

DINÂMICA DA BIOMASSA ARBÓREA EM UMA FLORESTA
OMBRÓFILA Densa DA MATA ATLÂNTICA NO ESPÍRITO SANTO

EDUARDO FRANCE OZA

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

JANEIRO, 2021

DINÂMICA DA BIOMASSA ARBÓREA EM UMA FLORESTA
OMBRÓFILA DENSA DA MATA ATLÂNTICA NO ESPÍRITO SANTO

EDUARDO FRANCE OZA

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Dora Maria Villela
Coorientador: Felipe Zamborlini Saiter

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
JANEIRO, 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

099

Oza, Eduardo France.

DINÂMICA DA BIOMASSA ARBÓREA EM UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA DA MATA ATLÂNTICA NO ESPÍRITO SANTO / Eduardo France Oza. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2021.

96 f. : il.

Bibliografia: 62 - 85.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2021.

Orientadora: Dora Maria Villela Jose.

1. BAS. 2. Dinâmica Populacional. 3. Estoque de Carbono. 4. Florestas tropicais. 5. Mata Atlântica. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

DINÂMICA DA BIOMASSA ARBÓREA EM UMA FLORESTA
OMBRÓFILA Densa DA MATA ATLÂNTICA NO ESPÍRITO SANTO

EDUARDO FRANCE OZA

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.

Comissão examinadora

SAMIR ROLIM

Dr. Samir G. Rolim

Titular externo

Luiz Eduardo Oliveira e Cruz Aragão

Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz Aragão

Titular Interno (DSR/INPE)

Mário Luís Garbin

Dr. Mário Luís Garbin

Titular interno (UFES)

Dora Maria Villéla

Dr^a. Dora Maria Villéla

Orientadora (LCA/CBB/UENF)

Felipe Zamborlini Saiter

Dr. Felipe Zamborlini Saiter

Coorientador (IFES)



Governo do Estado do Rio de Janeiro
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Dissertação intitulada **“Dinâmica da biomassa arbórea em uma floresta ombrófila densa da Mata Atlântica no Espírito Santo”** de autoria de Eduardo France Oza, defendida no dia 29 de janeiro de 2021.

Campos dos Goytacazes, 09 junho de 2021

Marina Satika Suzuki
Coordenadora PPG-ERN / UENF
ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 09/06/2021, às 09:14, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 21º e 22º do [Decreto nº 46.730, de 9 de agosto de 2019](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6, informando o código verificador **17963982** e o código CRC **06E68C7D**.

Referência: Processo nº SEI-260009/002124/2021

SEI nº 16736771

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602
Telefone: - www.uenf.br

A minha vó, Aurora Mochelin (*in memoriam*)

Aos meus pais, Jorge e Neilza

Aos meus irmãos, Robson e Edgar.

Agradecimentos

Aos meus pais e irmãos pela compreensão e apoio incondicional ao longo de mais essa jornada. Obrigado pela confiança depositada e toda ajuda prestada.

À minha orientadora Dora Maria Villela, por ter me aceitado no mestrado e ter compartilhado comigo seus conhecimentos sobre esse assunto até então, desconhecido por mim. Agradeço a atenção, disponibilidade e suporte para concluir essa empreitada.

Ao meu amigo, professor e coorientador Felipe Saiter por todo apoio desde a graduação, me incentivando e me instigando a buscar sempre mais. Sou grato por toda contribuição na minha dissertação e na minha vida acadêmica e pessoal.

À minha namorada, amiga e coautora deste e de tantos outros trabalhos Millena. Agradeço sua ajuda nas coletas de campo e incontáveis horas no herbário. Sou grato por sua paciência, cuidado e seu entusiasmo em me motivar.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais por todo o suporte e contribuições para a minha formação.

Às fontes de financiamento da minha bolsa de mestrado: CAPES (bolsa de mestrado de 2018 a 2019) e FAPERJ (bolsa de mestrado nota 10 em 2019 a 2020).

Ao Silas Fernandes por toda ajuda nas coletas de campo e estadia na “Caverna do Barão”. A ele e ao Rafael “fiscal”, pelas cervejas produzidas e consumidas, pelas risadas, galos, noites e quintais.

Ao Vitor, Patrícia e Iza pelos momentos de desesperos, descontração, cuidado e parceria.

A todo grupo de Ecologia Vegetal e Ciclagem de Nutrientes, especialmente o Vitor, Patrícia, Iza, Nilson, Bianca, Igor e Carol por dicas e suportes nas horas necessitadas.

Ao Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), antigo Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, que proporcionaram condições técnicas para a realização dos trabalhos de campo e de herbário.

À associação Amigos do Museu, à Universidade Federal do Rio de Janeiro e ao INMA por conceder acesso e realização desse estudo nesse paraíso chamado Estação Biológica de Santa Lúcia.

Ao “seu Molino” por seu carisma, atenção e cuidado comigo e com minhas coisas na Casa de Hóspede na EBSL.

A todos meus amigos antigos e os novos que fiz na UENF. Agradeço toda e qualquer ajuda na minha vida até aqui.

A todos os professores, colaboradores, conhecidos e desconhecidos que, de alguma forma contribuíram com esse trabalho e com minha formação, sou grato!

“Se não houver frutos, valeu a beleza das flores;
Se não houver flores, valeu a sombra das folhas;
Se não houver folhas, valeu a intenção da semente”
(Henfil)

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	XIII
LISTA DE FIGURAS	XIV
LISTA DE MATERIAL SUPLEMENTAR.....	XVIII
RESUMO.....	XX
ABSTRACT	XXII
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. ESTOQUE E DINÂMICA DE CARBONO EM FLORESTAS TROPICAIS	1
1.2. DINÂMICA DAS FLORESTAS TROPICAIS	4
1.3. MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS E AS FLORESTAS TROPICAIS	8
1.4. FLORESTA ATLÂNTICA.....	10
2. OBJETIVOS	15
2.1. OBJETIVOS GERAIS	15
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
3. HIPÓTESES	16
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
4.1. ÁREA DE ESTUDO	17
4.2. DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS.....	18
4.3. DETERMINAÇÃO DE AMOSTRAS BOTÂNICAS	19
4.4. BIOMASSA E ESTOQUE DE CARBONO	20
4.5. DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA, GANHO E PERDA DE BIOMASSA	21
4.6. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	22
5. RESULTADOS	24
5.1. ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA.....	24
5.2. BIOMASSA E CARBONO ARBÓREO ACIMA DO SOLO	27
5.3. DINÂMICA DA SINÚSIA ARBÓREA	35
6. DISCUSSÃO	44
6.1. ESTRUTURA FLORESTAL E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA	44
6.2. ESTOQUE E DINÂMICA DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO E ESTOQUE DE CARBONO	48
6.3. DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA	55
7. CONCLUSÃO.....	59

8. REFERÊNCIAS	61
9. APÊNDICE	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estrutura arbórea da comunidade (DAP>6,4cm) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) em três áreas de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia – EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Tabela 2 – Variação temporal média do estoque de Carbono e biomassa arbórea acima do solo no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) nas três áreas de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Tabela 3 – Dinâmica da biomassa acima do solo (BAS) das 20 espécies com maior valor de importância (VI) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Tabela 4 – Dinâmica das 20 espécies com maior contribuição na Biomassa Acima do Solo no intervalo 14 anos (entre 2003-2004 e 2017-2018) em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil. m= mortas; r= recrutadas; ML= Mudança Líquida; Turn= Turnover.

Tabela 5 - Aspectos florísticos e estruturais do presente estudo e comparação com outros trechos de Floresta ombrófila densa (FOD) da Mata Atlântica. Método de parcelas adotado em todos os estudos. Local, fitofisionomia, altitude e área. DAP – limite de inclusão diamétrica dos indivíduos arbóreos, NI – número de indivíduos, AB – área basal, H' – índice de diversidade de Shannon, J – índice de equabilidade.

Tabela 6 - Estoque de Biomassa Acima do Solo em Florestas Tropicais. Fitofisionomia, Local, Diâmetro Altura do Peito (DAP, tamanho das árvores inclusas no estudo), Biomassa. Nesta tabela a metodologia não foi padronizada, portanto podem variar de acordo com o estudo.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa do desenho amostral das parcelas permanentes nos três transectos ao longo da encosta da floresta ombrófila densa preservada da Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil. 1-Transecto 1 (entre 650 e 660 m); 2 – Transecto 2 (entre 675 a 700 m) e; 3 - Transecto 3 (entre 820 a 855 m).

Figura 2 – Curva de rarefação da riqueza de espécies por número de indivíduos em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada da Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil, no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18).

Figura 3 - Distribuição do número de indivíduos arbóreos por classes de diâmetro no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. As barras representam o desvio padrão em torno das médias, enquanto as letras, quando diferentes, indicam diferenças entre as classes em 25 anos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

Figura 4 – Distribuição de biomassa acima do solo (BAS) de árvores (DAP \geq 6,4 cm) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. As barras representam o desvio padrão em torno das médias.

Figura 5 - Distribuição da Biomassa Acima do Solo (BAS, em Mg ha^{-1}) por classe diamétrica de indivíduos arbóreos no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) Floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. As barras representam o desvio padrão em torno das médias ($n=3$), enquanto as letras, quando diferentes, indicam diferenças entre as classes diamétricas tendo os censos como réplicas, pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$), $\text{CV} = 45,86$.

Figura 6 – Distribuição da biomassa acima do solo (BAS) de árvores (DAP \geq 6,4 cm) em classes de densidade específica da madeira de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia – EBSL, Espírito Santo, Brasil. Dados obtidos a partir de inventários florestais realizados no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18).

Figura 7 – Taxas de dinâmica da comunidade de árvores (\geq 6,4 cm DAP) em termos do número de indivíduos ao entre os censos 1 (1992-93) e 2 (2003-04) e os censos 2 (2003-4) e 3 (2017-18) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Figura 8 – Taxas de dinâmica da comunidade de árvores (\geq 6,4 cm DAP) em termos do número de indivíduos entre os censos 1 (1992-93) e 2 2003-04 (Censo 2), e os censos 2 (2003-4) e 3 (2017-18) (Censo 3) de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. Taxa de mortalidade, taxa de recrutamento, mudança, rotatividade em número de indivíduos e mudança de BAS (% ano⁻¹).

Figura 9 – Taxas de dinâmica de área basal da comunidade de árvores (\geq 6,4 cm DAP) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. Taxa de perda, taxa de ganho, mudança, rotatividade e mudança (% ano⁻¹).

Figura 10 - Distribuição de número de espécies por classes de mudança em número de indivíduos nos intervalos entre os censos 1 e 2 (Censo 2, 11 anos) e os censos 2 e 3 (Censo 3, 14 anos) em 1,02 ha de floresta ombrófila densa na Estação Biológica de Santa Lúcia - – EBSL, Espírito Santo, Brasil. As classes “100% e – 100%” correspondem às espécies recrutadas e ausentes nos censos 2 ou 3.

Figura 11 – Distribuição de número de espécies por classes de taxas anuais de mudança de Área Basal (AB), após 11 e 14 anos (intervalos entre os censos) em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia

- EBSL, Espírito Santo, Brasil. As classes “100% e – 100%” correspondem às espécies recrutadas e ausentes na presente pesquisa, respectivamente.

Figura 12- Distribuição de espécies por classes de taxas anuais de mudança de Biomassa Acima do Solo (BAS), nos intervalos entre os censos 1 e 2 (Censo 2, 11 anos) e os censos 2 e 3 (Censo 3, 14 anos) em 1,02 ha de floresta ombrófila densa na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil. As classes “100% e – 100%” correspondem às espécies recrutadas e ausentes no presente estudo, respectivamente.

Figura 13 – Parâmetros da dinâmica da Biomassa Acima do Solo (Mg ha^{-1}) dos indivíduos arbóreos ao longo de 14 anos (dois censos, 2003-04, 2017-18) de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. As barras representam o desvio padrão em torno das médias.

LISTA DE MATERIAL SUPLEMENTAR

Apêndice 1 - Balanço hídrico sequencial para Santa Teresa - ES (série histórica 1978-2019). No eixo horizontal são exibidas escalas para meses (inferior). Dados obtidos do Banco de Dados Climatológicos do Instituto Capixaba de Pesquisa e Extensão Rural (INCAPER).

Apêndice 2- Estrutura arbórea da comunidade (DAP>6,4cm) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) para as três áreas de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia – EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Apêndice 3 - Curvas de rarefação de número de indivíduos em relação à riqueza de espécies no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) nos três transectos amostrados na de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Apêndice 4 - Boxplot de distribuição de biomassa acima do solo (BAS) de árvores (DAP \geq 10 cm) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) de floresta ombrófila densa preservada da Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. Barras horizontais negras representam valor mediano, caixas representam primeiro e terceiro quartis e barras pontilhadas indicam o whiskers.

Apêndice 5 - Dinâmica da Biomassa acima do Solo das 20 espécies com maior contribuição de BAS no primeiro inventário florestal realizado em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada da Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil, no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18).

Apêndice 6 - Relação entre a Densidade específica da madeira e a biomassa acima do solo (BAS) em 1,02 ha de uma floresta ombrófila densa preservada na

Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil, no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18).

Apêndice 7 - Mudanças na comunidade arbórea em número de indivíduos no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Apêndice 8 – Dinâmica das 100 espécies com maior valor de importância (VI) no intervalo entre 2003-2004 (censo 2) e 2017-2018 (censo 3) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. m= mortas; r= recrutadas; ML= Mudança líquida; Turn= Turnover.

Apêndice 9 – Espécies arbóreas ausentes e recrutadas em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil. Dados obtidos a partir de inventários florestais realizados em 1992-93, 2003-04 e 2017-18.

RESUMO

As florestas tropicais desempenham papéis críticos nos ciclos globais de carbono e clima. A Floresta Atlântica é uma das regiões terrestres mais ameaçadas e ricas em espécies de plantas e essa hiperdiversidade pode refletir em grandes estoques de carbono. O objetivo deste estudo foi analisar a dinâmica temporal da biomassa arbórea acima do solo (BAS) e das populações de árvores em uma floresta madura com elevada riqueza florística por meio de dados de três censos (1992-1993, 2003-2004, 2017-2018). Todas as árvores com diâmetro à altura do peito $\geq 6,4$ cm foram medidas e identificadas em três transectos de 3400 m^2 ($10 \times 340 \text{ m}$) instalados em uma encosta coberta por floresta ombrófila da Estação Biológica de Santa Lúcia, ES. A BAS foi estimada através de equações alométricas. A dinâmica populacional foi descrita através de taxas anuais de mortalidade, recrutamento, ganho e perda de biomassa e rotatividade para o número de indivíduos e BAS. A BAS não variou significativamente ao longo dos 25 anos (censos 1 = $448 (\pm 84,5)$; censo 2 = $470,5 (\pm 63)$; censo 3 = $428,1 (\pm 94,7) \text{ Mg ha}^{-1}$). As 20 espécies com maior valor de importância acumularam cerca de 30% da BAS total dos transectos. A maioria delas apresentou acréscimo de biomassa entre censos. Apenas 20 espécies concentraram até 40% da BAS total da floresta. Cerca de 60% da BAS total esteve concentrada em árvores das classes diamétricas entre 10-40 cm. As diferenças na distribuição de indivíduos e biomassa por classes de diâmetro entre censos não foram significativas. Identificamos mudanças sutis em parâmetros estruturais e de dinâmica da sinúsia arbórea entre censos. No censo 3 foram amostrados 2113 indivíduos arbóreos, enquanto nos censos 1 e 2 foram 2190 e 2176 indivíduos. No segundo inventário, as taxas de mortalidade ($1,05\% \text{ ano}^{-1}$) e recrutamento ($0,99\% \text{ ano}^{-1}$) resultaram numa maior taxa rotatividade de $1,02\% \text{ ano}^{-1}$, enquanto no terceiro censo, a taxa média de mortalidade ($1,39\% \text{ ano}^{-1}$) e recrutamento de ($1,15\% \text{ ano}^{-1}$) resultaram em uma rotatividade de $1,27\% \text{ ano}^{-1}$, estando dentro do esperado para florestas tropicais em equilíbrio. Cerca de 60% da BAS está concentrada nas árvores entre 10 a 40 cm de DAP. A BAS está mais concentrada (30%) em árvores com densidade específica de madeira mediana ($0,6$ a $0,7 \text{ g. cm}^{-3}$). As 20 espécies mais importantes pelo valor de importância (VI) na EBSL representam 25% da BAS

e do estoque de carbono total da floresta. Após 25 anos, a floresta manteve características compatíveis com o estado estabilidade dinâmica esperado em florestas tropicais maduras, corroborando a hipótese de estabilidade de BAS, estoque de carbono, e densidade arbórea ao longo do tempo. A conservação de fragmentos de Mata Atlântica bem preservados são importantes para a manutenção da dinâmica do carbono.

Palavras-chave: BAS, Dinâmica Populacional; Estoque de Carbono, Florestas tropicais; Mata Atlântica

ABSTRACT

Tropical forests play critical roles in global carbon and climate cycles. The Atlantic Forest is one of the most endangered, threatened and rich land regions of plant species. Despite this great biological potential, little is known about the ecological processes linked to carbon dynamics in this region. The aim of this study was to analyze the temporal dynamics of the above-ground tree biomass (BAS) and of the tree populations in a mature forest with high floristics richness through data from three censuses (1992-1993, 2003-2004, 2017-2018) and test two hypotheses: [1] BAS, the carbon stock, and the density of the forest have been in dynamic equilibrium over 25 years; [2] BAS and the carbon stock would be concentrated in the larger diameter classes, although they have less abundance of trees. All trees with diameter at breast height ≥ 6.4 cm were measured and identified in three 3400 m² (10m x 340 m) transects installed on a hillside covered by rainforest at the Santa Lúcia Biological Station, ES. BAS was estimated using allometric equations. Population dynamics was described through annual mortality rates, recruitment, biomass gain and loss, turnover for the number of individuals and BAS. BAS did not vary over the course of 25 years (censuses 1 = 448 ± 84.5); census 2 = 470.5 ± 63); census 3 = 428.1 ± 94.7) Mg ha⁻¹). On average, BAS was about 30% higher at the top of the hill (574.1 Mg ha⁻¹). than in other areas (colocar valores(..) The 20 species with the highest importance value accumulated about 25% of the total BAS in the transects. Most species showed an increase in biomass between censuses. Just 20 species concentrated up to 40% of the total forest BAS. About 60% of the total BAS was concentrated in trees of the diametric classes between 10 to 40 cm. The differences in the distribution of products and biomass by diameter classes between censuses were not relevant. We identified subtle changes in parameters and dynamics of the tree sinusism between censuses. In census 3, 2113 tree nodes were sampled, while in censuses 1 and 2, 2190 and 2176 respectively. In the second inventory, mortality (1,05% year⁻¹) and recruitment (0,99% year⁻¹) rates resulted in a higher turnover rate of 1,02% year⁻¹, while in the third census, the average rate of mortality (1,39% year⁻¹) and recruitment (1,15% year⁻¹) resulted in a turnover of 1,27% year⁻¹, being within the expected

for tropical forests in balance. After 25 years, the forest maintained characteristics compatible with the dynamic equilibrium state expected for mature tropical forests, corroborating the hypothesis of BAS stability and tree density over time. However, the hypothesis of higher BAS concentrated in the larger diameter classes was refuted; since 60% of the BAS occurred on medium size trees, with 10 to 40 cm DAP. BAS was more concentrated in 30% of trees with specific wood density from 0.6 to 0.7 g. cm⁻³), refuting our hypothesis that BAS would be more concentrated in trees with high wood densities. The tree component of EBSL presented in the period of 25 years studied, the typical behavior of mature tropical forests: the dynamic balance of the structure and floristic composition, maintaining high levels of diversity. Therefore, the conservation of well-preserved Atlantic Forest fragments is important for the maintenance of carbon dynamics.

Keywords: Atlantic Forest; BAS, Carbon stock; Population Dynamics; Rainforest

1. INTRODUÇÃO

1.1. Estoque e dinâmica de carbono em florestas tropicais

Dentre os biomas terrestres, os florestais são os que apresentam os maiores reservatórios de carbono (MALHI et al., 1999), seja acima do solo ou abaixo deste (VIEIRA et al., 2011; VILLELA et al., 2012; MALHI et al., 2014). Nesse contexto, as florestas tropicais se destacam, não só pelos elevada biodiversidade (MYERS et al., 2000), mas também pela massiva contribuição no estoque e na ciclagem do carbono no planeta (MELILLO et al., 2002; LIU et al., 2015). Tais florestas são responsáveis por cerca de 36% de toda a troca líquida entre atmosfera e vegetação e aproximadamente 44% do carbono presente em biomassa acima do solo (BAS) (MELILLO et al., 1993; LIU et al., 2015).

Nesse contexto, as árvores assumem um papel importante nas mudanças climáticas por atuarem como sumidouros que, em condições normais, fixam carbono durante os processos fotossintéticos (TAIZ & ZEIGER, 2017). Quando o C é fixado nas formas de sacarose e amido, a fixação é considerada de curta duração, pois são consumidos durante os processos vitais da planta (BUCKERIDGE, 2007). Enquanto a fixação de C na biomassa (celulose e lignina) é considerada de longa duração, por permanecer no tronco durante toda vida da planta (BUCKERIDGE, 2007). Entretanto, ao morrer, o processo de decomposição da árvore devolve lentamente parte do carbono sequestrado para a atmosfera (DINIZ et al., 2015).

A produtividade primária bruta (PPB) é a forma pelo qual a assimilação do CO₂ pela fotossíntese é computada. Processos como crescimento de tronco e recrutamento de árvores, quando se desconta a respiração autotrófica, é obtida a produtividade primária líquida (PPL). Já a produtividade primária do ecossistema (PPE) leva em consideração processos como a respiração heterotrófica, ligada a processos como eventos de mortalidade. Numa escala maior, a produtividade primária do bioma (PPB) leva em consideração distúrbios que podem afetar a produtividade dos ecossistemas (STUART CHAPIN; MATSON e VITOUSEK, 2012). Alguns processos naturais como

secas severas (BRANDO et al., 2008) e antrópicos como o desmatamento podem transformar tais florestas em fontes de C para a atmosfera (NASCIMENTO et al., 2007; NASCIMENTO et al., 2014) em virtude do decréscimo de produtividade e aumento na mortalidade de árvores. Com isso, a floresta reduz a capacidade de sequestrar carbono, influenciando diretamente em seus serviços ambientais (FEARNSIDE et al., 1997; MALHI & GRACE, 2000; PAN et al., 2011).

