem ser mais produtivas em biomassa e têm recebido atenção como combustíveis de biomassa (HOUGHTON, 2008).

Os estoques de biomassa nos ambientes florestais foram diferentes (ANOVA, $p < 0,05$) dos estoques estimados no cultivo de cana-de-açúcar ($74,85 \pm 2,03$ Mg ha⁻¹). Nesse sentido, os estoques na cana-de-açúcar atingiram valores contrastantes aos obtidos por Muraro, Rossi e Schogor (2011) que relataram a produção de biomassa de cana-de-açúcar variando entre 142,49 t ha⁻¹ e 225,70 t ha⁻¹; assim como, aos valores estimados por Oliveira, Braga e Santos (2014), que quantificaram os estoques de biomassa em ~130 Mg ha⁻¹; valores estes, bem acima em comparação aos estimados por Calheiros *et al.* (2012), ~35 Mg ha⁻¹.

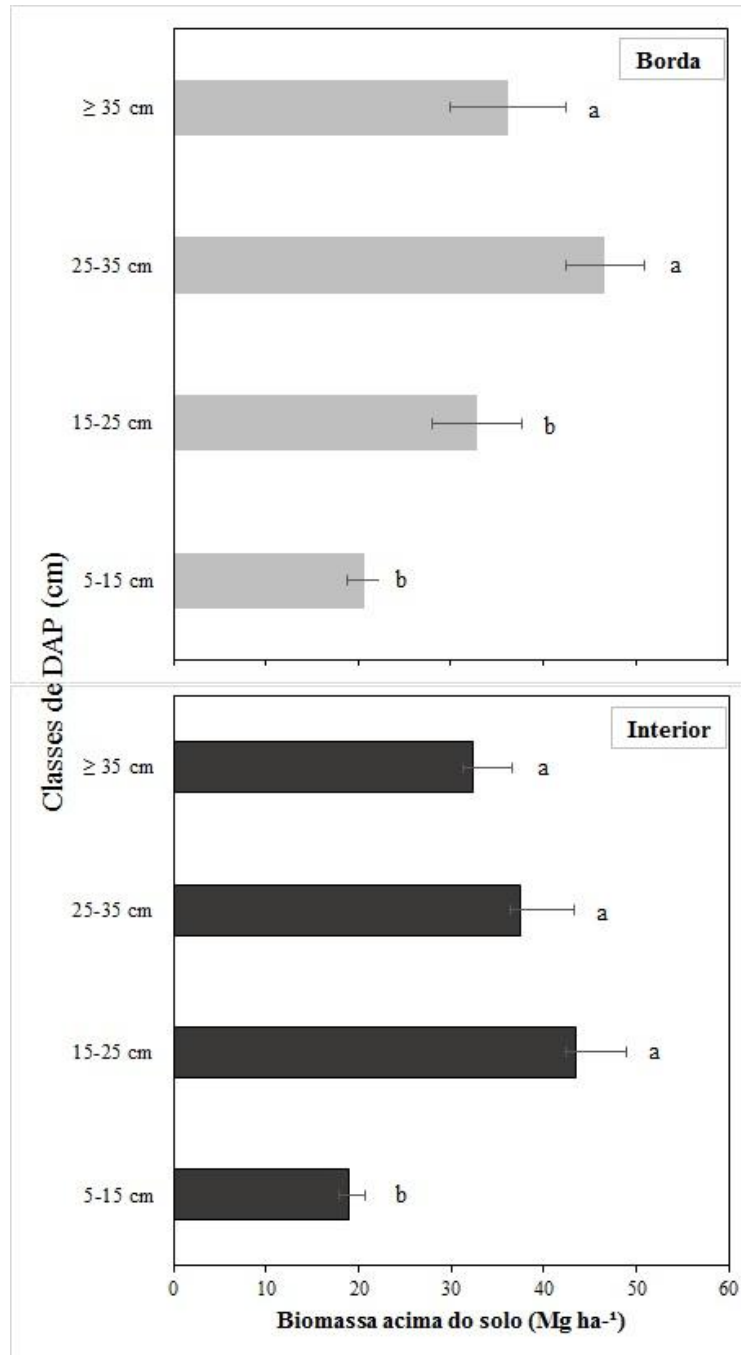
Em Alagoas, Nordeste do Brasil, Boschiero *et al.* (2019) avaliaram a produção de biomassa e composição mineral de plantas de cana-de-açúcar e encontraram uma variação nos estoques de BAS de 25 a 51 Mg ha⁻¹. Também no Estado de Alagoas, Silva *et al.* (2017) quantificaram a produção de biomassa de variedades de cana-de-açúcar em ciclos da planta, mostrando uma variação na produtividade da biomassa seca da parte aérea de 31-47 t ha⁻¹.

Em Piracicaba, São Paulo, Silva-Olaya *et al.* (2017) estimaram a produção de biomassa seca acima do solo para plantas de cana-de-açúcar, obtendo ~27-40 Mg ha⁻¹, segundo os autores, houve tendência decrescente da variável biomassa ao longo do tempo, sendo indicador prático da necessidade de reforma do canavial com posterior replantio. Estes valores estão próximos aos estimados pelo presente estudo para cultivo de cana-de-açúcar na região Nordeste do Brasil, indicando a necessidade de manejo e reformulação na área de plantio da cana-de-açúcar.

Quanto à estratificação da biomassa acima do solo, os estoques na floresta nativa (borda e interior) foram significativamente diferentes ($p < 0,05$) entre as classes de diâmetro do componente arbóreo $DAP \geq 5$ cm (Figura 10).

Na borda do fragmento, mais de 30% da BAS total (~36 Mg ha⁻¹) foram encontrados nos indivíduos com > 35 cm de DAP (Figura 10). Nas parcelas do interior, cerca de 50% dos estoques de BAS estavam presentes nas duas classes de árvores de maior porte, em termos de DAP (Figura 10).

Figura 10 – Contribuição das diferentes classes de diâmetros para o estoque de biomassa entre os ambientes borda e interior em Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil, as barras indicam o erro padrão da média e as letras minúsculas representam diferença significativa pelo teste post-hoc Kruskal-Wallis ($p < 0,05$)



Situação semelhante foi observada em uma floresta tropical ombrófila densa no Sudeste do Brasil, onde Marchiori *et al.* (2016) identificaram que indivíduos do estrato arbóreo com DAP ≥ 40 cm, mesmo com poucos representantes na área amostrada (1,6%) tiveram grande influência no cálculo da biomassa total, representando ~26% desse valor.

Frequentemente, essas árvores de maior porte apresentam baixa densidade, em termos de indivíduos na comunidade florestal, porém, com alta contribuição em termos de área basal, o que contribui muito para os altos estoques de biomassa. Em ambas as áreas (borda e interior) os estoques de biomassa foram menores nas árvores de menor tamanho, em termos de diâmetro (classe 5-15 cm de DAP). No entanto, as árvores da segunda classe de diâmetro (15-25 cm) se destacaram em acúmulo de biomassa no interior do fragmento, o que não foi observado na borda (Figura 10). Possivelmente, no ambiente das bordas do fragmento ocorreu maior recrutamento de novos indivíduos, justamente pelo banco de sementes existente no local associado à maior entrada de luminosidade dessas áreas, contribuindo para o incremento da biomassa em indivíduos de médio e grande porte, em termos de DAP.

Para a região tropical, tem sido relatado que os principais estoques de BAS estão normalmente contidos nas árvores de maior porte (maiores diâmetros), sendo estratégicos para o acúmulo e estocagem de biomassa e C nesses ambientes, uma vez que representam poucos indivíduos por hectare (SIST *et al.*, 2014). As árvores grandes são os organismos mais maciços da floresta tropical e são importantes na estrutura da floresta, dinâmica e ciclagem de C (CLARK *et al.*, 2019).

Bradford e Murphy (2018) avaliaram parcelas em uma floresta tropical de Queensland, Austrália, para examinar a contribuição de árvores de grande diâmetro para a BAS e demonstraram que as árvores de grande diâmetro contribuíam com grande parte da biomassa (~33%). E a densidade das maiores árvores explicou grande parte da variação (62%) da BAS. Paralelamente, na Costa Rica, Clark *et al.* (2019) observaram que as árvores grandes representaram uma média de 2,5% do total de indivíduos inventariados, constituindo aproximadamente um quarto da área basal média e da biomassa total da área.

Em floresta tropical no México, Navarrete-Segueda *et al.* (2018) concluíram que a maior parte da biomassa foi armazenada em árvores grandes (50-186 cm de DAP), em algumas parcelas, esse tamanho de árvore contribuiu com quase 75% do estoque de BAS. Esses autores identificaram uma forte correlação positiva entre o estoque de BAS total e estoque armazenado em árvores > 50 cm DAP.

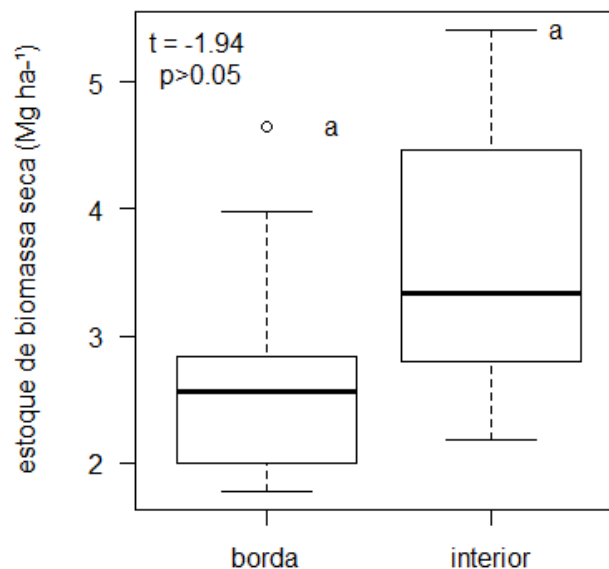
Da mesma forma, Lindner (2010) concluiu que as árvores com DAP \geq 30 cm foram representadas por 6% de todos os indivíduos da amostra, mas contribuíram com 72% do total estimado de BAS. Os autores sugeriram que grandes árvores na Mata Atlântica contribuem majoritariamente para a BAS total, conforme relatado em outras florestas tropicais, constituindo-se em fator chave para a manutenção e conservação da biomassa e do C acumulado nas florestas.

Em geral, a BAS não diferiu entre a borda e o interior, uma possível explicação para isto pode ser a própria estrutura da floresta que conseguiu recuperar dos efeitos gerados pela fragmentação florestal. Outro ponto de destaque seria a presença de maior número de indivíduos de maior porte nas duas classes de maior DAP no fragmento, o que elevou os estoques de BAS na borda, além do aumento no número de indivíduos que ocasionalmente se estabeleceram na área.

3.1.2 Estoque de biomassa da serrapilheira

A serrapilheira acumulada sobre o piso florestal (Mg ha^{-1}) não apresentou diferença pelo teste t de Student (com valor de $p > 0,05$) entre os estoques das parcelas do interior em relação à borda do fragmento (Figura 11). No interior, foi verificada média de $3,62 \pm 0,35 \text{ Mg ha}^{-1}$; enquanto que na borda estoques médios de biomassa de serrapilheira foram de $2,75 \pm 0,29 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Figura 11 – Estoques de biomassa de serrapilheira acumulada (borda e interior) em Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil, as letras minúsculas iguais indicam que não existe diferença pelo teste t a 5% de probabilidade



* não significativo pelo teste t ($t = -1,94$, $GL = 17,76$, $p > 0,05$)

Uma provável explicação para isto, está na própria estrutura da floresta que se manteve em equilíbrio após a fragmentação e às modificações impostas ao ambiente que garantiram recrutamento de novos indivíduos na área e conseqüentemente a produção de deposição de material vegetal para a serrapilheira.

Souza *et al.* (2021) também avaliaram a biomassa de serrapilheira acumulada ao longo de um gradiente borda-interior de um fragmento de Floresta Atlântica e estimaram os estoques de serrapilheira com variação de 8,95-12,08 Mg ha⁻¹. No entanto, assim como no presente estudo, estes autores não identificaram diferença significativa entre o gradiente borda-interior do fragmento.

Todavia, também em Floresta Atlântica, Vidal *et al.* (2007) avaliaram a produção de serrapilheira acumulada em três fragmentos e relataram uma produção geralmente menor de serrapilheira nas bordas.

Adicionalmente, Scoriza, Correia e Da Silva (2017), avaliando fragmentos de Floresta Atlântica, relataram estoques médios de serrapilheira de $6,0 \pm 0,3$ Mg ha⁻¹. Resultado semelhante foi observado por Barbosa *et al.* (2017), com valores intermediários de 6,3 Mg ha⁻¹; por Gomes *et al.* (2010), em Floresta Atlântica no Rio de Janeiro, com produção média de serrapilheira de ~4,9 Mg ha⁻¹ e por Villela *et al.* (2012), que relataram variação de 5,5-8,0 Mg ha⁻¹. Resultados parecidos foram estimados em áreas de restauração com espécies nativas de Mata Atlântica por Caldeira *et al.* (2020), que estimaram os estoques de biomassa da serrapilheira variando de 7,97-8,06 Mg ha⁻¹.

Os estoques de serrapilheira relatados neste trabalho em fragmento de floresta Atlântica são consistentes com os valores relatados para a BAS, nos quais também não houve diferença entre os ambientes borda e interior, possivelmente a produção de serrapilheira se manteve em equilíbrio nestes locais, não sofrendo alterações severas ao longo dos anos após a formação da borda. Isso revela o alto poder de resiliência da área, associado às condições climáticas favoráveis, principalmente pluviosidade.

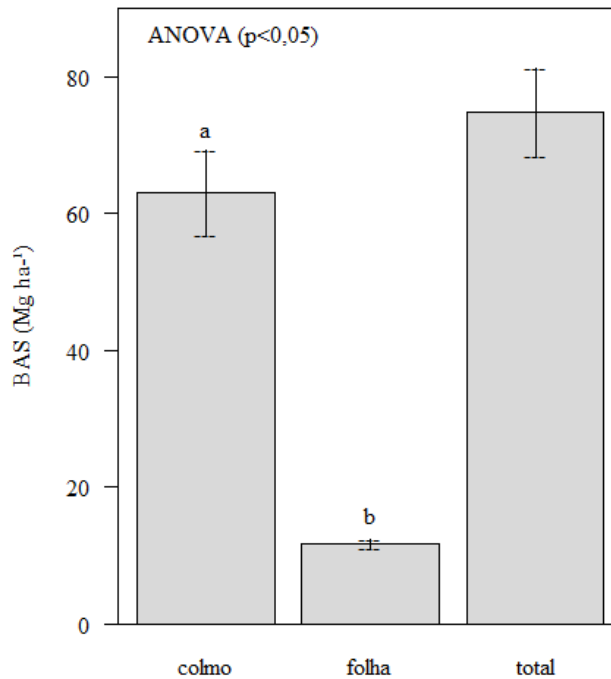
3.1.3 Biomassa no cultivo de cana-de-açúcar

Os estoques de biomassa entre as frações de plantas de cana-de-açúcar foram significativamente diferentes (ANOVA, $p < 0,05$), com maiores estoques contidos no colmo da planta, com média de $63,08 \pm 6,21$ Mg ha⁻¹ (Figura 12).

Na fração folha, o estoque médio foi de $11,76 \pm 0,65$ Mg ha⁻¹. E o estoque total médio de BAS presente nas plantas foi de $74,85 \pm 6,43$ Mg ha⁻¹.

Resultados semelhantes foram obtidos por Silva (2020) em ambientes úmidos, que avaliou a mudança de uso da terra em Floresta Atlântica e relatou que os valores obtidos para os estoques de biomassa no cultivo de cana-de-açúcar foram de ~100 Mg ha⁻¹, com os maiores estoques presentes no colmo/caule da planta.

Figura 12 – Estoques de biomassa por frações em plantas em cana-de-açúcar, as barras de erro representam o erro-padrão da média, as médias seguidas por letras minúsculas iguais não diferem pelo teste F a 5% de probabilidade



Esses valores para os estoques de biomassa em cultivos podem variar, de acordo com o espaçamento utilizado no plantio, o solo, as condições climáticas e, também, em função das diversas variedades cultivadas no Brasil. Marafon *et al.* (2017), avaliando a produção de biomassa vegetal de diferentes cultivares de cana-de-açúcar obtiveram estimativas de 32-38 Mg ha⁻¹.

No Estado de Pernambuco, Carvalho (2015) também estimou a produtividade de cinco variedades de cana-de-açúcar e concluíram que a biomassa das plantas foi distribuída em 66% no colmo, 19% nas folhas; contrastando com os resultados obtidos por fração da planta neste presente estudo. Para fins agroindustriais, o acúmulo de biomassa no colmo é uma característica desejável, uma vez que é o produto colhido e que serve para produção de açúcar e álcool da cana.

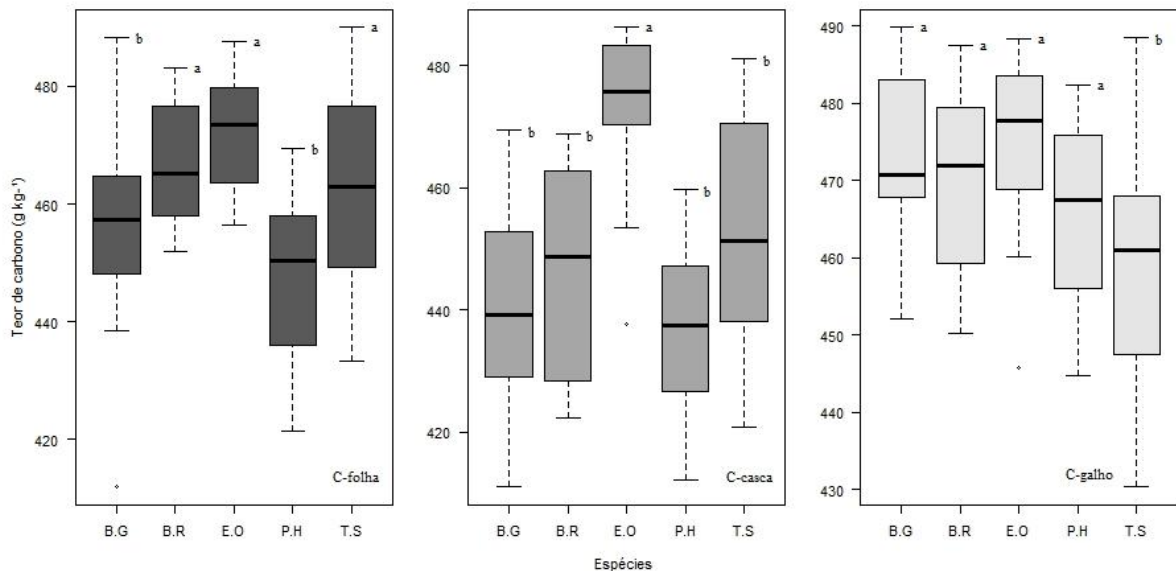
3.2 TEOR DE CARBONO

3.2.1 Teor de C de espécies florestais

Quanto à avaliação dos teores de C nas frações avaliadas das plantas (folha, casca, galho), constatou-se que houve diferença ($p < 0,05$) para o teor de C entre as espécies, com

variação 411,07 a 489,95 g kg⁻¹. A espécie *E. ovata* destacou-se, apresentando os maiores teores de C nas frações folha, casca e galho (Figura 13).

Figura 13 – Teor de carbono em espécies arbóreas (DAP≥5 cm) em fragmento de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferença pelo teste Scott-knott a 5% de probabilidade



*B.G: *B. guianense*, B.R: *B. rubescens*, E.O: *E. ovata*, P.H: *P. heptaphyllum* e T.S: *T. spruceanum*.

O teor de C nas folhas foi diferente entre as espécies, com *E. ovata* apresentando o maior teor médio (472,14 g kg⁻¹) e *P. heptaphyllum* o menor valor (447,48 g kg⁻¹), como pode ser visualizado na figura 13. Além disso, diferenças significativas foram observadas também nos teores de C da fração casca entre as espécies florestais. Neste caso, destacam-se as espécies *E. ovata* com média de teores de C de 473,23 g kg⁻¹.

Por outro lado, os maiores valores em termos de teor de C foram observados para a fração galho, com média 475,24 g kg⁻¹, mais uma vez destacando-se a espécie *E. ovata* com maiores teores e a espécie *T. spruceanum* com média de 459,61 g kg⁻¹, com os menores teores de C-galho. De maneira geral, a espécie *E. ovata* destacou-se entre as demais, demonstrando alto potencial para fixação de C, não somente pelos altos teores de C, mas também pela densidade e distribuição dos indivíduos na área.

Resultado diferente foi obtido por Behling *et al.* (2014), onde as folhas apresentaram valores superiores as demais frações com média de 49,45%, enquanto a fração casca teve os menores teores, 46,86%. Dallagnol *et al.* (2011) também relataram uma tendência para maiores teores de C na folha.

Ao avaliar cinco espécies florestais, Dallagnol *et al.* (2011) constataram que os teores de C das espécies analisadas raramente ultrapassaram valores de 50%, sendo comum encontrar valores entre 39 e 50%. Para Martin e Thomas (2011), assumir frações genéricas para os teores de C em floresta tropical pode superestimar os estoques florestais de C em $\sim 3,3\text{--}5,3\%$.

Thomas e Martin (2012) realizaram uma revisão abrangente da literatura para apresentar uma síntese global do teor de C em tecidos de árvores vivas e relataram que o conteúdo de C da madeira variou amplamente entre as espécies, de 41,9–51,6% nas espécies tropicais, 45,7–60,7% em espécies subtropicais/mediterrâneas e 43,4–55,6% em espécies temperadas/boreais.

Em vegetação natural, Mata Atlântica, Weber *et al.* (2006), também compararam os teores médios de C entre diferentes espécies florestais e observaram diferença altamente significativa apenas na fração folha, que concentrou o maior teor de C orgânico (44,2%), quando comparado às outras partes das árvores (casca, fuste, galhos), diferentemente do observado neste estudo, onde os maiores teores de C foram identificados na fração galho.

Na Mata Atlântica, Watzlawick *et al.* (2011) analisaram os teores de C presentes em 38 espécies e observaram que a fração folha também apresentou os maiores teores de C, denotando-se uma grande heterogeneidade nos teores de C orgânico entre espécies e dentro de uma espécie, semelhante aos resultados obtidos no presente trabalho. Vieira, Sanquetta e Barbeiro (2009) também relataram maiores valores para o teor de C na folhagem.

Por outro lado, Cunha *et al.* (2009) estimaram os teores de C nas frações folha, casca e lenho, e destacaram haver uma variação muito pequena nos teores entre as frações, com média de 443 g kg⁻¹ nas folhas, de 453 g kg⁻¹ no lenho e de 445 g kg⁻¹ na casca.

Silva (2020) também avaliou os teores de C em ambiente de floresta úmida no Nordeste do Brasil e não detectou diferenças significativas entre folha e tronco, contudo, obteve valores para os teores de C variando de 452 a 456 g kg⁻¹, valores estes inferiores aos relatados no presente estudo. A autora ainda relatou diferenças significativas entre teores de C entre espécies, tanto na folha quanto no tronco.

Bernier, Hanson e Curtis (2008) ressaltam que mais da metade do C que é capturado como produtividade primária líquida (PPL=fotossíntese bruta menos respiração autotrófica) anualmente pode ser alocada para estruturas mais efêmeras, como folhas, galhos, cascas e raízes não estruturais. Souza e Soares (2012) ressaltam que há uma considerável transferência de C fixado na biomassa entre diferentes frações. Isso se justifica porque uma parcela substancial de dióxido de carbono atmosférico é sequestrada e estocada na biomassa florestal e encontra-se na casca, folhas, flores, frutos, galhos e raízes finas, as quais representam a biomassa que se decompõe mais rapidamente que a madeira.

O conhecimento preciso do teor de C entre as espécies é essencial para converter as estimativas de BAS em estoques de C alocado na floresta. Segundo Thomas e Martin (2012), avaliar o potencial de captura e armazenamento de C florestal requer estimativa precisa de C nos tecidos das árvores e, na grande maioria das avaliações, o teor de C tem sido considerado como sendo 50% da biomassa. Além do mais, West (2015) ressalta que algum C é perdido do tecido da planta quando da secagem em estufa e que o conteúdo real de C pode ser 1-2% maior do que aqueles relatados para o tecido vegetal seco em estufa.

Nesse aspecto, Watzlawick *et al.* (2014) estimaram a biomassa média estocada em uma floresta em 250,90 Mg ha⁻¹, sendo que desta, apenas 104,17 Mg ha⁻¹ representava o estoque efetivo de C orgânico, correspondendo a 41,52% da biomassa total. Isso evidencia o mau uso de fatores de conversão generalistas que acabam superestimando os estoques de C acima do solo.

Do mesmo modo, para Behling *et al.* (2014), as quantificações de C devem buscar a determinação do teor para cada espécie, bem como para cada componente da biomassa. Além disso, o uso de fatores de conversão, como de 50%, não se mostra apropriado devido à sub ou superestimativa do teor de carbono. Nesse aspecto, Watzlawick *et al.* (2014) relataram teores médios variando de 36,16-46,67%, constatando que o fator de conversão de 0,5 superestimou os teores de C a uma média de 14,27%.

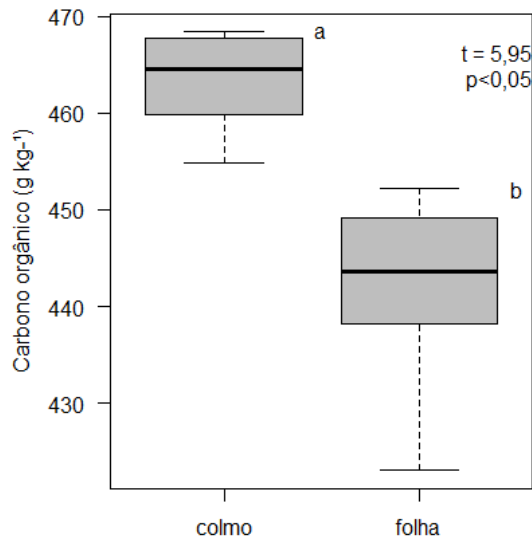
Já Mendoza *et al.* (2017) compararam os teores de C em três espécies florestais nativas e demonstraram diferença significativa nos teores de C entre as espécies e entre frações (folha, tronco, galho e raiz). Os autores reforçam a ideia de que a quantificação dos teores de C específicos para cada espécie é essencial para um levantamento preciso dos estoques de C.