Do ponto de vista biológico, a biomassa é definida como a quantidade de tecido que compõe uma comunidade vegetal, correspondendo às partes vivas e mortas vinculadas a um organismo (FERRI, 1985; TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2006). A biomassa florestal e concentração de carbono na biomassa fornecem subsídios para se estimar o estoque de carbono na vegetação (HIGUCHI et al., 2004). Desse modo, estudos sobre a biomassa tornam-se relevantes dentro do contexto das mudanças climáticas globais por ser o principal indicador do estoque de carbono em ecossistemas terrestres (HIGUCHI et al., 2008; HIGA et al. 2014; AVITABILE et al., 2016).

Essa estimativa de C na biomassa pode ser realizada de maneira direta e indireta. A estimativa direta é realizada através da quantificação da biomassa seca de amostras retiradas em discos de aproximadamente 3 cm de espessura do tronco e dos galhos em alturas relativas ao comprimento total e um disco na altura do DAP (HIGUCHI; CARVALHO Jr., 1994). Apesar de preciso, esse é um método se baseia na destruição das árvores para a medição. Já a estimativa de biomassa aérea pelo método indireto é obtida através de variáveis de simples aquisição como diâmetro, altura, densidade da madeira dos indivíduos arbóreos e tipo florestal (CHAVE et al., 2005; VIEIRA et al., 2011). Essa estimativa pode ser feita por meio de relações quantitativas ou matemáticas (BROWN et al., 1989; HOUGHTON et al., 2001; CHAVE et al., 2001; CHAVE et al., 2005; CHAVE, 2013), através de modelos alométricos.

A fitofisionomia da floresta interfere diretamente no acúmulo de biomassa, uma vez que a aquisição de carbono ocorre de maneira diferente para cada tipo florestal (MEIR & PENNINGTON, 2011). Equações alométricas são calibradas constantemente para melhor atender as especificidades locais (CHAVE et al., 2005; VIEIRA et al., 2011). Além disso, outros fatores também interfere no estoque de carbono numa floresta, como a composição das

espécies (PHILLIPS et al., 2019), grupos ecológicos e classe de diâmetro das árvores (NASCIMENTO et al., 2007; LIMA 2009) e graus de perturbação (SIERRA et al., 2012, ARAGÃO et al., 2014).

As árvores com grande diâmetro concentram quantias majoritárias da biomassa total da floresta (PAN et al., 2013; BASTIN et al., 2015; LUTZ et al., 2018). O desenvolvimento de árvores nas florestas é lento, requerendo muitas décadas e séculos para atingirem maiores diâmetros (ALLEN et al., 2010). No entanto, distúrbios naturais ou antrópicos podem reduzir a abundância desses indivíduos de maior porte de maneira muito rápida (ALLEN et al., 2010; LINDENMAYER, LAURANCE, & FRANKLIN, 2012; VAN MANTGEM et al., 2009; LUTZ et al., 2018).

Além de árvores centenárias, florestas tropicais apresentam grande riqueza de espécies. Essa diversidade tem influência direta na biomassa da floresta (SANTOS et al., 2004) e até de todo bioma. A composição de espécies florestais determina o quanto de carbono a floresta pode estocar (CHAVE et al., 2019; PHILLIPS et al., 2019). Especificidades como solo e relevo podem promover variações na composição de espécies de uma mesma floresta (WERNER & HOMEIER, 2015). Embora sejam pequenas, essas diferenças florísticas podem causar variação na biomassa da floresta e no seu estoque de carbono em 20% entre fragmentos locais (GOURLET-FLEURY et al., 2011; PHILLIPS et al., 2019). Já em uma escala maior, a variação na composição de espécie proporciona variações entre 10 e 30% do estoque de carbono (GOURLET-FLEURY et al., 2011; PHILLIPS et al., 2019).

Em florestas consideradas maduras, sem evidências de perturbação antrópica atuais ou em um passado recente, há de se esperar que não haja uma relevante mudança na biomassa arbórea ao longo do tempo, tendo em vista que os processos de mortalidade e recrutamento ocorrem de forma mais equilibrada (STEPHENSON & VAN MANTGEM, 2005; PAN et al. 2011). Entretanto, eventos naturais tendem a interferir nos processos naturais de ganho e perda de biomassa. Estudos demonstram que, provavelmente eventos climáticos como intensidade de seca (NASCIMENTO et al., 2007; 2014; MEIR & WOODWARD, 2010; ARAGÃO et al., 2014; ZANG & LIANG, 2014), o aumento das temperaturas (VILLELA et al., 2012; MARTINELLI et al., 2014), entre outros, podem afetar negativamente toda dinâmica da floresta,

principalmente pelo favorecimento da mortalidade de plantas em resposta a esta interação de fatores (TABARELLI et al., 2008, PHILLIPS et al., 2009, FRANÇA et al., 2020).

Para florestas maduras, a soma do crescimento em biomassa das árvores sobreviventes com o incremento de biomassa das árvores recrutadas deve ser aproximadamente igual ao total de matéria viva perdida (STEPHENSON & VAN MANTGEM, 2005; PAN et al., 2011). Por sua vez, em florestas secundárias o acúmulo de biomassa pelo crescimento de árvores sobreviventes e aquisição de recrutadas tende a superar a perda total de biomassa, uma vez que tais florestas estão em condição de recuperação dos estratos florestais (STEPHENSON & VAN MANTGEM, 2005; VIANNA et al., 2010; JOHNSON et al., 2016). Florestas tropicais maduras, além da importância efetiva nos processos ecossistêmicos, são crucialmente importantes, pois podem abrigar árvores que podem datar de centenas a milhares de anos, armazenando significativas quantidades de carbono em sua biomassa (VIEIRA et al., 2011).

Em um estudo sobre a dinâmica em área, estoques de madeira, biomassa e carbono em florestas nativas do Brasil no período de 1990 a 2015 Sanquetta et al. (2018), utilizaram dados do relatório FRA2015 realizado pelo Serviço Florestal Brasileiro, submetido a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), e reportaram perda de 10% da superfície florestal em 26 anos, resultando na redução de volume, biomassa e estoque de carbono. Desse modo, ações antrópicas como desmatamento e queimadas, associadas às mudanças climáticas tendem a acelerar a dinâmicas dos processos ecológicos das florestas, resultando em uma redução do estoque de carbono florestal.

1.2. Dinâmica das Florestas Tropicais

Florestas maduras, ou florestas primárias, são definidas como florestas naturalmente regeneradas com espécies nativas, nas quais os processos ecológicos não são significativamente perturbados e sem indícios claramente visíveis de atividades humanas (FAO, 2012). Nestas florestas, em média, tanto comunidades quanto populações de espécies arbóreas têm o equilíbrio de estrutura, composição e biomassa promovido pela incorporação de novos

componentes em substituição àqueles que foram perdidos (CONNELL et al., 1984; SWAINE et al., 1987; TOLEDO et al., 2011). Esse balanço entre perdas e ganhos baseia-se no comportamento cíclico das florestas, sendo reconhecidas três fases de desenvolvimento: madura (*mature*), clareira (*gap*) e regeneração ou construção (*building*) (WHITMORE, 1990; RICHARDS, 1998). Essas fases, geralmente são dependentes da escala a qual são observadas.

A floresta na fase madura possui árvores em diversos estratos, com formação de um dossel fechado (HARTSHORN, 1978). Eventualmente, árvores do dossel quando morrem ou são danificadas, tendem a derrubar árvores menores que estão no seu entorno, formando assim clareiras (POPMA et al., 1988, CONNELL et al., 1997). Essas clareiras são rapidamente povoadas por plantas herbáceas, lianas e árvores jovens. Essas plantas podem surgir do banco de sementes ou germinam de sementes trazidas de outras áreas através de diversos mecanismos de dispersão (RICHARDS, 1998; LIMA, 2005). A fase de regeneração corresponde ao crescimento dessas plantas que povoaram a clareira até a formação de um novo dossel, que pode durar muitos anos dependendo do tipo florestal, restabelecendo a fase madura (RICHARDS, 1998; PEARSON et al., 2003). O interessante é que todas essas fases geralmente coexistem em um mesmo trecho de floresta, resultando em um mosaico de desenvolvimento, onde há grande heterogeneidade de ambientes (OLDEMAN, 1990).

Nesse contexto, a mortalidade, o recrutamento e o crescimento de árvores desempenham um importante papel na manutenção da estrutura, da diversidade e nos processos dinâmica de biomassa em florestas (SWAINE et al., 1987; LEWIS et al., 2004; STEPHENSON & VAN MANTGEM, 2005; DUTTA & DEVI, 2013). Por isso, estudos de dinâmica florestal, baseados no comportamento desses mecanismos ao longo do tempo, têm sido muito empregados para avaliar o estado de conservação e a capacidade de recuperação após a ocorrência de distúrbios naturais ou antrópicos (SEIDL et al., 2017).

De maneira geral, em trechos de floresta tropical onde somente operam distúrbios naturais ocorrendo em pequenas escalas, o número de árvores mortas é tão maior quanto menor for o tamanho dos indivíduos (HESS et al., 2010). Isso resulta no formato de “j reverso” das curvas de distribuição de

indivíduos por classes de tamanho registradas comumente nesses ambientes, onde a densidade arbórea, e também o número de mortos, decrescem em direção às classes de maior tamanho. Entretanto, quando se aborda a mortalidade em valores percentuais, as classes de tamanho de árvores tendem a apresentar taxas semelhantes de mortalidade, o que significa uma ausência de relação entre tamanho e mortalidade (LIEBERMAN et al., 1985; SWAINE, 1990; CAREY et al., 1994; MILTON et al., 1994; POORTER et al., 2001; DUTTA & DEVI, 2013).

O recrutamento é um mecanismo de reposição de árvores em florestas, que depende de diversos fatores como a fecundidade, o crescimento e a sobrevivência de indivíduos jovens de diversas espécies (SWAINE et al., 1987; ALVES et al., 2005). Portanto, árvores recrutadas são oriundas do banco de sementes e do estoque de plântulas e árvores jovens do sub-bosque da floresta, cujo desenvolvimento é favorecido por condições ambientais, principalmente aumento da luminosidade advindo da abertura de clareiras (WELDEN et al., 1991; GANDOLFI et al., 2009; BARALOTO et al., 2012; BAKER et al., 2016). Quando estudos de dinâmica florestal, que analisam as mudanças de uma floresta em um dado intervalo de tempo, adotam um limite mínimo de diâmetro para amostragem, são consideradas recrutadas aquelas árvores que atingem esse limite mínimo estabelecido em cada estudo (HIGUCHI; SANTOS & LIMA, 2008). Normalmente, no caso de estudos que não consideram intervalos demasiadamente longos entre as amostragens, os recrutados tendem a ocupar majoritariamente as classes de menor tamanho (HESS et al., 2010).

Além de ser responsável pela substituição das árvores mortas, o recrutamento também contribui para a reposição da matéria viva que foi perdida na floresta, seja pela queda de órgãos vegetativos, como folhas e galhos, ou pela morte de árvores (CAREY et al., 1994; VIANNA et al., 2010). Há, entretanto, uma grande dificuldade de se quantificar completamente o crescimento e a queda de folhas e galhos. Estudos de estrutura horizontal e crescimento de comunidades arbóreas têm adotado medidas de diâmetro (DAP) e circunferência CAP), dos troncos, à altura do peito ou à altura do solo que são convertidas para área basal e, associados ou não às equações alométricas (ver HUXLEY & TEISSIER, 1936) assim, permitem estimar a

dominância e o crescimento e ganho de biomassa das árvores, ou alternativamente, a perda da biomassa das árvores mortas (SCOLFORO, 1998; PICARD et al., 2015).

Os processos de mortalidade e recrutamento são frequentemente representados por meio de taxas anuais médias de mortalidade e recrutamento. No caso de florestas tropicais maduras (PHILLIPS & GENTRY, 1994; PHILLIPS, 1996; ROCHA, 2001), tais taxas de mortalidade e recrutamento geralmente variam entre 1 e 3 % ano⁻¹, mas podem alcançar valores superiores a 3% ano⁻¹ no caso de florestas secundárias. Alguns problemas podem dificultar a comparação entre os estudos são a falta de padronização dos limites mínimos de DAP, os diferentes métodos de cálculo das taxas anuais, as variações na forma e no tamanho das áreas amostrais, os diferentes tipos florestais e as diferentes precipitações anuais e altitudes (ROLIM et al., 1999; OLIVEIRA et al., 2014).

Diversos fatores estão associados à morte de árvores em florestas tropicais não perturbadas, que podem agir de maneira independente ou associados a outros fatores, sendo eles o vento, as tempestades, os parasitas ou patógenos e os herbívoros, déficit hídrico ou supressão, senescência, entre outros (ROCHA, 2001; AZEVEDO et al., 2008; ROSSI et al., 2007; VIANNA et al., 2010; GATTI et al., 2014). A rotatividade (*turnover*) corresponde ao processo de renovação da cobertura arbórea e da biomassa de florestas, que ocorre naturalmente devido ao comportamento cíclico de substituição de árvores mortas por outras mais jovens (LEWIS et al., 2004). Trata-se, portanto, de um componente que depende diretamente da mortalidade, do recrutamento e do crescimento de indivíduos (HARPER, 1977; ROSSI et al., 2007; LAURANCE et al., 2009).

Em florestas tropicais essa renovação geralmente se processa de forma mais acelerada que em florestas temperadas, sobretudo por serem mais quentes e úmidas. Por isso, florestas tropicais são consideradas mais dinâmicas (rotativas) e produtivas que florestas temperadas (PHILLIPS & GENTRY, 1994; REES et al., 2001; STEPHENSON & VAN MANTGEM, 2005). Como essas características são fortemente ligadas às condições edáficas e sucessionais, diferenças também são encontradas dentro da grande variedade de florestas tropicais. Florestas úmidas são geralmente mais dinâmicas que

florestas mais secas e florestas que crescem sobre solos ricos são mais dinâmicas que aquelas sobre solos pobres (PHILLIPS et al., 2009; STEPHENSON & VAN MANTGEM, 2005; GUAN et al., 2015).

1.3. Mudanças climáticas globais e as florestas tropicais

O aquecimento global é sem dúvidas um dos temas mais discutidos atualmente, seja no campo científico ou nas mídias sociais, gerando diversas controversas sobre a atuação da humanidade no seu agravante (COSTA & CUKIERMAN, 2019). Quase como um consenso, sabe-se que o clima global atual se difere drasticamente do clima no passado geológico, quando tanto o aquecimento, quanto o resfriamento do planeta ocorreram de maneira gradativa ao longo de milhares de anos (JOLY, 2007).

Ao longo dos milhares de anos, diversos gases e vapor de água foram se acumulando na atmosfera, o que desencadeou o fenômeno conhecido como efeito estufa. Por efeito estufa entende-se como radiação infravermelha capturada pelo acúmulo desses gases na atmosfera, mantendo a Terra aquecida (SCHEINER, et al., 1989; TULLIO NETO, 2010). O agravamento do aquecimento global vem sendo atribuído à produção de maiores quantidades de gases responsáveis por esse efeito, de maneira direta, as atividades antrópicas como agricultura, queima de combustíveis fósseis, desmatamento e/ou, queimadas e indireta com aceleração da decomposição da matéria orgânica e aumento da atividade solar (IPCC, 2007; OMETTO & MARTINELLI, 2008; SAMPAIO et al., 2008).

Dentre os diversos gases do efeito estufa antropogênico, Nowak & Crane (2002), apontam o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), clorofluorcarbono (CFC), óxido nitroso (N_2O) e ozônio (O_3) como os principais. A concentração de CO_2 atmosférico vem batendo recordes históricos todos os anos. Em 2005 a concentração de CO_2 era de cerca de 380 ppm, representando um aumento de aproximadamente 30% em dois séculos e meio (MAPA, 2005; SAMPAIO et al., 2008). Entretanto, segundo informações do Centro de Ciência do Sistema Terrestre vinculado ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2020), a concentração de CO_2 atmosférico já se aproxima de 417 ppm, a maior concentração dos últimos 800 mil anos. Todos

os anos, cerca de 7,1 Gt de Carbono (1 Gt = 1bilhão de toneladas) são lançados na atmosfera em decorrência de atividades antrópicas. Destes, aproximadamente 25% (cerca de 1,8 Gt) são oriundos do desmatamento, queimadas e outras mudanças do uso da terra (KILAWE et al., 2001; MARENCO & LOPES, 2009, GRACE et al., 2014).

O aumento dos níveis CO₂ atmosférico com conseqüente aumento do efeito estufa pode ser responsável por diversas mudanças nos mais variáveis ecossistemas principalmente por promoverem alterações no ciclo hidrológico (e.g. modificações nos padrões de chuvas e alterações na distribuição de eventos climáticos tais como secas, inundações, frentes frias, geadas, tempestades severas, vendavais, granizo, entre outros) e aumento da temperatura média do ar (NOBRE, 2001; KARDOL et al., 2010; PBMC, 2014). Essas alterações estão dificultando cada vez mais a capacidade com que cada ecossistema tem a resistir às perturbações de ordem diversas, o que aumenta o risco generalizado de um colapso do ecossistema atual e do surgimento e estabelecimento de novas assembleias (SCHEFFER et al, 2015; HUGHES et al., 2017).

As plantas, em resposta a esse cenário de mudanças, poderão sofrer alterações em diversos processos fisiológicos como respiração, fotossíntese, alocação de carbono, fenologia, dentre muitos outros (BUCKERIDGE, 2007). Ao pensarmos em uma escala maior, as mudanças climáticas podem afetar diversos processos vitais para o equilíbrio de qualquer ecossistema florestal (MALHI et al., 2009; MARENCO et al., 2009). Desse modo, alterações na floresta pode reduzir a fixação do carbono atmosférico, passando do status de sumidouro para fonte de carbono para a atmosfera (FATICHI et al., 2018).

Estudos demonstram que provavelmente os eventos climáticos como intensidade de seca (NASCIMENTO et al., 2007; 2014; MEIR & WOODWARD, 2010; ARAGÃO et al., 2014; ZANG & LIANG, 2014) o aumento das temperaturas (VILLELA et al., 2012; MARTINELLI et al., 2014) entre outros, podem interagir diretamente com impactos antropogênicos (GRACE et al., 2014) afetando negativamente toda dinâmica da floresta, principalmente pelo favorecimento da mortalidade de plantas em resposta a esta interação de fatores (TABARELLI et al., 2008). Desse modo, por menor que seja a elevação de temperatura, tal elevação, associada a fatores como déficit hídrico

(NASCIMENTO et al., 2007), pode interferir nos mais diversos processos ecológicos que regem os ecossistemas florestais, principalmente na dinâmica da biomassa arbórea (GALBRAITH et al., 2010; VIEIRA et al., 2011; VILLELA et al., 2012; MARTINELLI et al., 2014; SCHEFFER et al., 2015).

A medida com que as formações florestais vão avançando nos processos sucessionais, elas vão ganhando mais complexidades ambientais. Formações preservadas ou em avançado grau de sucessão ecológica tendem a apresentar maior resiliência ante aos eventos naturais supracitados e conseqüentemente, têm melhores condições de manutenção do sumidouro de carbono (PUGH et al., 2019). As florestas maduras Amazônicas contribuíram significativamente para mitigar as mudanças climáticas por décadas (PHILLIPS & BRIENEN, 2017) mesmo ante os eventos de perturbação natural (PHILLIPS et al., 2009; SAATCHI et al., 2013; GATTI et al., 2014; FELDPAUSCH et al., 2016).

Embora que se tem aumentado a fertilização de CO₂ na atmosfera o que poderia procovar um aumento nas taxas fotossintéticas das árvores, fatores como elevação da temperatura e modificação do regime de chuva fazem com que essa fertilização não seja convertida em biomassa. Desse modo, cada tipo florestal, dependendo da região geográfica inserida, responderá de forma diferente ante essas mudanças.

1.4. Floresta Atlântica

A Floresta Atlântica é um dos Biomas mais ameaçados e ricos em espécies de plantas (MITTERMEIER et al., 2004). Ali existem mais de 20 mil espécies vegetais, sendo 40% delas endêmicas (MITTERMEIER et al., 2004; CNCFlora (<http://cncflora.jbrj.gov.br>)). Além disso, apresenta quantidades expressivas de carbono estocado na vegetação (50-130 Mg C ha⁻¹) considerado elevado mesmo quando comparado ao níveis da Floresta Amazônica (250 Mg ha⁻¹) (LIMA et al., 2008; VIEIRA et al., 2008; VIEIRA et al., 2011; LINDNER & SATTLER, 2012; MARTINELLI et al., 2014; MAGNAGO et al., 2016; D'ALBERTAS et al., 2018).

Mesmo representado como uma única denominação de macro escala, a Floresta Atlântica possui distintas e complexas fitofisionomias atribuídas, principalmente a fatores edafoclimáticos (OLIVEIRA-FILHO, 2009). De acordo

com Vitousek & Sanford (1986), as condições físicas, químicas e biológicas do solo implicam diretamente na ciclagem de nutrientes do ecossistema, atuando diretamente na capacidade produtiva da floresta, assim, diferentes fitofisionomias possuem diferentes quantidades de biomassa e carbono estocados em organismos vegetais e no solo (FRANCO et al., 2018). Percebe-se então, que a lacuna do conhecimento sobre esses processos na Floresta Atlântica ainda é muito maior quando levamos em conta suas diferentes e complexas fitofisionomias e muito mais quando levamos em conta os diferentes estágios sucessionais desses ecossistemas.

No Brasil, grande parte da cobertura vegetal natural foi removida, somente em 2018 pouco mais de 1,3 milhões de ha foram desmatados (GLOBAL FOREST WATCH, 2019). O domínio Mata Atlântica, um dos biomas mais ameaçados do planeta (MYERS et al., 2000), que até o ano de 1850 possuía cerca de 1,5 milhões de km², foi e ainda vem sendo severamente fragmentado, restando aproximadamente 12,4% da cobertura original (RIBEIRO et al., 2009^a, SOS MATA ATLÂNTICA, 2021). Mesmo que grande parte da biomassa estocada na Floresta Atlântica tenha sido removida nos últimos 150 anos (DRUMMOND, 2004), escassos são os dados da quantidade de carbono armazenadas no componente arbóreo dessa floresta tropical (ROLIM et al., 2005; ALVES et al., 2010; COUTINHO et al., 2010), bem como sobre as possíveis alterações dos padrões biogeoquímicos pelas estratégias de uso da terra (VILLELA et al., 2006).

Em fragmentos de floresta estacional semidecidual (FES) submontana do estado de Minas Gerais, Drummond et al. (1997) encontraram estoques de carbono de 27,2 e 52,98 Mg ha⁻¹ em fragmentos com 25 e 26 anos de sucessão, respectivamente; Lima et al. (2006) estimaram 30,27 e 81,69 Mg ha⁻¹ de C estocados em fragmentos de floresta ombrófila no Estado do Rio de Janeiro com 34 e 80 anos de regeneração, respectivamente; enquanto Souza et al. (2011 e 2012) encontraram variações de estoque de C entre 52,76 e 104,25 Mg ha⁻¹ de C em fragmentos com 20 anos de sucessão. Na mesma fitofisionomia, FES submontana, mas no estado do Rio de Janeiro, Diniz et al. (2015) estimaram estoques de C de 15,8 e 54,68 Mg ha⁻¹ em fragmentos de estágios sucessionais de 25 e 65 anos, respectivamente. Ribeiro et al. (2009b e 2010) avaliando fragmentos florestais de FES montanas em Minas Gerais

encontraram valores de C estocados na ordem de 18,53, 50,37 e 158,12 Mg ha⁻¹ em estágios sucessionais de 30 e 100 anos e intacta, respectivamente.

Rolin et al. (2005), estudando uma FES preservada no norte do Espírito Santo encontraram variação do estoque de C no componente arbóreo na ordem de 113,99 e 206,7 Mg ha⁻¹, enquanto Melo & Durigan (2006) estimaram o estoque de C na biomassa arbórea de 27,53 e 141 Mg ha⁻¹ em estágios sucessionais de 23 e 28 anos na Bacia do Paranapanema no estado de São Paulo. Os mesmos autores, também na bacia do Paranapanema, avaliaram o estoque de C e observaram variação de 0,57 e 89,07 Mg ha⁻¹ em plantios de restauração. Em Florestas Ombrófilas Mistas (FOM) do estado do Paraná, Watzlawick et al. (2012) em florestas montanas em diferentes estágios sucessionais e Socher et al. (2008) em florestas aluviais preservadas estimaram o estoque de C em componentes arbóreos de 118,68 e 80,41 Mg ha⁻¹, respectivamente.

Em Floresta Ombrófila Densa (FOD) seja Montana ou Submontana, talvez pelos elevados níveis de preservação, são encontradas elevadas quantidades de carbono estocados na biomassa arbórea. Cunha et al. (2009), em um fragmento de FOD montana com 40 anos de sucessão no Parque Estadual do Desengano, estado do Rio de Janeiro, estimaram o estoque de C de aproximadamente 74,8 Mg ha⁻¹. Enquanto Lindner & Satter (2012), em fragmentos preservados e secundários ao longo de um gradiente submontana e montana de FOD no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO), no estado do Rio de Janeiro, estimaram o estoque de C entre 118,44 e 148,29 Mg ha⁻¹. Também no PARNASO, Lindner (2010) estimou o estoque de C em diferentes fragmentos preservados e encontrou variação de 130,69 e 313,74 Mg ha⁻¹. No Parque Estadual da Serra do Mar, estado de São Paulo, Alves et al. (2010) encontram entre 71,34 e 128,32 Mg ha⁻¹ de C estocado em diferentes fragmentos preservados. Ainda em FOD, mas na APA do Rio Macacú, estado do Rio de Janeiro, Lima (2010) observou que há variação da quantidade de C estocado dependendo do estágio sucessional do fragmento, em seu estudo, o estoque C nos fragmentos variaram entre 17,03 e 94,13 Mg ha⁻¹. Na Reserva Biológica União no estado do Rio de Janeiro, Reis (2018) encontrou cerca de 471 Mg ha⁻¹ de BAS em trechos de floresta preservada.

Apesar desse grande potencial biológico e de sua contribuição em estocar carbono, pouco se sabe sobre os processos ecológicos ligados à dinâmica de carbono nesse ecossistema (LIMA et al., 2008; VIEIRA et al., 2008; VILLELA et al., 2012; BROGGIO, 2017; REIS, 2018). Nas florestas maduras, onde os processos ecológicos são mais diversificados e complexos (WANG et al., 2011), a lacuna de conhecimento é ainda maior e representa séria limitação para previsão de potenciais impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade (NASCIMENTO et al., 2014; REIS, 2018).

No estado do Espírito Santo, onde as florestas são reconhecidas por seus altos níveis de diversidade e endemismo (SAITER et al., 2011), apenas três estudos de dinâmica foram realizados, entretanto, apenas um deles observou a dinâmica da biomassa. Rolim et al. (1999; 2005) analisaram as mudanças na densidade e biomassa na floresta madura sobre tabuleiros costeiros na região de Linhares (40-80 m de altitude) ao longo de duas décadas e relacionaram a ocorrência de eventos de El-Niño com o aumento da mortalidade de árvores e, conseqüentemente, redução da biomassa florestal. Saiter et al. (2011) estudou a dinâmica de trechos de floresta madura em Santa Teresa (600-850 m de altitude), e identificou uma estabilidade dinâmica entre as taxas de mortalidade e recrutamento/incremento.

No intuito de contribuir para o aumento de informações sobre a biomassa e estoque de carbono e a dinâmica arbórea em florestas maduras na região da Floresta Atlântica, utilizaremos dados de três inventários fitossociológicos do componente arbóreo realizados em parcelas permanentes instaladas em 1,02 ha na Estação Biológica de Santa Lúcia (EBSL) num período de 25 anos, para analisar a dinâmica temporal de BAS das espécies amostradas, o número de indivíduos arbóreos, área basal. A EBSL está localizada na região serrana do Espírito Santo, a qual é reconhecida pelos elevados níveis de diversidade e endemismo de plantas (THOMAZ & MONTEIRO, 1997; WENDT et al., 2010; SAITER et al., 2011). O primeiro inventário foi realizado em 1992-1993 (ver THOMAZ & MONTEIRO, 1997), o segundo em 2003-2004 (ver SAITER et al., 2011) e o terceiro em 2017-2018. Em cada inventário todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) \geq 6,4 cm foram amostradas, visando estudar a composição florística (primeiro

inventário) e analisar as mudanças nas comunidades e populações de árvores e palmeiras na floresta madura da EBSL (segundo e terceiro inventário).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos Gerais

O objetivo deste estudo foi analisar a dinâmica temporal da biomassa arbórea acima do solo (BAS) em 25 anos em uma floresta ombrófila densa em estágio sucessional maduro na Estação Biológica Santa Lúcia (ESBL), região serrana do Espírito Santo.

2.2. Objetivos específicos

a) Descrever as mudanças na estrutura e composição florística de três trechos de floresta madura da ESBL após 14 anos e compará-las com os inventários anteriores;

b) Detectar se a biomassa arbórea (BAS) da floresta variou ao longo de 25 anos, a partir de dados de três inventários (1992-1993, 2003-2004, 2017-2018);

c) Estimar a dinâmica da população arbórea de três trechos de floresta madura da ESBL em 25 anos, a partir de dados de três inventários (1992-1993, 2003-2004, 2017-2018);

d) Identificar se a biomassa e aquisição de carbono são dependentes das classes de diâmetro, da densidade específica de madeira (DEM) dos indivíduos arbóreos, e das espécies mais importantes da floresta.

3. HIPÓTESES

H1: Baseado na informação de que a Mata Atlântica da EBSL encontra-se no estágio sucessional maduro e bem preservada, espera-se que a biomassa acima do solo e o estoque de carbono, a densidade de árvores, a distribuição e a dinâmica das principais espécies, mantenham-se estáveis na floresta ao longo de 25 anos;

H2: Ainda que as classes de indivíduos arbóreos de maior diâmetro tenham menor abundância na floresta, a biomassa e o estoque de carbono estão mais concentrados em tais indivíduos;

H3: As árvores de maior densidade específica de madeira (DEM) alocarão maiores quantidades de BAS e de Carbono;

H4: As espécies de maior importância fitossociológica da floresta concentrarão a biomassa e o estoque de carbono da EBSL.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A Estação Biológica de Santa Lúcia (EBSL; 19° 57'12" – 19°59'10" Sul; 40°31'13" – 40°32'32" Oeste) é uma área protegida com 467,89 ha, que está localizada no município de Santa Teresa, região serrana do Espírito Santo. Seguindo a classificação de Köeppen (1948), o clima no local é do tipo Cfa com verões chuvosos e invernos secos. A temperatura média anual é 20 °C e a precipitação média anual é 1.868 mm (MENDES & PADOVAN, 2000). Novembro e dezembro são os meses mais úmidos com média de precipitação de aproximadamente 200 mm, enquanto junho é o único mês com precipitação abaixo de 60 mm. De acordo com a classificação do IBGE (2012), a fitofisionomia predominante da EBSL é a de Floresta Ombrófila Densa.

A geomorfologia da EBSL é caracterizada pelo relevo fortemente ondulado e com afloramentos rochosos em altitudes que variam de 600 a 900 m. Predominam no local os solos rasos distróficos, ácidos, com altos níveis de alumínio e baixa saturação por bases (THOMAZ & MONTEIRO, 1997). O seu solo é ocupado por uma grande quantidade de árvores de médio porte, palmeiras (ex. *Euterpe edulis*) (SAITER et al., 2011), bromélias (Bromeliaceae) (VARASSIN & SAZIMA, 2000), além de muitas epífitas e samambaias.

A EBSL faz parte do Corredor Complexo Centro-Norte Serrano, um dos dez corredores ecológicos prioritários no Espírito Santo (PROJETO CORREDORES ECOLÓGICOS, 2006) e se destaca no cenário científico do Estado por ter recebido importantes pesquisas que registraram novas espécies e altos níveis de diversidade e endemismo de plantas (KOLLMANN, 2006; WENDT et al., 2010; SAITER et al., 2011; SAITER & THOMAZ, 2014). Das 385 espécies arbóreas observadas por Saiter et al. (2011) em 1,02 ha da floresta, *Euterpe edulis* é a mais abundante da comunidade, seguida de *Ocotea aciphylla*, *Eriotheca macrophylla*, *Unonopsis* sp nov., *Ecclinusa ramiflora* e *Ocotea* sp1, todas com 40 árvores amostradas ou mais. Essas espécies somadas com outras 95, representam cerca de 65% do total de árvores e 73% da área basal (THOMAZ & MONTEIRO, 1997; SAITER et al., 2011).

4.2. Desenho amostral e coleta de dados

A amostragem foi realizada em parcelas permanentes alocadas de forma contígua em três transectos de 0,34 ha (340 x 10 m). Cada transecto está disposto em um setor topográfico (Figura 1) de uma encosta localizada à margem direita do rio Timbuí, a saber: Fundo de Vale (transecto 1), entre 650 e 660 m; Meia Encosta (transecto 2), entre 675 a 700 m; Topo de Morro (transecto 3), entre 820 a 855 m. Os transectos possuem 34 parcelas quadradas de 100 m² dispostas de forma contígua, com exceção do Fundo do Vale, onde a sequência foi interrompida pela presença de muitos indivíduos de *Merostachys sp* (taquara-fina) de forma aglomerada, com presença quase exclusiva dessa espécie.

Esse desenho amostral foi proposto e instalado em 1992, por ocasião do estudo fitossociológico de Thomaz & Monteiro (1997). Nesse estudo pioneiro, todas as árvores e palmeiras com diâmetro à altura do peito (DAP) $\geq 6,4$ cm foram marcadas com plaquetas numeradas e tiveram os diâmetros mensurados e suas alturas estimadas com auxílio de uma haste de tesoura de alta poda. Entre 2003 e 2004, as parcelas permanentes foram pela segunda vez inventariadas durante o estudo de dinâmica florestal de Saiter et al. (2011), que observou que a alta diversidade arbórea da EBSL se manteve após 11 anos, indicando estabilidade entre os números de espécies e de famílias nos dois inventários, sendo a rotatividade da composição florística expressada pelas espécies menos abundantes da comunidade. Em 2017 (presente estudo), as parcelas foram inventariadas pela terceira vez. Utilizamos os dados destes três censos (25 anos) para realização das análises de BAS da EBSL.

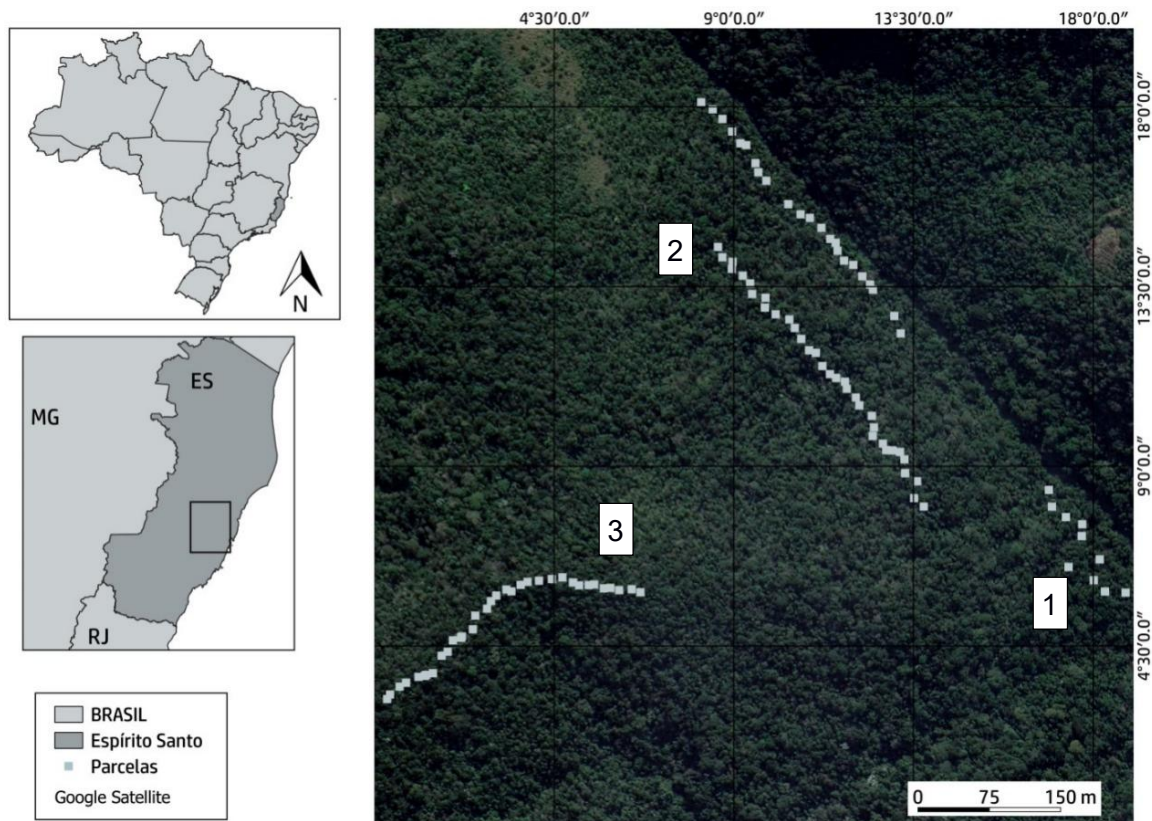


Figura 1 – Mapa do desenho amostral das parcelas permanentes nos três transectos ao longo da encosta da floresta ombrófila densa preservada da Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil. 1-Transecto 1 (entre 650 e 660 m); 2 – Transecto 2 (entre 675 a 700 m) e; 3 - Transecto 3 (entre 820 a 855 m).

4.3. Determinação de amostras botânicas

Os indivíduos com identificação ainda incompleta e os indivíduos recrutados (incluídos no terceiro censo por apresentarem $DAP \geq 6,4$ cm) tiveram alguns ramos coletados e herborizados para posterior determinação taxonômica e uso como material testemunho. Exceções ocorreram apenas nos casos de espécies de fácil identificação em campo (por exemplo, a palmeira *Euterpe edulis*). As determinações foram realizadas com o auxílio da literatura botânica e de consultas a taxonomistas e à coleção do Herbário MBML (Museu de Biologia Prof. Mello Leitão), no qual os materiais férteis foram depositados. As espécies e morfoespécies foram classificadas em famílias botânicas de acordo com o *Angiosperm Phylogeny Group* (APG IV 2016) e a Flora do Brasil 2020 em construção (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>).

4.4. Biomassa e Estoque de Carbono

Dados de área basal (um parâmetro que representa a biomassa) da sinússia arbórea foram obtidos diretamente do banco de dados dos dois censos (1992-93 e 2003-04) aliados ao censo atual (censo 3, anos 2017-18) e utilizados para o cálculo de taxas anuais de incremento (*ingrowth*) e decréscimo (*outgrowth*). A diferença entre as taxas de incremento e decréscimo resultou na taxa líquida anual de mudança de área basal. A partir das taxas líquidas anuais foram estimados os totais de área basal em cada ano dentro dos intervalos entre censos.

Os valores de biomassa acima do solo (BAS) nos três inventários para cada uma das espécies foram estimados por meio da seguinte equação alométrica sugerida por Chave et al. (2005) para florestas úmidas:

$$\ln(\text{BAS}) = \rho \times \exp(-1,499 + 2,148 \ln(D) + 0,207 (\ln(D))^2 - 0,0281(\ln(D))^3) \quad (\text{Equação 1})$$

Onde **BAS** é biomassa acima do solo, **ρ** é a densidade específica da madeira (g/cm³) e **D** é o Diâmetro à altura do peito (cm). Os valores de **ρ** são dependentes das espécies foram obtidos a partir da consulta aos estudos de Fearnside (1997), Chave et al. (2005), Nogueira et al. (2007) e também ao Banco de Dados Global de Densidade de Madeira (DRYAD) (CHAVE et al., 2009; ZANNE et al., 2009). Os valores de **ρ** de espécies que não estão disponíveis na literatura foram estimados por meio do cálculo da média entre os valores de espécies mesmo gênero.

Para estimativa de biomassa de palmeiras (BASP), pois estas não possuem lenho, utilizamos a fórmula proposta por Hughes et al. (1999).

$$\text{BASP} = \exp(((5,7236 + 0,9285 \ln(\text{DAP}^2)) \times 1,05001) / 10^3) \quad (\text{Equação 2})$$

Para conversão de biomassa em carbono (C), foi assumido que a biomassa é composta por 47,3% de C (MALHI, 2012).

4.5. Dinâmica da comunidade arbórea, ganho e perda de biomassa

O índice de diversidade Shannon (H') e o índice de equabilidade (J) foram calculados para o novo inventário e comparados aos inventários anteriores seguindo Magurran (1988).

As taxas anuais médias de mortalidade (**M**) (Eq. 1) e recrutamento (**R**) (Eq. 2) de árvores e as taxas anuais médias de perda de biomassa (**P**) (Eq. 3) e ganho de biomassa (**G**) (Eq. 4) de árvores foram calculadas por meio das expressões exponenciais abaixo:

$$M = \{1 - [(N_0 - m) / N_0]^{1/t}\} \times 100 \text{ (Equação 1);}$$

$$R = [1 - (1 - r/N_t)^{1/t}] \times 100 \text{ (Equação 2);}$$

$$P = \{1 - [(BAS_t - BAS_m - BAS_d) / BAS_0]^{1/t}\} \times 100 \text{ (Equação 3);}$$

$$G = \{1 - [1 - (BAS_r + BAS_i) / BAS_t]^{1/t}\} \times 100 \text{ (Equação 4).}$$

Sendo t variação de tempo entre os inventários, N_0 e N_t , respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais; m e r são, árvores mortas e recrutadas; BAS_0 e BAS_t são, a biomassa inicial e final das árvores; BAS_m a biomassa das árvores que foram consideradas como mortas, BAS_r é a biomassa dos recrutadas; e BAS_d e BAS_i são, o decremento (por meio de quebra ou perda parcial do tronco) e o incremento em biomassa das árvores sobreviventes.

As taxas de mudança líquida para o número de árvores (**MN**) (Eq. 5), mudança em biomassa (**MBAS**) (Eq. 6) e taxas de rotatividade para o número de árvores (**RN**) (Eq. 7) e rotatividade de biomassa (**RBAS**) (Eq. 8) também foram estimadas (KORNING e BALSLEV, 1994) através das equações abaixo:

$$MN = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100 \text{ (Equação 5);}$$

$$MBAS = [(BAS_t/BAS_0)^{1/t} - 1] \times 100 \text{ (Equação 6);}$$

$$RN = (M + R)/2 \text{ (Equação 7);}$$

$$RBAS = (P + G)/2 \text{ (Equação 8).}$$

Conforme proposto por Oliveira-Filho *et al.* (1997) foi obtida a estabilidade, por meio da diferença absoluta entre $t_{1/2}$ e t_2 , e a rotatividade (*turnover*), a partir da média entre $t_{1/2}$ e t_2 .

Rotatividade é definida como o tempo em anos necessário para a total renovação da cobertura de uma amostra de floresta (HARTSHORN, 1990). A rotatividade de espécies e famílias, proporcionada pela entrada e saída de elementos da comunidade, esta foi apresentada por meio da relação de espécies e famílias recrutadas e ausentes por ocasião do segundo inventário.