De modo generalista, as concentrações de C apresentadas neste estudo para espécies arbóreas nativas em fragmento de mata Atlântica apresentaram diferenças entre as frações da planta, fato este, também relatado em outros estudos, seja para espécies no mesmo Bioma ou para outras formações de floresta tropical úmida. Entretanto, os valores para o teor de C nas folhas têm sido relatados como o principal (majoritário) em muitos estudos, o que não é consistente com os dados observados no presente trabalho com espécies da Mata Atlântica no Nordeste do Brasil. No entanto, estudos recentes indicam que essa suposição não é precisa, com variação substancial no teor de C entre as espécies de árvores, bem como entre os tipos de tecido.

3.2.2 Teor de C em plantas de cana-de-açúcar

Com relação ao teor de C nas frações de plantas de cana-de-açúcar, constatou-se que houve diferença (ANOVA, $p < 0,05$) entre os teores de C em folha e colmo, com teores médios na folha de $441,48 \text{ g kg}^{-1}$ (Figura 14).

Figura 14 – Teores de carbono (g kg^{-1}) em plantas de cana-de-açúcar (colmo e folha), as letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa pelo teste t a 5% de probabilidade



Poucos estudos avaliaram essas concentrações de C em plantas de cana-de-açúcar, por exemplo, Trivelin *et al.* (1995) estimaram teores de C na biomassa seca de folhas de plantas de cana, obtendo média variando de 390 a 450 g kg^{-1} , resultados também próximos aos obtidos para os teores de C na fração folha neste estudo.

Já Pegoraro *et al.* (2018) avaliaram diferentes sistemas de cultivo em Minas Gerais, e determinaram os teores de C em resíduos de plantas de cana-de-açúcar, obtendo uma média de $411,3 \text{ g kg}^{-1}$.

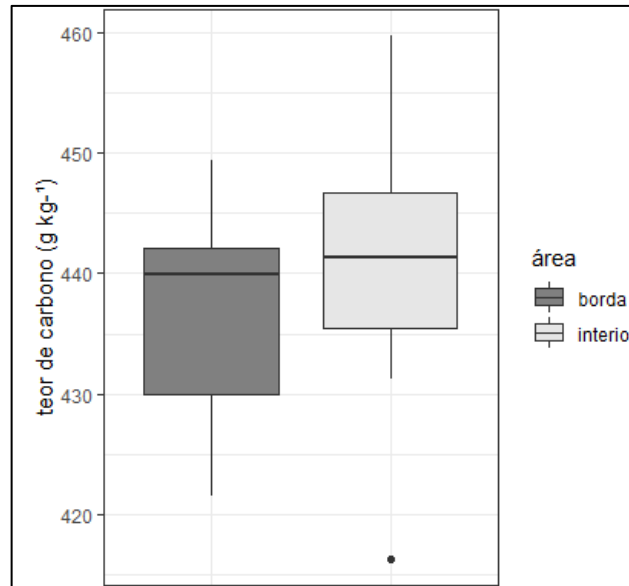
Os resultados obtidos neste trabalho reforçam a necessidade de se conhecer as concentrações de C por espécies e por frações da planta, sobretudo para quantificação e mapeamento dos estoques de C em grandes extensões de plantios dessa cultura importante no cenário econômico nacional e internacional.

3.2.3 Teor de C da serrapilheira

Os teores de C da serrapilheira acumulada no piso florestal não apresentaram diferenças significativas pelo teste t de Student ($p > 0,05$) em relação aos dois ambientes (borda e interior).

No ambiente da borda do fragmento as parcelas apresentaram teores de C com média de 436,76, enquanto nas parcelas mais ao interior os teores médios de C foram de 440,66 g kg⁻¹ (Figura 15).

Figura 15 – Teores de C da serrapilheira acumulada na (borda e interior) em Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil



Em floresta Atlântica, Silva (2020) também avaliou os teores de carbono da serrapilheira acumulada em fragmento de Floresta Atlântica e detectou variação nos teores de 450-464 g kg⁻¹, com valor médio de 456,90 ± 0,42 entre as amostras. Esses valores estão bem acima dos teores médios obtidos neste estudo para o reservatório de C da serrapilheira florestal.

Por outro lado, avaliando uma floresta tropical úmida na região centro-oeste da África, Chiti *et al.* (2016) detectaram uma variação de 431 ± 20 a 494 ± 18 g kg⁻¹ nos teores médios de C da serrapilheira acumulada, valores esses consistentes aos obtidos no presente trabalho. Adicionalmente, em floresta tropical na Amazônia, Fanin *et al.* (2011) estimaram os teores de C da serrapilheira e observaram concentrações semelhantes aos dados relatados acima, com variação de 383-452 g kg⁻¹.

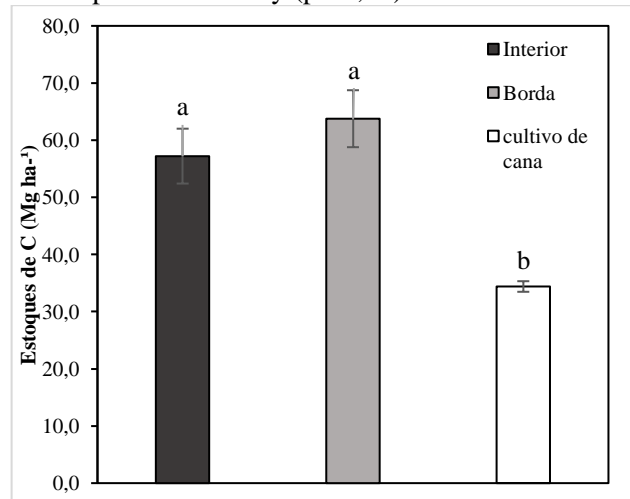
De modo geral, os resultados para os teores de C da serrapilheira foram parecidos aos relatados em outros estudos em florestas tropicais, além disso, poucos trabalhos têm abordado a questão da determinação das concentrações de C no reservatório da serrapilheira em floresta tropical úmida, especialmente em fragmentos da Mata Atlântica.

3.3 ESTOQUES DE CARBONO

3.3.1 Carbono da biomassa acima do solo (C-BAS)

Os estoques de C da BAS não diferiram significativamente (ANOVA, $p < 0,05$) entre as áreas da borda e interior. Os estoques de C na vegetação nativa foram superiores ($57,21 \pm 4,80$ Mg C ha⁻¹ no interior e $63,76 \pm 4,99$ Mg C ha⁻¹ na borda) aos estoques no cultivo de cana-de-açúcar, com média de $34,40 \pm 0,92$ Mg C ha⁻¹ (Figura 16).

Figura 16 – Estoques de carbono da BAS em fragmento de Floresta Atlântica (borda e interior) e cultivo de cana-de-açúcar, as barras representam o erro padrão da média e as letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa pelo teste Tukey ($p < 0,05$)



Sobre esse aspecto, D'Albertas *et al.* (2018) concluíram que parcelas interiores não apresentaram maior estoque de C, área basal ou densidade de árvores que as bordas, mas apenas árvores mais altas, sugerindo que os efeitos de borda na Floresta Atlântica podem diferir daqueles observados em florestas tropicais fragmentadas mais recentemente, como a Floresta Amazônica.

Resultados diferentes foram relatados por Rocha *et al.* (2019), os quais estimaram estoques de C em Floresta Atlântica e relataram valores médios de $45,43$ Mg C ha⁻¹ na borda e $63,71$ Mg C ha⁻¹ no interior. Os autores concluíram que a formação de borda afetou significativamente os estoques de C no fragmento.

Magnago *et al.* (2017) avaliaram o tamanho de fragmentos e o efeito de borda sobre os estoques de C em Floresta Atlântica e relataram que a fragmentação mudou um amplo conjunto de condições ambientais abióticas reconhecidas como associadas aos estoques de C da floresta: bordas e fragmentos menores eram mais quentes, ventosos e menos úmidos, com solos mais férteis e menos ácidos nas bordas, e os estoques de C nas árvores sendo superiores no interior dos fragmentos avaliados.

Avaliando uma paisagem fragmentada de Floresta Atlântica, De Paula, Costa e Tabarelli (2011) concluíram que os estoques de C foram altamente variáveis com média de $202,8 \pm 23 \text{ Mg ha}^{-1}$, ou seja, três vezes mais do que na borda. Para esses autores, a fragmentação do habitat e o consequente estabelecimento de bordas permanentes reduzem a capacidade para retenção de C, porque as bordas e fragmentos (habitats afetados pela borda) retêm apenas um terço da quantidade de C que o interior da floresta.

Em áreas com borda, Qie *et al.* (2017) detectaram que as florestas próximas às bordas antropogênicas sofrem mudança de composição em direção a espécies com menor densidade da madeira, provavelmente, devido ao aumento da perturbação. Isso indica que quedas de árvores adicionais e entrada de sementes de áreas perturbadas próximas levaram a uma maior probabilidade de recrutamento de espécies de menor densidade da madeira.

Quanto às estimativas de C-BAS, Cunha *et al.* (2009) quantificaram os estoques de C em fragmentos de Mata Atlântica e obtiveram valor médio de acumulação de C na vegetação de $\sim 67,2 \text{ Mg ha}^{-1}$. Também em Floresta Atlântica, Silva *et al.* (2018) estimaram em média $106,19 \text{ t C ha}^{-1}$; e Ribeiro *et al.* (2009), em uma floresta tropical madura obtiveram estimativa de $83,34 \text{ t C ha}^{-1}$, estimativas consistentes com as obtidas no presente estudo.

Estimativas inferiores foram encontradas em vários outros estudos em floresta ombrófila densa, em Minas Gerais, por Terra, De Mello e De Mello (2015) relataram estimativas de $39,06 \text{ t C ha}^{-1}$, segundo os autores, valor abaixo do esperado para a condição de floresta ombrófila densa.

Sob outra perspectiva, os estoques de C no cultivo de cana-de-açúcar aqui relatados apresentaram os menores valores, com média de $\sim 35 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Contudo, esses resultados divergem também aos resultados obtidos por Silva (2020), que estimaram $\sim 50 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ao comparar os estoques de C em diferentes sistemas de uso da terra e florestas nativas, valor este resultante de uma alta densidade de plantas de cana encontradas na área.

Entretanto, estimativas semelhantes foram obtidas por Silva-Olaya *et al.* (2017), ao quantificar os estoques de C em diferentes estágios de cana-de-açúcar, com variação de $29,6\text{-}30,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

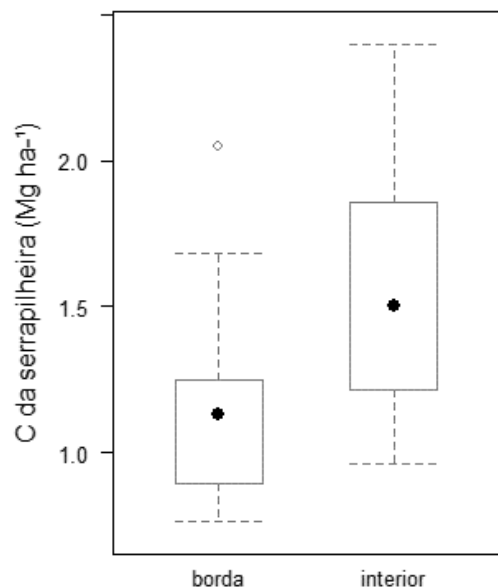
Em geral, os estoques de C-BAS foram distintos entre os ambientes (interior, borda e cana-de-açúcar) e consistentes com os valores apresentados na seção sobre os estoques de BAS, uma vez que, constituem uma proporção da própria biomassa da vegetação. Isto evidencia também a redução substancial do reservatório de C quando da substituição de floresta nativa por cultivo agrícola (nesse caso a cana-de-açúcar).

Não obstante, os estoques de C-BAS da borda não apresentaram diferença para o C-BAS do interior do fragmento, o que corrobora com resultados obtidos em outros estudos com mesma abordagem. Provavelmente este resultado esteja associado ao fato de que esses locais afetados anteriormente pela fragmentação florestal (mais de 50 anos) já recuperaram grande parte do C perdido pelos efeitos adversos da formação das bordas, de um processo de degradação florestal muito mais antigo (período colonial) e severo, diferentemente do que acontece, por exemplo, em áreas fragmentadas na região amazônica, nas quais a fragmentação é mais recente (década de 70-80).

3.3.2 Estoque de C da Serrapilheira

Os estoques de C da biomassa da serrapilheira acumulada não diferiram estatisticamente pelo teste t de Student ($t = -2,03$, $p > 0,05$) entre as coberturas florestais na borda e interior do fragmento florestal (Figura 17). Os valores médios para os estoques de C variaram de $1,19 \pm 0,39 \text{ Mg C ha}^{-1}$ na borda e $1,59 \pm 0,47 \text{ Mg C ha}^{-1}$ no interior. Em ambientes fragmentados, Vidal *et al.* (2007) relataram uma tendência de redução na produção de serrapilheira nas bordas dos fragmentos, com maior evidência nos fragmentos com áreas maiores ($> 10 \text{ ha}$).

Figura 17 – Estoques de C da serrapilheira (Mg C ha^{-1}) depositada no solo na borda e no interior do fragmento de Floresta Atlântica



Segundo Bernier, Hanson e Curtis (2008), a produção anual de folhagem do dossel e sua subsequente senescência, juntamente com a produção e senescência de ramos terminais,

flores e frutos/sementes, representam um sumidouro anual chave para o C em ecossistemas florestais.

Em Floresta Atlântica no Estado de São Paulo, Villela *et al.* (2012) estimaram os estoques de C da serrapilheira em diferentes altitudes e detectaram uma variação de 2,64-4,00 Mg C ha⁻¹. Estimativas semelhantes para o estoque de C da serrapilheira também foram relatadas por Watzlawick *et al.* (2014) em fragmentos de floresta ombrófila mista (Mata Atlântica), com média de $3,06 \pm 0,69$ Mg C ha⁻¹, apresentando alta variação nos estoques entre as parcelas, assim como observado nas parcelas neste trabalho no Nordeste do Brasil.

Contrariamente a este presente estudo, resultados superiores foram obtidos em floresta tropical úmida por Chiti *et al.* (2016), os quais relataram uma variação de $6,7 \pm 1,8$ a $8,1 \pm 2,4$ Mg C ha⁻¹ para os estoques médios de C da biomassa da serrapilheira acumulada sobre o piso florestal. E estimativas muito inferiores foram obtidas em uma floresta tropical no México por Navarrete-Segueda *et al.* (2018) que quantificaram os estoques de C com variação de 0,32-0,40 Mg C ha⁻¹.

Ao avaliar a serrapilheira acumulada sobre o solo em ecossistema de floresta tropical úmida, Razafindrakoto *et al.* (2018) estimaram os estoques de C em $\sim 2,5$ Mg C ha⁻¹. Resultado parecido foi obtido em uma floresta tropical por Barbosa *et al.* (2017), que estimaram os estoques de C da serrapilheira em 2,7 Mg C ha⁻¹.

Os estoques de C da serrapilheira no fragmento (borda e interior) apresentaram elevada variabilidade, o que possivelmente influenciou para que não fosse observada diferença entre os dois ambientes. Este padrão para serrapilheira foi semelhante a outros estudos em Floresta Atlântica e até mesmo em outras regiões tropicais, o que demonstra a resiliência desses ambientes após anos de processo de fragmentação e degradação.

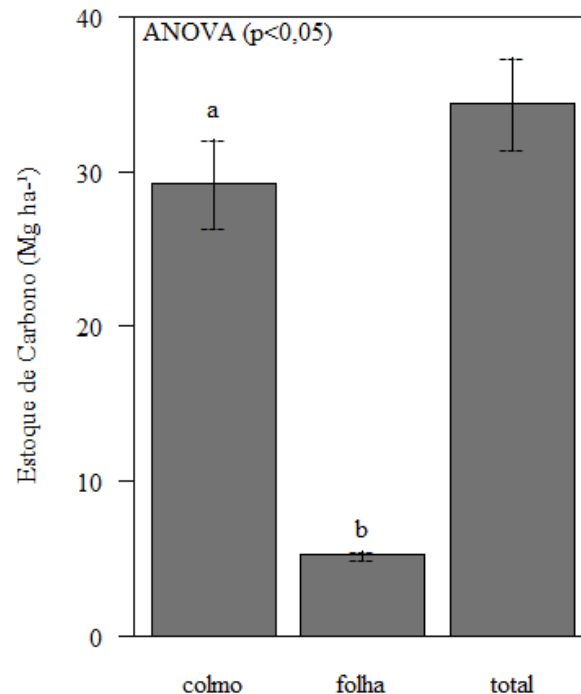
Além disso, ressalta-se que os dados de biomassa e C da serrapilheira podem fornecer informações diretas sobre as entradas anuais de C no solo da floresta, representando um compartimento chave para quantificação e movimentação (fluxo) do C em ecossistemas florestais.

3.3.3 Estoque de C em plantas de cana-de-açúcar

Os estoques de C da BAS de plantas de cana-de-açúcar diferiram entre as frações da planta. Os valores médios para o colmo foram superiores aos estoques em folha, com média de C estocado no colmo/caule de $\sim 29,21 \pm 2,87$ Mg C ha⁻¹ (Figura 18). Na fração folha, os estoques

médios de C foram de $5,19 \pm 0,31 \text{ Mg C ha}^{-1}$. De maneira geral os estoques totais de C da planta foram de $34,40 \pm 2,92 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Figura 18 – Estoque de C por frações em plantas de cana-de-açúcar, as letras minúsculas representam diferença estatística significativa pelo teste F a 5% de probabilidade



Em experimento de campo envolvendo florestas nativas e cultivos agrícolas no Nordeste do Brasil, Silva (2020) também estimou os estoques de C em plantas de cana-de-açúcar e evidenciou diferenças entre as frações da planta, com maiores estoques de C no colmo da planta, $\sim 40 \text{ Mg C ha}^{-1}$ e estoques de C total na planta de $\sim 50 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

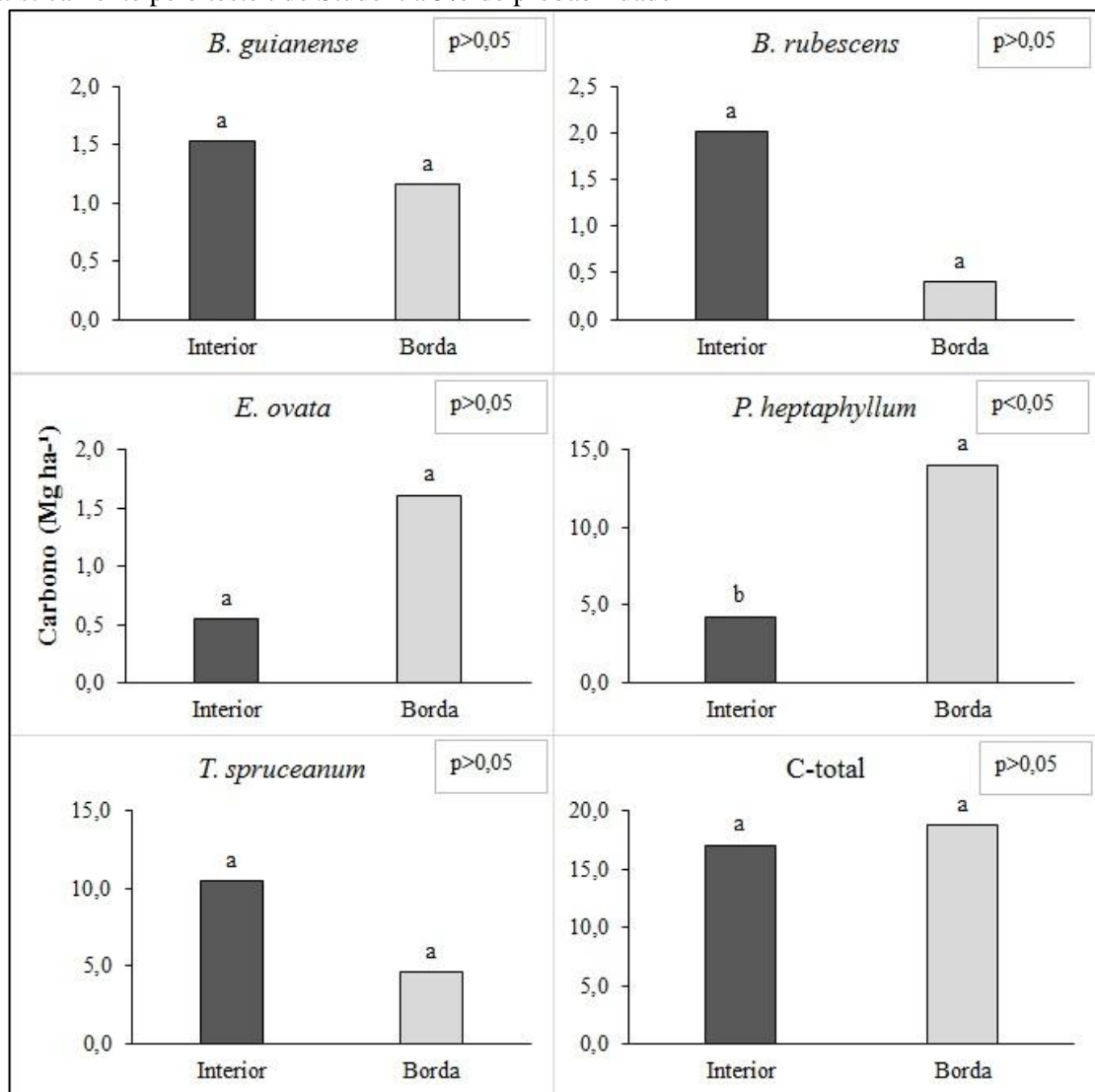
Por ser uma planta C4, a cana é uma das culturas mais eficientes na conversão de energia solar em energia química (FONTANETTI; BUENO, 2017). Segundo Begon, Townsend e Harper (2006) plantas C4 podem absorver o CO₂ atmosférico de forma mais eficiente do que as plantas C3.

Quanto aos estoques de C no cultivo de cana-de-açúcar, estes resultados inferiores em relação ao C do fragmento florestal (na borda e interior), $\sim 50\%$ do C-total que é estocado pela vegetação nativa, podem estar relacionados ao manejo com queima, que reduz a produtividade da cultura além de ser uma prática poluente ao meio ambiente. Além disso, um grande volume de folhagem acaba sendo perdido e oxidado para atmosfera no momento da colheita através prática da queima da palhada nesses locais. Além disso, ressalta-se que o manejo dessa palhada, deixando decompor na área, pode contribuir com o aumento do estoque de C no solo.

3.3.4 Estoques de C por espécie

Com relação aos estoques de C por espécie, constatou-se que não houve diferença significativa pelo teste t ($p > 0,05$) nos estoques de C entre a borda e interior do fragmento para as espécies: *Brosimum guianense*, *Brosimum rubescens*, *Eschweilera ovata* e *Thyrsodium spruceanum* (Figura 19).

Figura 19 – Estoques de C por espécie em Floresta Atlântica (borda e interior), letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste t de Student a 5% de probabilidade



A única espécie a apresentar diferença significativa (teste t, $p < 0,05$) entre os estoques de C na borda/interior foi *Protium heptaphyllum*, com valores médios maiores na borda, com $13,99 \pm 1,75 \text{ Mg C ha}^{-1}$, representando os maiores estoques de C entre as espécies. Por outro lado, a espécie com menores estoques de C foi a *Brosimum rubescens* com valores médios de $0,29 \pm 0,11 \text{ Mg C ha}^{-1}$ na borda do fragmento.

Ao avaliar os estoques de C por espécies em fragmento de floresta tropical úmida na região Nordeste do Brasil, Silva (2020) também identificou valor semelhante nos estoques de C da espécie *Dialium guianensis* (Aublet.) Sandw, com $\sim 16 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Essa espécie foi responsável pelos maiores estoques na área, entretanto, a espécie *Protium heptaphyllum* obteve apenas $\sim 2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, valor este bem inferior ao obtido no presente estudo.

Silva *et al.* (2018) quantificaram os estoques de C por espécie em fragmento de Floresta Atlântica caracterizada por alta diversidade, com vegetação característica de Floresta Ombrófila Densa. Os autores identificaram os maiores estoques para a espécie *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, com média de $24,11 \text{ Mg C ha}^{-1}$ e *Artocarpus heterophyllus* Lam., com média de $10,45 \text{ Mg C ha}^{-1}$, esses valores são superiores aos resultados para os estoques de C por espécie obtidos no presente estudo.

De maneira geral, não houve diferença significativa entre os estoques de C-total para estas cinco espécies, quando se analisou a contribuição das mesmas para os estoques de C nos distintos ambientes (borda e interior da floresta). De acordo com Silva (2020), os estoques de C por espécies indicam que aquelas que fixam mais C em sua biomassa podem ser recomendadas em estudos de sequestro de C e devem ser priorizadas em estudos de conservação.

Azevedo *et al.* (2018) também quantificaram os estoques de C em espécies de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, em uma área de reflorestamento e detectaram uma variação de $1,05\text{-}8,87 \text{ Mg C ha}^{-1}$, com destaque para a espécie *Guarea guidonia* que apresentou os maiores estoques de C entre as espécies na mata nativa.

Em manchas de floresta na Costa Rica, Santiago-García, Finegan e Bosque-Pérez (2019) relataram para a espécie *Pentaclethra macroloba* uma contribuição de $\sim 13,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$, o que representou cerca de 18% do estoque total de C estocado.

Ressalta-se, portanto, a necessidade de melhorar as estimativas de biomassa e C florestais, sobretudo quanto aos teores e estoques de C por espécie em ambientes de florestas fragmentadas (Mata Atlântica), muitas vezes negligenciado na maioria dos trabalhos de quantificação de C em florestas tropicais, haja visto que algumas poucas espécies contribuem de forma desproporcional para os estoques de C nessas áreas.

4 CONCLUSÃO

A BAS não diferiu entre os ambientes de borda e interior no fragmento de Floresta Atlântica. Entretanto, as grandes árvores demonstraram ser estratégicas para a estocagem de biomassa e C na vegetação, tanto na borda quanto no interior do fragmento. No interior, cerca de 50% dos estoques de BAS estavam presentes nas duas classes de árvores de maior porte, em termos de DAP.

Quanto à serrapilheira acumulada, não houve diferença em termos de concentrações e estoques carbono entre borda e interior do fragmento, não sendo possível confirmar a hipótese inicial de maior C no interior do fragmento.