Após os cálculos para populações, as espécies foram ordenadas por valor de importância (VI) estabelecido no novo inventário. O VI será obtido a partir da soma da densidade relativa, da dominância relativa e da frequência relativa de cada espécie.

Na análise da dinâmica da comunidade arbórea por classes de diâmetro, os indivíduos foram agrupados em classes de diâmetro com intervalos crescentes fechados à direita: 6,4 a 10, 10 a 20, 20 a 40, 40 a 80 e > 80 cm. Os intervalos crescentes das classes têm o objetivo de compensar o pequeno número de árvores com DAP \geq 30 cm, que geralmente é encontrado em florestas da área de estudo (SAITER *et al.*, 2011).

Para cálculos de taxas de dinâmica da comunidade arbórea foi utilizada a função *Forest.din* (HIGUCHI, 2017) e para cálculo de biomassa, a função *computeAGB* do pacote *BIOMASS* (REJOU-MECHAIN *et al.*, 2018). Através da inserção das coordenadas geográficas, tais pacotes refinam as equações baseadas nas fitofisionomias mais adequadas para região. Todas as análises serão realizadas pelo programa computacional R Project versão 3.3.5 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

4.6. Análises estatísticas

Para verificação da premissa de normalidade das distribuições dos dados, foi realizado o teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) e também diagnósticos visuais de gráficos e dos *quantis* normais (QQ/plot). Quando necessário, foram feitas transformações (quadráticas e raiz quadrada) nos dados a fim de atender a premissa de normalidade em dados que não seguem a distribuição normal, utilizando a função de máxima verossimilhança (boxcox, pacote MASS;

VENABLES & RIPLEY, 2002). Essas foram realizadas com objetivo de garantir a homocedasticidade dos dados.

A comparação entre os censos e transectos foram avaliadas através de *Anova repeated*. Quando houve diferença estatística, o teste Tukey ($p < 0.05$) (TukeyHSD, pacote base, R CORE TEAM, 2019) foi aplicado para identificar possíveis diferenças significativas na diversidade, nos parâmetros de estrutura da floresta (número de árvores e área basal) e BAS entre os três censos ($p \leq 0,05$). Os transectos foram considerados como réplicas para testes entre os censos. Para comparação dos transectos (áreas), os censos foram considerados réplicas.

Análises de regressão linear foram utilizadas para testar a relação entre a Densidade específica da madeira e acumulo de BAS.

A riqueza de espécies entre os anos foi avaliada através de curvas de rarefação (Bootstrap 1000 com Intervalo de 95 % confiança) para censo desse estudo.

5. RESULTADOS

5.1. Estrutura e Composição Florística

A tabela 1 apresenta os parâmetros básicos de riqueza, estrutura e diversidade da sinúsia arbórea da EBSL nos três censos (1992-1993, 2003-2004 e 2017-18), medidos ao longo dos 25 anos. Nela, observamos que o número de árvores decresceu do primeiro para o último censo, embora não tenha apresentado diferença estatística.

A área basal da floresta aumentou 1,6 m² no segundo censo (49,5 m²) em relação ao primeiro (47,9 m²). Entretanto, foi observada uma redução de cerca de 3 m² no último censo (46,5 m²) em relação ao segundo.

Tabela 1 – Estrutura arbórea da comunidade (DAP>6,4cm) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) em três áreas de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia – EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Censos	Número			Área basal (m ²)	Diversidade Shannon (H')	Equidade Pielou (J')
	Espécies	Famílias	Árvores			
1	385	64	2190	47,9	5,27	0,88
2	384	63	2176	49,5	5,23	0,89
3	408	70	2106	46,5	5,39	0,87

Quanto aos índices de diversidade de Shannon (H') e equidade de Pielou (j') foi observada um pequeno acréscimo no último censo, quando se observa maior número de espécies e famílias (Tabela 1), não apresentando diferenças significativas. De maneira geral, as curvas de rarefação (Figura 2) para os censos 1 (1992-93) e 2 (2003-04) indicam semelhanças entre estes e permitem inferir uma tendência de que as assíntotas de riqueza de espécies

estejam próximas de serem alcançadas. A sobreposição dos intervalos de confiança dos três censos demonstra que não existe diferença entre as riquezas dos censos.

Das 385 espécies amostradas no primeiro censo (Tabela 1, Apêndice 8 e 9), 15 estiveram ausentes no segundo censo, nesse mesmo período foram recrutadas outras 14 espécies que não estavam no censo inicial. No terceiro censo foram registradas ausência de 17 espécies, outras 43 foram recrutadas. No entanto, destas recrutadas, 23 espécies foram classificadas como morfoespécies (12 em nível taxonômico de gênero, 4 em família e 7 indeterminadas) devido à ausência de amostras em estado fértil.

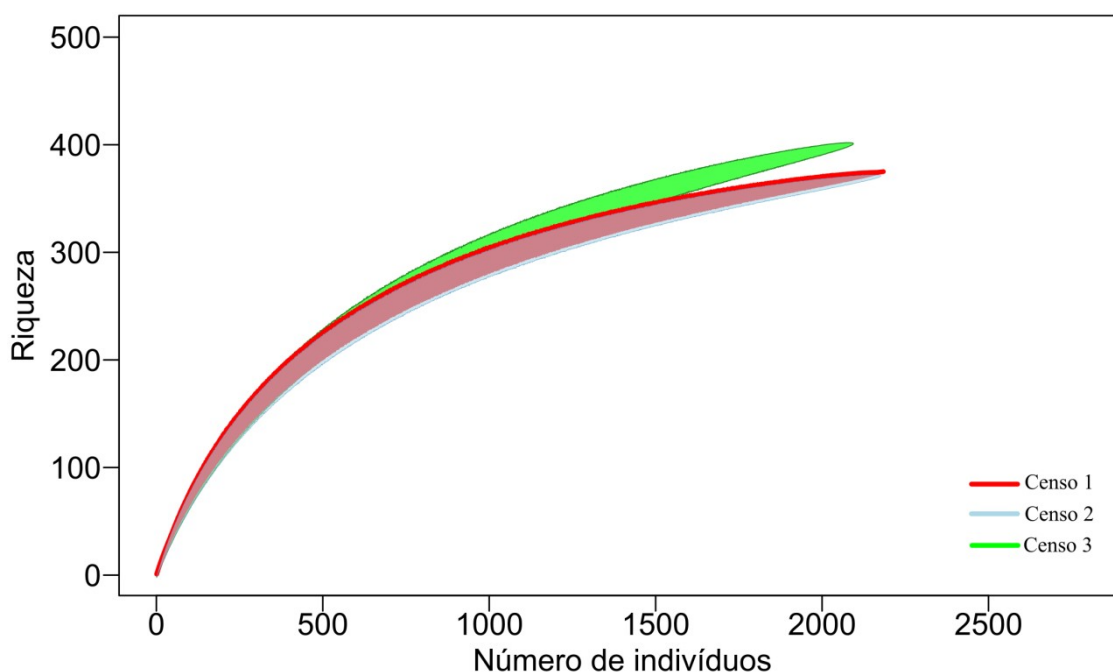


Figura 2 – Curva de rarefação da riqueza de espécies por número de indivíduos em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada da Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil, no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18).

No segundo censo, as famílias Solanaceae e Winteraceae, que eram representadas por apenas uma espécie cada (*S. sooretamum* Carvalho e *Drimys brasiliensis* Miers, respectivamente) estiveram ausentes, enquanto que Linaceae foi registrada pela primeira vez com a ocorrência de *Roucheria collumbiana* Hallier. Melastomataceae foi aquela com o maior número de espécies recrutadas, Myrtaceae apresentou o maior número de espécies

ausentes. Já no terceiro censo, apenas a família Connaraceae, representada por um único indivíduo de *Connarus detersus*, esteve ausente. Solanaceae, ausente no inventário anterior, foi recrutada. Além disso, outras sete famílias foram recrutadas no terceiro censo, entretanto, tais indivíduos estão classificados apenas como morfoespécies. Arecaceae foi a família que mais recrutou indivíduos (60), enquanto Lauraceae foi a que apresentou maior mortalidade (39 indivíduos).

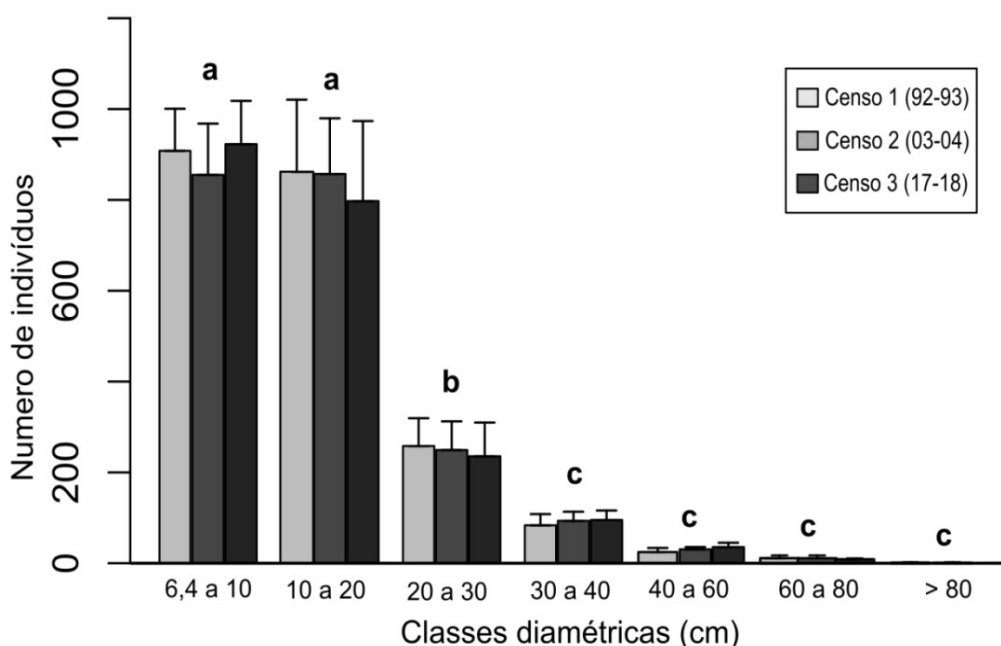


Figura 3 - Distribuição do número de indivíduos arbóreos por classes de diâmetro no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. As barras representam o desvio padrão em torno das médias, enquanto as letras, quando diferentes, indicam diferenças entre as classes em 25 anos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

A distribuição de número de indivíduos por classe diamétrica dos componentes arbóreos do fragmento para os três censos está apresentado na Figura 3. Nela podemos observar que o padrão da distribuição foi em formato de J-reverso, sem diferenças significativas entre os censos. Houve maior concentração de indivíduos nas duas menores classes diamétricas (6,4 a 20

cm), correspondendo no total cerca de 81% do total de indivíduos arbóreos que foram significativamente maiores que as demais classes de tamanhos. As demais classes diamétricas representaram os seguintes percentuais aproximados do total dos indivíduos: classe 20-30 cm, 12%; 30-40 cm, 4%; e classes 60-80 cm e > 80 cm juntas, 2%. Não encontramos diferenças significativas da distribuição de árvores entres classes com DAP \geq 30cm.

A classe de DAP > 80 cm foi ocupada por apenas uma grande árvore de *Caryocar edule* nos censos 1 e 2. No censo 3, tal árvore foi encontrada morta e, como será apresentado adiante, esse único evento foi notável na dinâmica da biomassa da sinúsia no intervalo de 25 anos.

5.2. Biomassa e Carbono Arbóreo Acima do solo

Não encontramos diferenças significativas ($P > 0,05$ *anova repeated*) entre os censos e na variação da BAS e do estoque de carbono ao longo de 25 anos para a floresta madura estudada. A distribuição da BAS e estoque de Carbono por censos estão apresentadas na Figura 4. Os valores médios de BAS e estoque de carbono nos censos 1, 2 e 3 foram, respectivamente, 448 $\text{Mg ha}^{-1} (\pm 85)$ e 211 (± 42) Mg C ha^{-1} , 471 $\text{Mg ha}^{-1} (\pm 64)$ e 223 (± 32) Mg C ha^{-1} , e 428 $\text{Mg ha}^{-1} (\pm 95)$ e 203 (± 64) Mg C ha^{-1} .

Observamos que os transectos 3 (topo de morro) e 2 (meia encosta) apresentaram variações pouco expressivas de BAS e estoque de C ao longo dos censos (Tabela 2). Por outro lado, o transecto 1 (fundo do vale), que vinha de um ganho de aproximadamente 50 Mg ha^{-1} BAS e 20 Mg C ha^{-1} estoque de C no censo 2, apresentou uma redução no censo 3 (cerca de 130 Mg ha^{-1} de BAS e 60 Mg C ha^{-1} de estoque de C em relação ao censo 2; ver Tabela 2).

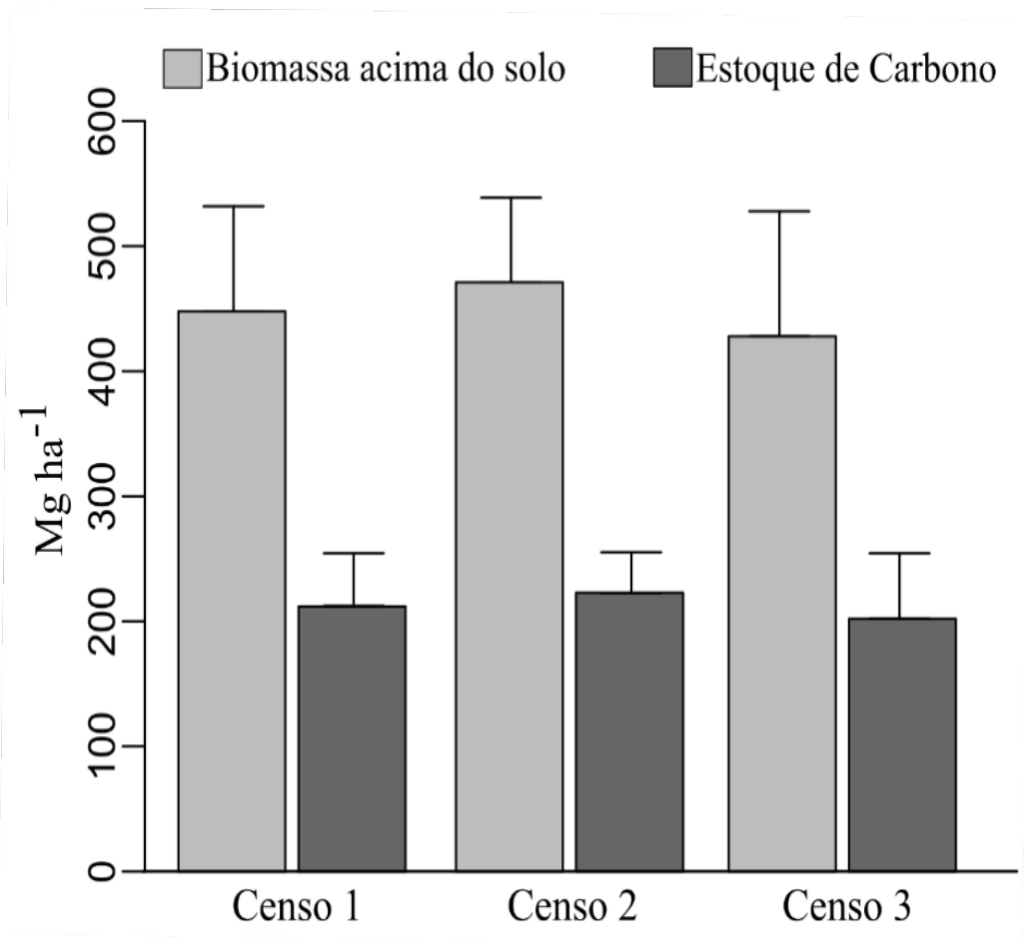


Figura 4 – Distribuição de biomassa acima do solo (BAS) de árvores (DAP \geq 6,4 cm) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. As barras representam o desvio padrão em torno das médias.

Além disso, podemos observar na Tabela 2 que o Transecto 1 e 2 (áreas com altitude mais similares) apresentaram valores semelhantes em BAS e estoque de C nos censos 1 e 2. Já o Topo de morro (Transecto 3) apresentou estoque de BAS e C cerca de 30% a mais que a média das duas áreas ao longo dos censos, sendo estatisticamente diferente das demais áreas.

Tabela 2 – Variação temporal média do estoque de Carbono e biomassa arbórea acima do solo no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) nas três áreas de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Áreas	Biomassa (Mg ha ⁻¹)			Estoque de Carbono (Mg ha ⁻¹)		
	Censo 1	Censo 2	Censo 3	Censo 1	Censo 2	Censo 3
Transecto 1 b	382,4	431,1	300,1	180,9	203,9	141,9
Transecto 2 b	386,9	414,6	414,1	183,1	196,1	195,9
Transecto 3 a	574,8	565,9	570,1	271,9	267,7	269,7
Total	448	471	428	211	223	203

Não encontramos mudanças de BAS significativas nas classes diamétricas ao longo dos anos (Figura 5). A distribuição da BAS por classe diamétrica ao longo dos três censos (Figura 5) indica que: [1] a menor classe de diâmetro (6,4-10 cm), embora possua cerca de 45% de todos os indivíduos amostrados em cada censo (Figura 3), acumula o menor valor de BAS dentre todas as classes ($\approx 19 \text{ Mg ha}^{-1}$), isto é, cerca de 4% da BAS total; [2] cerca de 65% da BAS total está concentrada em árvores com $\text{DAP} \leq 40 \text{ cm}$; [3] A classe de 20 a 30 cm de DAP foi a que concentrou a maior BAS do fragmento (25%) em 25 anos (115 Mg ha^{-1}). [4] A classe de DAP de 60 a 80 cm concentrou cerca de 12% da BAS total (55 Mg ha^{-1}). O único representante da classe de $\text{DAP} > 80 \text{ cm}$, *C. edule* Casar (representando cerca de 8% do total da BAS) foi registrado como morto no terceiro inventário. Dentro de cada classe diamétrica, não existem diferenças significativas de BAS entre censos.

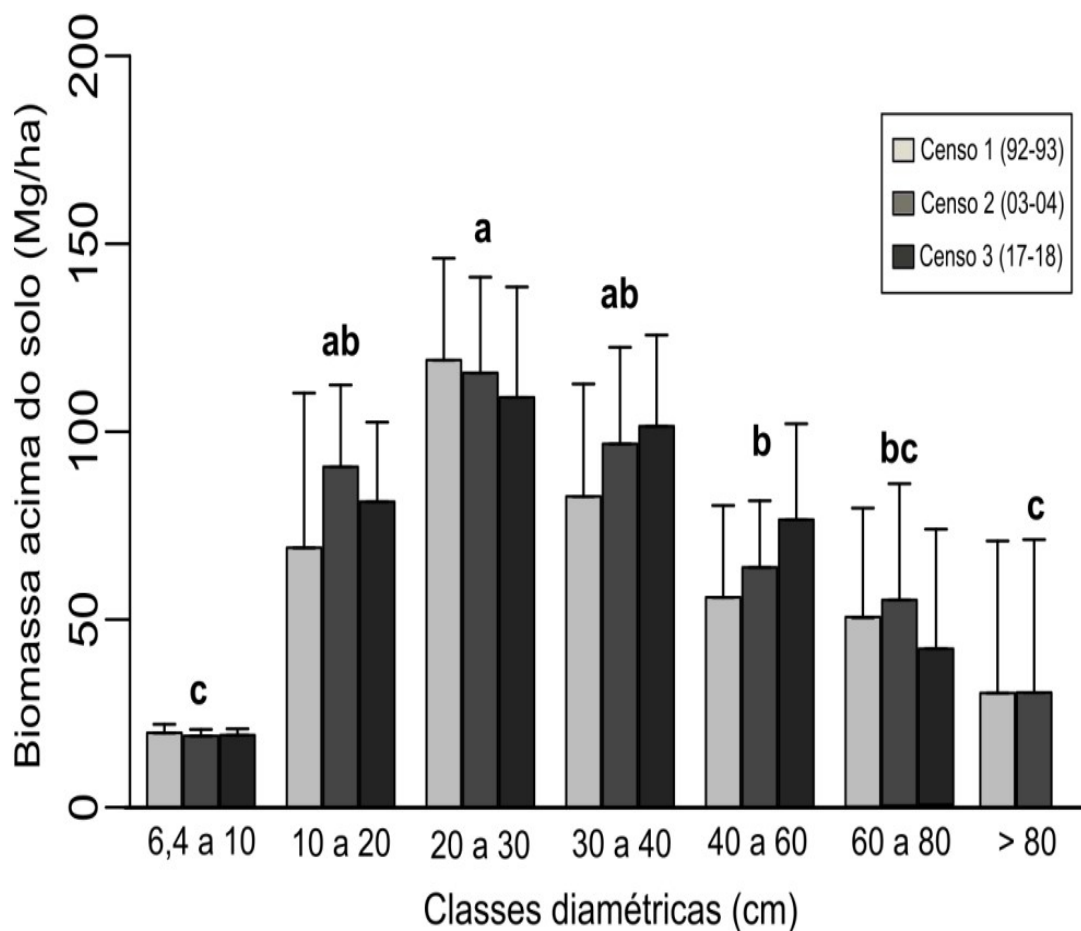


Figura 5 - Distribuição da Biomassa Acima do Solo (BAS, em Mg ha^{-1}) por classe diamétrica de indivíduos arbóreos no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) Floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. As barras representam o desvio padrão em torno das médias ($n=3$), enquanto as letras, quando diferentes, indicam diferenças entre as classes diamétricas tendo os censos como réplicas, pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$), $\text{CV} = 45,86$.

Os indivíduos foram agrupados em classes em função de sua densidade específica da madeira (DEM) e a distribuição das respectivas BAS está apresentada na Figura 6. Nela observamos uma pequena contribuição na BAS das palmeiras. Aproximadamente 35% da BAS do fragmento estão alocadas em indivíduos em uma única classe cuja DEM está compreendida entre 0,6 a 0,7 g.cm^{-3} . Outros 35% da BAS estão alocadas nos indivíduos pertencentes às três classes de DEM acima de 0,7 g.cm^{-3} .