No cultivo da cana-de-açúcar, um quantitativo de $\sim 5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ acaba sendo oxidado para atmosfera, quando da colheita, que utiliza a prática de queima da folhagem, o que deve ser evitado visando a qualidade ambiental e permanência do C no sistema.

Em relação aos teores de C por espécie, os maiores valores foram observados para a fração galho, destacando-se a espécie *Eschweilera ovata* com maiores teores de C. Os teores de C das frações de plantas de cana-de-açúcar diferiram, sendo os maiores teores observados no colmo.

Finalmente, os estoques C-BAS não foram diferentes entre a borda e o interior, não sendo possível confirmar a hipótese de maior estoque no interior da vegetação. Contudo, os estoques de C do fragmento florestal foram superiores aos estoques da cana-de-açúcar. Ademais, os estoques de C por espécie não diferiram entre interior e borda para a maioria das espécies, com exceção da *P. heptaphyllum*, que apresentou os maiores estoques de C na borda do fragmento.

REFERÊNCIAS

- ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, vol. 260, no. 5, p. 679–691, 2010.
- AZEVEDO, A. D.; FRANCELINO, M. R.; CAMARA, R.; PEREIRA, M. G.; LELES, P. S. dos S.; 1. ESTOQUE DE CARBONO EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL DA MATA ATLÂNTICA. **Floresta**, vol. 48, no. 2, p. 183–194, 2018.
- BALAZINA, A. **SOS Mata Atlântica - Relatório Anual 2019**. São Paulo (SP): [s. n.], 2019. Available at: www.sosma.org.br.
- BARBOSA, J. M.; MELENDEZ-PASTOR, I.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; DANTAS, M. Remotely sensed biomass over steep slopes : An evaluation among successional stands of the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, vol. 88, p. 91–100, 2014.
- BARBOSA, V.; BARRETO-GARCIA, P.; GAMA-RODRIGUES, E.; DE PAULA, A. Biomassa, carbono e nitrogênio na serrapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, vol. 24, p. 1–9, 2017.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology From Individuals to Ecosystems**. 4th ed. United Kingdom: Blackwell Publishing Ltd, 2006.
- BEHLING, A.; SANQUETTA, C. R.; CARON, B. O.; SCHIMIDT, D.; ELLI, E. F.; CORTE, A. P. D. Teores de carbono orgânico de três espécies arbóreas em diferentes espaçamentos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, vol. 34, no. 77, p. 13–19, 2014.
- BERENGUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; DE CAMARGO, P. B.; CERRI, C. E.; DURIGAN, M.; DE OLIVEIRA, R. C.; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, vol. 20, no. 12, p. 3713–3726, 2014.
- BERNIER, P.; HANSON, P. J.; CURTIS, P. S. Measuring Litterfall and Branchfall. *In*: HOOVER, C. M. (ed.). **Field Measurements for Forest Carbon Monitoring A Landscape-Scale Approach**. Durham: Springer, 2008. vol. 4, p. 91–101.
- BOSCHIERO, B. N.; DE CASTRO, S. G. Q.; DA ROCHA, A. E. Q.; FRANCO, H. C. J.; CARVALHO, J. L. N.; SORIANO, H. L.; DOS SANTOS, J. A.; BRESSIANI, J. A.; KÖLLN, O. T. Biomass Production and Nutrient Removal of Energy Cane Genotypes in Northeastern Brazil. **Crop Science**, vol. 59, no. 1, p. 379–391, 2019.
- BRADFORD, M.; MURPHY, H. T. The importance of large-diameter trees in the wet tropical rainforests of Australia. **PLoS ONE**, p. 1–16, 2018.
- BRIENEN, R. J. W.; PHILLIPS, O. L.; FELDPAUSCH, T. R.; GLOOR, E.; BAKER, T. R.; LLOYD, J.; LEWIS, S. L. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, vol. 519, no. 7543, p. 344–348, 2015.

BROWN, M. B.; FORSYTHE, A. B. Robust Tests for the Equality of Variances. **Journal of the American Statistical Association**, vol. 69, no. 346, p. 364, 1974.

BUTARBUTAR, T.; SOEDIRMAN, S.; NEUPANE, P. R.; KÖHL, M. Carbon recovery following selective logging in tropical rainforests in Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecosystems**, vol. 36, no. 6, p. 2–14, 2019.

CALDEIRA, M. V. W.; SPERANDIO, H. V.; GODINHO, T. D. O.; KLIPPEL, V. H.; DELARMELINA, W. M.; GONÇALVES, E. D. O.; TRAZZI, P. A. Serrapilheira e nutrientes acumulados sobre o solo em plantios de leguminosas e em área restaurada com espécies nativas da Floresta Atlântica. **Advances in Forestry Science**, vol. 7, no. 2, p. 961–971, 2020.

CALHEIROS, A. S.; DE OLIVEIRA, M. W.; FERREIRA, V. M.; DE SOUZA BARBOSA, G. V.; SANTIAGO, A. D.; DOS SANTOS ARISTIDES, E. V. Produção de biomassa, de açúcar e de proteína em função de variedades de cana e de adubação fosfatada. **Semina: Ciências Agrárias**, vol. 33, no. 2, p. 809–818, 2012.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 36, no. 1, p. 1211–1220, 2012.

CARVALHO, E. X. **Ciclagem de nitrogênio e estimativa de biomassa de cana-de-açúcar em Pernambuco**. 2015. 71 f. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015. Available at: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/15326>.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B. C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNside, P. M.; GOODMAN, R. C.; HENRY, M.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; MUGASHA, W. A.; MULLER-LANDAU, H. C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B. W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E. M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; ... VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, vol. 20, no. 10, p. 3177–3190, 2014.

CHITI, T.; PERUGINI, L.; VESPERTINO, D.; VALENTINI, R. Effect of selective logging on soil organic carbon dynamics in tropical forests in central and western Africa. **Plant and Soil**, vol. 399, no. 1–2, p. 283–294, 2016.

CLARK, D. B.; FERRAZ, A.; CLARK, D. A.; KELLNER, J. R.; LETCHER, S. G.; SAATCHI, S. Diversity, distribution and dynamics of large trees across an old-growth lowland tropical rain forest landscape. **PLoS ONE**, vol. 14, no. 11, p. 1–23, 2019.

COLMANETTI, M. A. A.; WEISKITTEL, A.; BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA, R. T.; DE LIMA, F. C.; ORTIZ, P. R. T.; CATHARINO, E. L. M.; BARBOSA, T. C.; DO COUTO, H. T. Z. Aboveground biomass and carbon of the highly diverse Atlantic Forest in Brazil: comparison of alternative individual tree modeling and prediction strategies. **Carbon Management**, vol. 9, no. 4, p. 383–397, 2018.

CONOVER, W. J. **Practical Nonparametric Statistics (one-sample Kolmogorov test)**. 3rd ed. New York: John Wiley & Sons, 1971.

CUNHA, G. de M.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; VELLOSO, A. C. X. Biomass, carbon and nutrient pools in montane Atlantic forests in the north of Rio de

Janeiro state, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 33, no. 5, p. 1175–1185, 2009.

D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J. M.; VIEIRA, S. A.; METZGER, J. P. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, vol. 407, p. 57–65, 2018.

DALLAGNOL, F. S.; MOGNON, F.; SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D. Teores De Carbono De Cinco Espécies Florestais E Seus Compartimentos. **Floresta e Ambiente**, vol. 18, no. 4, p. 410–416, 2011.

DAY, M.; BALDAUF, C.; SUNDERLAND; RUTISHAUSER, E.; H., T. C. Relationships between tree species diversity and above-ground biomass in Central African rainforests : implications for REDD. **Environmental Conservation**, vol. 41, no. 1, p. 64–72, 2013.

DE OLIVEIRA, L. S. C.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; DE LIMA, A. S.; CARDOSO, M. S. de O.; DOS SANTOS, W. B. Efeito de borda em remanescentes de floresta Atlântica na bacia do rio Tapacurá, Pernambuco. **Cerne**, vol. 21, no. 2, p. 169–174, 2015.

DE PAULA, M. D.; COSTA, C. P. A.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: The role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, vol. 4, no. 3, p. 349–358, 2011.

DIBABA, A.; SOROMESSA, T.; WORKINEH, B. Carbon stock of the various carbon pools in Gerba-Dima moist Afromontane forest, South-western Ethiopia. **Carbon Balance and Management**, vol. 14, no. 1, p. 1–10, 2019.

DINIZ, A. R.; MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. de C.; MENEZES, C. E. G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, vol. 10, no. 3, p. 443–451, 2015.

FANIN, N.; HÄTTENSCHWILER, S.; BARANTAL, S.; SCHIMANN, H.; FROMIN, N. Does variability in litter quality determine soil microbial respiration in an Amazonian rainforest? **Soil Biology and Biochemistry**, vol. 43, no. 5, p. 1014–1022, 2011.

FONTANETTI, C. S.; BUENO, O. C. **Cana-de-açúcar e seus impactos: uma visão acadêmica**. 1st ed. Bauru, SP: Canal 6 editora, 2017. Available at: http://www.canal6.com.br/livros_loja/Ebook_Cana.pdf.

FORTES, C.; TRIVELIN, P. C. O.; VITTI, A. C.; FERREIRA, D. A.; FRANCO, H. C. J.; OTTO, R. Recovery of Nitrogen (¹⁵N) by Sugarcane from Previous Crop Residues and Urea Fertilisation Under a Minimum Tillage System. **Sugar Tech**, vol. 13, no. 1, p. 42–46, 2011.

GIBBS, H. K.; BROWN, S.; NILES, J. O.; FOLEY, J. A. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, vol. 2, no. 4, p. 1–13, 2007.

GOMES, J. M.; PEREIRA, M. G.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, G. H. A.; GONDIM, F. R.; SILVA, E. M. R. da. Aporte de serrapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, vol. 5, no. 3, p. 383–391, 2010.

- HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; ... TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, vol. 1, no. 2, p. e1500052, 2015.
- HOUGHTON, R. A. Biomass. **Encyclopedia of Ecology**. 2nd ed. Falmouth: Elsevier B.V., 2008. vol. 3, p. 253–257.
- HOUGHTON, R. A.; BYERS, B.; NASSIKAS, A. A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. **Nature Climate Change**, vol. 5, no. 12, p. 1022–1023, 2015.
- IVANAUSKAS, N. M.; ASSIS, M. C. de. Formações Florestais Brasileiras. In: MARTINS, S. V. (ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2nd ed. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 371.
- KENDALL, M. G. Kruskal-Wallis Test. **The Concise Encyclopedia of Statistics**. 1st ed. New York: Springer, 2008. p. 277–278.
- LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNSTIDE, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S. G. W. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, vol. 93, no. 1, p. 223–247, 2018.
- LEUSCHNER, C.; MOSER, G.; HERTEL, D.; ERASMI, S.; LEITNER, D.; CULMSEE, H.; SCHULDT, B.; SCHWENDENMANN, L. Conversion of tropical moist forest into cacao agroforest: Consequences for carbon pools and annual C sequestration. **Agroforestry Systems**, vol. 87, no. 5, p. 1173–1187, 2013.
- LIMA, R. A. F.; OLIVEIRA, A. A.; PITTA, G. R.; DE GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; CHAVE, J.; TER STEEGE, H.; PRADO, P. I. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, vol. 11, no. 1, p. 1–16, 2020.
- LIMA, R. B. D. A. **Estrutura, regeneração natural e ciclagem de nutrientes em floresta ombrófila densa das terras baixas, na Zona da Mata de Pernambuco**. 2017. 150 f. Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2017.
- LIMA, R. B. A.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; FELICIANO, A. L.; DE SILVA, R. K. S. Structure and diversity in Ombrophilous Forest in the Zona da Mata of Pernambuco. **Floresta e Ambiente**, vol. 26, no. 2, p. 1–12, 2019.
- LIMA, R. B. A.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; FELICIANO, A. L. P.; SILVA, R. K. S. da. Potencial regenerativo de espécies arbóreas em fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, vol. 12, no. 4, p. 666, 2017.
- LINDNER, A. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest-The role of big trees. **Ecological Engineering**, vol. 36, no. 12, p. 1769–1773, 2010.
- LINDNER, A.; SATTLER, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history

in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests**, vol. 43, no. 3, p. 287–301, 2012.

MA, L.; SHEN, C.; LOU, D.; FU, S.; GUAN, D. Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size. **Scientific Reports**, no. 135, p. 1–8, 2017a.

MA, L.; SHEN, C.; LOU, D.; FU, S.; GUAN, D. Patterns of ecosystem carbon density in edge-affected fengshui forests. **Ecological Engineering**, vol. 107, no. August, p. 216–223, 2017b.

MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; SCHAEFER, C. E. G. R.; LAURANCE, W. F.; MARTINS, S. V.; EDWARDS, D. P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, vol. 31, no. 2, p. 542–552, 2017.

MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; LAURANCE, W. F.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, D. P. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, vol. 21, no. 9, p. 3455–3468, 2015.

MALHI, Y.; MARTHEWS, T. R. Tropical forests: Carbon, climate and biodiversity. **Law, Tropical Forests and Carbon the Case of REDD+**. 1st ed., 2010. p. 26–43.

MARAFON, A. C.; SANTIAGO, A. D.; MACHADO, J. C.; GUIMARÃES, V. dos S.; PAIVA, H. L. **Produção de biomassa em gramíneas tropicais com potencial energético**. Aracaju, SE: [s. n.], 2017. Available at: www.embrapa.br/tabuleiros-costeiros.

MARCHIORI, N. M.; ROCHA, H. R.; TAMASHIRO, J. Y.; AIDAR, M. P. M. Composição da comunidade arbórea e biomassa aérea em uma floresta atlântica secundária, parque estadual da serra do mar, São Paulo, Brazil. **Cerne**, vol. 22, no. 4, p. 501–514, 2016.

MARTIN, A. R.; THOMAS, S. C. A Reassessment of Carbon Content in Tropical Trees. **PLoS ONE**, vol. 6, no. 8, p. e23533, 2011.

MATOS, F. A. R.; MAGNAGO, L. F. S.; AQUILA CHAN MIRANDA, C.; DE MENEZES, L. F. T.; GASTAUER, M.; SAFAR, N. V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; DA SILVA, M. P.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, F. A.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A.; EDWARDS, D. P. Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. **Global Change Biology**, vol. 26, no. 2, p. 509–522, 2020.

MEMIAGHE, H. R.; LUTZ, J. A.; KORTE, L.; ALONSO, A.; KENFACK, D. Ecological Importance of Small-Diameter Trees to the Structure, Diversity and Biomass of a Tropical Evergreen Forest at Rabi, Gabon. **PLoS ONE**, vol. 11, no. 5, p. 1–15, 2016.

MENDOZA, Z. M. dos S. H. de; BORGES, P. H. de M.; ELIAS, M. P. dos S.; MORAIS, P. H. de M.; CORREA, L. L. 530 2017. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, vol. 14, no. 25, p. 1128–1134, 2017.

MURARO, G. B.; ROSSI, P.; SCHOGOR, A. L. B. Produção de biomassa de cana-de-açúcar em dois espaçamentos e duas frequências de cortes. **Ciência e Agrotecnologia**, vol. 35, no. 1, p. 131–136, 2011.

- NAVARRETE-SEGUEDA, A.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; VÁZQUEZ-SELEM, L.; SIEBE, C. Variation of main terrestrial carbon stocks at the landscape-scale are shaped by soil in a tropical rainforest. **Geoderma**, vol. 313, no. 6, p. 57–68, 2018.
- OLIVEIRA, A. R.; BRAGA, M. B.; SANTOS, B. L. S. Produção De Biomassa De Cana-De-Açúcar No Vale Do São Francisco. **Energia Na Agricultura**, vol. 29, no. 1, p. 27, 2014.
- OLIVEIRA, P. R. S.; GUEDES, R. V. S.; SILVA, C. A. W. S.; SANTOS, E. P.; OLIVEIRA, F. P.; SILVA-JÚNIOR, H. D. **clima: síntese climática/Agência pernambucana de águas e clima**. Recife: APAC, 2016.
- PEGORARO, R. F.; MOREIRA, C. G.; DIAS, D. G.; SILVEIRA, T. C. Carbon and nitrogen stocks in the soil and humic substances of agricultural crops in the semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica**, vol. 49, no. 4, p. 574–583, 2018.
- POGGIANI, F. Ciclagem de nutrientes em Florestas do Brasil. *In*: MARTINS, S. V. (ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. p. 371.
- PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L. F.; METZGER, J. P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, vol. 222, no. 12, p. 1986–1997, 2011.
- PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; HENLE, K.; KNOGGE, C.; MARTENSEN, A. C.; METZ, M.; METZGER, J. P.; RIBEIRO, M. C.; DE PAULA, M. D.; HUTH, A. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, vol. 5, no. 1, p. 1–8, 2014.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, 2020. Available at: <http://www.r-project.org>.
- RATUCHNE, L. C.; KOEHLER, H. S.; WATZLAWICK, L. F.; SANQUETTA, C. R.; SCHAMNE, P. A. Estado da Arte na Quantificação de Biomassa em Raízes de Formações Florestais. **Floresta e Ambiente**, vol. 23, no. 3, p. 450–462, 2016.
- RAZAFINDRAKOTO, M.; ANDRIAMANANJARA, A.; RAZAFIMBELO, T.; HEWSON, J.; ANDRISOA, R. H.; JONES, J. P. G.; VAN MEERVELD, I.; CAMERON, A.; RANAIVOSON, N.; RAMIFEHIARIVO, N.; RAMBOATIANA, N.; RAZAFINARIVO, R. N. G.; RAMANANANTOANDRO, T.; RASOLOHERY, A.; RAZAFIMANANTSOA, M. P.; JOURDAN, C.; SAINT-ANDRÉ, L.; RAJOELISON, G.; RAZAKAMANARIVO, H. **Organic Carbon Stocks in all Pools Following Land Cover Change in the Rainforest of Madagascar**. [S. l.]: Elsevier Inc., 2018.
- RAZAFINDRATSIMA, O. H.; BROWN, K. A.; CARVALHO, F.; JOHNSON, S. E.; WRIGHT, P. C.; DUNHAM, A. E. Edge effects on components of diversity and above-ground biomass in a tropical rainforest. **Journal of Applied Ecology**, vol. 55, no. 2, p. 977–985, 2018.
- RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L. de; NARDELLI, A. M. B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, vol. 33, no. 5, p. 917–926, 2009.

- ROCHA, S. J. S. S. Da; TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; VILLANOVA, B. L. S. S. P. H.; RUFINO, M. P. M. X.; VIANA, Á. B. T. Efeito da borda na estrutura e estoque de carbono de uma Floresta Estacional Semidecidual. **Advances in Forestry Science**, vol. 6, no. 2, p. 645–650, 2019.
- RODRIGUES, A. C.; VILLA, P. M.; NERI, A. V. Fine-scale topography shape richness, community composition, stem and biomass hyperdominant species in Brazilian Atlantic forest. **Ecological Indicators**, vol. 102, no. 2, p. 208–217, 2019.
- RÜGNITZ, M. T.; CHACÓN, M. L.; PORRO, R. **Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales**. 1st ed. Lima, Peru: Centro Mundial Agroflorestal (ICRAF) / Consórcio Iniciativa Amazônica (IA), 2009.
- SANTIAGO-GARCÍA, R. J.; FINEGAN, B.; BOSQUE-PÉREZ, N. A. Soil is the main predictor of secondary rain forest estimated aboveground biomass across a Neotropical landscape. **Biotropica**, vol. 51, no. 1, p. 10–17, 2019.
- SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. Á. de; LUMBREAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; FILHO, J. C. de A.; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5th ed. Brasília: Embrapa, 2018.
- SCORIZA, R. N.; CORREIA, M. E. F.; DA SILVA, E. M. R. O estoque de serrapilheira é eficiente como indicador ambiental em fragmentos florestais de encosta? **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, vol. 12, no. 1, p. 79–85, 2017.
- SILVA-OLAYA, A. M.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. E. P.; ALLEN, D. J.; MELLO, F. F. C.; CERRI, C. C. Quantifying above and belowground biomass carbon inputs for sugar-cane production in Brazil. **Soil Research**, vol. 55, no. 7, p. 640–648, 2017.
- SILVA, A. C. F. **Carbon stock and quality in forest and agricultural environments**. 2020. 137 f. Federal Rural University of Pernambuco, 2020.
- SILVA, V. S. G.; MAURO, W. O.; TEREZINHA, B. A. O.; BRUNO, C. M.; ABRAÃO, C. da S.; ADRIELLE, N. R. S.; PAULO, R. A. C. Leaf area of sugarcane varieties and their correlation with biomass productivity in three cycles. **African Journal of Agricultural Research**, vol. 12, no. 7, p. 459–466, 2017.
- SILVA, L. C.; JOSÉ, E.; ARAÚJO, G. De; CURTO, R. D. A.; NASCIMENTO, M.; HENRIQUE, D.; MORAIS, V. A. BIOMASS AND CARBON STOCKS IN A CONSERVATION UNIT IN THE BIOMA MATA ATLÂNTICA. **BIOFIX Scientific Journal v.**, vol. 3, no. 2, p. 243–251, 2018.
- SIST, P.; MAZZEI, L.; BLANC, L.; RUTISHAUSER, E. Forest Ecology and Management Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, vol. 318, p. 103–109, 2014.
- SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas Nativas: Estrutura, Dinâmica e Manejo**. 1st ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2013.
- SOUZA, P. H. de; PELUZIO, T. M. de O.; BARRETO, A. M. R.; BARBOSA, V. A.; DELARMELINA, W. M.; CALDEIRA, M. V. W.; KUNZ, S. H.; FARIA, J. C. T.

Serrapilheira E Fertilidade Do Solo Ao Longo Do Gradiente Borda-Interior Em Fragmento De Floresta Atlântica. **Silvicultura e Manejo Florestal: Técnicas de Utilização e Conservação da Natureza**. 1st ed. Robson José de Oliveira, p. 370–380, 2021.

TANGUY, A.; PIPONIOT, C.; CHAVE, J.; HERAULT, B. **Package ‘BIOMASS’ Estimating Aboveground Biomass and Its Uncertainty in Tropical Forests**. [S. l.: s. n.], 2016.

TERRA, M. de C. N. S.; DE MELLO, J. M.; DE MELLO, C. R. Relação espacial do Carbono da vegetação e matéria orgânica do solo na Serra da Mantiqueira. **Floresta e Ambiente**, vol. 22, no. 4, p. 446–455, 2015.

THOMAS, S. C.; MARTIN, A. R. Carbon Content of Tree Tissues: A Synthesis. **Forests**, vol. 3, no. 2, p. 332–352, 2012.

TRIVELIN, P. C. O.; VICTORIA, R. L.; RODRIGUES, J. C. S. Aproveitamento por soqueira de cana-de-açúcar de final de safra do nitrogênio da aquamônia - 15N e uréia - 15N aplicado ao solo em complemento á vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol. 30, no. 12, p. 1375–1385, 1995.

VAN DER SANDE, M. T.; ARETS, E. J. M. M.; PEÑA-CLAROS, M.; HOOSBEEK, M. R.; CÁCERES-SIANI, Y.; VAN DER HOUT, P.; POORTER, L. Soil fertility and species traits, but not diversity, drive productivity and biomass stocks in a Guyanese tropical rainforest. **Functional Ecology**, vol. 32, no. 2, p. 461–474, 2018.

VIDAL, M. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; METZGER, J. P. Litter production in a fragmented Atlantic forest landscape (Ibiúna, SP): The importance of the edge and fragment size. **Revista Brasileira de Botânica**, vol. 30, no. 3, p. 521–532, 2007.

VIEIRA, G.; SANQUETTA, C. R.; BARBEIRO, M. L. W. K. L. S. S. Estoques e Fluxos de Carbono no Semiárido Nordeste: Estimativas Preliminares. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.**, vol. 07, no. 2, p. 145–155, 2009.

VILLELA, D.; DE MATTOS, E.; PINTO, A.; VIEIRA, S.; MARTINELLI, L. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 72, no. 3 suppl, p. 633–642, 2012.

WANG, J.; NAYAK, S.; KOCH, K.; MING, R. Carbon partitioning in sugarcane (*Saccharum* species). **Frontiers in Plant Science**, vol. 4, no. 6, p. 201, 2013.

WANG, X.; WANG, J.; ZHANG, J. Comparisons of Three Methods for Organic and Inorganic Carbon in Calcareous Soils of Northwestern China. **PLoS ONE**, vol. 7, no. 8, 2012.

WATZLAWICK, L. F.; EBLING, Â. A.; RODRIGUES, A. L.; VERES, Q. J. I.; LIMA, A. M. de. Variação nos Teores de Carbono Orgânico em Espécies Arbóreas da Floresta Ombrófila Mista. **Floresta e Ambiente**, vol. 18, no. 3, p. 248–258, 2011.

WATZLAWICK, L. F.; MARTINS, P. J.; RODRIGUES, A. L.; EBLING, Â. A.; BALBINOT, R.; LUSTOSA, S. B. C. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista e efeito do grupo ecológico. **Cerne**, vol. 20, no. 4, p. 613–620, 2014.

WEBER, K. S.; BALBINOT, R.; WATZLAWICK, L. F.; SANQUETTA, C. R. Teores de Carbono Orgânico de Seis Espécies Naturais do Ecosistema da Floresta Ombrófila Mista. **Ambiência**, vol. 2, no. 2, p. 167–177, 2006.

WEST, P. W. **Tree and Forest Measurement**. 3rd ed. Lismore: Springer, 2015.

ZITER, C.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Temperate forest fragments maintain aboveground carbon stocks out to the forest edge despite changes in community composition. **Oecologia**, vol. 176, no. 3, p. 893–902, 2014.