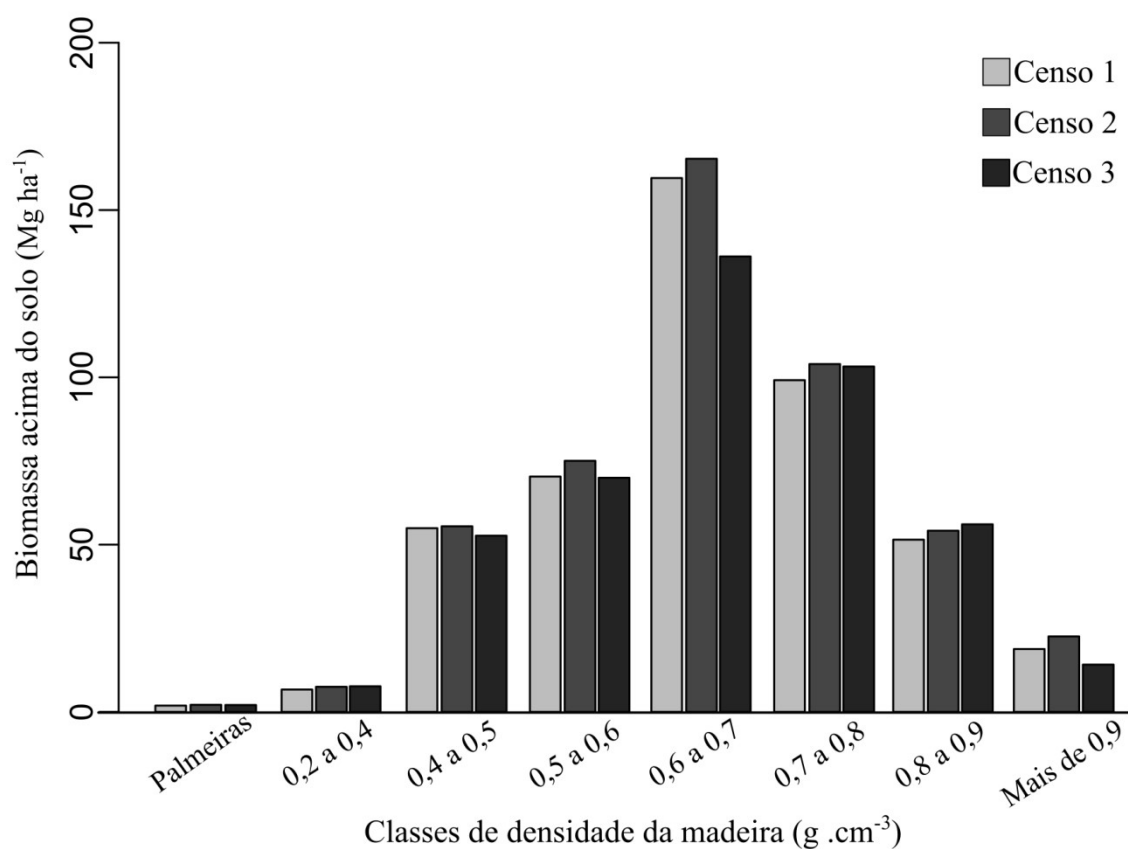


Figura 6 – Distribuição da biomassa acima do solo (BAS) de árvores (DAP \geq 6,4 cm) em classes de densidade específica da madeira de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia – EBSL, Espírito Santo, Brasil. Dados obtidos a partir de inventários florestais realizados no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18).

A Tabela 3 apresenta a abundância, BAS e Δ BAS para as 20 espécies com maior VI no censo 3. Juntas, tais espécies acumularam 25-30% da BAS total nos três censos. No censo 2, apenas *Mezilaurus gabriantha* apresentou redução de BAS. No censo 3, redução de BAS foi notada em *E. edulis*, *Ocotea aciphylla*, *Ecclinusa ramiflora*, *M. gabriantha* e *Inga capitata*. No segundo censo, a mudança da BAS (Δ BAS) foi positiva, com acréscimo de aproximadamente 25 Mg ha⁻¹. No último censo a mudança foi negativa (Δ BAS= -43 Mg ha⁻¹) (Tabela 3).

Embora *E. edulis*, seja a espécie com maior abundância e VI em todos os censos (ver Tabela 3), ela contribui com apenas cerca de 0,3% na BAS total. A segunda espécie mais importante da floresta foi *O. aciphylla*, acumulando cerca de 2% da BAS total. Tal espécie apresentou acréscimo de 20% em BAS entre os censos 1 e 2, mesmo com a morte de oito (cerca de 9%) dos indivíduos. No censo 3, houve perda de mais sete indivíduos, mas a BAS se manteve praticamente estável (redução < 1%), indicando que a BAS perdida com as mortes foi compensada pelo crescimento em diâmetro dos sobreviventes. *Eriotheca macrophylla* e *Humiriastrum spiritus-sancti*, espécies que ocupam, respectivamente, a terceira e quarta posições no ranking de VI, alcançaram os dois primeiros postos no ranking de distribuição de BAS por espécie no censo 3 (Apêndice 5 e Figura 6). Isso se deve ao fato de tais espécies terem aumentado suas participações na BAS total ao longo de 25 anos, de 1,1% para 1,7% em *E. macrophylla* e de 5% para 10% em *H. spiritus-sancti*. Outras espécies apresentaram importantes alterações em seus valores de BAS. *G. venosa* apresentou um expressivo aumento de BAS (> 35%) entre os censos 2 e 3. *P. bangii*, *S. bifida*, *Micropholis venulosa* e *Ocotea* sp3 acumularam ganhos de BAS superiores a 20% em cada intervalo entre censos, juntas, essas espécies incrementaram de cerca de 5 Mg ha⁻¹ em 2017. *Ecclinusa ramiflora* e *Inga capitata*, que acumularam ganhos de BAS entre os censos 1 e 2 (8,82% e 26,75%, respectivamente), aferiram perdas de 15% e 7%, respectivamente, entre os censos 2 e 3. *M. gabriantha* e *U. sancta-teresae* apresentaram sucessivas reduções de BAS no período de 25 anos.

Tabela 3 - Dinâmica da biomassa acima do solo (BAS) das 20 espécies com maior valor de importância (VI) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil

Espécies	Abundância			BAS (Mg/ha)			Δ BAS (Mg/ha)		Mudança BAS (%)	
	Censo 1	Censo 2	Censo 3	Censo 1	Censo 2	Censo 3	Censo 1-2	Censo 2-3	Censo 1-2	Censo 2-3
<i>Euterpe edulis</i>	170	204	194	1,24	1,43	1,38	0,19	-0,05	14,98	-3,73
<i>Ocotea aciphylla</i>	85	77	70	6,27	7,60	7,57	1,34	-0,03	21,38	-0,44
<i>Eriotheca macrophylla</i>	53	50	53	11,41	11,54	11,74	0,13	0,20	1,10	1,76
<i>Humiriastrum spiritu-sancti</i>	19	18	19	14,20	14,91	16,46	0,71	1,54	5,03	10,35
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	43	41	34	5,92	6,44	5,56	0,52	-0,87	8,72	-13,57
<i>Coussapoa microcarpa</i>	21	19	19	7,38	8,83	9,36	1,45	0,53	19,67	6,06
<i>Mezilaurus glabriantha</i>	43	41	37	5,01	4,83	4,74	-0,18	-0,09	-3,55	-1,85
<i>Guapira venosa</i>	22	23	33	1,91	1,90	2,55	-0,01	0,64	-0,42	33,93
<i>Unonopsis sancta-teresae</i>	45	44	36	1,84	1,83	1,60	-0,01	-0,23	-0,33	-12,81
<i>Virola gardneri</i>	13	15	15	7,52	8,29	9,10	0,77	0,81	10,26	9,73
<i>Pouteria bangii</i>	22	23	24	5,69	6,88	8,29	1,19	1,41	21,01	20,45
<i>Guapira opposita</i>	26	28	26	3,37	3,47	4,09	0,10	0,62	2,97	17,86
<i>Siparuna bifida</i>	17	21	29	1,39	1,74	2,20	0,35	0,46	25,09	26,73
<i>Micropholis venulosa</i>	15	15	14	6,68	8,17	9,96	1,49	1,79	22,38	21,91
<i>Pseudoxandra spiritus-sancti</i>	14	13	12	5,00	5,54	6,56	0,54	1,02	10,81	18,50
<i>Ocotea sp3</i>	17	17	16	3,09	3,83	4,80	0,73	0,98	23,70	25,57
<i>Inga capitata</i>	22	25	22	1,52	1,93	1,79	0,41	-0,14	26,75	-7,06
<i>Sloanea guianensis</i>	17	16	16	5,76	6,25	7,07	0,49	0,82	8,50	13,08
<i>Ocotea divaricata</i>	12	11	10	6,57	6,98	8,01	0,41	1,03	6,29	14,69
<i>Ormosia ruddiana</i>	16	14	12	5,57	5,72	6,22	0,15	0,51	2,65	8,86
Outras	1498	1461	1415	340,8	353,9	298,9	14,7	-55		
Total	2190	2176	2106	448,1	471,6	428,3	25,5	-37,6		

Na coluna de Δ BAS, os valores negativos significam perda de BAS e os valores positivos significam ganho de BAS.

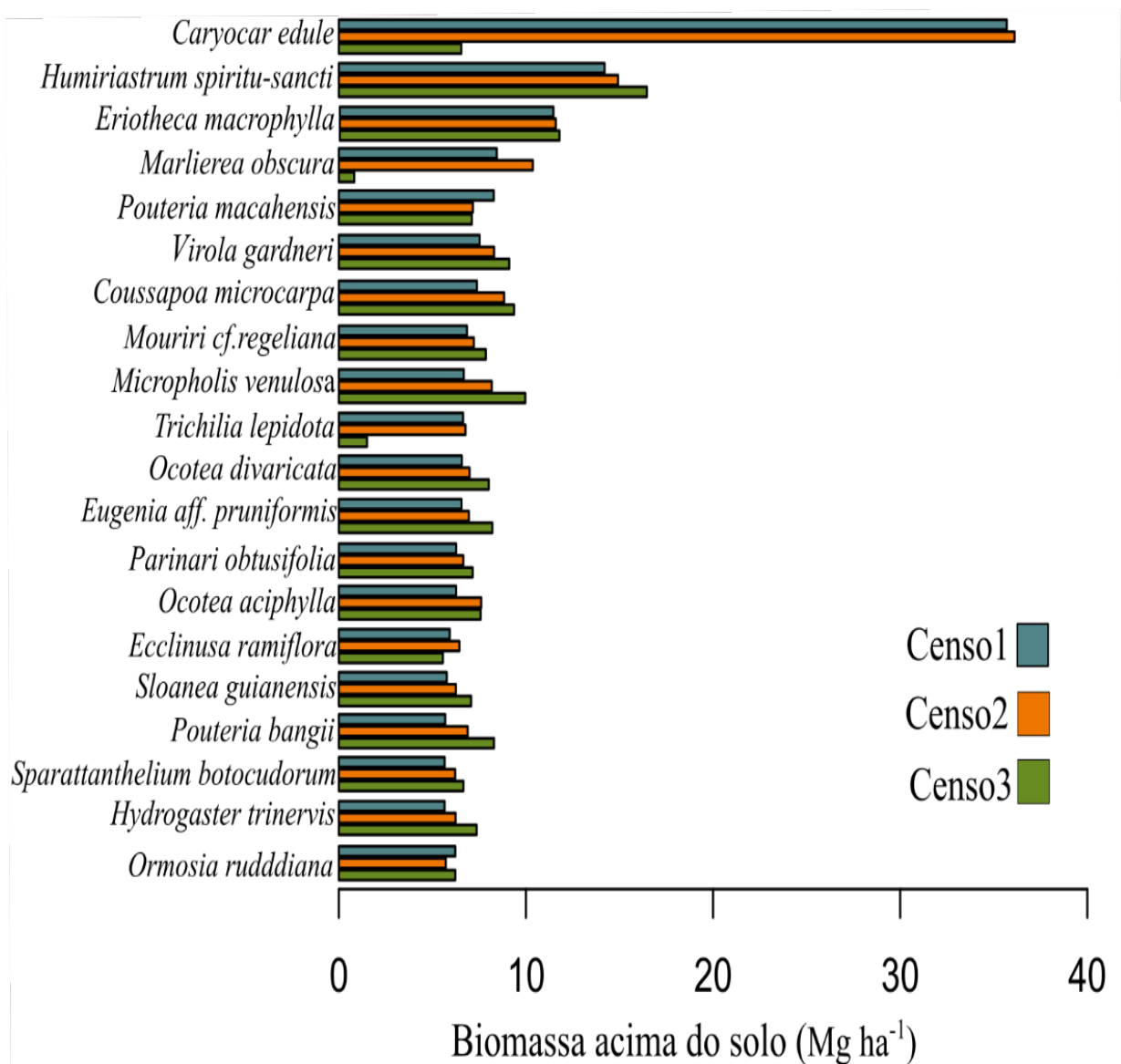


Figura 7 – Taxas de dinâmica da comunidade de árvores ($\geq 6,4$ cm DAP) em termos do número de indivíduos ao entre os censos 1 (1992-93) e 2 (2003-04) e os censos 2 (2003-4) e 3 (2017-18) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil.

As vinte espécies com maior BAS corresponderam a aproximadamente 40% da BAS total da floresta. No censo 1, tais espécies concentraram cerca de 173 Mg ha^{-1} , no censo 2 cerca de 185 Mg ha^{-1} e no censo 3 cerca de 152 Mg ha^{-1} (Apêndice 5). Esse grupo de espécie tem contribuição substancial para a dinâmica da BAS da floresta, uma vez que foram responsáveis por cerca de 55% do saldo positivo do censo 2 e aproximadamente 80% do saldo negativo do censo 3.

Destaque deve ser dado a *C. edule*, a espécie com maior contribuição para a BAS da floresta nos censos 1 e 2 (cerca de 8% do BAS total), mas que apresentou queda expressiva de BAS (cerca de 30 Mg ha⁻¹) no censo 3 em decorrência da morte por queda da maior árvore amostrada na floresta (DAP = 135,8 cm) (Figura 7). Situação semelhante ocorreu com a população de *M. obscura*, a quarta espécie com maior contribuição para a BAS total, que apresentou uma perda substancial de BAS (92%, cerca de 10 Mg ha⁻¹) no censo 3 como resultado da morte de um indivíduo de grande porte (DAP = 71,6 cm). No caso de *Trichilia lepidota*, a grande perda de BAS (cerca de 77%) no mesmo censo foi uma consequência de morte de quatro indivíduos. Essas três espécies comentadas acima responderam por quase toda a perda de BAS no censo 3. Por outro lado, as demais espécies pertencentes ao grupo das 20 espécies com maior contribuição para a BAS total acumularam ganhos de cerca de 20% no censo 2 e de 15% no censo 3.

5.3. Dinâmica da sinúsia arbórea

As taxas anuais da dinâmica da comunidade de árvores e área basal (%ano⁻¹) para mortalidade entre os censos 1 e 2 (M_2) e entre os 2 e 3 (M_3), recrutamento entre os censos 1 e 2 (R_2) e entre os 2 e 3 (R_3), mudança, rotatividade e mudança de BAS estão apresentadas nas Figuras 8 e 9. A mortalidade (239) e o recrutamento (225) no censo 2 ($M_2 = 0,99\% \text{ ano}^{-1}$ e $R_2 = 0,98\% \text{ ano}^{-1}$) apresentaram maior equilíbrio entre si, fruto da redução pouco expressiva de apenas 14 indivíduos. Registramos a redução de 73 indivíduos no intervalo de 14 anos entre os censos 2 e 3. Isso ocorreu porque 388 indivíduos morreram ($M_3 = 1,37\% \text{ ano}^{-1}$), mas somente 315 indivíduos foram recrutados ($R_3 = 1,14\% \text{ ano}^{-1}$). A taxa média anual de rotatividade nesse período foi de 1,27% ano⁻¹. Em contraposição, no que se refere à BAS, nos intervalos entre os censos 1 e 2, a taxa média anual de rotatividade foi positiva (0,55 %ano⁻¹), enquanto no intervalo entre censos 2 e 3 a mudança foi negativa (-0,83 % ano⁻¹) (Figura 8).

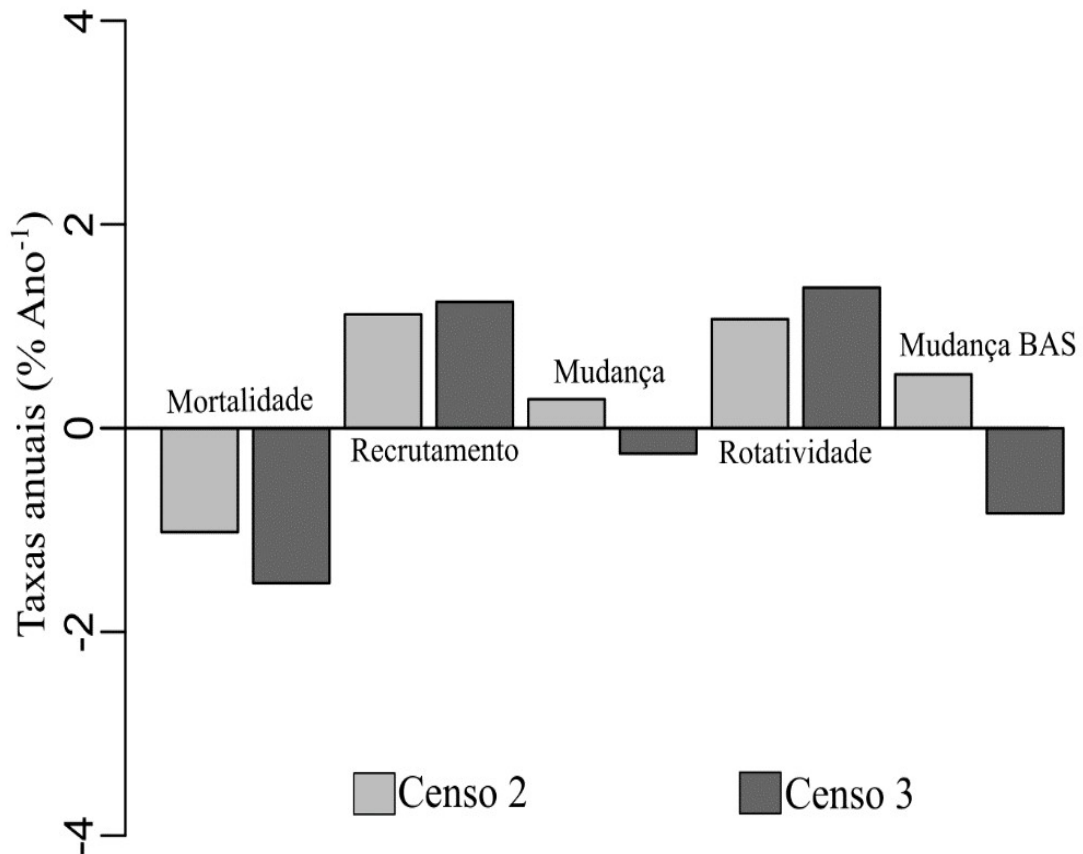


Figura 8 – Taxas de dinâmica da comunidade de árvores ($\geq 6,4$ cm DAP) em termos do número de indivíduos entre os censos 1 (1992-93) e 2 (2003-04) (Censo 2), e os censos 2 (2003-4) e 3 (2017-18) (Censo 3) de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. Taxa de mortalidade, taxa de recrutamento, mudança, rotatividade em número de indivíduos e mudança de BAS (% ano⁻¹).

No censo 2, as taxas de perda (0,94) e de ganho (1,33%) de área basal resultaram em uma rotatividade de 1,13% ano⁻¹. No censo 3, a taxa de perda aumentou para 1,47% ano⁻¹, a taxa de ganho reduziu para 1,18 % ano⁻¹, e a taxa de rotatividade aumentou para 1,31% ano⁻¹.(Figura 8).

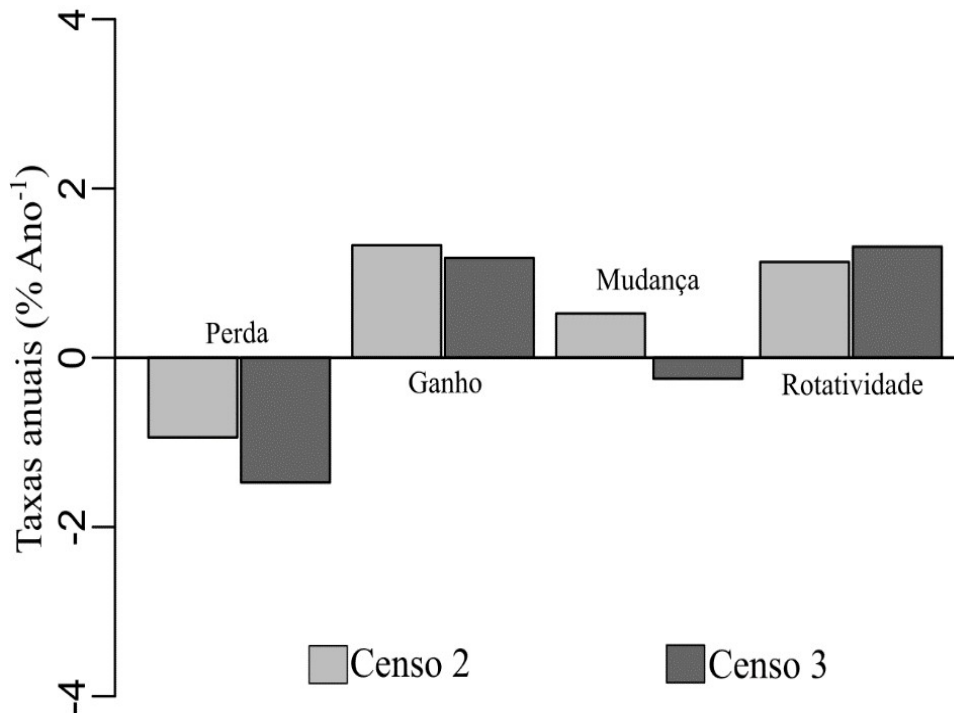


Figura 9 – Taxas de dinâmica de área basal da comunidade de árvores ($\geq 6,4$ cm DAP) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. Taxa de perda, taxa de ganho, mudança, rotatividade e mudança (% ano-1).

Embora os sobreviventes tenham aumentado sua área basal 14 anos após o censo 2 e que o recrutamento de novos indivíduos tenha incrementado cerca de $1,60 \text{ m}^2$ na floresta, a mortalidade dos indivíduos provocou a redução de cerca de $9,3 \text{ m}^2$ na área basal total. Desse total perdido, $1,4 \text{ m}^2$ corresponde à morte de apenas um indivíduo de *C. edule*. O incremento de área basal por recrutamento no censo 3 ($1,60 \text{ m}^2$) foi cerca de 70% maior ($1,60 \text{ m}^2$) do que aquele registrado no censo 2 ($0,96 \text{ m}^2$), entretanto, a redução pela mortalidade para o mesmo período foi cerca duas vezes maior (Tabela 4).

As Figuras 10 e 11 apresentam, respectivamente, as mudanças em número de indivíduos (Figuras 10) e área basal (Figura 11) das populações divididas em classes de mudança. Na Figura 9 podemos observar que a floresta pouco mudou ao longo de 11 anos (Censo 2 - intervalo entre os censos 1 e 2), quando mais de 50% das espécies mantiveram seus números de indivíduos. Entretanto, no intervalo entre os censos 2 e 3

(Censo 3) menos da metade das espécies (cerca de 40%) mantiveram seu número de indivíduos.

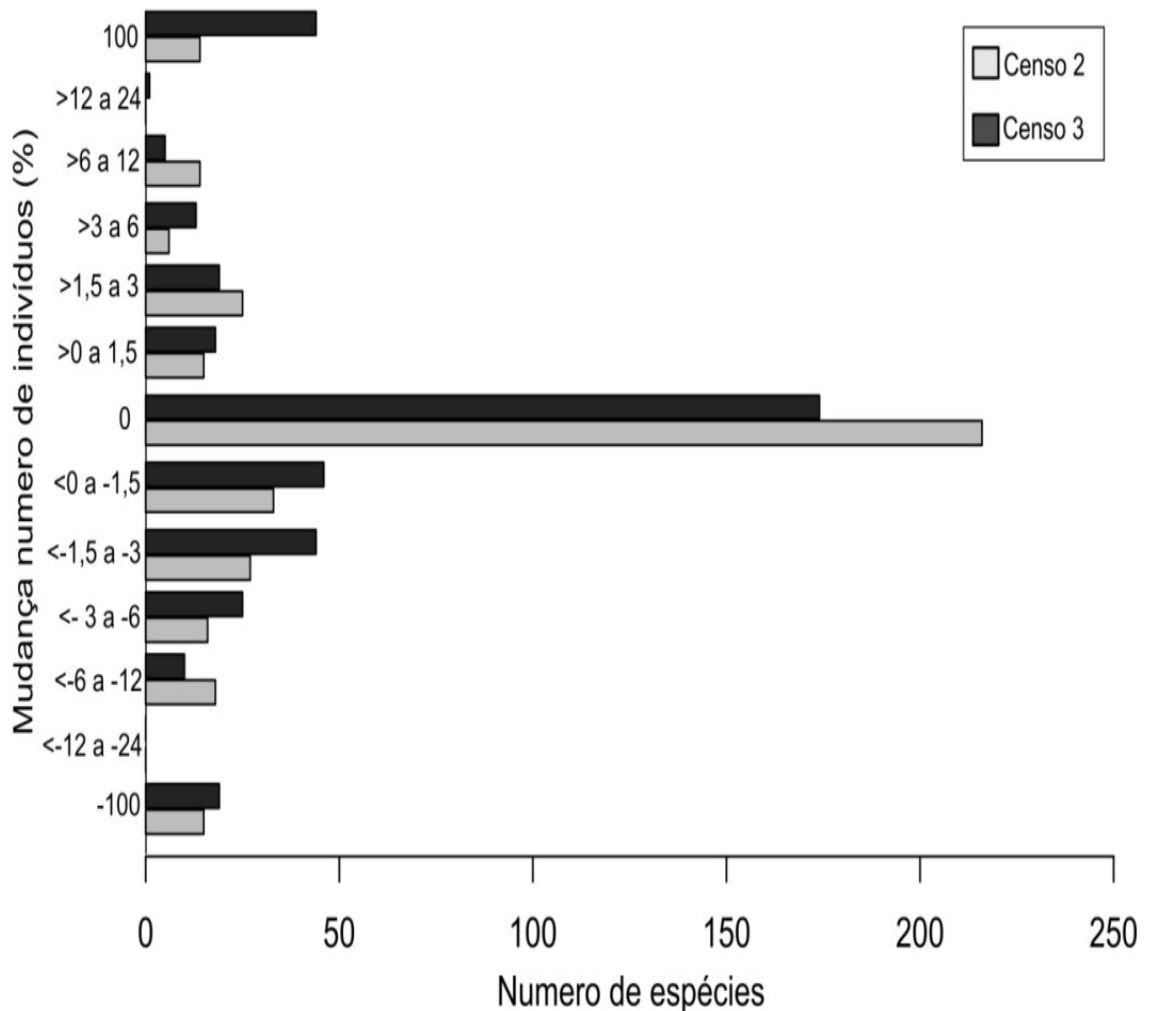


Figura 10 - Distribuição de número de espécies por classes de mudança em número de indivíduos nos intervalos entre os censos 1 e 2 (Censo 2, 11 anos) e os censos 2 e 3 (Censo 3, 14 anos) em 1,02 ha de floresta ombrófila densa na Estação Biológica de Santa Lúcia - – EBSL, Espírito Santo, Brasil. As classes “100% e – 100%” correspondem às espécies recrutadas e ausentes nos censos 2 ou 3.

Dentre as espécies que apresentaram mudança de área basal, de maneira geral, (Figura 11), na maioria destas foi registrado diminuição ao longo do intervalo de 14 anos (censo 3). O número de espécies que não apresentaram mudança no censo 3 foi cerca de 20% menor do que aquelas em igual situação no censo 2.

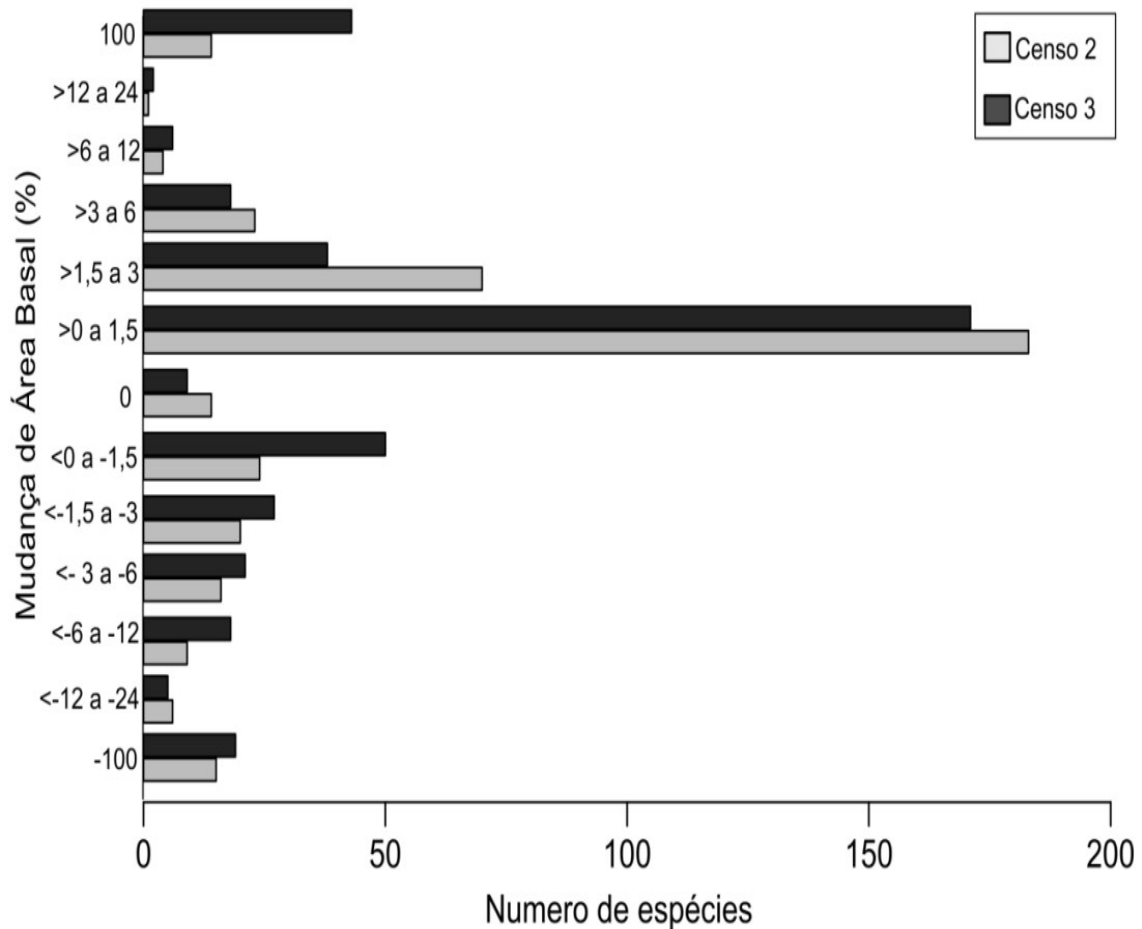


Figura 11 – Distribuição de número de espécies por classes de taxas anuais de mudança de Área Basal (AB), após 11 e 14 anos (intervalos entre os censos) em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. As classes “100% e – 100%” correspondem às espécies recrutadas e ausentes na presente pesquisa, respectivamente.

Em ambos os censos, cerca de 50% das espécies apresentaram crescimento AB de até 1,5% ano⁻¹ (Figura 11). Observamos que, com exceção da classe “<-12 a -24%” que apresentou redução de uma espécie no presente estudo (eram 6 no censo 2), houve um aumento do número de espécie em todas as classes de taxas de decréscimo de AB. Com exceção das classes com mudança acima de 6%, representado por 49 espécies no censo 3, observamos reduções do número de espécies que apresentaram taxas anuais de ganho de AB no presente estudo (Figura 12).

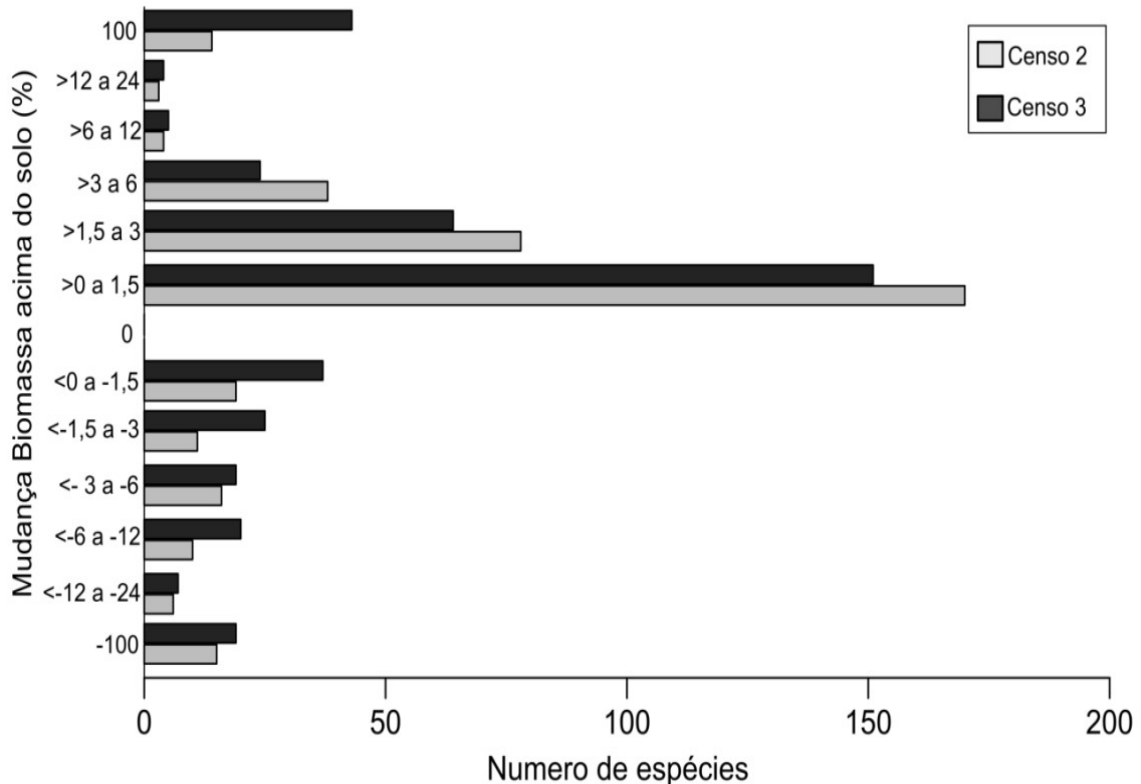


Figura 12- Distribuição de espécies por classes de taxas anuais de mudança de Biomassa Acima do Solo (BAS), nos intervalos entre os censos 1 e 2 (Censo 2, 11 anos) e os censos 2 e 3 (Censo 3, 14 anos) em 1,02 ha de floresta ombrófila densa na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil. As classes “100% e –100%” correspondem às espécies recrutadas e ausentes no presente estudo, respectivamente.

As mudanças da BAS ao longo dos 3 censos estão apresentadas na Figura 12. Podemos observar que, de maneira geral, houve maior incremento do que decréscimo entre as espécies no intervalo de 11 anos (Censo 2). Além disso, a maioria das espécies apresentou redução de BAS no terceiro censo, comparado com o segundo. No Censo 2, cerca de 45% das espécies apresentaram incremento de BAS entre 0 a 1,5%, enquanto para o censo 3, essa classe é representada por cerca de 38% do total de espécies. Reduções também foram observadas nas classes de ganhos de BAS até 6% ano⁻¹ (pelo menos 15 espécies a menos por cada classe). Além disso, de acordo com a Figura 10, observamos que todas as classes negativas apresentaram aumento do número de espécies no censo 3. Destaque deve ser dado as classes de “<0 a -1,5; <-1,5 a -3 e; <-6 a -12 %”, as quais foram incrementadas em quase 50%.

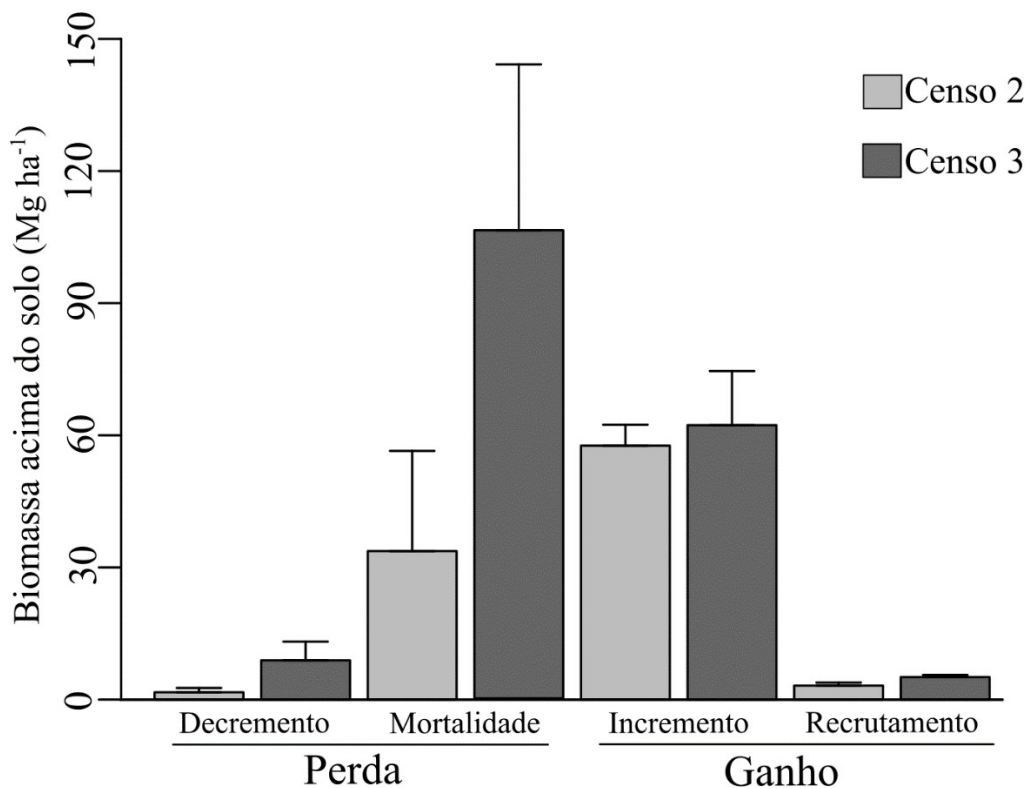


Figura 13 – Parâmetros da dinâmica da Biomassa Acima do Solo (Mg ha⁻¹) dos indivíduos arbóreos ao longo de 14 anos (dois censos, 2003-04, 2017-18) de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia -EBSL, Espírito Santo, Brasil. As barras representam o desvio padrão em torno das médias.

A Figura 13 apresenta os dados de decremento, incremento, recrutamento e mortalidade de BAS dos censos. Nela observamos, que há diferenças estatísticas entre a mortalidade e o recrutamento nos dois censos e que a BAS perdida pela mortalidade é marginalmente maior no censo 3 em relação ao censo 2. A BAS perdida pela mortalidade é incorporada no incremento.

A dinâmica das 20 espécies de maior contribuição na BAS está descrita na Tabela 4. A dinâmica das 100 espécies com maior VI no terceiro censo está descrito no Apêndice 9. *E. edulis* se manteve como a espécie mais importante do fragmento (VI=16,907), sendo a espécie mais abundante em ambos censos e a que mais registrou morte e recrutamento de indivíduos (m=59 e r=49). A taxa de mortalidade apresentou um pequeno aumento em relação à de recrutamento, propiciando uma taxa de

mudança anual de -0,36%, sendo esta redução também acompanhada pela taxa de mudança anual de área basal (-0,34) no último censo.

Após um intervalo de 14 anos entre o segundo e o terceiro censo, algumas espécies apresentaram uma tendência de recrutamento muito maior que mortalidade. *Guapira venosa*, cujo VI é de 3,97, recrutou 13 indivíduos gerando uma taxa de recrutamento e ganho de AB de cerca de 55% e 35%, respectivamente; *Siparuna bífida* com VI de 3,42 registrou inclusão de nove recrutas a uma taxa de cerca de 45%; *Lacistema robustum* (VI= 2,49), recrutou 13 indivíduos a uma taxa anual de 4,83% (81% em 14 anos), culminando no ganho de mais de 65% de AB. Estas espécies estão entre as 21 maiores VI do fragmento (Apêndice 8).

Algumas espécies apresentaram altas taxas de recrutamento de 5 indivíduos e nenhuma morte registrada, *Quiina glaziovii* (VI= 1,39) dobrou sua abundância neste último censo (taxa de $r = 100\%$), porém o ganho em AB foi de cerca de 30%. *Miconia capixaba*, espécie endêmica do Estado do Espírito Santo, cujo VI é de 1,19, apresentou taxa de recrutamento de mais de 140% e ganho de AB próximo de 80% em relação ao segundo censo. *Geonoma schotiana* (VI=2,17) também apresentou elevada taxa de recrutamento (50%), no entanto, diferente das espécies acima citadas, também apresentou elevada taxa de mortalidade (cerca de 25%) (Apêndice 8).

Outras espécies apresentaram altas taxas de mortalidade de 6 indivíduos e nenhum recrutamento, *Ecclinusa ramiflora* (VI= 4,46) apresentou redução de indivíduos e AB em torno de 15%. *Guapira obtusata* (VI=2,44) apresentou taxa de mortalidade de cerca de 30% ($m=7$), no entanto a redução de AB foi de menos de 7% (Apêndice 9). Com cinco indivíduos mortos e o recrutamento de apenas um, *Vochysia santaluciae* (VI= 1,27) apresentou taxa de mudança de número de árvores e AB de cerca de -30%. *Myrsine umbellata* (VI= 1,29), registrou apenas a morte de um indivíduo, no entanto a taxa de perda de AB foi de cerca de 95% (Apêndice 8). Outra espécie que apresentou elevada taxa de redução de AB ($-7,85\% \text{ ano}^{-1}$) e de número de indivíduos ($-2,25\% \text{ ano}^{-1}$) foi *T. lepidota* (VI= 1,20), cuja a morte de quatro indivíduos resultou na taxa de perda de aproximadamente 130%, tal espécie se figura como a décima em contribuição da BAS no fragmento (Apêndice 8). A espécie de maior contribuição da BAS até o censo 2 no fragmento era *C. edule* que não registrou nenhum recruta, registrando a mortalidade de um indivíduo de grande porte, culminando na taxa de mudança de área basal de $-10\% \text{ ano}^{-1}$.

Tabela 4 – Dinâmica das 20 espécies com maior contribuição na Biomassa Acima do Solo no intervalo 14 anos (entre 2003-2004 e 2017-2018) em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil. m= mortas; r= recrutas; ML= Mudança líquida; Turn= Turnover.