**CAPÍTULO III – FRAÇÕES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO EM
FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA (BORDA E INTERIOR) E EM
CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR**

RESUMO

Os solos podem armazenar uma proporção substancial de carbono (C), sendo o maior pool terrestre e fundamental para estabilizar o sistema climático global. No entanto, não está claro o impacto da fragmentação florestal, da formação de bordas em florestas e sua substituição por cultivos agrícolas sobre os estoques de C no solo e suas consequências para o aumento das concentrações de CO₂ na atmosfera. Assim, neste capítulo objetivou-se quantificar os estoques de C do solo, o C lábil (C-Lábil), C das substâncias húmicas (C-SH) em um fragmento de Floresta Atlântica (borda e interior) e em um cultivo agrícola de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil. As amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm, por unidade amostral nas três áreas avaliadas (borda, interior do fragmento, e cultivo de cana-de-açúcar), para posterior determinação do C orgânico total (COT), C-Lábil e C-SH. Foram coletadas, também, amostras de solo com estrutura preservada para determinação da densidade do solo pelo método do anel volumétrico, para estimativa dos estoques de C. A determinação do COT foi realizada pelo método de combustão por via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico e aquecimento externo. Os teores de C-lábil foram determinados por oxidação com solução de permanganato de potássio. Para o fracionamento químico da matéria orgânica do solo, foi utilizada a técnica de solubilidade diferencial, obtendo-se as frações de ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HUM). Não houve diferença significativa entre as áreas de borda e interior do fragmento para os estoques de COT. Os teores de C-lábil do solo não diferiram entre borda e interior. Por outro lado, o estoque de C-lábil na cana-de-açúcar foi inferior aos estoques florestais (borda e interior). Quanto aos teores de C-SH, no fragmento (borda e interior) não foram encontradas diferenças significativas. Mas os estoques de C-SH foram superiores no cultivo de cana-de-açúcar. A análise multivariada dos dados não possibilitou diferenciar as áreas de borda e interior em função das variáveis físico-químicas do solo e do COT, indicando similaridade.

Palavras-chave: Borda florestal, cana-de-açúcar, carbono do solo, fragmentação florestal, fração lábil, frações húmicas, solos florestais.

ABSTRACT

Soils store a substantial proportion of C, making it the largest terrestrial pool and critical to stabilizing the global climate system. However, the impact of forest fragmentation and edge formation on soil C stocks and its consequences for increasing atmospheric C concentrations is unclear. Thus, this chapter aimed to quantify soil C stocks, labile C, C from humic substances in an Atlantic Forest fragment (edge and interior) and in sugarcane cultivation in the Northeast of Brazil. Soil samples were collected at depths of 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, and 60-100 cm, per sampling unit in the three areas evaluated (edge, interior, and sugarcane cultivation) for determination of total organic carbon (TOC), soil labile carbon (C-Labile), carbon from humic substances (C-HS). Soil samples with the preserved structure were also collected to analyze soil density by the volumetric ring method. The determination of TOC was carried out by the wet combustion method with potassium dichromate in a sulfuric medium and external heating. C-labile contents were determined by oxidation with potassium permanganate solution. For chemical fractionation of soil organic matter, the differential solubility technique was used, obtaining fractions: fulvic acids (FA), humic acids (AH), and humin (HUM). The native forest areas (edge and interior) had the highest organic C contents concerning the plots with sugarcane cultivation. There was no significant difference between edge and interior areas of the fragment for TOC stocks. Soil C-labile contents did not differ between the edge and interior of the forest fragment. On the other hand, a significant difference was detected between forest stocks and sugarcane cultivation. In general, C-labile stock in sugarcane was lower than forest stocks (edge and interior). As for the C contents of the fractions of humic substances, in the forest fragment (edge and interior), no significant differences were found between the C levels. On the other hand, C-HS stocks were higher in sugarcane cultivation. The multivariate analysis of the data did not make it possible to differentiate both edge and interior areas as a function of soil physicochemical variables and soil organic C.

Keywords: Edge, forest fragmentation, forest soils, humic fractions, labile fraction, soil carbon, sugarcane.

1 INTRODUÇÃO

O solo armazena uma proporção substancial de C, sendo o maior pool terrestre e fundamental para estabilizar o sistema climático global (BARROS; FEARNSSIDE, 2016; SHEN *et al.*, 2019). Estima-se que o C global total armazenado nos solos constitui algo em torno 3000 Pg de C orgânico (1 Pg = 1 bilhão de toneladas) (HICKS PRIES *et al.*, 2018; KÖCHY; HIEDERER; FREIBAUER, 2015). O C orgânico é alocado, basicamente, em cinco grandes pools: atmosfera, biomassa florestal, biomassa animal, biomassa microbiana e várias formas de matéria orgânica do solo (BOCKHEIM, 2003).

Ultimamente, as pesquisas relacionadas ao C orgânico do solo (COS) têm sido motivadas pelo potencial que o solo possui para se tornar um sumidouro administrável de dióxido de C atmosférico e, assim, mitigar as mudanças climáticas. O COS compreende a matéria orgânica viva, que representa menos de 4% do C orgânico total (COT) do solo (RAVINDRAN; YANG, 2014), e a matéria orgânica morta, ~96%. O C da matéria orgânica morta consiste de resíduos de materiais vegetais recém depositados ao solo e húmus (JACKSON *et al.*, 2017; LANDSBERG.; GOWER, 1997; MACHADO, 2005).

A matéria orgânica do solo (MOS) é, geralmente, diferenciada em três grupos: rotatividade rápida (lábil), rotatividade mais lenta (intermediária) e taxa de rotatividade muito lenta (recalcitrante, mais estável). Dessa forma, o C orgânico pode ser acumulado tanto em frações lábeis ou estáveis da MOS, o que pode ter implicações na durabilidade do seu efeito quanto à retenção de C atmosférico.

As substâncias húmicas (SH) representam os componentes mais estáveis da matéria orgânica, sendo compostos de natureza orgânica em avançado estado de alteração, não sendo possível reconhecer sua origem. As SH são definidas como uma série de substâncias altamente ácidas, de peso molecular relativamente alto e de cor amarela a preta, formadas durante a decomposição e transformação de restos vegetais e microbianos e com ocorrência onipresente na natureza (BLUME *et al.*, 2016; LIU *et al.*, 2019).

Outro importante reservatório, o C-lábil, constitui a fração da MOS prontamente suscetível à decomposição microbiana. São os chamados compostos hidrossolúveis (açúcares, ácidos orgânicos e aminoácidos, compostos de lipídios, proteínas e polissacarídeos) de cadeia de C mais simples e de baixo peso molecular, podendo retornar mais rapidamente à atmosfera pelo processo de respiração microbiana (BRADY; WEIL, 2013).

Além da grande capacidade de produção de biomassa e sequestro de C na vegetação, tem sido demonstrado que o solo pode ser um compartimento fundamental e com grande

capacidade para estocar C em regiões tropicais. No entanto, enquanto a quantificação em grande escala de biomassa acima do solo em florestas tropicais tem melhorado recentemente, a dinâmica de C do solo continua a ser uma das maiores fontes de incerteza (CANO; VILLANUEVA, 2013; CUSACK *et al.*, 2018).

Além disso, existe uma lacuna de conhecimento sobre como a fragmentação florestal pode alterar a capacidade do solo de funcionar como dreno de C. Em estudo recente, Ma *et al.* (2017b) concluíram que o armazenamento de C do solo diminuiu devido à fragmentação. Os autores enfatizaram que, globalmente, a fragmentação florestal pode acarretar enormes perdas de C do solo. Para Haddad *et al.* (2015), os efeitos da fragmentação são maiores nos fragmentos menores e mais isolados e aumentam com o passar do tempo. De acordo com Saeed *et al.* (2019), as bordas retêm menos C do que os ambientes do interior da floresta. Mas há muito ainda a ser investigado sobre as implicações das formações de bordas e fragmentação sobre o processo de estocagem de C em solos florestas.

A Floresta Atlântica tem sido desmatada e degradada desde o período de colonização do Brasil, tendo sua presença reduzida a fragmentos ao longo do litoral brasileiro (BRAGA; NASCIMENTO, 2016). No passado, grandes extensões de áreas florestais foram substituídas por cultivos agrícolas que ainda persistem até os dias atuais, como exemplo, os cultivos de cana-de-açúcar na região Nordeste do Brasil, os quais circundam os fragmentos remanescentes.

Entretanto, a avaliação do potencial para estocagem de C nesses ambientes se faz importante, em um cenário de busca por alternativas sustentáveis para os atuais níveis de emissões de CO₂. Entre estes, destacam-se a instituição de créditos de carbono e programas de REDD+ (reduções de emissões de gases de efeito estufa e aumento de estoques de C florestal) (ANDRIAMANANJARA *et al.*, 2016). No caso das iniciativas de REDD+, a elegibilidade baseia-se em dados confiáveis sobre os estoques de C e um entendimento baseado em evidências do desenvolvimento ecológico e da estabilidade das florestas (COCHARD; VAN; NGO, 2018; NAVARRETE-SEGUEDA *et al.*, 2018).

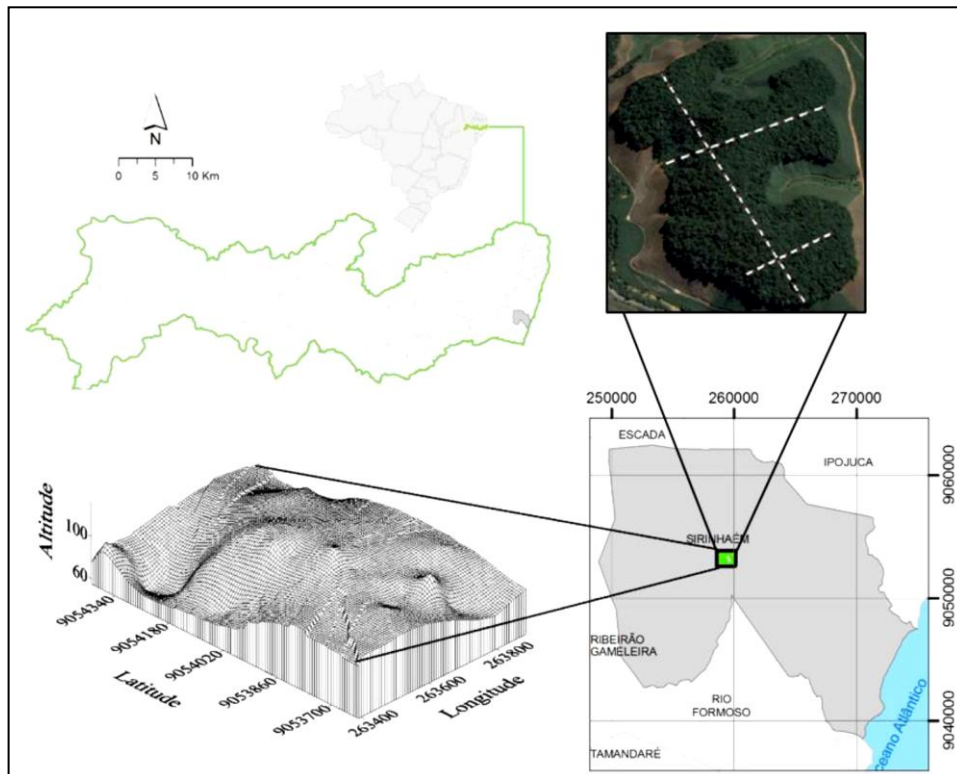
Dessa forma, objetivou-se quantificar e comparar os estoques de C do solo, C lábil e C das substâncias húmicas em fragmento de Floresta Atlântica (borda e interior) e em um cultivo agrícola de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil. Como hipótese central de trabalho, espera-se que os estoques de C sejam diferentes entre as áreas, com maior retenção de C no ambiente do interior do fragmento, tanto para o COT quanto para o C-lábil e C nas substâncias húmicas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em fragmento de Floresta Atlântica localizado no município de Sirinhaém, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil (Figura 1). Na área, predomina vegetação de terra firme, classificada como Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (IBGE, 2012). Os solos na área são classificados como Argissolos Amarelos, Argissolos Vermelho-Amarelos e Argissolos Acinzentados (SANTOS *et al.*, 2018).

Figura 1 – Localização do fragmento de Floresta Atlântica no Estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil



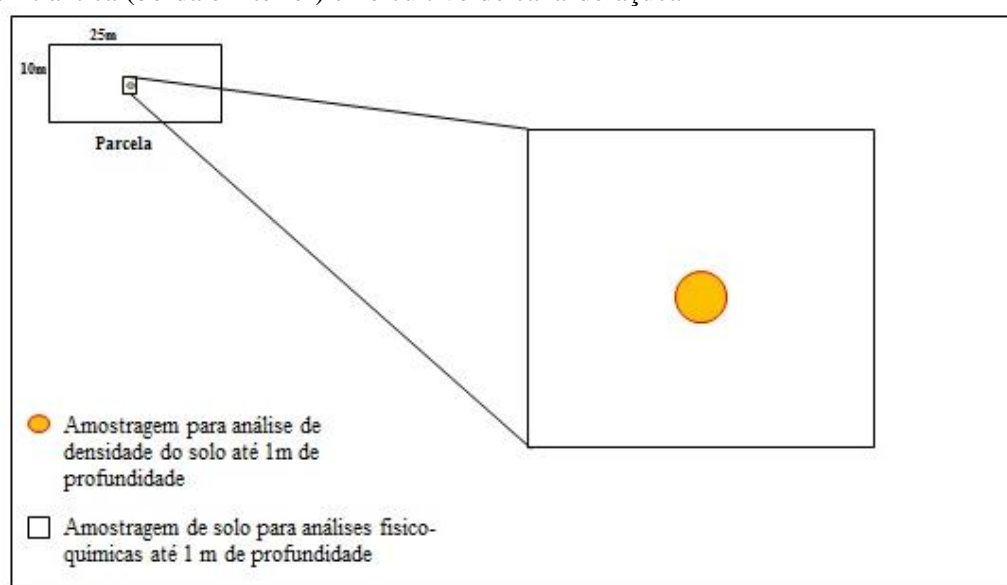
Fonte: adaptado de Lima *et al.* (2019)

Os solos das florestas tropicais úmidas do Brasil são altamente variáveis; Latossolos e Argissolos (ver Apêndices A e B), as duas ordens de solo dominantes nos trópicos, são altamente intemperizados e tipicamente de baixa fertilidade. Estes solos são comumente deficientes em fósforo e cátions básicos, possuem baixa capacidade de troca catiônica, saturação por bases e pH extremamente baixos e alta capacidade de adsorção de fósforo (GOWER; LANDSBERG; BLSBEE, 2003).

2.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISES DO SOLO

As amostras de solo foram coletadas nos meses de março e abril de 2019 nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm em parcelas medindo 10 x 25 m, situadas na borda (n=10) e no interior (n=10) do fragmento. Além de parcelas instaladas em cultivo de cana-de-açúcar (n=10), anexo ao fragmento florestal, de acordo com esquema da Figura 2 e procedimentos metodológicos descritos no Capítulo II.

Figura 2 – Esquema para a amostragem do solo (0-100 cm) em amostras deformadas e indeformadas em Floresta Atlântica (borda e interior) e no cultivo de cana-de-açúcar



Fonte: elaborado pelo autor (2021).

As amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em malha de 2 mm para posterior determinação do pH do solo, determinação dos cátions trocáveis Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} (extraídos com KCl 1,0 mol L^{-1} ; sendo Ca^{2+} e Mg^{2+} dosados por espectrofotometria de absorção atômica e Al^{3+} por titulometria); P disponível, K^+ e Na^+ trocáveis (extraídos por Mehlich-1, sendo P dosado por colorimetria e K^+ e Na^+ por fotometria de emissão de chama); acidez potencial (H + Al) (extraída por acetato de cálcio e dosada por titulometria); C orgânico total (COT) determinado por oxidação via úmida pelo método Walkley-Black, C lábil do solo (C-Lábil) pelo permanganato de potássio e C das substâncias húmicas (SH) após fracionamento químico (MENDONÇA; MATOS, 2017). Nas amostras com estrutura indeformada, foi realizada a determinação da densidade do solo pelo método do cilindro volumétrico (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

A determinação do carbono orgânico total (COT) foi realizada pelo método de combustão por via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico e aquecimento externo. O excesso de dicromato após a oxidação foi titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal conforme o Manual de Análises de Solo da EMBRAPA (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

Os teores de C-lábil foram determinados, em agregados triturados em almofariz e passados em peneira de 0,210 mm, por oxidação com solução de permanganato de potássio (KMnO₄) 0,033 mol L⁻¹ (BLAIR; LEFROY; LISLE, 1995), e adaptado por (SHANG; TIESSEN, 1997). A quantificação do C foi procedida por colorimetria, considerando a perda de KMnO₄ à medida que o C do solo foi oxidado.

Para o fracionamento químico da matéria orgânica do solo, foi utilizada a técnica de solubilidade diferencial (SWIFT, 1996), obtendo-se as frações de ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HUM). Após a separação das frações, o teor de C orgânico de cada fração foi estimado por oxidação úmida com ácido sulfúrico pelo método de Yeomans e Bremner (1988).

2.3 ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO

O estoque de COT em cada camada do solo foi estimado usando o teor médio de COT (g kg⁻¹ de C) e os dados de massa equivalente de solo, seguindo o proposto por Bayer (2003), visando estimar o estoque de C em massas idênticas de solo. Para isso, foram usadas as equações 1 e 2, adaptadas de Ellerty e Betanny (1995):

Inicialmente, procedeu-se com o cálculo das massas amostradas de solo, em ambos os sistemas de manejo, utilizando a seguinte expressão:

$$M_{\text{solo}} = p_{\text{solo}} \times T \times 10000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

M_{solo} = massa de solo equivalente à massa do sistema de referência (Mg ha⁻¹)

p = densidade do solo (g cm⁻³);

T = espessura da camada de solo avaliada (m)

Em seguida, selecionou-se o sistema (área) com maior massa de solo como sendo o sistema de referência (designada como massa equivalente - $M_{\text{equivalente}}$) para calcular as massas equivalentes de solo nos sistemas de menor massa (não referência).

Para explicar as diferentes massas de solo, Ellert e Bettany (1995) calcularam as quantidades de C (Mg ha⁻¹ de C) em uma massa idêntica ou equivalente de solo sob diferentes

regimes de manejo. A massa da camada de solo mais pesada que era mais suscetível à influência do manejo foi designada pelos autores como sendo a massa equivalente.

A partir dos dados de $M_{\text{equivalente}}$ e da densidade do solo das respectivas camadas de solo dos sistemas de não referência, calcularam-se as espessuras das camadas de solo requeridas para atingir uma massa equivalente à massa do solo no sistema de referência ($M_{\text{equivalente}}$).

Portanto, fez-se o cálculo da espessura da camada de solo requerida para atingir uma massa utilizando a expressão adaptada de Ellert e Bettany (1995):

$$T_{\text{solo}} = M_{\text{equivalente}} \times 0,0001 \text{ ha m}^{-2} / p_{\text{solo}} \quad \text{Eq. 2}$$

Onde:

T = espessura da camada requerida para atingir uma massa equivalente (m);

$M_{\text{equivalente}}$ = massa do solo no sistema de referência (Mg ha^{-1})

p_{solo} = densidade do solo no sistema de não referência.

Por fim, efetivou-se o cálculo dos estoques de carbono pelo método tradicional, utilizando a expressão abaixo:

$$E_C = C \times p_{\text{solo}} \times E \times 10000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \times 0,001 \text{ Mg kg}^{-1}$$

Onde:

E_C = massa de carbono por unidade de área (Mg ha^{-1})

C = concentração de carbono orgânico total (g kg^{-1})

p_{solo} = densidade do solo (g cm^{-3})

E = espessura da camada de solo (m)

Para comparar diferentes áreas ou sob diferentes usos e seu impacto sobre os estoques de nutrientes do solo, a massa das camadas superficiais relevantes deve ser corrigida. Essa correção foi realizada para minimizar os erros de cálculo dos estoques oriundos da compactação do solo, com aumento de densidade nos sistemas modificados pela ação do homem. Esta correção possibilitou que amostras de camadas compactadas fossem comparadas com as da mata nativa na mesma profundidade (FERNANDES; FERNANDES, 2008; BORCHARD *et al.*, 2017).

As concentrações de C-Lábil foram convertidas para estoque de C por área utilizando os mesmos procedimentos citados anteriormente para os estoques de COT. Os estoques de C

das substâncias húmicas também foram corrigidos de acordo com o procedimento descrito acima.

2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Primeiramente, os resultados foram submetidos à análise estatística descritiva (média, desvio padrão e erro padrão da média) para verificar a variabilidade natural das amostras em relação às repetições.

Em seguida, como suposições necessárias para a análise de variância (ANOVA), os dados foram testados para normalidade e homocedasticidade usando os testes Kolmogorov-Smirnov (CONOVER, 1971) e Levene (BROWN; FORSYTRE, 1974), respectivamente, ambos no nível de probabilidade de 5%.

Os dados de teores e estoques de C do solo por camadas e entre ambientes de floresta tropical úmida (interior, borda e cultivo agrícola) foram analisados usando ANOVA, com teste F ao nível de 5%.

As concentrações e estoques de COT e de C-Lábil do solo foram comparadas em cada camada de solo entre os usos pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Quando as diferenças foram significativas, as médias dos teores e estoques de C das substâncias húmicas (C-SH) foram comparadas pelo teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade.

Os dados das propriedades do solo foram submetidos à análise estatística descritiva obtendo-se as médias e desvios padrão, além do teste de normalidade. Utilizou-se a matriz de correlação de Pearson para avaliar possíveis relações entre os atributos físico-químicos do solo e os estoques de C do solo (0-100 cm).

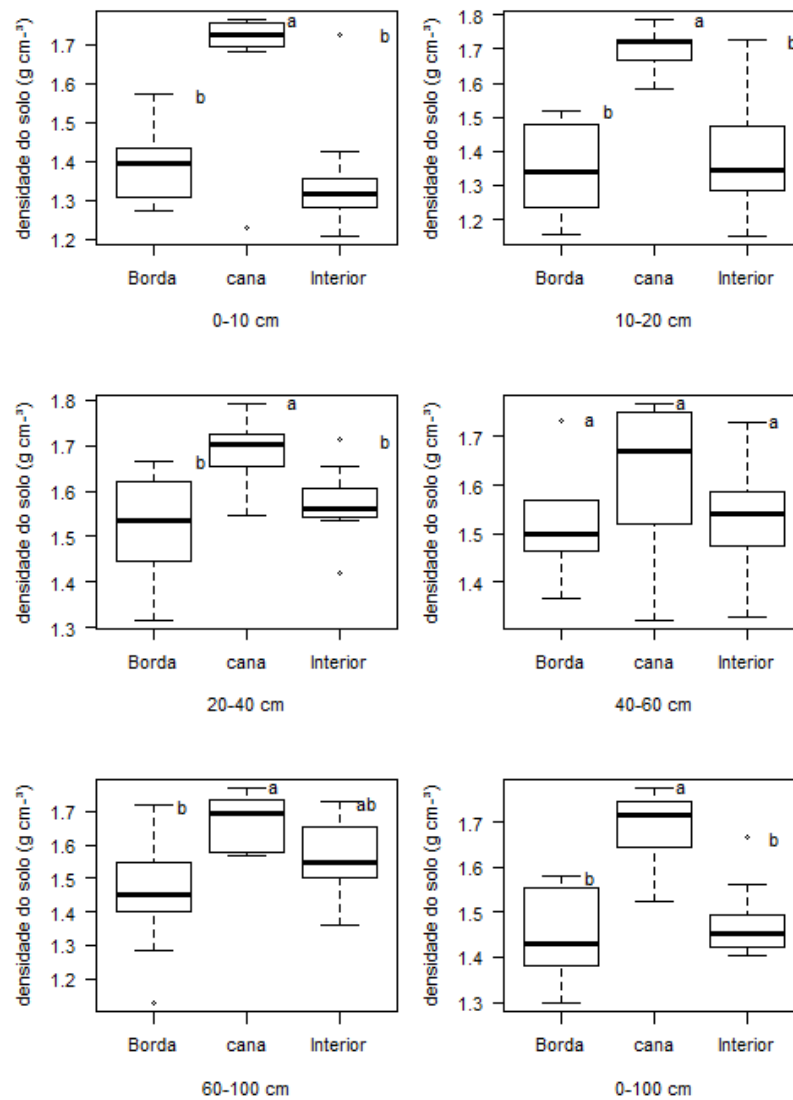
Além disso, foi realizada uma análise multivariada para um melhor entendimento dos dados dos atributos físicos e químicos do solo (até 100 cm de profundidade) utilizando a média ponderada entre as camadas de solo avaliadas. A análise de componentes principais (ACP) foi feita a partir da padronização dos dados, possibilitando a identificação de propriedades do solo que mais contribuíram para a variância total dos dados entre as áreas avaliadas. Todas as análises estatísticas e gráficos foram realizadas no software R versão 3.6.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 DENSIDADE DO SOLO

A densidade do solo diferiu (ANOVA, teste Tukey, $p < 0,05$) entre as parcelas da floresta nativa (borda e interior) e da área de cultivo de cana-de-açúcar em quase todas as camadas avaliadas, exceto para a camada de 40-60 cm (Figura 3). Os valores de densidade variaram de 1,12-1,76 g cm^{-3} , com os maiores valores médios sendo observados no cultivo agrícola de cana-de-açúcar.

Figura 3 – Densidade do solo em fragmento de Floresta Atlântica (borda e interior) e em um cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil, letras minúsculas distintas indicam diferença significativa pelo teste Tukey a 5% de probabilidade entre as áreas



De maneira geral, a densidade do solo sob cultivo da cana-de-açúcar foi maior do que nas posições de borda e interior do fragmento (Figura 3). No cultivo de cana-de-açúcar a média foi $1,66 \text{ g cm}^{-3}$, enquanto na borda e interior do fragmento os valores foram $1,45$ e $1,47 \text{ g cm}^{-3}$, respectivamente. A compactação do solo na área agrícola, devido ao uso de máquinas e intensa atividade de preparo do solo, pode explicar esses resultados elevados. De acordo com Binkley e Fisher (2020), a estrutura bem desenvolvida aumenta o volume dos poros e diminui a densidade do solo. Em solos florestais, a densidade pode variar de $0,2 \text{ g cm}^{-3}$ em algumas camadas orgânicas a cerca de $1,9 \text{ g cm}^{-3}$ em solos arenosos; adicionalmente, solos ricos em matéria orgânica apresentam densidades mais baixas do que solos pobres neste componente.

Para Osman (2013b), a maioria dos solos minerais tem densidades entre $1,0$ e $2,0 \text{ g cm}^{-3}$, podendo variar devido ao conteúdo de matéria orgânica, textura, compactação e porosidade do solo. Um solo poroso, geralmente, tem densidade mais baixa; já os solos com estruturas massivas e menor porosidade apresentam maiores valores de densidade, caso das parcelas avaliadas no cultivo de cana-de-açúcar.

Sabe-se que a densidade do solo pode ser alterada por uma série de fatores, como práticas agrícolas não conservacionistas, operações silviculturais mecanizadas, conversão de floresta em pastagem seguida de pisoteio de gado, entre outras formas de perturbação (BINKLEY; FISHER, 2020; BLUME *et al.*, 2016). Brady e Weil (2013) ressaltam que solos friáveis e porosos têm baixa densidade do solo, enquanto aqueles que são compactados têm alta massa por unidade de volume. Soma-se a isto o fato de que solos compactados oferecem impedância física à extensão da raiz de plantas, o que afeta a absorção de água e nutrientes (OSMAN, 2013a).

Quanto aos valores de densidade do solo em florestas primárias, em remanescente de Floresta Atlântica, Menezes *et al.* (2017) não detectaram diferença em termos de profundidade, com os valores médios variando de $1,43$ a $1,63 \text{ g cm}^{-3}$.

Em remanescentes de florestas nativas, Cardoso *et al.* (2010) relataram valores de $1,40$ a $1,53 \text{ g cm}^{-3}$ em floresta nativa e nas áreas pastagens cultivadas os valores variaram de $1,54$ a $1,66 \text{ g cm}^{-3}$. Resultados similares aos encontrados neste estudo no Nordeste do Brasil.

De acordo com Osman (2013a), a densidade do solo pode diferir em função da profundidade do solo, o que pode estar relacionado com a distribuição de matéria orgânica e compactação; com tendência a aumentar com a profundidade, principalmente devido aos menores teores de matéria orgânica e pouca agregação das partículas do solo.

De maneira geral, os valores de densidade foram superiores no cultivo agrícola neste estudo, em relação às parcelas da borda e interior do fragmento. Uma provável explicação pode

ser pela maior atividade de manejo no solo na área sob cana-de-açúcar, com preparo e revolvimento excessivo do solo para o plantio, quando da implantação da cultura e durante a fase de colheita com trânsito de veículos. Além disso, ressalta-se que os dados apresentados aqui relacionam-se com vários cenários de mudanças provocadas ou processos físicos do solo, tais como, menor concentração de carbono orgânico, carbono lábil, estrutura do solo, que acarretam maior densidade em áreas de cana-de-açúcar, cujo processo de colheita baseia-se em queimada.

3.2 CARBONO DO SOLO

3.2.1 Teor de carbono orgânico total (COT)

Independentemente da profundidade avaliada, as áreas de borda e interior do fragmento florestal tiveram maiores teores de C orgânico em relação às parcelas no solo sob cultivo de cana-de-açúcar (Tabela 1).

Tabela 1 – Teores de COT, estoques de C orgânico total do solo em Floresta Atlântica (borda e interior) e cana-de-açúcar

Camada de solo (cm)	Teor de carbono (g kg ⁻¹)	Massas equivalentes de solo (Mg ha ⁻¹)	Estoque de carbono do solo corrigido (Mg ha ⁻¹)
Interior			
0-10	33,37 ± 7,30 a	1353,26 ± 139,74	58,31 ± 11,96
10-20	21,26 ± 6,24 ab	1376,09 ± 157,79	34,68 ± 9,31
20-40	13,37 ± 4,40 a	3147,65 ± 152,24	45,85 ± 13,41
40-60	11,54 ± 4,23 a	3054,88 ± 225,84	38,85 ± 14,96
60-100	7,89 ± 4,16 a	6228,78 ± 418,97	50,03 ± 28,34
Total (0-100)			227,72
Borda			
0-10	34,04 ± 7,39 a	1388,05 ± 88,92	57,07 ± 14,81
10-20	24,87 ± 6,73 a	1343,35 ± 135,09	43,71 ± 10,42
20-40	15,28 ± 6,31 a	3051,15 ± 221,21	51,72 ± 23,97
40-60	11,58 ± 4,59 a	3047,27 ± 223,34	38,77 ± 14,78
60-100	7,03 ± 4,56 a	5832,26 ± 677,39	46,14 ± 26,96
Total (0-100)			237,41
Cana-de-açúcar			
0-10	19,12 ± 2,33 b	1669,35 ± 156,19	31,83 ± 4,40
10-20	14,81 ± 4,27 b	1688,17 ± 49,74	24,96 ± 7,04
20-40	11,22 ± 1,68 b	3355,67 ± 115,90	37,66 ± 6,01
40-60	8,90 ± 2,19 a	3228,03 ± 270,10	28,51 ± 6,27
60-100	8,81 ± 2,23 a	6646,53 ± 298,15	58,84 ± 16,50
Total (0-100)			181,80

*médias seguidas por letras minúsculas diferentes na mesma camada entre as áreas (borda, interior e cana-de-açúcar) diferem pelo teste Tukey a 95% de probabilidade.

A área de borda apresentou teor médio de C orgânico de $18,56 \text{ g kg}^{-1}$ e no interior do fragmento de $17,95 \text{ g kg}^{-1}$, não sendo identificada diferença entre esses dois ambientes ($p > 0,05$). As massas de solo variaram de $1.343\text{-}5.832 \text{ Mg ha}^{-1}$ na borda, enquanto no interior a variação foi de $1.352\text{-}6.228 \text{ Mg ha}^{-1}$. Estes valores foram obtidos em camadas mais finas na superfície e mais espessas na última camada (40 cm), influenciando os valores mais altos nas camadas mais profundas. Já nos solos com cultivo de cana-de-açúcar, essa variação foi de $1.669\text{-}6.646 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Tabela 1). Esses valores enfatizam as diferenças existentes entre as três áreas, com implicações diretas para a estimativa dos estoques de C, visto que, para comparar os estoques entre as três áreas, as camadas precisam ter massas semelhantes de solo.

Sobre as concentrações de C, de acordo com Osman (2013b), o teor de matéria orgânica é maior na superfície do solo porque as entradas orgânicas são geralmente mais altas na superfície, o qual diminui gradualmente com a profundidade em solos agrícolas e de pastagem; e abruptamente, com algumas exceções, em solos de floresta. Blume *et al.* (2016) também ressaltaram que as maiores concentrações e rotatividade de C orgânico são encontradas na camada superior, com média de $\sim 7,5\text{-}20 \text{ g kg}^{-1}$. É possível que os altos teores de C apresentados no estudo estejam associados ao maior aporte de serrapilheira e à alta atividade biológica agindo na decomposição da MOS.

Os maiores teores de COT ocorreram na borda e no interior do fragmento florestal, revelando acúmulo superficial nestes ambientes. De acordo com Giácomo *et al.* (2015), os maiores teores de COT em área de mata nativa devem-se ao maior aporte de serrapilheira e à quantidade de nutrientes aportada nessas áreas. A maioria dos solos minerais contém $< 5\%$ em peso de matéria orgânica, sendo os solos tropicais (principalmente Latossolos e Argissolos) conhecidos por apresentarem baixos teores de C (OSMAN, 2013b).

Em Floresta Atlântica, Barros Ozório *et al.* (2020) também avaliaram os teores de C do solo (camada 0-20 cm) na borda e interior, relatando diminuição do COT quando se passa de áreas mais internas para mais externas dos fragmentos, com valores variando de $18,12\text{-}63,20 \text{ g kg}^{-1}$ na região central dos fragmentos, e de $18,12\text{-}43,32 \text{ g kg}^{-1}$ na borda. Essas concentrações foram semelhantes aos teores médios observados neste estudo em fragmento de Mata Atlântica, entretanto, os autores citados acima, identificaram diferença significativa para o COT entre borda e interior, o que não foi observado aqui.

Resultados semelhantes aos obtidos neste estudo no Nordeste do Brasil foram relatados, em floresta tropical africana por Chiti *et al.* (2016), que relataram concentrações de $43\text{-}64 \text{ g kg}^{-1}$ de C na camada de 0-5 cm e de $7,3\text{-}7,5 \text{ g kg}^{-1}$ de C (70-100 cm). Assim como, em floresta

úmida na Amazônia, Zaninetti, Moreira e Moraes (2016), com valores médios de $41,33 \text{ g kg}^{-1}$ (0-10cm).

Quanto aos teores de C em cultivos agrícolas, Pereira *et al.* (2010) determinaram o teor de C do solo (0-20 cm) em diferentes culturas (milho e soja) em plantio convencional e plantio direto, e relataram variação de $4,5$ a $6,6 \text{ g kg}^{-1}$ de C, valores abaixo aos obtidos para o cultivo de cana-de-açúcar no presente trabalho. Em cultivo de erva-mate Denardin *et al.* (2014) encontraram variação de $16,95 \text{ g kg}^{-1}$ na camada (0-5 cm) e $9,10 \text{ g kg}^{-1}$ (40-50 cm), semelhantes aos teores obtidos aqui para a cana-de-açúcar nas camadas superficiais.

No geral, as concentrações de C relatadas aqui foram condizentes com outros levantamentos de campo para este atributo, ressaltando-se que em todas as áreas avaliadas, as concentrações de C na subsuperfície (60-100 cm de profundidade) foram substanciais, demonstrando a importância de determinar esses teores em levantamentos e quantificação de C florestal não apenas nas camadas da superfície do solo. Além disso, a maioria dos dados disponíveis sobre a determinação de teores de C em solos sob cultivo de cana-de-açúcar limita-se às camadas superficiais, aqui são apresentados dados substanciais até a profundidade de 100 cm para esta importante cultura agrícola.

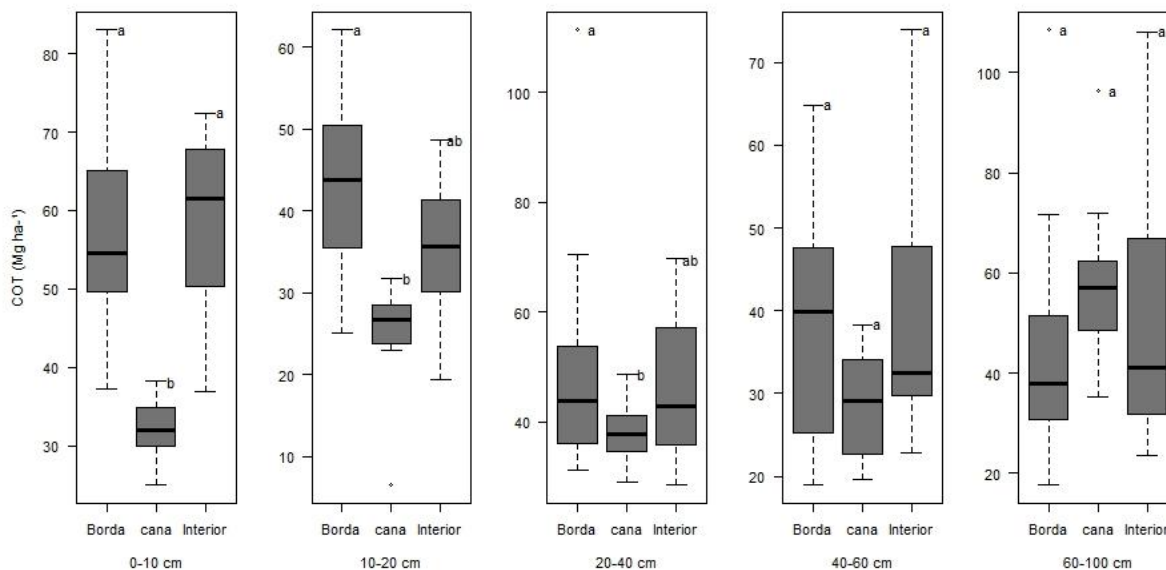
3.2.2 Estoques de C orgânico do solo

Os menores e maiores valores médios para os estoques de COT por camada de solo foram de $24,96 \pm 7,04 \text{ Mg ha}^{-1}$ (10-20 cm) e de $58,84 \pm 16,50 \text{ Mg ha}^{-1}$ (60-100 cm), ambos na cana-de-açúcar (Figura 4 e Tabela 1). O estoque de COT diferiu em quase todas as camadas do solo, exceto nas camadas 40-60 cm e 60-100 cm, nas quais não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os estoques (Figura 4).

Em geral, não houve diferença significativa entre borda e interior para os estoques de COT. Os estoques de COT foram de $237,41 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C na borda e de $227,72 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C no interior (Tabela 1).

Nesse aspecto, Barros e Fearnside (2016) também quantificaram os estoques de C do solo (0-20 cm) na borda e no interior e relataram variação de $33,09$ - $34,33 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C na borda e de $34,45$ - $34,72 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C no interior, não sendo identificadas diferenças significativas entre os dois ambientes.

Figura 4 – Estoques de COT nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm em Floresta Atlântica (borda e interior) e em cultivo de cana-de-açúcar. Letras diferentes indicam médias significativamente diferentes (Teste Tukey, $p < 0,05$)



Da mesma forma, ao avaliar fragmentos de Floresta Atlântica, Magnago *et al.* (2017) também não identificaram diferença significativa no conteúdo de C orgânico na camada superficial do solo (0-10 cm) entre borda e interior. Esses estudos relatados acima corroboram com os achados deste presente trabalho realizado no bioma Mata Atlântica, quanto aos estoques de COT do solo em áreas fragmentadas.

Os resultados obtidos sugerem que, nesses ambientes houve estabilização e recuperação frente aos efeitos da fragmentação florestal, em relação aos estoques de C. Provavelmente, a floresta manteve suas funções, garantindo assim os recursos necessários, como produção de biomassa e resíduos que derivaram em matéria orgânica do solo posteriormente. O recrutamento e crescimento de novos indivíduos nas bordas do fragmento também pode ter proporcionado incremento em biomassa florestal, sendo fator positivo para manutenção e aumento dos estoques de C no solo.

Resultados similares para o estoque de C do solo (0-100cm) foram relatados, por exemplo, em áreas com plantios de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais, onde Gatto *et al.* (2010) relataram variação nos estoques médios de C do solo (0-100 cm) de 112,01-140,99 Mg ha^{-1} ; e no estudo realizado por Oliveira *et al.* (2016) houve uma variação de 82,7-210,0 Mg ha^{-1} em áreas de vegetação nativa na camada 0-100 cm em Latossolos no centro-sul do Brasil.

Segundo Burton e Pregitzer (2008), em ecossistemas florestais, o COT compreende um grande reservatório de C que costuma ser de magnitude semelhante ou maior do que o armazenamento de C da biomassa acima do solo. Esses pools de C, geralmente, mudam

lentamente com o tempo, mas são suscetíveis à liberação rápida para a atmosfera após perturbações naturais ou antrópicas.

Com relação aos estoques no cultivo de cana-de-açúcar, na camada superficial do solo, os estoques foram significativamente diferentes aos da borda e interior (Figura 1). Contudo, os estoques de C em subsuperfície (60-100 cm) foram semelhantes entre os três ambientes.

Nesse ponto, Pegoraro *et al.* (2018) quantificaram os estoques de C em cultivos de cana-de-açúcar com médias de 39,93 Mg C ha⁻¹ (0-20cm), 30,95 Mg C ha⁻¹ (20-40cm) e 22,89 Mg C ha⁻¹ (40-60cm); também em solos sob cultivo de cana-de-açúcar, Oliveira *et al.* (2016) identificaram variação de 38,15-60,50 Mg ha⁻¹ de C na camada 0-40 cm, segundo estes autores, a mudança no uso da terra diminui os estoques de C. Todos esses trabalhos citados acima são consistentes com as estimativas aqui relatadas para os estoques de COT do solo nessa situação avaliada no Nordeste do Brasil. Em São Paulo, Luca *et al.* (2018) estimaram os estoques de 79,8-203,0 Mg C ha⁻¹ em 0-40 cm, provavelmente essa diferença seja em função do tipo de solo da área, da cultura utilizada, manejo do solo, espaçamento entre plantas e utilização de corretivos e fertilizantes na área.

Para Meister *et al.* (2012), a expansão das terras de cultivo e pastagem tem um efeito profundo no ciclo global do C, já que as florestas tropicais normalmente armazenam de 20 a 100 vezes mais C por unidade de área do que a agricultura que as substitui. Blume *et al.* (2016) afirmam ainda que os estoques de C nos solos variam em uma ampla gama e são regulados, entre outros fatores, pelo clima, vegetação, entrada de matéria orgânica, o nível do lençol freático, profundidade do enraizamento e pelo tipo de solo.

Nas três primeiras camadas avaliadas (0-40 cm), os estoques de C constituíram 60% do C total do solo no interior do fragmento, já na borda, os valores alcançaram 64%. No cultivo de cana-de-açúcar, os estoques nessas camadas representaram 53% (Tabela 1).

Segundo Meister *et al.* (2012), a maior parte do carbono do solo nas florestas tropicais está localizada nas camadas superiores, onde a densidade de raízes e atividade biológica é geralmente mais alta. Além disso, o horizonte rico em matéria orgânica na superfície é uma característica distintiva da maioria dos solos florestais, muitas vezes respondendo por 20% ou mais do C total do solo ou ~10-40 Mg ha⁻¹ de C (BINKLEY; FISHER, 2020).

A distribuição vertical dos estoques de COT apresentou padrão irregular nas diferentes áreas. Na borda e no interior do fragmento houve redução nos estoques superficiais de COT, seguida de um acréscimo na camada 20-40 cm, logo em seguida, observou-se novamente um declínio nos estoques e, por fim, na última camada (60-100 cm) houve acúmulo de 23% do C total no interior e de 19% na borda, sobretudo por representar a camada de maior tamanho e

maior massa de solo envolvida. Esses resultados são reflexo dos tamanhos de cada camada avaliada, ou seja, as camadas mais profundas nas três áreas acumularam maiores quantidades de C em função de serem as mais espessas (40 cm).

Padrão semelhante para o estoque de COT foi observado por Assunção *et al.* (2019) em floresta nativa, que detectaram redução dos estoques de C da camada superficial (menos espessas) para a subsuperficial (50-100 cm). Segundo McBratney *et al.* (2014), a variabilidade C do solo com a profundidade (> 30 cm) precisa ser melhor representada com vistas a orientar modelos para estimar a dinâmica do C orgânico do solo com precisão e com base em todo o perfil do solo.

3.2.3 Concentrações de C Lábil

No que concerne aos teores de C-lábil, estes variaram ao longo das cinco camadas avaliadas. Os teores médios foram de 1,42 g kg⁻¹ na cana-de-açúcar (20-40 cm) a 5,94 g kg⁻¹ na borda (0-10 cm). As concentrações médias de C-lábil apresentaram diferenças significativas (ANOVA, p<0,05) em todas as camadas entre os ambientes (Tabela 2).

Tabela 2 – Concentrações de C-lábil e estoques de C-lábil em Floresta Atlântica (borda e interior) e cultivo de cana-de-açúcar

Camada de solo (cm)	Teor de Carbono Lábil (g kg ⁻¹)	Estoque de C Lábil (Mg ha ⁻¹)	Estoque de C Lábil corrigido (Mg ha ⁻¹)
Interior			
0-10	4,81 ± 1,04 a	6,51 ± 1,51	8,45 ± 1,96
10-20	3,55 ± 1,12 ab	4,85 ± 1,57	5,82 ± 1,88
20-40	3,07 ± 1,20 a	9,66 ± 3,75	10,63 ± 4,13
40-60	3,08 ± 0,99 a	9,36 ± 2,94	10,29 ± 3,24
60-100	2,59 ± 0,77 a	16,31 ± 5,33	17,52 ± 5,71
Borda			
0-10	5,94 ± 1,88 a	8,31 ± 2,87	9,97 ± 3,45
10-20	4,15 ± 1,79 a	5,66 ± 2,71	7,36 ± 3,52
20-40	3,24 ± 1,64 a	10,00 ± 5,27	11,00 ± 5,80
40-60	2,23 ± 1,02 ab	6,74 ± 2,92	7,41 ± 3,22
60-100	2,32 ± 1,17 ab	13,57 ± 6,83	15,60 ± 7,85
Cana-de-açúcar			
0-10	2,74 ± 0,76 b	4,64 ± 1,47	4,64 ± 1,47
10-20	2,19 ± 1,15 b	3,67 ± 1,87	3,67 ± 1,87
20-40	1,43 ± 0,84 b	4,80 ± 2,82	4,80 ± 2,82
40-60	1,85 ± 0,95 b	5,90 ± 2,97	5,90 ± 2,97
60-100	1,58 ± 0,54 b	10,44 ± 3,38	10,44 ± 3,38

*Médias seguidas por letras iguais na mesma profundidade e entre as diferentes áreas não diferem pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Na região Nordeste do Brasil, Silva (2020) também determinou os teores de C-lábil do solo (0-20 cm) relatando uma variação de 1,52-2,59 g kg⁻¹ em um fragmento de Floresta Atlântica; e em cultivo de cana-de-açúcar variando de 1,75-3,59 g kg⁻¹, valores estes abaixo dos obtidos neste estudo para áreas de floresta nativa (borda/interior), já no cultivo de cana-de-açúcar, os valores são semelhantes.

De modo geral, os teores de C-lábil do solo não diferiram estatisticamente entre a borda e o interior do fragmento florestal. Porém, houve diferença significativa entre os teores de C-lábil do fragmento florestal (borda/interior) e o cultivo de cana-de-açúcar. Nas camadas 0-10 e 20-40 cm os teores da borda e interior foram superiores aos da cana-de-açúcar. Já na camada 10-20 cm houve diferença significativa apenas entre teores da borda e da cana-de-açúcar; nas camadas 40-60 e 60-100cm os teores médios no interior foram superiores aos do cultivo da cana-de-açúcar (Tabela 2).

Binkley e Fisher (2020) destacam que o tempo médio de rotação do C no solo pode ser mais curto do que a vida útil de árvores dominantes na floresta, mas a idade média do C que permanece nos solos é geralmente muito mais antiga do que as árvores. Segundo estes autores, isto resulta da combinação de um grande fluxo de C através do solo (relativamente rápido), o C-lábil, e uma pequena proporção do fluxo que se acumula em longo prazo, a matéria orgânica estabilizada do solo.

Silva *et al.* (2011) determinaram os teores de C-lábil em diferentes usos da terra e relataram variação de 2-4 g kg⁻¹ em áreas com vegetação nativa na camada 0-30 cm do solo, e em sistema de plantio direto com variação de 2,1-3,2 g kg⁻¹. Em diferentes tipos de florestas, Chen *et al.* (2018b) também avaliaram as concentrações de C-lábil em experimento envolvendo aumento na precipitação e observaram uma variação de ~2-9 g kg⁻¹.

No nordeste da Índia, Singh e Benbi (2018) relataram que o C-lábil compreendia 14,1 a 24,2% do COT e sua concentração era maior em solos de pastagem (0,61 g kg⁻¹) e menor em solos de cultivo (0,47 g kg⁻¹). Resultados semelhantes foram relatados por Dias *et al.* (2019), em áreas de floresta e cultivo agrícola, com variação de 0,7-0,9 g kg⁻¹ em floresta nativa e de 0,6-0,7 g kg⁻¹ em cultivo convencional.

Em áreas de transição Cerrado/floresta amazônica, Isernhagen *et al.* (2017) determinaram o C-lábil (0-30 cm) sob integração lavoura-pecuária-floresta e observaram variação nos dados com 0,83-2,48 g kg⁻¹, identificando claramente os maiores teores na camada superficial do solo. Resultado similar foi relatado também por Leite *et al.* (2013) para os estoques de C-lábil em diferentes usos do solo.

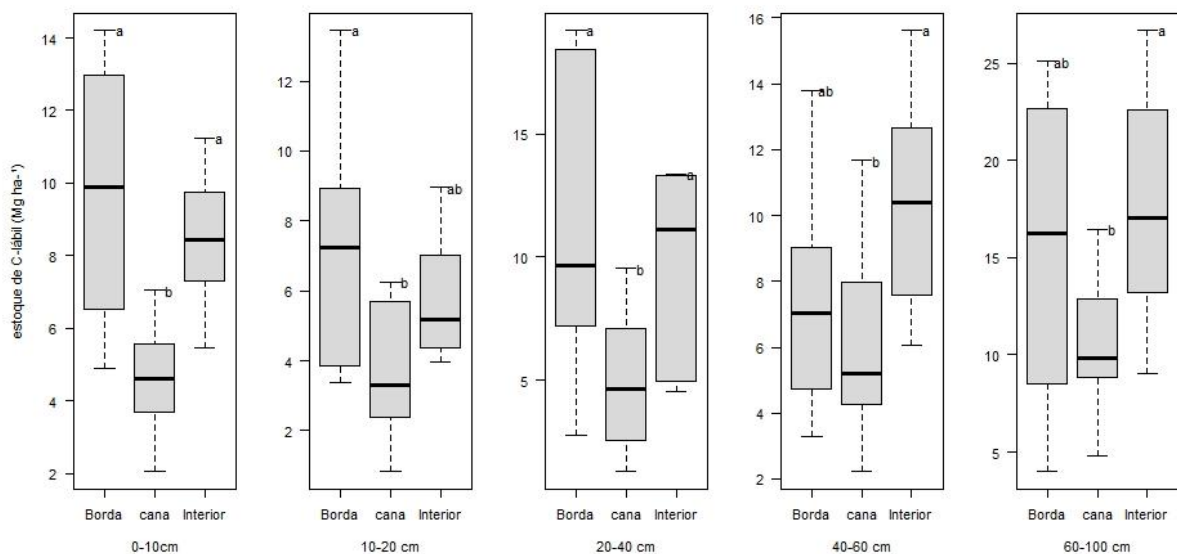
O C do solo está fortemente associado à distribuição da chuva e, portanto, há mais estoque de C lábil nas florestas do que em outros ecossistemas terrestres, a natureza e a condição das florestas podem desempenhar um papel crítico nos processos de sequestro e armazenamento de carbono no solo (PRICE; BRADFORD; ASHTON, 2012).

Nas parcelas avaliadas no presente estudo, claramente os teores de C lábil foram superiores na vegetação nativa (borda e interior), corroborando com o que tem sido relatado para outras florestas tropicais, demonstrando que os efeitos da fragmentação não mais atuam para estabelecer uma possível diferença entre as concentrações de carbono. No entanto, as áreas com cultivo de cana-de-açúcar também se destacaram nesse atributo.

3.2.4 Estoques de C-Lábil do solo

Com relação aos estoques de C das frações lábeis (mais instáveis) do solo, não foi detectada diferença significativa entre os estoques da borda e interior do fragmento florestal (Figura 5).