Espécie	VI		Numero de árvores							Área basal (m ²)								
	Valor	Ranking	Censo 2	m	r	Censo 3	Taxas (% ano)			Turn (%)	Censo 2	m	r	Censo 3	Taxas (% ano)			Turn (%)
							m	r	ML						Perda	Ganho	ML	
<i>Caryocar edule</i>	0.91	92	2	1	0	1	4.83	0.00	-4.83	2.42	1,762	1,437	0.000	0.371	11.38	0.95	-10.53	6.17
<i>Humiriastrum spiritus-sancti</i>	4.56	4	18	0	1	19	0.000	0.390	0.390	0.190	1.189	0.000	0.103	1.304	0.040	0.690	0.660	0.360
<i>Eriotheca macrophylla</i>	8.10	3	50	8	11	53	1.240	1.650	0.420	1.440	1.507	0.171	0.050	1.520	0.850	0.910	0.060	0.880
<i>Marlierea obscura</i>	0.06	127	4	1	2	5	0.020	0.029	0.016	0.025	0.463	0.403	0.007	0.073	0.136	0.002	-0.123	3.754
<i>Pouteria macahensis</i>	2.17	27	14	2	0	12	1.100	0.000	-1.100	0.550	0.472	0.033	0.000	0.457	0.510	0.280	-0.230	0.390
<i>Virola gardneri</i>	3.74	10	15	0	0	15	0.000	0.000	0.000	0.000	0.955	0.000	0.000	1.039	0.000	0.600	0.600	0.300
<i>Coussapoa microcarpa</i>	4.32	6	19	1	1	19	0.390	0.390	0.000	0.390	1.063	0.021	0.006	1.117	0.220	0.570	0.360	0.390
<i>Mouriri cf. regeliana</i>	1.65	44	6	0	0	6	0.000	0.000	0.000	0.000	0.468	0.000	0.000	0.502	0.000	0.490	0.500	0.250
<i>Micropholis venulosa</i>	3.18	14	15	1	0	14	0.490	0.000	-0.490	0.250	0.713	0.005	0.000	0.826	0.050	1.090	1.060	0.570
<i>Trichilia lepidota</i>	1.2	61	11	4	1	8	3.180	0.950	-2.250	2.060	0.542	0.114	0.021	0.173	9.320	1.600	-7.850	5.460
<i>Ocotea divaricata</i>	2.58	19	11	1	0	10	0.680	0.000	-0.680	0.340	0.645	0.012	0.000	0.716	0.140	0.890	0.760	0.520
<i>Eugenia aff Pruniformis</i>	2.03	29	9	1	0	8	0.840	0.000	-0.840	0.420	0.492	0.005	0.000	0.556	0.070	0.930	0.870	0.500
<i>Parinari obtusifolia</i>	1.44	48	4	0	0	4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.445	0.000	0.000	0.474	0.000	0.460	0.460	0.230
<i>Ocotea aciphylla</i>	8.71	2	77	14	7	70	1.420	0.750	-0.680	1.090	1.240	0.239	0.032	1.212	1.570	1.390	-0.180	1.480
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	4.46	5	40	6	0	34	1.150	0.000	-1.150	0.580	0.782	0.153	0.000	0.670	1.890	0.810	-1.090	1.350
<i>Sloanea guianensis</i>	2.63	18	16	0	0	16	0.000	0.000	0.000	0.000	0.505	0.000	0.000	0.556	0.000	0.710	0.710	0.350
<i>Pouteria bangii</i>	3.65	11	23	0	1	24	0.000	0.300	0.300	0.150	0.597	0.000	0.004	0.697	0.000	1.110	1.120	0.550
<i>Sparattanthelium botocudorum</i>	1.37	53	3	0	0	3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.459	0.000	0.000	0.490	0.000	0.460	0.470	0.230
<i>Hydrogaster trinervis</i>	1.07	77	1	0	0	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.389	0.000	0.000	0.447	0.00	0.99	1.00	0.50
<i>Ormosia ruddiana</i>	2.51	14	14	3	1	12	1.710	0.620	-1.100	1.160	0.555	0.019	0.003	0.588	0.240	0.660	0.420	0.450

6. DISCUSSÃO

6.1. Estrutura Florestal e Composição Florística

Os processos dinâmicos de mortalidade e recrutamento vêm promovendo variações na estrutura da sinúsia arbórea na EBSL. No que se refere à densidade de árvores, os dados apresentados indicam uma gradativa redução desse parâmetro ao longo de 25 anos (Tabela 1 e Apêndice 2). O fragmento vem reduzindo a densidade arbórea ao longo de 25 anos, onde a redução de 14 indivíduos após 11 anos do primeiro inventário foi inferior à redução encontrada no último censo (70 indivíduos). Conquanto seja resultado de uma gradual redução, a atual densidade arbórea do fragmento é maior que as reportadas em muitos estudos sobre estrutura de florestas ombrófilas preservadas na Mata Atlântica (DRUMOND & MEIRA NETO, 1999; ARAÚJO, 2000; CARVALHO & NASCIMENTO, 2009; JOLY et al., 2012; IMAÑA-ENCINAS et al., 2012; SILVESTRE et al. 2012; OLIVEIRA et al., 2013; MARTINS et al., 2017; VILLANOVA, 2019; PESSOA & ARAÚJO, 2020) (Tabela 5). Entretanto, vale ressaltar que o DAP mínimo de inclusão deste trabalho (6,4 cm) é menor do que o de alguns trabalhos realizados. Ainda se excluirmos os indivíduos menores de nossas análises, utilizando apenas indivíduos com $DAP \geq 10$ cm, como na maioria dos inventários de árvores na Mata Atlântica, a densidade de 1172 indivíduos/ha registrada da EBSL supera a maioria daquelas registradas nos estudos citados.

A diversidade manteve-se elevada ($H' > 5,23-5,39$) destacando-se como uma das maiores já registradas para a Mata Atlântica, por exemplo, Gomes et al. 2003, Pessoa & Araújo (2014, 2020), Oliveira et al. (2013), Carvalho (2016), Reis (2018) (Tabela 5). Estes elevados índices de diversidade encontrados na EBSL são maiores inclusive do que os reportados por Oliveira et al. (2008) para florestas Amazônicas. Essa diversidade é marcada, geralmente, por forte heterogeneidade ambiental, tal como relatado por Pagano et al. (1995), onde a maioria das espécies são representados por poucos indivíduos.

Tabela 5 - Aspectos florísticos e estruturais do presente estudo e comparação com outros trechos de Floresta ombrófila densa (FOD) da Mata Atlântica. Método de parcelas adotado em todos os estudos. Local, fitofisionomia, altitude e área. DAP – limite de inclusão diamétrica dos indivíduos arbóreos, NI – número de indivíduos, AB – área basal, H' – índice de diversidade de Shannon, J – índice de equabilidade.

Área de Estudo	Fitofisionomia	Altitude	DAP	Área	NI	AB	H'	J'	Referências
Estação Biológica Santa Lúcia - ES	FOD submontana	650-855	6.4	1.02	2095	46.43	5.27	0.88	Presente estudo
Estação Biológica Santa Lúcia - ES	FOD submontana	650-855	6.4	1.02	2176	49.47	5.23	0.89	Saiter et al. (2013)
Estação Biológica Santa Lúcia - ES	FOD submontana	650-855	6.4	1.02	2190	47.94	5.39	0.87	Thomaz & Monteiro (1997)
Parque Estadual da Serra do Mar - RJ	FOD submontana	175-197	4.8	1	1496	-	3.96	0.79	Joly et al. (2012)
Parque Estadual da Serra do Mar - RJ	FOD submontana	200-216	4.8	1	1459	-	4.05	0.81	Joly et al. (2012)
Parque Estadual da Serra do Mar - RJ	FOD submontana	325-374	4.8	1	1993	-	4.34	0.82	Joly et al. (2012)
Parque Estadual da Serra do Mar - RJ	FOD submontana	348-395	4.8	1	1823	-	4.48	0.84	Joly et al. (2012)
Parque Estadual da Serra do Mar - RJ	FOD montana	1050-1100	4.8	1	1965	-	3.72	0.7	Joly et al. (2012)
Parque Estadual da Serra do Mar - RJ	FOD montana	1010-1040	4.8	1	1560	-	4.09	0.8	Joly et al. (2012)
Reserva Biológica Sítio Palmares - ES	FOD submontana	692	5	0.48	1420	43,60	2,68	0.5	Imaña-Encinas et al. (2012)
Boa Ventura de São Roque -PR	FOM montana	500-800	5	0.5	2558	-	2.8	0.85	Silvestre et al. (2012)
Estância da Colina-ES	FOD submontana	600 m	4.8	0.28	800	-	-	-	Oliveira et al. (2013)
Mata do Curado-PE	FOD	26	4.8	0.5	1062	27.17	3.25	-	Alves Júnior et al. (2007)
Santo Antônio do Maratua - RJ	FOD	50-120	5	1	1459	-	4.05	-	Pessoa e Araújo (2020)
Santa Helena - RJ	FOD	50-120	5	0.82	1092	-	4.17	-	Pessoa & Araújo (2020)
Carioca - RJ	FOD	50-120	5	0.57	681	-	3.9	-	Pessoa & Araújo (2020)
Reserva Biológica Poço das Antas - RJ	FOD	50-120	5	0.55	818	-	4.11	-	Pessoa & Araújo (2020)
Reserva Biológica Poço das Antas - RJ	FOD	50-120	5	0.65	1074	-	3.67	-	Pessoa & Araújo (2020)
Santa Helena - RJ	FOD	50-120	5	0.4	551	-	4.4	-	Pessoa & Araújo (2020)
Trinta - RJ	FOD	50-120	5	0.45	426	-	3.96	-	Pessoa & Araújo (2020)
Reserva Biológica Poço das Antas - RJ	FOD	50-120	5	0.65	1074	20.26	-	-	Pessoa & Araújo (2014)
Reserva Biológica Poço das Antas - RJ	FOD	50-120	5	0.65	974	20.24	-	-	Pessoa & Araújo 2014
Reserva Biológica União - RJ	FOD	50-350	10	0.4	211	34.65	4.39	0.93	Reis (2018)
Reserva Biológica União - RJ	FOD	50-350	5	0.2	339	39.5	4.1	0.87	Carvalho (2016)

A manutenção da riqueza de espécies nos três censos avaliados, conforme apresenta as curvas de rarefação do presente estudo, indica que não houve entrada ou perda expressiva de espécies na comunidade. Em virtude desse efeito, observamos mudanças sutis nas curvas de rarefação nos dois primeiros censos, enquanto que uma mudança maior para o último censo pode ser atribuída à dificuldade na identificação dos materiais coletados. Devemos admitir que o número de espécies registrado no censo 3 (2017-18) pode estar sobrestimado, uma vez que podem ter ocorrido falhas na alocação de amostras botânicas (sobretudo em estado não fértil) de indivíduos recrutados em morfoespécies já reconhecidas nos censos 1 e 2. A dificuldade de separação de amostras botânicas em morfoespécies tem sido um problema recorrente nos censos realizados na EBSL (SAITER & THOMAZ, 2014), pois as diferenças entre materiais vegetativos de espécies de grupos muito ricos (por exemplo, Myrtaceae e Lauraceae) podem ser apenas sutis, ou materiais vegetativos de uma mesma espécie podem apresentar grandes variações em decorrência dos níveis de sombreamento e desenvolvimento dos ramos coletados.

A identificação mais precisa dos indivíduos é facilitada pela coleta de materiais vegetais em estado fértil. Entretanto, em florestas de elevadas diversidades como no caso da EBSL, esse processo é dificultado (HIGUCHI et al., 2006). Desse modo, salientamos que a carência de materiais férteis dificultou a correta identificação de algumas morfoespécies, o que pode ter levado à inflação da riqueza no último censo. Embora tenhamos que reconhecer essa inflação, não descartamos um possível aumento da riqueza nas áreas amostradas. Somente o aperfeiçoamento das determinações dos materiais coletados trará mais luz sobre essa questão.

Diversos estudos vêm indicando solo e topografia como grandes promotores da heterogeneidade de densidade de árvores e diversidade arbórea ao longo de gradientes topográficos (OLIVEIRA & FONTES, 2000; MOESLUND et al., 2013; SANCHEZ et al., 2013; EISENLHOR et al., 2013; ZHAO et al., 2015). O gradiente altitudinal da EBSL, embora pequeno (655 a 830 m, Figura 1), aparentemente promove alterações na drenagem, favorecendo o escoamento superficial da água e, conseqüentemente a lixiviação, podendo condicionar mudanças nas concentrações de nutrientes no solo (SILVA et al., 2013). Esse possível cenário pode determinar a existência de microhabitats ligeiramente distintos que favorecem a riqueza local e determinam

diferentes níveis de ocupação do espaço, isto é, de densidade de árvores (KLEIN, 1979; 1980; DUFOUR et al., 2006; ZHAO et al., 2015; WERNER & HOMIER, 2015).

A área basal encontrada na EBSL (46,4-49,5 m², Tabela 1) é maior que encontrada florestas preservadas em trabalhos como de Drumond & Meira Neto (1999); Araújo (2000); Carvalho & Nascimento (2009); Joly et al. (2012); Imaña-Encinas et al. (2012); Silvestre et al. (2012); Oliveira et al., (2013); Martins et al. (2017); Villanova (2019); Pessoa & Araújo (2020) (Tabela 5), mesmo se considerarmos apenas árvores com DAP ≥ 10 cm. Embora tenhamos encontrado redução do número de indivíduos, a área basal apresentou aumento de 1,5 m² no intervalo entre os censos 1-2 e uma redução de 1,4 m² no intervalo entre os censos 2-3, devido principalmente à morte de um indivíduo de grande porte de *C. edule*.

A área basal tem sido considerada um excelente descritor estrutural da comunidade, uma vez que possui relação estreita com as estratégias de alocação de recursos das árvores (FELDPAUSCH et al., 2007; CAHZDON, 2008; POORTER et al., 2016). Através desse parâmetro podemos deduzir que a florestada EBSL apresenta capacidade de auto-regeneração, não encontrando grandes dificuldades de progressão dos processos sucessionais, como dispersão de sementes, rebrota de troncos, crescimento de indivíduos jovens antes sombreados pelo antigo dossel e expansão de copas de árvores sobreviventes, normalmente registrados em florestas maduras (EWEL, 1980; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; CHAZDON, 2012).

Em florestas tropicais preservadas, como é o caso da EBSL, a distribuição diamétrica de árvores apresenta um padrão de j-reverso (SCOLFORO, 1997). Esse padrão típico de florestas auto-regenerantes indica equilíbrio dinâmico dos processos sucessionais, uma vez que o maior número de indivíduos é encontrado nas classes de menor DAP e em menor quantidade em classes cujo DAP são maiores (PUIG, 2008).

De acordo com Whitmore (1989) e Richards (1996), em florestas tropicais maduras, os parâmetros estruturais (área basal e densidade arbórea) tendem a apresentarem um padrão de estabilidade ao longo do tempo. Desse modo, nossos achados corroboram a hipótese que a EBSL, pelo elevado nível de preservação, apresentou parâmetros estruturais de estabilidade nos intervalos entre censos.

6.2. Estoque e Dinâmica da Biomassa acima do solo e estoque de Carbono

Os resultados de BAS obtidos nos três censos na EBSL apresentaram valores semelhantes aos maiores encontrados em áreas da Floresta Amazônica (95-250 Mg C ha⁻¹; PBMC, 2012; MARTINELLI et al., 2014) e superiores a fragmentos de Mata Atlântica preservados (90-130 Mg C ha⁻¹), como o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Parque Estadual da Serra do Mar e Serra da Bocaina (Tabela 6). A BAS observada na EBSL está dentro da faixa encontrada para uma área preservada na Reserva Biológica União (REIS, 2018). Em florestas maduras, como a floresta da EBSL, o equilíbrio dinâmico existente, também proporciona equilíbrio nos estoques de BAS (NUNES et al., 2003; LINDER, 2010), sendo observadas oscilações entre recrutamento/ganho e mortalidade/perda naturais do processo de resiliência (LAURENCE et al., 2009). Grande parte da variabilidade do estoque de BAS nestas florestas ao longo do tempo ocorre em pequenas escalas, quase sempre relacionada à presença de clareiras (MALHI et al., 2004; BOINA, 2008).

Os elevados valores de BAS encontrados nesse trabalho podem estar associados a fatores como a elevada densidade arbórea, elevada diversidade e heterogeneidade de habitat, além de riqueza de espécies com densidades específicas de madeiras elevadas, tal como sugerido por MENSAH et al. (2016) para uma floresta tropical no Sul da África. A composição de espécies florestais determina o quanto de carbono uma floresta pode estocar (CHAVE et al., 2019; PHILLIPS et al., 2019). Com a elevada diversidade florística, também seria razoável esperar um alto grau de diversidade funcional, incluindo os principais atributos que afetam a biomassa das árvores (MALHI et al., 2004; BAKER et al., 2009; STEGEN et al., 2011; PADEIRO, 2018). Diversos estudos relacionaram positivamente a riqueza de espécies de árvores com o acúmulo de biomassa e estoque de carbono em florestas tropicais, como Vilà et al. (2007); Sharma et al. (2010); Paquette & Messier (2011); Chisholm et al. (2013); Con et al. (2013); Cavanaugh et al. (2014); Con et al. (2013); Barrufol et al. (2013); Day et al. (2014); Ruiz-Benito et al. (2014) Pooter et al. (2015); Wu et al. (2015); Sullivan et al. (2017).

Tabela 6 - Estoque de Biomassa Acima do Solo (BAS) em Florestas Tropicais. Fitofisionomia, Local, Diâmetro a Altura do Peito (DAP, tamanho das árvores inclusas no estudo), Biomassa. Nesta tabela a metodologia não foi padronizada, portanto podem variar de acordo com o estudo. Floresta ombrófila densa (FOD), Floresta ombrófila (FO), Floresta Estacional Semidecidual (FES).

Área de Estudo	Fitofisionomia	DAP ≥ (cm)	BAS (Mgha ⁻¹)	Referências
Estação Biológica Santa Lúcia - ES	FOD submontana	6.4	428	Presente estudo
Estação Biológica Santa Lúcia - ES	FOD submontana	6.4	471	Saiter et al. (2013)
Estação Biológica Santa Lúcia - ES	FOD submontana	6.4	448	Thomaz & Monteiro (1997)
Reserva Biológica União - RJ	FOD	10	471	Reis (2018)
Reserva Ecológica de Guapiaçu	FOD montana	10	250	Lindner & Satter (2012)
Parque Estadual da Serra dos Órgãos - RJ	FOD submontana	10	314	Lindner & Satter (2012)
Parque Estadual do Desengano- RJ	FOD montana	10	148	Cunha et al. (2009)
Parque Estadual do Desengano - RJ	-	10	168	Cunha et al. (2009)
Parque Estadual da Cantareira - SP	FO	10 a 30	203	D'Alberts et al. (2018)
Parque Estadual da Serra do Mar e da Bocaina - SP	FO de Terras Baixas	10	199	Alves et al. (2010)
Parque Estadual da Serra do Mar e da Bocaina - SP	FO submontana	10	239	Alves et al. (2010)
Parque Estadual da Serra do Mar e da Bocaina - SP	FO montana	10	263	Alves et al. (2010)
Reserva Natural Vale (RNV) - ES	FOD Terras Baixas	4.8	146	Magnago (2013)
Reserva Biológica de Sooretama - ES	FOD Terras Baixas	4.8	149	Magnago (2013)
Floresta Amazônica	-	10	250 - 350	Malhi et al. (2006)
Floresta Amazônica	FO Amazônica	10	320	Fearside et al. (1993)
Estação Ecológica de Maracá - RR	FOD	10	423	Nascimento et al. (2014)
Estação Ecológica de Maracá - RR	FOD	10	434	Nascimento et al. (2014)
Estação Ecológica de Maracá - RR	FES	10	363	Nascimento et al. (2014)
Floresta Nacional do Tapajós - PA	FOD	10	298	Santos et al. (2018)
Floresta Nacional do Tapajós - PA	FOD	10	254	Santos et al. (2018)
Reserva Natural Vale - ES	FES	10	335	Rolim et al. (2005)

Compreender a relação entre a diversidade de árvores e o estoque de carbono é crucial para estabelecer medidas sustentáveis de preservação florestal (PRAGASAN, 2020). A riqueza de espécies em uma floresta está interligada a diversos outros fatores ecológicos e pode, por exemplo, sofrer variações ao longo de um gradiente ambiental (MENSAH et al., 2016; SHARMA et al., 2018; PRAGASAN, 2020). Nesse gradiente, os recursos ambientais são partilhados e árvores de florestas com elevada riqueza de espécies tem maior capacidade de otimizar recursos por partição de nichos quando comparadas às florestas com menor riqueza (CARDINALE et al., 2009; DIAZ et al., 2009; MENSAH et al., 2016).

Apesar de não existir grande precisão em dados sobre os processos sucessionais e a densidade da madeira em escalas pan-tropicais (PHILLIPS et al., 2019), em escalas locais e regionais já se sabe que florestas maduras são compostas por uma maior proporção de espécies com elevada densidade específica de madeira (BROWN & LUGO, 1990; PHILLIPS et al., 2019).

No caso da floresta da EBSL, cerca de 70% da BAS está alocada nas espécies cuja densidade da madeira está acima do valor médio de densidade da madeira para florestas tropicais ($0,6 \text{ g.cm}^{-3}$, ver LEWIS et al., 2013), tendo a classe de $0,6$ a $0,7 \text{ g.cm}^{-3}$ concentrado cerca de 35% da BAS total do fragmento (Figura 6). Entretanto, embora a densidade específica da madeira esteja diretamente relacionada ao acúmulo de BAS em florestas (CHAVE et al., 2005; VIEIRA et al., 2011), no presente estudo, essa relação não foi forte suficiente para atribuir à essa densidade ao estoque de BAS no fragmento. No censo 1 e 2, apenas 0,7% e 0,8% da variação da BAS é explicada pela densidade da madeira (Apendice 6). Essa baixa variação promovida pela densidade da madeira na EBSL se dá em virtude de um grande número de indivíduos de pequeno e médio porte, distribuídas em muitas espécies (VISSER et al., 2016). Nos cálculos alométricos para estimativa da BAS, tanto a densidade específica da madeira, quanto o DAP influenciam diretamente os valores estimados (CHAVE et al., 2005; VIEIRA et al., 2011).