Figura 5 – Estoques de carbono lábil (0-100 cm) em Floresta Atlântica (borda e interior) e no cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil, letras minúsculas diferentes representam diferença significativa pelo teste Tukey a 5% de probabilidade



Todavia, houve diferença significativa entre os estoques florestais ($p < 0,05$) e o cultivo de cana-de-açúcar. Em geral, os estoques de C-lábil na cana-de-açúcar foram inferiores em comparação aos estoques da borda e interior do fragmento de Mata Atlântica.

Em solos sob vegetação de Mata Atlântica, Silva (2020) também quantificaram os estoques de C-lábil (0-20 cm) e identificaram acréscimo dos estoques da superfície até o subsolo, com médias de $5,63 \pm 1,07 \text{ Mg ha}^{-1}$ (0-20 cm) na floresta úmida e de $7,78 \pm 1,54 \text{ Mg ha}^{-1}$ (0-20 cm) no cultivo de cana-de-açúcar, resultados semelhantes aos obtidos neste estudo para as camadas superficiais do solo na borda, interior e na cana-de-açúcar.

Outros estudos em solos tropicais também quantificaram os estoques de C-lábil. Por exemplo, em um experimento de campo com sistemas de integração lavoura-pecuária, Isernhagen *et al.* (2017) concluíram que os estoques de C-lábil variaram de 7 Mg ha^{-1} entre as áreas de vegetação nativa na camada de 0-30 cm, e de $4,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ em áreas com cultivo agrícola.

De Oliveira *et al.* (2018) quantificaram os estoques de C-lábil com variação de $5,71 \text{ Mg ha}^{-1}$ (0-10 cm), $5,25$ (10-20 cm) e $2,47 \text{ Mg ha}^{-1}$ na camada 20-30 cm em áreas de vegetação nativa, já no sistema de cultivo agrícola convencional, a variação foi de $2,77 \text{ Mg ha}^{-1}$ (0-10), de $1,33 \text{ Mg ha}^{-1}$ (10-20) e $1,16 \text{ Mg ha}^{-1}$ (20-30 cm).

A distribuição vertical dos estoques de C-lábil se manifestou de modo regular e decrescente em direção ao subsolo, cerca de 47% do C-lábil do solo estava concentrado nas primeiras camadas (subsuperficiais) do solo do interior do fragmento. Na borda, a distribuição do C-lábil foi irregular, com ~55 % nas primeiras camadas, da mesma forma para a cana-de-açúcar.

Segundo Blume *et al.* (2016), as estimativas globais de C mostram que cerca de 1.500 Pg de C orgânico ($1\text{Pg} = 10^{15}\text{g}$) são armazenados no primeiro metro de solos terrestres, cerca de 700 Pg, dos quais são encontrados nos 30 cm superiores do solo. Apesar disso, a maioria dos estudos têm relatado os estoques de C lábil apenas nas camadas superficiais do solo, deixando de quantificar estes importantes estoques no subsolo, que podem retornar à atmosfera de acordo com o tipo de uso e manejo inadequado do solo. Ademais, mudanças ou redistribuições dos estoques de C no solo são fundamentais para o reservatório global de C.

É provável que os maiores estoques de C-lábil na vegetação nativa em relação ao cultivo de cana-de-açúcar, tenham ocorrido em função do material vegetal disponibilizado pela floresta através do acúmulo de serrapilheira, o que não ocorre nas áreas sob cultivo agrícola. Além disso, os efeitos da degradação florestal e fragmentação (tais como: redução de tamanho do fragmento, recrutamento e mortalidade de indivíduos, umidade e temperatura no ambiente, etc.) também não influenciaram os altos valores de C-lábil obtidos para o fragmento florestal (borda e interior), não sendo possível distinguir entre as áreas por meio desta variável.

3.2.5 Carbono das substâncias húmicas (SH)

Na borda e interior não foram detectadas diferenças entre os teores de C das frações húmicas, independentemente da camada de solo avaliada (Tabela 3). O cultivo de cana-de-açúcar apresentou alta concentração de C-SH na camada superficial, principalmente pelos elevados teores de C da fração HUM. Para Navarrete, Tsutsuki e Navarrete (2010), as mudanças na composição das frações das SH podem ser mais pronunciadas em locais sob cultivo intensivo em comparação com um local menos alterado.

Os teores de C-AF foram superiores aos do C-AH nas três áreas avaliadas. A fração HUM apresentou os maiores teores de C em todas as áreas, com média de $3,11 \text{ g kg}^{-1}$, denotando ser o principal pool de C recalcitrante nesses solos. Orlov e Sadovnikova (2005) afirmam que as substâncias de baixo peso molecular geralmente estão prontamente disponíveis para os microrganismos, pois participam da mineralização de constituintes dos solos extraindo muitos elementos de formas praticamente insolúveis. Por outro lado, a fração HUM desempenha papel conservador, conferindo estabilidade a longo prazo de propriedades importantes, como reserva de húmus, capacidade de troca catiônica e propriedade tampão dos solos.

Em geral, as concentrações de C-SH foram regulares ao longo das camadas de solo, a exceção foi a camada (60-100 cm), com decréscimo significativo (Tabela 3). As maiores e menores concentrações de C-SH foram observadas na cana-de-açúcar com $9,26 \text{ g kg}^{-1}$ (0-10cm) e na borda do fragmento com $2,10 \text{ g kg}^{-1}$ (60-100cm).

A relação C-SH/COT apresentou média com valores próximos de 0,5. Estes valores demonstram que ~50% da COT é composto por substâncias húmicas, ou seja, a quantidade de C recalcitrante, mais bem protegido e estocado no solo contra os eventos de decomposição microbiana de C.

Quanto à relação C-AH/C-AF, de maneira geral, os valores foram menores que 1 indicando menor acúmulo de C nas frações mais estáveis da matéria orgânica. Na Amazônia, Zaninetti; Moreira, Moraes (2016) relataram que a relação AH/AF variou de 0,27 a 0,42 e ficou abaixo de 1, indicando pouca evolução do processo de humificação da matéria orgânica do solo. Do mesmo modo, Fernández-Getino, Alonso-Prados e Santín-Montanyá (2020) ressaltam que uma relação AH/AF mais alta sugere uma evolução mais acentuada dos compostos húmicos observados no maior grau de polimerização.

Tabela 3 – Frações húmicas da matéria orgânica nas profundidades 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm em solos na borda e interior de floresta tropical úmida e em cultivo de cana-de-açúcar

Área	COT	C-AH	C-AF	C-HUM	C-SH	C-AH/C-AF	C-SH/COT
g kg ⁻¹							
0-10 cm							
Borda	34,04±7,39	1,80±0,13 a	2,51±0,12 a	3,28±0,24 c	7,59±0,74 b	0,72±0,05	0,22±0,10
Cana-de-açúcar	19,12±2,33	1,51±0,32 b	2,16±0,10 b	5,59±0,52 a	9,26±2,19 a	0,70±0,15	0,48±0,94
Interior	33,37±7,30	1,58±0,20 b	2,46±0,19 a	3,92±0,59 b	7,96±1,19 b	0,64±0,07	0,24±0,16
10-20 cm							
Borda	24,87±6,73	1,58±0,09 a	3,08±0,22 a	3,66±0,25 a	8,33±1,07 a	0,52±0,07	0,33±0,16
Cana-de-açúcar	14,81±4,27	0,79±0,17 b	2,26±0,46 b	3,10±1,00 a	6,15±1,17 b	0,37±0,13	0,42±0,27
Interior	21,26±6,24	1,71±0,20 a	3,20±0,27 a	3,72±1,65 a	8,63±1,04 a	0,54±0,08	0,41±0,17
20-40 cm							
Borda	15,28±6,31	1,83±0,13 b	3,13±1,61 a	4,23±0,24 a	9,19±1,20 a	0,65±0,16	0,60±0,19
Cana-de-açúcar	11,22±1,68	2,03±0,24 a	2,66±0,35 a	2,43±0,56 b	7,12±0,32 b	0,79±0,23	0,63±0,19
Interior	13,37±4,40	1,69±0,17 b	2,67±0,35 a	3,94±0,89 a	8,30±1,13 a	0,65±0,14	0,62±0,26
40-60 cm							
Borda	11,58±4,59	1,12±0,16 a	3,33±1,61 a	2,30±0,14 b	6,75±1,11 b	0,37±0,09	0,58±0,24
Cana-de-açúcar	8,90±2,19	1,28±0,29 a	3,31±0,29 a	3,41±1,14 a	8,00±1,20 a	0,39±0,08	0,90±0,55
Interior	11,54±4,23	0,73±0,15 b	2,81±0,34 b	2,58±0,37 b	6,12±1,14 b	0,26±0,07	0,53±0,27
60-100 cm							
Borda	7,03±4,56	0,53±0,12 b	0,89±0,10 a	0,69±0,14 b	2,10±0,18 b	0,60±0,15	0,30±0,04
Cana-de-açúcar	8,81±2,23	0,51±0,14 b	1,18±0,17 a	3,05±0,46 a	4,74±1,31 a	0,76±0,36	0,54±0,05
Interior	7,89±4,16	0,76±0,17 a	0,91±0,25 a	0,77±0,51 b	2,44±0,09 b	0,92±0,47	0,31±0,02

COT: Carbono orgânico total; C-AH: Carbono da fração ácidos húmicos; C-AF: Carbono da fração ácidos fúlvicos; C-HUM: Carbono da fração humina; C-SH: Carbono das substâncias húmicas; C-AH/C-AF: Relação de carbono dos ácidos húmicos e fração de ácidos fúlvicos; C-SH/COT: Razão do carbono das substâncias húmicas e carbono orgânico total. Médias representadas pela mesma letra na coluna por camada de solo entre as áreas não diferem pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade.

De acordo com Blonska *et al.* (2017), a estimativa das frações da MOS pode ser utilizada como um indicador de mudanças no solo e a relação entre a concentração de C-AH/C-AF é um indicador da mobilidade potencial de C no solo.

Quanto aos estoques de C nas SH, houve diferença significativa ($p < 0,05$) nas camadas 0-10 e 10-20 cm nos estoques de C-AF na borda e no interior (Tabela 4).

Tabela 4 – Estoques de C-SH nas profundidades 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm em solos na borda e interior de floresta tropical úmida e em cultivo de cana-de-açúcar

Área	C-AF	C-AH	C-HUM	C-SH
Mg ha ⁻¹				
0-10 cm				
Borda	4,19±0,19 a	2,99±0,22 a	5,44±0,40 c	12,62±1,22 b
Cana-de-açúcar	3,61±0,17 b	2,52±0,53 b	9,34±0,87 a	15,46±3,66 a
Interior	3,98±0,31 a	2,55±0,32 b	6,36±0,95 b	12,89±1,92 b
10-20 cm				
Borda	5,37±0,39 a	2,76±0,16 a	6,38±0,43 a	14,50±1,87 a
Cana-de-açúcar	3,83±0,78 b	1,33±0,28 b	5,23±1,69 a	10,39±1,97 b
Interior	5,29±0,45 a	2,83±0,33 a	6,16±2,73 a	14,29±1,72 a
20-40 cm				
Borda	10,54±5,42 a	6,15±0,44 b	14,23±0,81 a	30,93±4,05 a
Cana-de-açúcar	8,93±1,18 a	6,83±0,81 a	8,18±1,88 b	23,94±1,06 b
Interior	8,81±1,17 a	5,56±0,55 c	13,01±2,92 a	27,37±3,73 b
40-60 cm				
Borda	10,63±5,15 a	3,58±0,51 a	7,35±0,46 b	21,56±3,53 b
Cana-de-açúcar	10,67±0,94 a	4,12±0,92 a	10,98±3,99 a	25,77±3,87 a
Interior	8,97±1,09 a	2,33±0,48 b	8,23±1,17 b	17,22±4,97 c
60-100 cm				
Borda	5,95±0,70 a	3,54±0,79 b	4,61±0,91 b	14,10±1,21 b
Cana-de-açúcar	7,86±11,29 a	3,40±0,94 b	20,23±3,05 a	31,49±8,72 a
Interior	6,13±1,66 a	5,10±1,14 a	5,15±1,41 b	16,38±0,58 b

C-AF: Estoque de carbono da fração ácidos fúlvicos; C-AH: Estoque de carbono da fração ácidos húmicos; C-HUM: Estoque de carbono da fração humina; C-SH: Estoque de carbono das substâncias húmicas. As médias representadas pela mesma letra na coluna por camada de solo e entre as áreas não diferem pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Os estoques de C da fração AF foram superiores aos estoques da fração AH, seguindo padrão irregular ao longo das camadas, com maiores estoques observados na cana-de-açúcar, com 10,67 Mg ha⁻¹ de C (40-60 cm).

Segundo Dortzbach *et al.* (2020), possivelmente, a diminuição do C-AH das áreas de cultivo agrícola em comparação com a área de floresta pode estar relacionada à calagem para a

correção da acidez do solo, que interfere na dinâmica das SH, sendo observada normalmente a diminuição dos teores de C nessa fração.

Já os estoques de C-AH diferiram ($p < 0,05$) entre borda e interior em quase todas as camadas avaliadas, exceto em 10-20 cm (Tabela 4). Na camada 0-10, 20-40 e 40-60 cm os estoques de C-AH foram superiores na borda, na última camada os estoques de C-AH foram majoritários no interior do fragmento.

Os estoques de C-HUM foram superiores às demais frações das SH, com valores variando de $4,61 \text{ Mg ha}^{-1}$ na borda (60-100 cm) e $20,23 \text{ Mg ha}^{-1}$ na cana-de-açúcar (60-100cm). De acordo com Brady e Weil (2013), as HUM representam de 30 a 50% da matéria orgânica total, a qual é descrita quimicamente como sendo constituída de macromoléculas estáveis, intimamente ligadas aos coloides inorgânicos do solo, sendo a forma mais estável de C do solo.

Na cana-de-açúcar o C-HUM representou ~50% do C-SH, enquanto na borda (~40%) e no interior (~44%). Em cultivo agrícola, Pinto *et al.* (2020) também relataram que a fração HUM foi predominante em comparação ao C das demais frações. Assim como, Rosset *et al.* (2016) em cultivo de milho, pastagem, plantio direto com diferentes idades e floresta nativa; e Martins Gomes *et al.* (2018) que relataram o C-SH em grande parte na forma de HUM (Tabela 4).

De modo geral, os estoques de C-SH foram superiores na cana-de-açúcar, alcançando os maiores estoques nas camadas 0-10 cm, 40-60 cm e 60-100 cm (Tabela 4). Sobre esse aspecto, Ferreira *et al.* (2020) relataram que o plantio direto promoveu o armazenamento de C em frações mais estáveis e o maior C-AF e C-AH na área de floresta nativa indica que a qualidade da MOS foi afetada de alguma forma nos plantios diretos, em comparação com a floresta. Pegoraro *et al.* (2018) relataram que os sistemas de cana-de-açúcar proporcionaram aumento o estoque de C na fração HUM e no grau de humificação da MOS.

Na vegetação nativa, os estoques de C-SH foram significativamente diferentes entre borda e interior apenas nas camadas 20-40 cm e 40-60 cm, com maiores estoques na borda $\sim 50 \text{ Mg C ha}^{-1}$, somatório de ambas as camadas (Tabela 4). Nesse ponto, Pegoraro *et al.* (2018) compararam sistemas conservacionistas de cultivo com menor revolvimento do solo e maior deposição de resíduos vegetais e revelaram que o estoque de C-SH não diferiu entre a maioria dos sistemas, indicando a manutenção do C nos solos cultivados em comparação à condição nativa. Barreta *et al.* (2019) também concluíram que o estoque de C-SH não foi alterado pelos sistemas de uso do solo e o sistema convencional proporcionou aumento nos teores e estoques de C na fração menos recalcitrante das SH, com a maior parte do C (72,3 %) observado no C-HUM.

Contudo, Santos *et al.* (2019) concluíram que a conversão da floresta resultou em redução dos estoques das frações de C mais recalcitrantes na camada superficial, demonstrando que a não intervenção contribui para a estabilização do C do solo e sequestro de CO₂. Ainda sobre esse aspecto, Leite, Iwata e Araújo (2014) compararam os estoques de C-SH em sistemas agroflorestais e outros cultivos agrícolas e relataram que, em geral, os tratamentos de manejo menos intensivos levaram ao maior conteúdo de C-SH.

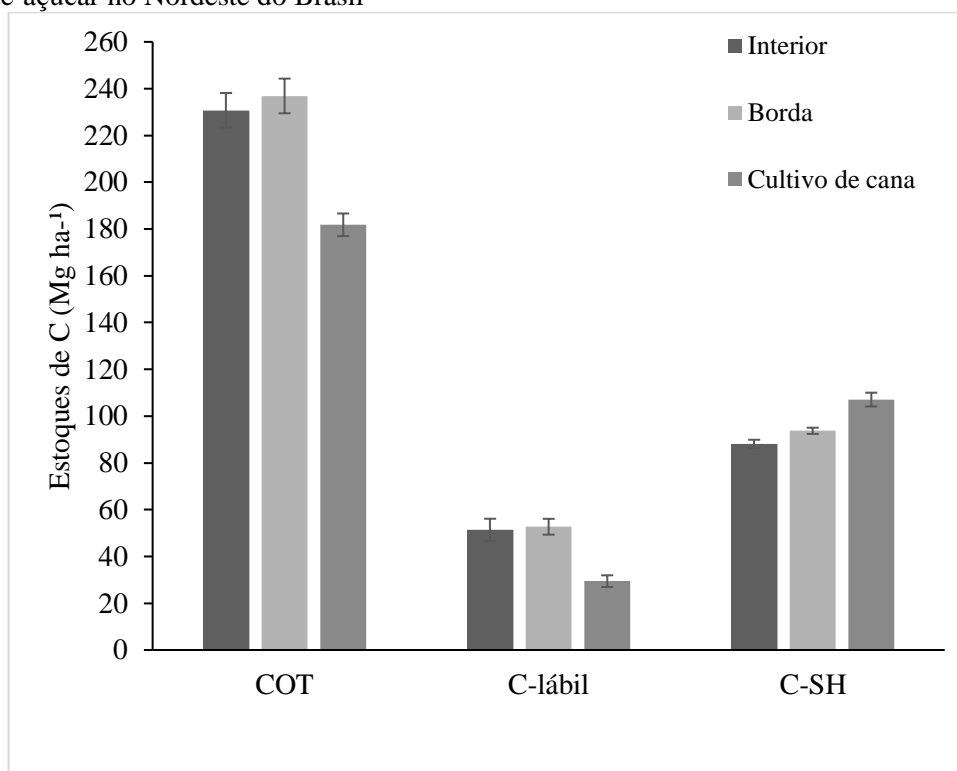
Adicionalmente, ressalta-se que as SH em cultivos agrícolas melhoram o crescimento das plantas e o conteúdo de nutrientes, facilitam a formação de agregados, o conteúdo de MOS e a capacidade de troca catiônica, e uma das alternativas para avaliar o efeito dos sistemas de uso do solo na qualidade do mesmo é por meio da quantificação do C-SH (BARRETA *et al.*, 2019; LIPCZYNSKA-KOCHANY, 2018). Além disso, as SH afetam as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos em uma extensão muito maior do que outros constituintes (WEBER *et al.*, 2018).

Aqui, a maior quantidade de C-SH demonstrada nos locais de cultivo de cana-de-açúcar pode estar relacionada à utilização, quando do processo produtivo da cana-de-açúcar na área avaliada, de biofertilizantes à base de resíduos da própria indústria açucareira, como: torta de filtro rica em fósforo e matéria orgânica, além de vinhaça (rica em potássio).

Com relação aos estoques totais de C do solo em todas as camadas avaliadas (0-100 cm), na borda e interior os valores médios foram superiores aos estoques da cana-de-açúcar, com média de $230,72 \pm 7,42$ Mg ha⁻¹ de C no interior, de $236,87 \pm 6,96$ Mg ha⁻¹ de C na borda e de $181,80 \pm 4,83$ Mg ha⁻¹ de C na cana-de-açúcar (Figura 6). Resultados semelhantes foram obtidos para o C-lábil, com estoques de $52,70 \pm 3,38$ Mg ha⁻¹ de C na borda e de $51,36 \pm 4,77$ Mg ha⁻¹ de C no interior e na cana-de-açúcar com $29,44 \pm 3,38$ Mg ha⁻¹ de C (Figura 6). Nas SH, os estoques totais foram majoritários na cana-de-açúcar com média de $107,05 \pm 2,96$ Mg ha⁻¹ de C, cerca de 20% a mais de C estocado em relação ao C do fragmento.

Outros estudos também quantificaram os estoques de C do solo até 100 cm de profundidade. Em eucalipto, Gatto *et al.* (2010) obtiveram variação de 80,79 a 141,22 Mg ha⁻¹ de C. Em cana-de-açúcar, Oliveira *et al.* (2016), com valores médios de 76 a 167 Mg ha⁻¹ de C e na vegetação nativa, de 82 a 212 Mg ha⁻¹ de C. Em diferentes sistemas de uso da terra, Razafindrakoto *et al.* (2018) estimaram maiores valores em áreas de floresta úmida intacta (~145 Mg ha⁻¹), com estoques de C de ~130 Mg ha⁻¹ em áreas com solos degradados. Saha *et al.* (2010) também relataram maiores estoques em floresta nativa com média de 180 Mg ha⁻¹ de C e menores estoques em cultivo de arroz com ~50 Mg ha⁻¹ de C.

Figura 6 – Estoques totais de C do solo (até 100 cm) em Floresta Atlântica (borda e interior) e no cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil



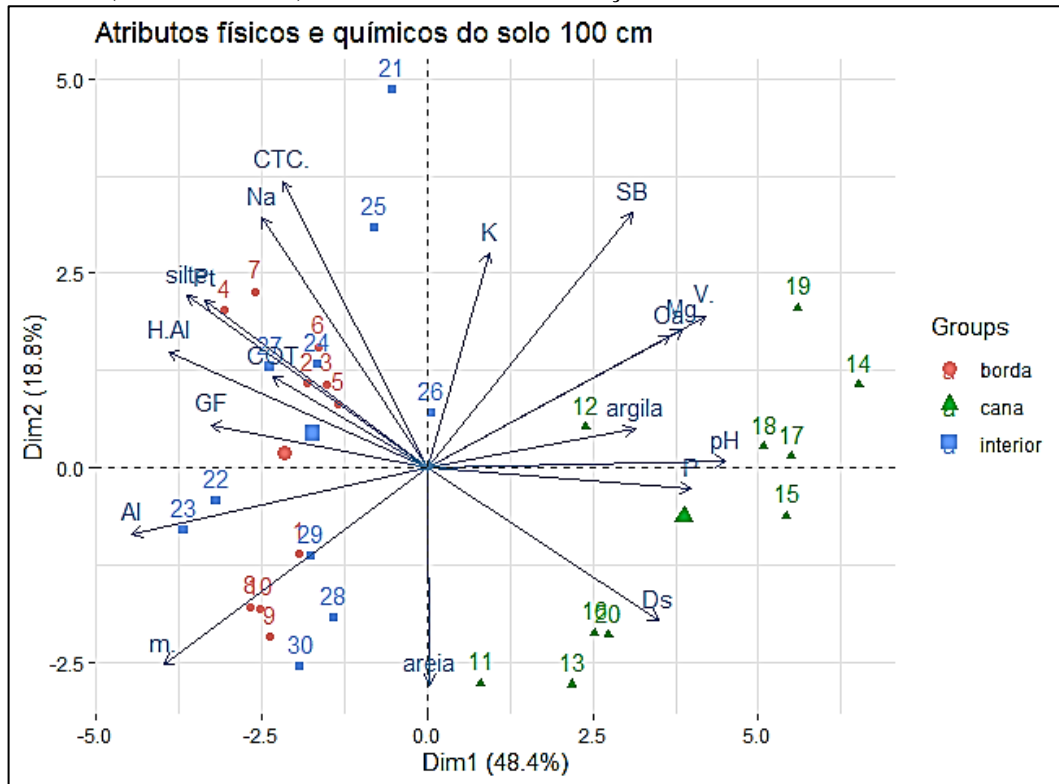
A quantidade de COT armazenada em todo o perfil do solo (0-100 cm) do fragmento florestal e nas áreas com cultivo de cana-de-açúcar estão de acordo com os estudos relatados acima, demonstrando também a importância e grande potencial das áreas sob cultivo de cana-de-açúcar para estabilização e estocagem de C no solo.

3.3 ATRIBUTOS DO SOLO

A análise de componentes principais (ACP) indicou diferenças quanto aos atributos físicos e químicos do solo (Apêndices A e B) em 100 cm de profundidade. O primeiro eixo da ACP explicou 48,3% da variância dos dados, separando os solos das parcelas sob cultivo de cana-de-açúcar (com maior densidade do solo e valores de pH mais altos) das demais, sob floresta nativa na borda e interior (com alta saturação por alumínio e baixa saturação por bases) do fragmento (Figura 7).

Já o segundo eixo da ACP, com ~19% da variância dos dados, concentrou as parcelas sob floresta nativa, não sendo possível diferenciar as áreas (borda e interior) por meio da variação nos atributos do solo (Figura 7).

Figura 7 – Análise de componentes principais das propriedades do solo até 100 cm de profundidade em floresta nativa (borda e interior) e no cultivo de cana-de-açúcar

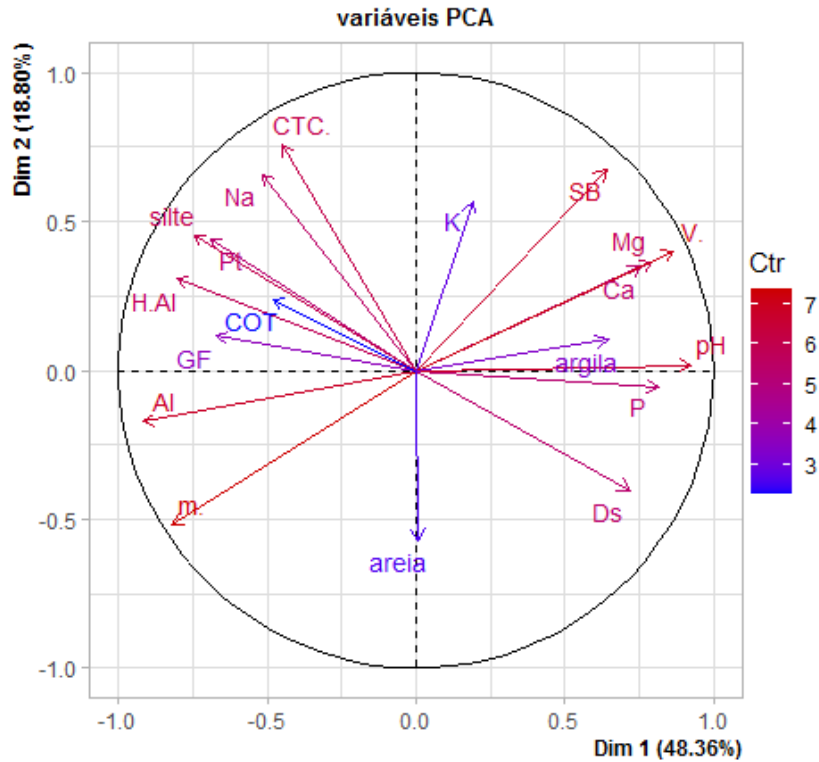


As amostras na borda e interior foram mais relacionadas aos atributos saturação por alumínio, acidez trocável e capacidade de troca de cátions, enquanto o cultivo de cana-de-açúcar estava mais associado com solos de boa fertilidade e, também, com solos mais compactados, apresentando altos valores para densidade do solo. Isso pode ser explicado pelo manejo adotado na cultura da cana-de-açúcar, com aplicação de corretivos e fertilizantes que influem nas propriedades químicas do solo; bem como pelo preparo mecânico e destruição da estrutura do solo, tornando-o mais adensado.

A análise dos escores padronizados dos componentes principais para os atributos físicos e químicos do solo das 30 amostras avaliadas nos ambientes de borda, interior e cultivo de cana-de-açúcar mostrou uma variação acumulativa de ~70% da variabilidade total do conjunto de dados multivariado (Figura 8).

Percentuais semelhantes foram obtidos em análise de componentes principais por Akther *et al.* (2021), onde avaliaram estoques de COT em relação aos atributos do solo com ~73% da variabilidade dos dados explicada pelos dois primeiros eixos da ACP. Entretanto, as variáveis K^+ , Na^+ , SB, GF (%), areia ($g\ kg^{-1}$), argila ($g\ kg^{-1}$) e Estoque de COT ($Mg\ ha^{-1}$ de C) não se correlacionaram positivamente com nenhum dos dois eixos principais, com isso, essas variáveis não foram eficientes para detecção de diferença no conjunto de dados entre as áreas.

Figura 8 – Contribuição das variáveis do solo (até 100 cm) e projeção dos vetores para os dois primeiros eixos da ACP



As correlações internas entre as variáveis do solo (até 100cm) e os dois primeiros eixos de ordenação mostraram que as variáveis mais fortemente correlacionadas com o Eixo ACP1 foram o fósforo disponível (P), acidez ativa (pH), acidez trocável (Al^{3+}), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), saturação por bases (V), saturação por alumínio (m) e densidade do solo (Ds) com autovetores significativos e que compõem uma resposta de variabilidade na ordem de 48,4% dos atributos físico-químicos do solo entre as áreas: interior, borda e cana-de-açúcar. Por outro lado, no Eixo 2, com resposta de variação de ~20%, apenas a variável CTC apresentou correlação significativa (Tabela 5).

Os valores na faixa de pH mais próximos da neutralidade foram correlacionados com as áreas sob cultivo de cana-de-açúcar, contrariamente aos locais de floresta (borda e interior). Segundo Peroni e Hernandez (2011), as plantas que apresentam pouca tolerância a mudanças no pH sofrem a ausência de algum nutriente do solo cuja presença esteja relacionada a faixas específicas de pH (PERONI; HERNÁNDEZ, 2011). Como a cana-de-açúcar é cultivada nessas áreas há muito tempo e demanda condições de solo específicas para a obtenção de boas produtividades, o manejo consiste na correção periódica da acidez pela calagem, prática com efeito residual. Enquanto isso, a floresta nativa tem solos bem ácidos, tanto pelas características naturais de desenvolvimento dos solos em ambientes tropicais úmidos sob intensa lixiviação de

bases, bem como pela maior deposição de matéria orgânica, que passa pelo processo de decomposição, liberando ácidos no solo.

Tabela 5 – Autovetores referentes aos atributos do solo que determinam os dois primeiros eixos. Os níveis de significância são baseados na correlação de Pearson entre as propriedades do solo e os eixos da ACP: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$ e *** $p < 0,001$

Atributo do solo	Eixo ACP1	Eixo ACP2
P (mg dm ⁻³)	-0,817**	0,056 ^{ns}
pH	-0,926**	-0,018 ^{ns}
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	-0,190 ^{ns}	-0,567 ^{ns}
Na ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,515 ^{ns}	-0,659 ^{ns}
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,916**	0,173 ^{ns}
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	-0,755*	-0,348 ^{ns}
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	-0,793*	-0,365 ^{ns}
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	0,805**	-0,307 ^{ns}
SB (cmol _c dm ⁻³)	-0,638 ^{ns}	-0,674 ^{ns}
CTC (cmol _c dm ⁻³)	0,448 ^{ns}	-0,757*
V (%)	-0,865**	-0,400 ^{ns}
m (%)	0,819**	0,520 ^{ns}
Ds (g cm ⁻³)	-0,719*	0,403 ^{ns}
Pt (%)	0,691 ^{ns}	-0,444 ^{ns}
GF (%)	0,671 ^{ns}	-0,114 ^{ns}
Areia (g kg ⁻¹)	-0,008 ^{ns}	0,573 ^{ns}
Silte (g kg ⁻¹)	0,747*	-0,454 ^{ns}
Argila (g kg ⁻¹)	-0,645 ^{ns}	-0,103 ^{ns}
Estoque de COT (Mg ha ⁻¹)	0,481 ^{ns}	-0,240 ^{ns}
Porcentagem acumulada da variância explicada (%)	48,36	67,16

P: Fósforo disponível; H+Al: acidez potencial; SB: Soma de bases; CTC: Capacidade de troca de cátions potencial; V: Saturação por bases; m: Saturação por alumínio; Ds: Densidade do solo; Pt: Porosidade total; GF: Grau de floculação; COT: Carbono orgânico total.

O mesmo pode ser atribuído aos maiores valores de P observados nas parcelas sob cultivo de cana-de-açúcar em função do fornecimento de fertilizantes fosfatados nessas áreas, ou pela aplicação de torta de filtro rica em fósforo e matéria orgânica, além de vinhaça. Sobre este aspecto, Mata *et al.* (2021) identificaram correlação positiva do atributo fósforo disponível (P) entre as amostras localizadas em áreas de solos agrícolas também na região Nordeste do

Brasil, enquanto que na vegetação nativa as variáveis que mais contribuíram para explicação da variância dos dados foram a matéria orgânica e a porosidade total do solo. De acordo com Osman (2013a), nos solos agrícolas, muitas de suas características são modificadas pelas práticas de manejo do solo e da própria cultura utilizada.

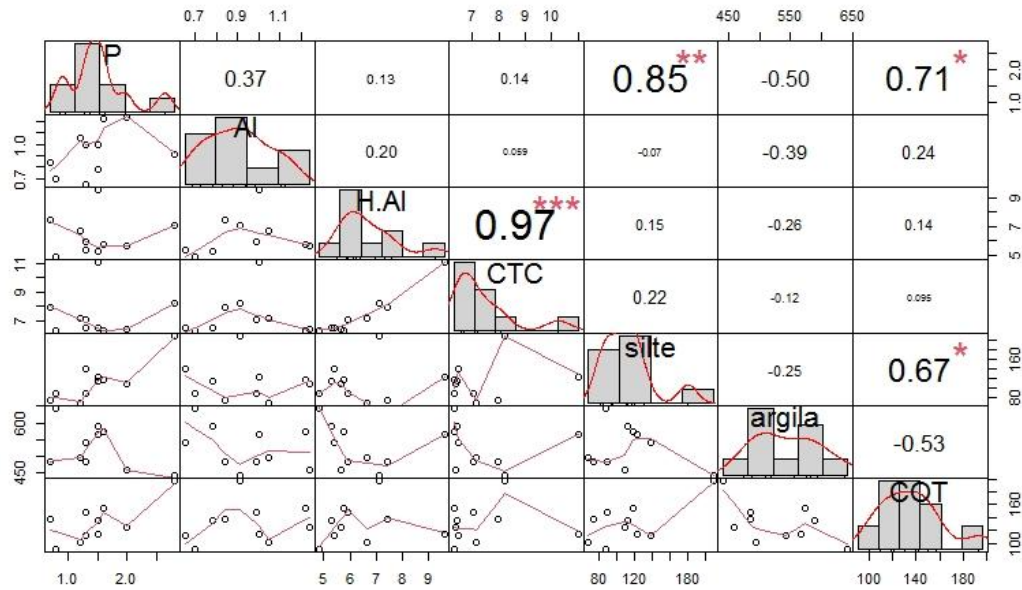
Todavia, na vegetação nativa os solos da borda e interior tiveram características semelhantes quanto aos atributos analisados (Figura 8). Os altos valores de Al^{3+} e saturação por alumínio (m) também foram fortemente relacionados aos ambientes de borda e interior do fragmento florestal, remetendo a uma baixa fertilidade nestes locais, característicos de solos florestais sob faixas de pH mais baixos. Como a solubilidade do Al^{3+} está diretamente relacionada ao valor de pH dos solos, é natural que haja correlações entre essas variáveis. Em solos de pH ácido, a tendência é o Al^{3+} ficar mais disponível, causando toxidez para a maioria das espécies vegetais. No entanto, em ambientes de florestas tropicais úmidas, as espécies parecem ter se adaptado a essa condição, pois sobrevivem naturalmente com elevados teores de Al^{3+} trocável e de saturação por Al^{3+} (m), como neste estudo.

A densidade do solo (Ds) também foi uma variável explicativa que ajudou a separar os grupos com maiores valores de Ds, ou seja, amostras com solos mais compactados, em virtude do manejo no cultivo agrícola, diferentemente dos locais sob vegetação nativa, os quais apresentaram os valores mais baixos para esta variável física. Além do manejo, as condições naturais no ambiente de floresta nativa proporcionam maior equilíbrio e atividade biológica, que influem diretamente na estrutura, distribuição de poros e, com isso, na densidade do solo. Solos agrícolas manejados, especialmente sob cultivo convencional como nessa área de cana-de-açúcar, passam por práticas que desestruturam o solo, proporcionando maior adensamento de partículas.

Quanto à variável CTC, esta foi a única variável a contribuir para variância dos dados gerais no segundo eixo da ACP e mostrou-se mais fortemente relacionada às amostras localizadas no interior do fragmento, demonstrando uma melhor qualidade do solo nestes locais, em comparação com a borda. Resultados semelhantes foram observados em análise envolvendo solos de cerrado e variáveis químicas do solo, onde Gomes *et al.* (2004) identificaram a CTC como principal variável explicativa no segundo eixo da ACP.

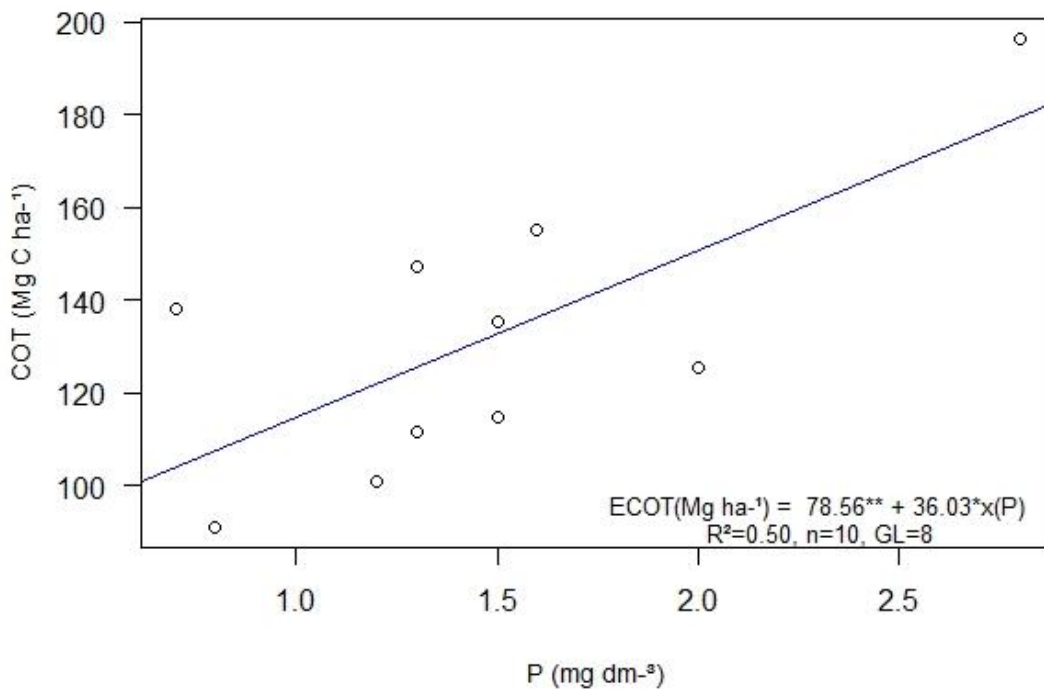
As correlações envolvendo os estoques de C orgânico total do solo e os atributos físicos e químicos do solo (até 100 cm de profundidade) são apresentadas na figura 9. Nas parcelas do interior e na cana-de-açúcar não foram identificadas correlações significativas entre COT e atributos do solo. As correlações mais importantes foram observadas na borda do fragmento, sendo a relação COT x fósforo disponível (P) a mais expressiva ($r > 0,7$).

Figura 9 – Coeficientes de correlação linear envolvendo as variáveis físico-químicas do solo e o C orgânico total em 100 cm de profundidade na borda do fragmento



Na borda do fragmento os estoques de COT (Mg ha^{-1}) apresentaram correlação positiva significativa ($p < 0,001$) com as concentrações de P (mg dm^{-3}), sugerindo que o estoque de COT foi efetivamente maior nas amostras onde os valores médios de P foram superiores (Figura 10, Apêndice A).

Figura 10 – Relação entre os estoques de COT do solo (até 100 cm) em função da concentração de fósforo disponível em 100 cm de profundidade na borda do fragmento



De acordo com Spohn (2020), o P é um macronutriente que limita a produção primária em muitos ecossistemas e as razões para o enriquecimento de P nos solos são a mineralização da MOS, formação de necromassa microbiana rica em P. Contudo, a remoção dos resíduos da colheita em cultivos agrícolas, a retirada de madeira das florestas, esgota o P nos solos.

Desta forma, uma maior concentração de P nestes locais com solo sob floresta pode representar um indicativo também maiores estoques de COT. Nesse ponto, em floresta tropical no Sul da China, Bai *et al.* (2021) também identificaram o P disponível (avaliando o solo em 140 cm de profundidade) como importante preditor dos estoques de carbono orgânico do solo.

Na borda do fragmento, a entrada de matéria orgânica via serrapilheira acumulada representa a principal fonte de P disponível nesses ambientes, demonstrando a resiliência desses locais frente aos danos causados anteriormente pela fragmentação florestal e formação de bordas.

Ademais, Wiesmeier *et al.* (2019) reforçam que a inclusão de informações refinadas sobre o uso da terra, características da vegetação, fertilidade e manejo do solo são fundamentais para melhorar a quantificação dos estoques de COT.

4 CONCLUSÃO

Os maiores teores de COT ocorreram nos solos da borda e do interior do fragmento florestal, com grande acúmulo superficial de C nesses ambientes. Não foram detectadas diferenças entre os estoques de COT entre as áreas de borda e interior, rejeitando-se a hipótese inicial de maiores estoques de COT no interior.

Os teores de C-lábil diferiram em todas as camadas avaliadas entre as áreas de cana-de-açúcar e do fragmento florestal (borda e interior). Além disso, não foi possível confirmar a hipótese de maior estoque de C lábil no interior do fragmento, com os estoques sendo superiores apenas no fragmento em relação à cana-de-açúcar.

Na borda e no interior não foram detectadas diferenças para os teores de C das substâncias húmicas, independentemente da camada de solo avaliada. Os teores de C-AF foram superiores aos da fração AH nas três áreas avaliadas, com a HUM apresentando os maiores teores.

Os estoques de C-AF foram superiores aos estoques de C-AH, com maiores estoques observados nos solos com cana-de-açúcar, rejeitando-se a hipótese de maior estoque no interior. Na fração AH os estoques de C diferiram entre borda e interior do fragmento em todas as camadas e os estoques de C-HUM foram superiores às demais frações das SH.

A análise multivariada dos dados permitiu distinguir as amostras de solo sob cultivo agrícola de cana-de-açúcar das demais (fragmento florestal). Além disso, na borda do fragmento foi observada correlação positiva entre o estoque de COT e o P disponível.

REFERÊNCIAS

- AKTHER, S. M.; ISLAM, M. M.; HOSSAIN, M. F.; PARVEEN, Z. Fractionation of Organic Carbon and Stock Measurement in the Sundarbans Mangrove Soils of Bangladesh. **American Journal of Climate Change**, vol. 10, no. 04, p. 561–580, 2021.
- ANDRIAMANANJARA, A.; HEWSON, J.; RAZAKAMANARIVO, H.; ANDRISOA, R. H.; RANAIVOSON, N.; RAMBOATIANA, N.; RAZAFINDRAKOTO, M.; RAMIFEHIARIVO, N.; RAZAFIMANANTSOA, M. P.; RABEHARISOA, L.; RAMANANANTOANDRO, T.; RASOLOHERY, A.; RABETOKOTANY, N.; RAZAFIMBELO, T. Land cover impacts on aboveground and soil carbon stocks in Malagasy rainforest. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, vol. 233, p. 1–15, 2016.
- ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; ROSSET, J. S.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. C. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. **Science of the Total Environment**, vol. 658, p. 901–911, 2019.
- BAI, J.; ZONG, M.; LI, S.; LI, H.; DUAN, C.; FENG, Y.; PENG, C.; ZHANG, X.; SUN, D.; LIN, C.; SHI, Y.; ZHENG, G.; WANG, H.; LIU, D.; LI, F.; HUANG, W. Nitrogen, water content, phosphorus and active iron jointly regulate soil organic carbon in tropical acid red soil forest. **European Journal of Soil Science**, vol. 72, no. 1, p. 446–459, 2021.
- BALAZINA, A. **SOS Mata Atlântica - Relatório Anual 2019**. São Paulo (SP): [s. n.], 2019. Available at: www.sosma.org.br.
- BALDOTTO, M. A.; VIEIRA, E. M.; DE OLIVEIRA SOUZA, D.; BALDOTTO, L. E. B. Estoque e frações de carbono orgânico e fertilidade de solo sob floresta, agricultura e pecuária. **Revista Ceres**, vol. 62, no. 3, p. 301–309, 2015.
- BARRETA, G. P. V.; OLIVEIRA, T. P. De; BERGAMASCO, A.; FERNANDA, M.; SILVA, G.; REZENDE, J. V.; ROGÉRIO, J.; ENSINAS, S. C.; TECHNOL, G. S.; VERDE, R.; BARRETA, P. G. V. FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM UM NEOSSOLO QUARTZARÊNICO EM DIFERENTES SISTEMAS DE USO DO SOLO. **Gl. Sci Technol**, vol. 12, no. 02, p. 211–222, 2019.
- BARROS, H. S.; FEARNside, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. **Forest Ecology and Management**, vol. 379, p. 30–36, 2016.
- BARROS OZÓRIO, J. M.; ROSSET, J. S.; SCHIAVO, J. A.; PANACHUKI, E.; SOUZA, C. B. S.; MENEZES, R. D. S.; XIMENES, T. S.; CASTILHO, S. C. de P.; MARRA, L. M. Estoque De Carbono E Agregação Do Solo Sob Fragmentos Florestais Nos Biomas Mata Atlântica E Cerrado. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, no. 53, p. 97–116, 2020.
- BAYER, C. Aumento do estoque de matéria orgânica de um Cambissolo Húmico catarinense sob plantio direto. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, vol. 2, no. 2, p. 81–87, 2003.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, E. A. Carbon storage in labile fractions of soil organic matter in a tropical no-tillage Oxisol. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, vol. 39, no. 7, p. 677–683, 2004.

BINKLEY, D.; FISHER, R. F. **Ecology and Management of Forest Soils**. 5th ed. chichester: Wiley-Blackell, 2020.

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, vol. 46, no. 7, p. 1459–1466, 1995.

BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G. W.; FLEIGE, H.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K.; WILKE, B.-M. **Scheffer/Schachtschabel Soil Science**. Berlin Heidelberg: Springer, 2016.

BOCKHEIM, J. G. Forest Soils. *In*: YOUNG, R. A.; GIESE, R. L. (eds.). **Introduction to Forest Ecosystem Science and Management, Third Edition**. 3rd ed. Wisconsin: Wiley, 2003. p. 589.

BORCHARD, N.; ADOLPHS, T.; BEULSHAUSEN, F.; LADD, B.; GIESSELMANN, U. C.; HEGENBERG, D.; MÖSELER, B. M.; AMELUNG, W. Carbon accrual rates, vegetation and nutrient dynamics in a regularly burned coppice woodland in Germany. **GCB Bioenergy**, vol. 9, no. 6, p. 1140–1150, 2017.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades do solo**. 2nd ed.: Bookman, 2013.

CANO, R. M. Y.; VILLANUEVA, M. C. Almacenamiento de carbono en pastos naturales altoandinos Storage of carbon in natural grasses high andean. **Scientia Agropecuaria**, vol. 4, no. 1, p. 313–319, 2013.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; SILVA, C. A.; CURI, N.; DE FREITAS, D. A. F. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol. 45, no. 9, p. 1028–1035, 2010.

CARVALHO, E. X. **Ciclagem de nitrogênio e estimativa de biomassa de cana-de-açúcar em Pernambuco**. 2015. 71 f. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research**, vol. 27, no. 3, p. 605–609, 1 Jun. 2016.

CHANDEL, A. K.; DA SILVA, S. S.; CARVALHO, W.; SINGH, O. V. Sugarcane bagasse and leaves: Foreseeable biomass of biofuel and bio-products. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, vol. 87, no. 1, p. 11–20, 2012.

CHEN, S.; WANG, W.; XU, W.; WANG, Y.; WAN, H.; CHEN, D.; TANG, Z.; TANG, X.; ZHOU, G.; XIE, Z.; ZHOU, D.; SHANGGUAN, Z.; HUANG, J.; HE, J. S.; WANG, Y.; SHENG, J.; TANG, L.; LI, X.; DONG, M.; ... BAI, Y. Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, vol. 115, no. 16, p. 4027–4032, 2018a.

CHEN, X.; DENG, Q.; LIN, G.; LIN, M.; WEI, H. Changing rainfall frequency affects soil organic carbon concentrations by altering non-labile soil organic carbon concentrations in a tropical monsoon forest. **Science of the Total Environment**, vol. 644, p. 762–769, 2018b.

CHESWORTH, W. **Encyclopedia of Soil Science**. 1st ed. [S. l.]: Springer Netherlands, 2008.

CHITI, T.; PERUGINI, L.; VESPERTINO, D.; VALENTINI, R. Effect of selective logging on soil organic carbon dynamics in tropical forests in central and western Africa. **Plant and Soil**, vol. 399, no. 1–2, p. 283–294, 2016.

COCHARD, R.; VAN, Y. T.; NGO, D. T. Determinants and correlates of above-ground biomass in a secondary hillside rainforest in Central Vietnam. **New Forests**, vol. 49, no. 3, p. 429–455, 2018.

CONOVER, W. J. **Practical Nonparametric Statistics (one-sample Kolmogorov test)**. 3rd ed. New York: John Wiley & Sons, 1971.

CUSACK, D. F.; MARKESTEIJN, L.; CONDIT, R.; LEWIS, O. T.; TURNER, B. L. Soil carbon stocks across tropical forests of Panama regulated by base cation effects on fine roots. **Biogeochemistry**, vol. 137, no. 1–2, p. 253–266, 2018.

DAY, M.; BALDAUF, C.; SUNDERLAND; RUTISHAUSER, E.; H., T. C. Relationships between tree species diversity and above-ground biomass in Central African rainforests : implications for REDD. **Environmental Conservation**, vol. 41, no. 1, p. 64–72, 2013.

DE OLIVEIRA, T. P.; ENSINAS, S. C.; BARBOSA, G. F.; NANZER, M. C.; BARRETA, P. G. V.; SILVA, M. F. G.; QUEIROZ, G. R. S. S.; DO PRADO, E. A. F. Carbono lábil e frações oxidáveis de carbono em solos cultivados sob diferentes formas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, vol. 8, no. 4, p. 49–56, 2018.

DENARDIN, R. B. N.; MATTIAS, J. L.; WILDNER, L. P.; NESI, C. N.; SORDI, A.; KOLLING, D. F.; BUSNELLO, F. J.; CERUTTI, T. Estoque de carbono no solo sob diferentes formações florestais, Chapecó - SC. **Ciência Florestal**, vol. 24, no. 1, p. 59–69, 2014.

DIAS, F. P. M.; HÜBNER, R.; NUNES, F. de J.; LEANDRO, W. M.; XAVIER, F. A. S. Effects of land-use change on chemical attributes of a Ferralsol in Brazilian Cerrado. **Catena**, vol. 177, no. 1, p. 180–188, 2019.

DORTZBACH, D.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; SANTOS, O. A. Q. Compartimentos da matéria orgânica do solo em vinhedos altomontanos de Santa Catarina. **Brazilian Journal of Development**, vol. 6, no. 3, p. 10677–10691, 2020.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, vol. 75, no. 4, p. 529–538, 1995.

FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. H. B. M. Cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo. **Comunicado Técnico EMBRAPA**, Corumbá, MS, vol. 69, p. 1–4, 2008.

FERNÁNDEZ-GETINO, A. P.; ALONSO-PRADOS, J. L.; SANTÍN-MONTANYÁ, M. I. Soil carbon characterization along the profile of two forest soils under *Quercus pyrenaica*. **Journal of Forestry Research**, vol. 31, no. 2, p. 591–600, 2020.

FERREIRA, C. R.; SILVA NETO, E. C.; PEREIRA, M. G.; GUEDES, J. N.; ROSSET, J. S.;

ANJOS, L. H. C. Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. **Soil and Tillage Research**, vol. 198, no. 4, p. 1–9, 2020.

FONTANETTI, C. S.; BUENO, O. C. **Cana-de-açúcar e seus impactos: uma visão acadêmica**. 1st ed. Bauru, SP: Canal 6 editora, 2017.

GATTO, A.; DE BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F.; DA SILVA, I. R.; LEITE, H. G.; LEITE, F. P.; VILLANI, E. M. de A. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 34, no. 4, p. 1069–1079, 2010.

GIÁCOMO, R. G.; PEREIRA, M. G.; GUARESCHI, R. F.; MACHADO, D. L. Chemical and Physical Attributes of Soil, and Carbon and Nitrogen Stock. **Ciência Florestal**, vol. 25, no. 3, p. 617–631, 2015.

GIBBS, H. K.; BROWN, S.; NILES, J. O.; FOLEY, J. A. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, vol. 2, no. 4, p. 1–13, 2007.

GOMES, J. B. V.; CURI, N.; MOTTA, P. E. F.; KER, J. C.; MARQUES, J. J. G. S. M.; D., S. G. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS DE ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E MINERALÓGICOS DE SOLOS DO BIOMA CERRADO. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 28, no. 6, p. 137–153, 2004.

GOWER, S. T.; LANDSBERG, J. J.; BLSBEE, K. E. Forest Biomes of the World. *In*: YOUNG, R. A.; GIESE, R. L. (eds.). **Introduction to Forest Ecosystem Science and Management**. 3rd ed. Wisconsin: Wiley, 2003. p. 589.

GURUNG, M. B.; BIGSBY, H.; CULLEN, R.; MANANDHAR, U. Estimation of carbon stock under different management regimes of tropical forest in the Terai Arc Landscape, Nepal. **Forest Ecology and Management**, vol. 356, p. 144–152, 2015.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; BRYAN; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **APPLIED ECOLOGY**, vol. 1, p. 1–9, 2015.

HICKS PRIES, C. E.; CASTANHA, C.; PORRAS, R.; PHILLIPS, C.; TORN, M. S. Response to Comment on “The whole-soil carbon flux in response to warming”. **Science (New York, N.Y.)**, vol. 359, no. 6378, p. 1420–1423, 2018.

ISERNHAGEN, E. C. C.; RODRIGUES, R. de A. R.; DIEL, D.; MATOS, E. S.; CONCEIÇÃO, M. C. G. Estoques de carbono lábil e total em solo sob integração lavoura-pecuária-floresta na região de Transição Cerrado/Amazônia. **Nativa**, vol. 5, no. esp., p. 515–521, 2017.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, vol. 27, no. 4, p. 408–416, 1998.

IVANAUSKAS, N. M.; ASSIS, M. C. de. Formações Florestais Brasileiras. *In*: MARTINS, S. V. (ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2nd ed. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 371.

JACKSON, R. B.; LAJTHA, K.; CROW, S. E.; HUGELIUS, G.; KRAMER, M. G.; PIÑEIRO, G. The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, vol. 48, p. 419–445, 2017.

KÖCHY, M.; HIEDERER, R.; FREIBAUER, A. Global distribution of soil organic carbon – Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world. **Soil**, vol. 1, no. 1, p. 351–365, 2015.

LANDSBERG, J. J.; GOWER, S. T. **Applications of Physiological Ecology to Forest Management**. 1st ed. San Diego London Boston New York Sydney Tokyo Toronto: Academic Press, 1997.

LEITE, Luiz F. C.; DE ARRUDA, F. P.; DO COSTA, C. N.; DA FERREIRA, J. S.; HOLANDA NETO, M. R. Qualidade química do solo e dinâmica de carbono sob monocultivo e consórcio de macaúba e pastagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, vol. 17, no. 12, p. 1257–1263, 2013.

LEITE, Luiz Fernando Carvalho; IWATA, B. de F.; ARAÚJO, A. S. F. Soil organic matter pools in a tropical savanna under agroforestry system in Northeastern Brazil. **Revista Árvore**, vol. 38, no. 4, p. 711–723, 2014.

LIPCZYNSKA-KOCHANY, E. Humic substances, their microbial interactions and effects on biological transformations of organic pollutants in water and soil: A review. **Chemosphere**, vol. 202, p. 420–437, 2018.

LIU, P.; ZHOU, W.; CUI, H.; TAN, J.; CAO, S. Structural characteristics of humic substances in buried ancient paddy soils as revealed by ¹³C NMR spectroscopy. **Environmental Geochemistry and Health**, vol. 41, no. 6, p. 2459–2472, 2019.

LUCA, E. F.; CHAPLOT, V.; MUTEMA, M.; FELLER, C.; FERREIRA, M. L.; CERRI, C. C.; COUTO, H. T. Z. Effect of conversion from sugarcane preharvest burning to residues green-trashing on SOC stocks and soil fertility status: Results from different soil conditions in Brazil. **Geoderma**, vol. 310, p. 238–248, 2018.

MA, L.; SHEN, C.; LOU, D.; FU, S.; GUAN, D. Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size. **Scientific Reports**, no. 135, p. 1–8, 2017a.

MA, L.; SHEN, C.; LOU, D.; FU, S.; GUAN, D. Patterns of ecosystem carbon density in edge-affected fengshui forests. **Ecological Engineering**, vol. 107, no. 8, p. 216–223, 2017b.

MACHADO, P. L. O. A. CARBONO DO SOLO E A MITIGAÇÃO DA MUDANÇA CLIMÁTICA GLOBAL. **Química Nova**, vol. 28, no. 2, p. 329–334, 2005.

MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; SCHAEFER, C. E. G. R.; LAURANCE, W. F.; MARTINS, S. V.; EDWARDS, D. P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, vol. 31, no. 2, p. 542–552, 2017.

MARTINS GOMES, E. T.; BERBARA, R. L. L.; PEREIRA, M. G.; URQUIAGA, S. S.; TAVARES, O. C. H.; ASSUNÇÃO, S. A.; ZONTA, E.; DO AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; GARCÍA, A. C. Effects of farmed managements in sandy soils on composition and

stabilization of soil humic substances. **Land Degradation and Development**, vol. 29, no. 1, p. 68–79, 2018.

MATA, A. L. A. da; MELO, J. F. G. de; CUNHA, G. K. G.; CUNHA, K. P. V. da. Alteração No Uso Da Terra Influencia Atributos Do Solo Ripário De Manancial No Nordeste Brasileiro Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Development**, vol. 7, no. 3, p. 27105–27121, 2021.

MCBRATNEY, A. B.; STOCKMANN, U.; ANGERS, D. A.; MINASNY, B.; FIELD, D. J. Challenges for Soil Organic Carbon Research. **Soil Carbon**. 1st ed.: Springer, 2014. p. 503.

MEISTER, K.; ASHTON, M. S.; CRAVEN, D.; GRISCOM, H. Carbon Dynamics of Tropical Forests. *In*: ASHTON, M. S.; MARY L. TYRRELL; SPALDING, D.; GENTR, B. (eds.). **Managing Forest Carbon in a Changing Climate**. 1st ed. Dordrecht: Springer, 2012. p. 425.

MENEZES, C. E. G.; GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; CORREIA, M. E. F.; BALIEIRO, F. C.; PICCOLO, M. C. Organic matter in areas under secondary forests and pasture. **Cerne**, vol. 23, no. 3, p. 283–290, 2017.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2nd ed. Lavras: Editora UFLA, 2006.

NAVARRETE-SEGUEDA, A.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; VÁZQUEZ-SELEM, L.; SIEBE, C. Variation of main terrestrial carbon stocks at the landscape-scale are shaped by soil in a tropical rainforest. **Geoderma**, vol. 313, no. June 2017, p. 57–68, 2018.

NAVARRETE, I. A.; TSUTSUKI, K.; NAVARRETE, R. A. Humus composition and the structural characteristics of humic substances in soils under different land uses in Leyte, Philippines. **Soil Science and Plant Nutrition**, vol. 56, no. 2, p. 289–296, Apr. 2010.

OLIVEIRA, D. M. da S.; PAUSTIAN, K.; DAVIES, C. A.; CHERUBIN, M. R.; FRANCO, A. L. C.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, vol. 228, p. 38–48, 2016.

OLIVEIRA, E. S.; REATTO, A.; ROIG, H. L. ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO SEGUNDO OS COMPONENTES DA PAISAGEM. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, vol. 32, no. 1/2, p. 71–93, 2015.

ORLOV, D. S.; SADOVNIKOVA, L. K. Soil Organic Matter and Protective Functions of Humic SUBSTANCES IN THE BIOSHERE. *In*: (EDS.), I. V. P. et al. (ed.). **Use of Humic Substances to Remediate Polluted Environments: From Theory to Practice**. Moscow: Springer, 2005. p. 37–52.

OSMAN, K. T. **Forest Soils Properties and Management**. 1st ed. London: Springer, 2013a.

OSMAN, K. T. **Soils Principles, Properties and Management**. Springer. Dordrecht Heidelberg New York London: Springer, 2013b.

PEGORARO, R. F.; MOREIRA, C. G.; DIAS, D. G.; SILVEIRA, T. C. Carbon and nitrogen

stocks in the soil and humic substances of agricultural crops in the semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica**, vol. 49, no. 4, p. 574–583, 2018.

PEGORARO, R. F.; DA SILVA, I. R.; DE NOVAIS, R. F.; DE BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B.; FONSECA, S. Estoques de carbono e nitrogênio em argissolo submetido ao monocultivo de *Eucalyptus urograndis* e em rotação com *Acacia mangium*. **Ciência Florestal**, vol. 24, no. 4, p. 933–943, 2014.

PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; JÚLIO, S.; LUIS, J.; TORRES, R. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol. 45, no. 5, p. 508–514, 2010.

PERONI, N.; HERNÁNDEZ, M. I. M. **Ecologia de Populações e Comunidades**. Florianópolis: CCB/EAD/UFSC, 2011.

PIANO, J. T.; REGO, C. A. R. de M.; VENGEN, A. P.; EGEWARTH, J. F.; EGEWARTH, V. A.; MATTEI, E.; DE OLIVEIRA, P. S. R.; DE HERRERA, J. L. Soil organic matter fractions and carbon management index under integrated crop-livestock system. **Bioscience Journal**, vol. 36, no. 3, p. 743–760, 2020.

PINTO, L. A. S. R.; PEREIRA, M. G.; SANTOS, O. A. Q.; SOUZA, R. S.; MORAIS, I. de S.; FERREIRA, R.; SILVA JUNIOR, W. F.; MARTELLETO, L. A. P. Carbono orgânico e agregação do solo em áreas sob diferentes densidades de plantio da cultura da bananeira. **Brazilian Journal of Development**, vol. 6, no. 3, p. 10268–10285, 2020.

PRICE, S. P.; BRADFORD, M. A.; ASHTON, M. S. Characterizing Organic Carbon Stocks and Flows in Forest Soils. *In*: ASHTON, M. S.; SPALDING, M. L. T. D.; GENTRY, B. (eds.). **Managing Forest Carbon in a Changing Climate**. 1st ed. London: Sociedade Brasileira de Microbiologia, 2012. p. 425.

PRIMIERY, S.; MUNIZ, A. W.; LISBOA, H. de M. Dinâmica do Carbono no Solo em Ecossistemas Nativos e Plantações Florestais em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, vol. 24, no. 0, p. e0011031, 2017.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, 2020. Available at: <http://www.r-project.org>.

RAVINDRAN, A.; YANG, S. Effects of vegetation type on microbial biomass carbon and nitrogen in subalpine mountain forest soils. **Journal of Microbiology, Immunology and Infection**, vol. 1, p. 1–8, 2014.

RAZAFINDRAKOTO, M.; ANDRIAMANANJARA, A.; RAZAFIMBELO, T.; HEWSON, J.; ANDRISOA, R. H.; JONES, J. P. G.; VAN MEERVELD, I.; CAMERON, A.; RANAIVOSON, N.; RAMIFEHIARIVO, N.; RAMBOATIANA, N.; RAZAFINARIVO, R. N. G.; RAMANANANTOANDRO, T.; RASOLOHERY, A.; RAZAFIMANANTSOA, M. P.; JOURDAN, C.; SAINT-ANDRÉ, L.; RAJOELISON, G.; RAZAKAMANARIVO, H. **Organic Carbon Stocks in all Pools Following Land Cover Change in the Rainforest of Madagascar**. [S. l.]: Elsevier Inc., 2018.

ROSSET, J. S.; LANA, M. do C.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTE, M. V. M. Frações químicas e oxidáveis da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo, em Latossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol. 51, no.

9, p. 1529–1538, 2016.

SAHA, S. K.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; KUMAR, B. M. Carbon storage in relation to soil size-fractions under tropical tree-based land-use systems. **Plant and Soil**, vol. 328, no. 1, p. 433–446, 2010.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. Á.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; FILHO, J. C. A.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5th ed. Brasília: Embrapa, 2018.

SANTOS, U. J. dos; DUDA, G. P.; MARQUES, M. C.; VALENTE DE MEDEIROS, E.; DE SOUSA LIMA, J. R.; SOARES DE SOUZA, E.; BROSSARD, M.; HAMMECKER, C. Soil organic carbon fractions and humic substances are affected by land uses of Caatinga forest in Brazil. **Arid Land Research and Management**, vol. 33, no. 3, p. 255–273, 2019.

SANTOS, M. O. D.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Soil microbial biomass as an edge effect indicator in semi-deciduous seasonal forest fragments. **Floresta e Ambiente**, vol. 26, no. 4, 2019.

SELLE, G. L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, vol. 23, no. 4, p. 29–39, 2007.

SHANG, C.; TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. **Soil Science**, vol. 162, no. 11, p. 795–807, 1997.

SHEN, C.; MA, L.; HU, J.; HUANG, L.; CHEN, Y.; GUAN, D. Soil carbon storage and its determinants in forest fragments of differentiated patch size. **Forests**, vol. 10, no. 11, 2019.

SILVA, A. C. F. **Carbon stock and quality in forest and agricultural environments**. 2020. 137 f. Federal Rural University of Pernambuco, 2020.

SILVA, E. F. da; LOURENTE, E. P. R.; MARCHETTI, M. E.; MERCANTE, F. M.; FERREIRA, A. K. T.; FUJII, G. C. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol. 46, no. 10, p. 1321–1331, 2011.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. *In*: NOVAIS RF, ALVAREZ V VH, BARROS NF, FONTES RLF, CANTARUTTI RB, N. J. (ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275–374.

SINGH, P.; BENBI, D. K. Soil organic carbon pool changes in relation to slope position and land-use in Indian lower Himalayas. **Catena**, vol. 166, p. 171–180, 2018.

SPOHN, M. Increasing the organic carbon stocks in mineral soils sequesters large amounts of phosphorus. **Global Change Biology**, vol. 26, no. 8, p. 4169–4177, 2020.

TAVARES, R. L. M.; NAHAS, E. Humic fractions of forest, pasture and maize crop soils resulting from microbial activity. **Brazilian Journal of Microbiology**, vol. 45, no. 3, p. 963–969, 2014.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de Análise de Solo**. 3rd ed. Brasília: Embrapa, 2017.

VELDE, B.; BARRÉ, P. **Soils, Plants and Clay Minerals: Mineral and Biologic Interactions**. 1st ed. Heidelberg Dordrecht London New York: Springer, 2010.

WEBER, J.; CHEN, Y.; JAMROZ, E.; MIANO, T. Preface: humic substances in the environment. **Journal of Soils and Sediments**, vol. 18, no. 8, p. 2665–2667, 2018.

WEBER, O. B.; DA SILVA, M. C. B.; DA SILVA, C. F.; DE SOUSA, J. A.; TANIGUCHI, C. A. K.; DOS SANTOS GARRUTI, D.; ROMERO, R. E. Biological and chemical attributes of soils under forest species in Northeast Brazil. **Journal of Forestry Research**, no. 6, p. 1–15, 2019.

WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; MARIN-SPIOTTA, E.; VAN WESEMAEL, B.; RABOT, E.; LIESS, M.; GARCIA-FRANCO, N.; WOLLSCHLÄGER, U.; VOGEL, H. J.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**, vol. 333, no.7, p. 149–162, 2019.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, vol. 19, no. 13, p. 1467–1476, 1988.

ZANINETTI, R. A.; MOREIRA, A.; MORAES, L. A. C. Atributos físicos, químicos e biológicos de Latossolo Amarelo na conversão de floresta primária para seringaais na Amazônia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol. 51, no. 9, p. 1061–1068, 2016.

CONCLUSÃO GERAL

No contexto geral desta pesquisa, foi possível inferir que as equações pantropicais demonstram ser alternativas confiáveis para estimar a BAS e C em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, no Nordeste do Brasil, representando uma importante ferramenta para avaliação do C florestal, refutando-se a hipótese inicial de maiores estimativas para biomassa e carbono oriundas do uso da equação local.

No componente arbóreo não foram detectadas diferenças para os estoques de C-BAS dos ambientes borda e interior do fragmento. Os estoques de C entre espécies também não diferiram entre borda e interior, não sendo confirmada a hipótese de maiores estoques de carbono no interior do fragmento em relação à borda. A exceção foi a *Protium heptaphyllum* que se destacou como uma espécie de alto potencial na área para estocar carbono na biomassa principalmente na borda do fragmento.

Os estoques de COT até 100 cm de profundidade foram majoritários no fragmento de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (borda e interior) em relação aos estoques da cana-de-açúcar. Além disso, o sistema solo apresentou os maiores estoques de C entre os ambientes avaliados, demonstrando ser um importante sumidouro de carbono entre os ecossistemas terrestres, confirmando a hipótese de principal pool de C.

O estoque total de C armazenado no sistema solo-vegetação foi de $\sim 301 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C na borda, cerca de 290 Mg ha^{-1} de C no interior e de $\sim 216 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C na cana-de-açúcar, rejeitando-se a hipótese de maiores estoques no interior do fragmento. Adicionalmente, foi possível inferir que os estoques de C no cultivo de cana-de-açúcar demonstraram que a substituição da floresta pelo cultivo agrícola acarretou em importantes perdas de C, tanto da BAS quanto do C orgânico do solo.

Quanto aos atributos do solo, a análise multivariada dos dados permitiu distinguir as amostras sob cultivo de cana-de-açúcar das demais, entretanto as amostras da borda e do interior do fragmento apresentaram semelhança em relação aos atributos físico-químicos do solo e o carbono orgânico total.

Ressalta-se a importância de se avaliar os estoques de C ao longo do perfil do solo e não apenas superficialmente como tem sido feito na maioria dos levantamentos. Esses dados são importantes e servem de base para propor alternativas para créditos de carbono, programas de REDD+, além de subsidiar políticas públicas para conservação e uso sustentável dos recursos florestais.

APÊNDICES

Apêndice A – Atributos químicos do solo nas camadas 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm na borda e interior de um fragmento de Floresta Atlântica e em cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil

Área	P	pH	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	V	m
	mg dm ⁻³					cmol _c dm ⁻³						%
0-10 cm												
Borda	5,00±1,33ab	3,81±0,15b	0,23±0,09	0,23±0,09a	1,77±0,45a	0,60±0,62b	0,19±0,10a	8,76±2,81a	1,25±0,74a	10,15±3,24a	12,30±5,78b	60,40±15,13a
Cana-de-açúcar	7,60±3,98a	4,42±0,35a	0,60±0,02	0,10±0,04b	0,28±0,41b	1,73±1,07a	0,34±0,16a	4,54±2,13b	2,77±1,48a	7,31±1,55a	40,15±22,65a	11,62±15,81b
Interior	4,20±1,81b	3,72±0,32b	1,20±0,02	0,25±0,08a	1,78±0,53a	0,85±0,92ab	0,23±0,15a	9,13±4,00a	2,53±3,05a	11,66±5,84a	19,16±12,00b	50,64±21,81a
10-20 cm												
Borda	2,90±0,88b	3,67±0,16b	0,17±0,06	0,17±0,06a	1,43±0,39a	0,33±0,54b	0,47±0,38b	7,53±3,01a	1,13±0,74b	8,80±3,42a	12,96±6,15b	58,18±15,87a
Cana-de-açúcar	5,90±1,97a	4,60±0,45a	0,53±0,68	0,10±0,03b	0,48±0,50b	0,97±0,61a	1,26±0,65a	5,13±1,13a	2,86±1,75a	7,99±1,15a	34,33±18,22a	20,77±23,02b
Interior	2,30±1,06b	3,91±0,24b	0,63±1,62	0,17±0,06a	1,30±0,30a	0,20±0,20b	0,61±0,34b	7,38±2,16a	1,62±1,66ab	9,09±3,11a	16,03±9,84b	51,64±17,49a
20-40 cm												
Borda	1,50±0,85ab	3,88±0,27b	0,25±0,38	0,16±0,12a	0,95±0,34a	0,30±0,31a	0,32±0,17b	6,23±2,01a	1,03±0,62ab	7,32±2,00a	14,28±7,66b	50,00±14,11ab
Cana-de-açúcar	4,20±4,13a	4,59±0,48	0,38±0,65	0,10±0,05a	0,67±0,24a	0,36±0,35a	0,83±0,49a	4,81±0,59a	1,66±0,95a	6,47±0,69a	24,90±12,09a	32,95±17,93b
Interior	1,10±0,74b	4,09±0,21b	0,12±0,12	0,13±0,04a	0,91±0,40a	0,11±0,13a	0,37±0,29b	5,77±1,76a	0,74±0,36b	6,58±1,69a	12,06±6,95b	55,42±17,37a
40-60 cm												
Borda	0,90±0,57b	4,00±0,22b	0,14±0,16	0,13±0,04a	0,84±0,11a	0,14±0,09a	0,33±0,25a	5,97±2,49a	0,74±0,39a	6,78±2,41a	11,80±6,29a	55,38±12,90a
Cana-de-açúcar	1,80±0,79a	4,43±0,36a	0,08±0,02	0,07±0,02b	0,73±0,24a	0,42±0,53a	0,37±0,17a	4,28±0,66a	0,94±0,60a	5,22±1,02a	17,20±8,32a	46,73±16,45a
Interior	1,00±0,67b	4,04±0,18b	0,09±0,04	0,13±0,03a	0,81±0,42a	0,15±0,13a	0,28±0,19a	5,30±1,91a	0,64±0,31a	6,02±2,14a	10,66±3,97a	55,83±12,05a
60-100 cm												
Borda	0,50±0,71b	4,05±0,15b	0,07±0,06	0,12±0,04a	0,65±0,32a	0,32±0,42a	0,23±0,10a	5,75±2,63a	0,74±0,50a	6,53±2,90a	11,74±5,05a	47,74±18,61a
Cana-de-açúcar	2,60±2,07a	4,40±0,31a	0,11±0,07	0,07±0,01b	0,60±0,28a	0,59±0,58a	0,26±0,12a	3,93±0,58a	1,03±0,68a	4,96±0,99a	19,65±9,87a	40,71±20,18a
Interior	0,70±0,67b	4,14±0,16b	0,07±0,03	0,11±0,03a	0,61±0,20a	0,28±0,41a	0,25±0,18a	5,29±2,32a	0,71±0,55a	6,09±2,45a	12,01±8,03a	50,50±14,90a

Valores (média ± desvio padrão) seguidos da mesma letra indicam não existir diferença estatística significativa entre ambientes em cada camada de solo, pelo teste de Tukey a 95%. P: fósforo, pH: acidez ativa, Ca²⁺: cálcio, Mg²⁺: magnésio, K⁺: potássio, Na⁺: Sódio, Al³⁺: alumínio, SB: soma de bases trocáveis; H+Al: acidez potencial, CTC: capacidade de troca de cátions potencial, V: saturação por bases; m: saturação por alumínio trocável.

Apêndice B – Atributos físicos do solo nas camadas 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm na borda e interior de um fragmento de Floresta Atlântica e em cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil

Área	Ds	Dp	Pt	GF	Areia	Silte	Argila
	g cm ⁻³		%		g kg ⁻¹		
0-10 cm							
Borda	1,39±0,09	2,47±0,08	43,83±4,25a	84,80±4,83a	428,74±77,07a	280,12±67,93a	291,14±91,97b
Interior	1,35±0,14	2,49±0,11	45,53±5,74a	85,48±5,29a	427,40±60,07a	309,85±68,35a	262,75±37,02b
Cana-de-açúcar	1,73±0,19	2,57±0,06	32,60±7,09b	68,68±6,50b	446,58±28,61a	163,40±59,81b	390,02±72,61a
10-20 cm							
Borda	1,34±0,14	2,52±0,11	46,61±5,10a	84,81±2,46a	403,30±82,43a	226,99±55,55a	369,71±78,41b
Interior	1,38±0,16	2,51±0,08	45,10±6,50a	87,49±2,34a	391,24±61,91a	221,72±94,74a	387,04±93,32b
Cana-de-açúcar	1,71±0,08	2,56±0,09	32,99±4,39b	73,48±6,05b	406,52±33,96a	69,10±33,93b	524,38±58,24a
20-40 cm							
Borda	1,53±0,11	2,55±0,06	40,19±4,62a	87,62±1,50a	367,80±67,49a	126,42±50,24a	505,78±82,57b
Interior	1,57±0,08	2,54±0,09	38,01±3,42a	88,71±2,59a	353,48±55,89a	119,90±47,91a	526,62±75,57ab
Cana-de-açúcar	1,71±0,09	2,57±0,06	33,43±4,07b	83,75±3,78b	354,90±46,32a	39,96±21,55b	605,14±59,20a
40-60 cm							
Borda	1,53±0,12	2,56±0,06	40,22±5,02a	89,35±5,91a	345,98±65,25a	87,80±59,42a	566,22±76,31a
Interior	1,53±0,12	2,53±0,09	39,52±4,10a	89,30±3,06a	334,92±65,67a	93,59±46,16a	571,49±91,69a
Cana-de-açúcar	1,65±0,17	2,55±0,08	35,38±6,96a	83,44±19,74a	344,66±51,59a	24,52±12,07b	630,82±51,63a
60-100 cm							
Borda	1,47±0,19	2,62±0,06	43,74±8,23a	94,47±5,34a	332,12±67,50a	48,56±55,58a	619,32±78,88a
Interior	1,56±0,11	2,56±0,07	39,10±4,10ab	92,80±5,80a	324,70±55,07a	55,68±39,23a	619,62±55,36a
Cana-de-açúcar	1,69±0,12	2,53±0,12	33,17±6,02b	89,49±17,01a	360,52±59,27a	25,13±9,77a	614,35±60,30a

Os valores (média ± desvio padrão) seguidos da mesma letra indicam não existir diferença estatística significativa entre ambientes em cada camada de solo, pelo teste de Tukey a 95%. Ds: densidade do solo, Dp: densidade de partículas, Pt: porosidade total e GF: grau de flocação.