Espécies com elevada densidade de madeira, além de contribuírem significativamente para aquisição de carbono, também participam efetivamente na manutenção da BAS frente a distúrbios naturais (FAUSET et al., 2015). Árvores com maior densidade da madeira geralmente possuem estruturas anatômicas voltadas para uma maior segurança hidráulica (HACKE et al., 2001; JACOBSEN et al., 2005), bem

como uma maior resistência a danos mecânicos (VAN GELDER et al., 2006; CHAO et al., 2009). Isso significa que tais árvores possuem maior resiliência aos efeitos fisiológicos da seca, bem como aos efeitos mecânicos do excesso de chuvas, sendo, portanto, menos afetadas por mortalidade e danos em sua estrutura (MULLER-LANDAU, 2004; CHAVE et al., 2009).

Árvores de cujas madeiras são de densidade elevada morrem menos. Em diversos estudos em florestas tropicais, a densidade da madeira influenciou negativamente a mortalidade, tanto no nível da comunidade, como da espécie (e.g. NASCIMENTO et al., 2005; CHAO et al., 2008; POORTER et al., 2008; KRAFT et al., 2010; VISSER et al., 2016). Além disso, a densidade da madeira também afeta o estoque total de carbono em uma floresta mesmo após a morte de árvores, tendo em vista que a decomposição do tronco de árvores com maior densidade é mais lenta do que em árvores cuja madeira é de baixa densidade (CHAO et al., 2009).

Se, por um lado, o solo pobre em nutrientes da EBSL (conforme indicado por THOMAZ & MONTEIRO, 1997) exerça certo benefício ao estabelecimento de árvores com elevadas densidades de madeira (PHILLIPS et al., 2019), por outro, a combinação do solo raso e relevo acidentado atua de maneira negativa no estabelecimento de árvores de maiores diâmetros (EISENLHOR et al., 2013; WERNER & HOMEIER, 2015). Quanto maior a inclinação e elevação, maior influência da perturbação pelo vento (FORTUNEL et al., 2014), da variação de regime hídrico e drenagem (COSME et al., 2017), maior variação dos tipos de solo (PHILLIPS et al., 2019), atuando como filtro ambiental, de modo a controlar a variação da densidade populacional e da madeira em escala local. Tal fato pode explicar porque a área 3 (Topo de morro) apresentou maior estoque de BAS quando comparado às outras duas áreas com altitudes inferiores.

Em maiores declividades, os solos se adelgaçam, influenciando o desenvolvimento da vegetação arbórea e gerando fisionomias com alta densidade de árvores de menor porte (KLEIN, 1979; 1980; WERNER & HOMEIER, 2015). Além disso, os solos rasos dificultam o estabelecimento de árvores maiores porque suas raízes encontram limitações para fixação profunda (SCHEER et al., 2011). Raízes profundas são necessárias para se evitar instabilidade e tombamento, especialmente em locais de maior altitude, onde a incidência de ventos costuma ser mais intensa (SHARMA et al., 2018). Outrossim, relevo acidentado e solo raso propiciam maior drenagem (isto é,

menor capacidade de retenção de água). Isso tende a potencializar o déficit hídrico em períodos de seca (ver balanço hídrico sequencial Apêndice 1).

Além disso, em uma visão mais detalhada da geometria da EBSL, As cadeias de montanhas existentes pela complexidade topográfica da EBSL faz com que parte da radiação solar seja reduzida pela obstrução da luz (HÄNTZSCHEL, Goldberg & Bernhofer, 2005). Este efeito foi observado em campo, onde a área do fundo do vale recebe menos luz que demais áreas. A irradiância é um dos principais fatores ambientais necessários para o crescimento, distribuição e produção primária das plantas (RODRÍGUEZ-CALCERRADA et al., 2008). A menor incidência da irradiação é um dos fatores que ajudam a explicar o menor estoque de BAS no fundo do vale quando comparado com o topo de morro.

Árvores de grande porte são mais suscetíveis à mortalidade por seca do que árvores menores (BENNETT et al., 2015). Devido à suas alturas, árvores maiores também são mais suscetíveis à cavitação do alburno, além de estarem expostas a altas cargas de radiação solar (ALLEN, BRESHEARS & MCDOWELL, 2015; ALLEN et al., 2010). Justificando o fato da maior concentração da BAS da floresta da EBSL em classes intermediárias de diâmetro pela dificuldade de estabelecimento de árvores de grande porte.

Em um estudo de abrangência global, Lutz et al. (2018), avaliaram a importância de árvores de grande porte para a aquisição de BAS e, conseqüentemente, de carbono em florestas tropicais. Tais autores concluíram que as árvores de grande porte ($DAP \geq 60$ cm) representam menos de 1% do total de indivíduos arbóreos, mas correspondem a cerca de 50% da BAS total de uma floresta (LUTZ et al., 2018). Nossos resultados indicam um padrão de distribuição diamétrica da BAS diferente do encontrado por esses autores. Na floresta da EBSL as árvores com $DAP > 60$ cm respondem por apenas 15% da BAS total. A maior parte da BAS está concentrada em indivíduos com $DAP \leq 40$ cm, especialmente. Padrão semelhante foi reportado em uma Floresta Ombrófila Densa na Floresta Nacional do Tapajós – FLONA Tapajós (SANTOS; CAMARGO & OLIVEIRA Jr., 2018), confirmando o maior acúmulo de BAS nos indivíduos com $DAP \geq 30$ cm, tal como relatado para quatro espécies de maior VI (*Protium hebetatum*, *Pouteria reticulata*, *Micrandra siphonioides* e *Eschweilera wachenheimi*) em uma Floresta de Ombrófila de Terra Firme em Manaus – AM (ANDRADE & HIGUCHI, 2009).

Embora, para Lutz et al. (2018), as árvores de pequeno e médio porte, não podem estocar quantidades equivalentes de BAS comparadas às árvores maiores, uma contribuição substancial para o ciclo de carbono pode ser representada por árvores de pequeno e médio porte devido a elevada densidade populacional destes indivíduos (FAUSET et al., 2015; MEAKEM et al., 2017). Na floresta da EBSL, onde a maioria das árvores apresenta pequeno e médio porte, o estoque de BAS é semelhante aos estoques de muitas florestas tropicais que possuem maior proporção de árvores de grande porte (Tabela 6). De acordo com a teoria do dimensionamento proposta por WEST et al. (2009), árvores com grande DAP são mais altas, têm copas mais pesadas e ocupam mais espaço na floresta do que um grande grupo de árvores de menor diâmetro. Ao contrário, a elevada densidade de indivíduos como encontrada na EBSL, mesmo que de menor DAP, pode concentrar quantidades similares de BAS quando comparadas às florestas que possuem árvores de DAP maior (WEST et al., 2009). Ressaltamos que, a ocorrência na EBSL de um grande número de árvores de espécies de famílias reconhecidas por altos valores de densidade de madeira (como Sapindaceae, Myrtaceae, Lauraceae e Fabaceae), contribui para explicar porque uma floresta com poucas árvores de grande porte pode acumular altos valores de BAS.

As árvores de grande porte, por armazenarem quantidades significativas de BAS nas florestas, tendem a influenciar fortemente na dinâmica de BAS ao longo do tempo (CHAVE et al., 2003; CHAVE et al., 2004; HUBAU, 2019). Além da redução direta da BAS, a morte e queda de indivíduos de grande porte pode provocar morte e redução adicional de BAS quando indivíduos vizinhos são danificados (CHAO et al., 2009; BINKLEY et al., 2010; ROWLAND et al., 2015; DAS, STEPHENSON & DAVIS, 2016; MEAKEN, 2017; MCDOWELL et al., 2018). Nesse sentido, as mortes de apenas duas árvores de grande porte e elevadas densidades de madeira (*C. edule* com, DAP = 135 cm e $\rho = 0,698 \text{ gcm}^{-3}$; e *M. obscura* com DAP = 72 cm e $\rho = 0,936 \text{ g.cm}^{-3}$) são exemplos de como árvores de grande porte influenciam a dinâmica de BAS em florestas.

Em florestas tropicais preservados, como é o caso da EBSL, é de se esperar que a BAS aumente ao longo do tempo em função da fertilização de CO₂ (PHILLIPS; GENTRY, 1994; YANG et al., 2016). No entanto, a mortalidade de árvores de grande porte em florestas tropicais tem aumentado em várias partes do mundo (ROWLAND et al., 2015). Desse modo, o equilíbrio dinâmico na EBSL faz com que a BAS reduzida

com a morte das árvores seja compensada pelo recrutamento e o espessamento dos troncos.

A mortalidade dos 229 indivíduos registrada no censo 2 correspondeu à redução de 33,4 Mg ha⁻¹ de BAS, enquanto o recrutamento promoveu incremento de cerca de 3 Mg ha⁻¹. Os sobreviventes, por sua vez, incrementaram cerca de 53 Mg ha⁻¹ à BAS total. Dessa forma, a mudança de BAS (Δ BAS) foi de 22,85 Mg ha⁻¹. Já no censo 3, os 385 indivíduos reconhecidos como mortos foram responsáveis pela perda de 102 Mg ha⁻¹, enquanto os 304 indivíduos recrutados corresponderam a cerca de 5 Mg ha⁻¹. Mesmo que no intervalo entre os censos 2 e 3 os indivíduos sobreviventes tenham apresentado crescimento (e com isso aumento da biomassa), a mortalidade de indivíduos de grande porte ou com altas densidades de madeira, fizeram com que o Δ BAS fosse negativa (-43,81 Mg ha⁻¹.) Isso significa que no intervalo de 14 anos (censos 2-3) houve decréscimo (- 10%) da BAS, contrapondo o cenário de ganho (+ 5%) do intervalo anterior de 11 anos (censos 1-2).

A heterogeneidade da área estudada, advinda principalmente do gradiente altitudinal e condições edáficas, parece estar relacionada com o estoque de biomassa nas espécies e a distribuição dessas (PHILLIPS et al., 2019). Dentre as 20 espécies com maior valor de importância (VI), apenas *H. spiritu-sancti* e *M. glabriantha* que ocorrem especificamente no transecto 3, o topo de morro, que teve maior BAS médio na área (Tabela 2). As demais espécies estão amplamente distribuídas nos três transectos amostrados, não demonstrando ter uma dominância e aparente em relação ao estoque de BAS e as espécies, já que 20 das principais espécies pelo VI contribuem com menos de 15% da BAS total do fragmento. Entretanto, se selecionarmos as 20 espécies com maior contribuição da BAS no fragmento, observamos certa dominância desse grupo que corresponderam por cerca de 40% do total da BAS no primeiro e segundo censo e cerca de 35% no último censo, após a morte das duas grandes árvores. Portanto, as principais espécies com alto VI, não concentraram a maior BAS, mas sim um grupo de 20 espécies, na maioria independente de seu VI.

Lung & Espira (2015) revelaram que menos de 16% do conjunto de espécies de uma floresta tropical de transição entre Montana Úmida e Semidecídua no Kênia correspondem por cerca de 60% do estoque de BAS, sendo isso um reflexo da dominância funcional de certas espécies (MENSAH et al., 2016). Em florestas tropicais, algumas espécies tendem a apresentar certa dominância em termo de aquisição de

BAS. Por exemplo, em uma floresta monodominante na Amazônia foi observada a dominância de *Peltogyne gracilipes* (NASCIMENTO et al., 2014); na Floresta Tropical de Planícies de Ituri, no nordeste do Congo, existe dominância de *Gilbertiodendron dewevrei* (MAKANA, et al., 2011); na Floresta Atlântica da costa oeste da África Central a espécie *Microberlinia bisulcata* (GREEN & NEWBERY, 2002) e; em uma floresta estacional no Rio de Janeiro, foi registrada a dominância de *Metrodorea nigra* (BROGGIO, 2018).

6.3. Dinâmica da comunidade arbórea

Uma das formas de se examinar as mudanças em uma floresta é observar as mudanças em processos dinâmicos, como mortalidade, recrutamento e crescimento (PHILLIPS et al., 2006). A análise de parâmetros de dinâmica da sinúsia arbórea da EBSL demonstrou que as taxas de recrutamento nos censos (1 a 1,15% ano⁻¹ ver Figura 7) estão dentro do que é esperado para florestas da Mata Atlântica maduras (1,95 - 3% ano⁻¹; ROLIM, 1999), para florestas ombrófila da Amazônia (0,9 - 2,5 % ano⁻¹; LEWIS et al., 2004; DA COSTA et al., 2010), e outras florestas tropicais (0,8 a 2%; PHILLIPS, 1996; LIEBERMAN & LIEBERMAN, 1987; GOMID, 1997; HIGUCHI et al., 1997; ROCHA, 2001). Assim como as de recrutamento, as taxas de mortalidade encontradas (0,99 e 1,40 % ano⁻¹) também estão dentro do que se espera para florestas tropicais maduras (1 a 2%; LIEBERMAN & LIEBERMAN, 1987; SWAINE et al., 1987; PHILLIPS et al., 1994; HIGUCHI et al., 1997; OLIVEIRA, 1997; SILVA, 2001; TEIXEIRA et al., 2007). As pequenas diferenças entre as taxas de mortalidade e recrutamento entre os censos encontradas nesse estudo, embora possa apresentar uma tendência, não possuem suporte estatístico e podem ser atribuídas aos ritmos cíclicos dos processos dinâmicos naturais da floresta, onde, a mortalidade favorece o estabelecimento dos recruta e o crescimento dos sobreviventes, criando um pequeno desequilíbrio temporário desses mecanismos (GENTRY & TERBORGH, 1990; FELFILI, 1995; TOLEDO et al., 2011).

Observamos que a mortalidade de indivíduos aumentou ao longo de 25 anos na EBSL. Em diversas partes do mundo, assim como na EBSL, há uma tendência de aumento nas taxas de mortalidades em florestas tropicais preservadas, como aquelas existentes na Bacia Amazônica (MCDOWELL et al., 2018), no sudeste Asiático (PHILLIPS et al., 2010) e no Congo (ZHOU et al., 2014). Entretanto, essa tendência parece não obedecer a uma regra, tendo em vista que florestas do Panamá vem

apresentando reduções das taxas de mortalidade (CONDITET al., 2006; MEAKEM et al., 2018). Os fatores que levam ao aumento das taxas de mortalidade que não ocorrem de maneira generalizada, são ainda desconhecidos (STEPHENSON et al., 2011; FELDPAUSCH et al., 2016).

Diferentemente do observado por Phillips et al. (2006), onde a mudança da BAS em 50 parcelas de floresta Amazônica apresentaram ganhos positivos ao longo de 23 anos (1980 a 2002), nossos resultados mostram mudança negativa da BAS no último censo ($-0,83\% \text{ ano}^{-1}$) após mudança positiva no anterior ($0,55\% \text{ ano}^{-1}$). Essas taxas de mudança de BAS são proporcionais às taxas de perda de área basal por meio da mortalidade arbórea e ganho através de árvores sobreviventes e recrutadas (PHILLIPS et al., 1994). Geralmente, a mortalidade de muitos indivíduos tem impacto direto o acúmulo de BAS e estoque de carbono (PHILLIPS & GENTRY, 1994; PHILLIPS et al., 2004; BRIENEN et al., 2015).

As taxas dos processos dinâmicos calculadas apresentaram variações, que podem ser atribuídas às complicações para mensurar esses processos em intervalos muito longos (WORBES, 1999; SHEIL et al., 2008), podendo ocorrer subestimação dos dados, principalmente em relação a aquelas árvores do sub-bosque de crescimento lento que são mais suscetíveis à mortalidade (CHAO et al., 2008). Portanto, têm menos chance de sobreviver até o ponto de serem registrados como recrutadas (PHILLIPS et al., 2006). Obviamente, essas oscilações nas taxas são reflexos de distúrbios naturais que acometeram a floresta e provocaram mudanças na biomassa total, sendo uma razão chave pela qual o monitoramento de longo prazo é tão importante para monitorar os processos dinâmicos da floresta (MCDOWELL et al., 2018).

Na EBSL, não existem perturbações antrópicas detectáveis e alterações estruturais tendem a ser determinadas por eventos naturais estocásticos, como secas atípicas e tempestades (SAITER et al., 2011). Das, Stephenson & Davis (2016) indicam que até mesmo uma floresta bem preservada e protegida de perturbações antrópicas, eventos naturais como de déficit hídrico (ver balanço sequencial hídrico (Apêndice 1)), associado ao solo raso (THOMAZ & MONTEIRO, 1997) podem resultar em perturbações naturais (DAS, STEPHENSON & DAVIS, 2016, MEAKEM et al., 2017). Naturalmente, eventos de seca atingiram a EBSL em diversos anos ao longo desse período observado (Apêndice 1). Desde o primeiro censo, em diversas regiões tropicais, foram registrados períodos de seca e de temperaturas elevadas devido à Oscilação Sul

do El Niño (ENSO). Dentre esses registros, dois deles são considerados fortes (1997-98 e 2015-16) e três moderados (2002-03; 2006-07 e; 2009-10) (<http://enos.cptec.inpe.br/>). Tal como relatado por Saiter, et al. (2011), embora não se tenha registros detalhados da estrutura da EBSL em intervalos de tempos curtos de 1 a 2 anos, é possível que as taxas de mortalidade no censo 3 tenham aumentado em decorrência desses eventos. Alguns estudos como na floresta amazônica (NASCIMENTO et al., 2007; LAURANCE et al., 2009), no sudeste do Brasil (ROLIM et al., 2005; VILLELA et al., em preparação) e em Bornéu (LINGENFELDER & NEWBERY, 2009), indicaram efeitos desses eventos na mortalidade de árvores. É importante ressaltar que florestas preservadas com equilíbrio dinâmico possuem maior capacidade de se recuperarem desses eventos estocásticos, isto é, são mais resilientes (SALVATIERRA, et al., 2017; WU, et al., 2017; ZEMP, et al., 2017) justamente por possuírem muitas espécies com elevadas DEM.

Assim como observado por Saiter et al. (2011), as principais populações apresentaram estabilidade, apresentando equilíbrio entre mortalidade e recrutamento como os padrões típicos para florestas tropicais maduras. Os ciclos dinâmicos que envolvem os processos de mortalidade e recrutamento/crescimento podem explicar as oscilações e diferenças na abundância ou na área basal dos indivíduos dentro de cada população na comunidade da EBSL.

A estabilidade dinâmica da EBSL pode ser observada também pelo fato de que mais da metade das espécies, não apresentaram mudanças em número de indivíduos ao longo dos 25 anos. Entretanto, no censo 3, menos espécies mantiveram esta estabilidade numérica comparado com o censo 2. Essa redução no último censo é observada com aumento nas classes que indicam mudanças negativas (0 a - 6%), indicando que grandes populações apresentaram maior mortalidade que recrutamento. Eventos estocásticos, como as variações sazonais e intra-anuais do regime hídrico, podem moldar o padrão de recrutamento das plantas, já que a maioria das espécies presentes em florestas tropicais são sensíveis à seca (ENGELBRECHT et al., 2005; MEAKEM et al., 2018). Além disso, o regime hídrico atua diferente em função dos gradientes ambientais (altitude, relevo, manchas de solo, entre outros) (PHILLIPS et al., 2019). Mesmo possuindo solos rasos e pobres (THOMAZ & MONTEIRO, 1997), o que potencializa os efeitos da escassez hídrica, a composição de espécies (mais de 60% dos indivíduos possuem a densidade específica da madeira $\geq 0,6 \text{ g.cm}^{-3}$, considerado valor médio por Lewis et al. (2013) e, conseqüentemente, mais resistentes aos períodos

de seca (HACKE et al., 2001; JACOBSEN et al., 2005; PHILLIPS et al., 2019), pode ter permitido a floresta da EBSL apresentar oscilações nos padrões florísticos e estruturais dentro do que é esperado para florestas maduras.

A espécie *E. edulis* que havia ampliado sua participação no número de indivíduos total devido ao grande recrutamento no censo 2 (SAITER et al., 2011), apresentou maior mortalidade que recrutamento no censo 3. Entretanto, sua participação na comunidade continua elevada dada a capacidade reprodutiva da espécie (SILVA-MATOS & WATKINSON, 1998; PORTELA et al., 2010). No entanto, esta espécie possui baixa representatividade da BAS, que é atribuída aos caules relativamente finos, derivados de uma estrutura anatômica marcada pela ausência de crescimento secundário por câmbio vascular. O palmito juçara, como é comumente conhecido *E. edulis*, é uma espécie ameaçada pela exploração ilegal para obtenção do palmito comestível. Essa espécie tem a capacidade de produzir grandes quantidades de frutos que se constitui de um importante recurso alimentar da fauna silvestre, sobretudo nas épocas mais secas do ano (SILVA-MATOS & WATKINSON, 1998; PORTELA et al., 2010).

Nos demais casos de espécies que apresentaram grandes mudanças (taxas anuais acima de 6%, positivas ou negativas), o pequeno tamanho dessas populações pode explicar porque a morte / recrutamento de poucas árvores ou a perda / ganho de porções muito pequenas da área basal resultou em taxas aparentemente altas.

As vinte espécies com maior BAS corresponderam a aproximadamente 40% da BAS total da floresta. Destaque deve ser dado a *C. edule*, a espécie com maior contribuição para a BAS da floresta nos censos 1 e 2 (cerca de 8% do BAS total), mas que apresentou queda expressiva de BAS (cerca de 30 Mg ha⁻¹) no censo 3 em decorrência da morte da maior árvore amostrada na floresta (DAP = 135,8 cm). É importante ressaltar que, embora tenha ocorrido redução de 5% da contribuição da BAS total do fragmento por este grupo por conta da morte de duas espécies, as outras 18 espécies registraram ganhos consideráveis (cerca de 20% cada), evidenciando o padrão típico de florestas maduras, cuja resiliência ante impactos naturais é fortalecida (PUIG, 2008).

7. CONCLUSÃO

A EBSL apresenta elevados valores médios de BAS (449 Mg ha^{-1}) e estoque de carbono (212 Mg C ha^{-1}), não apresentando diferenças significativas ao longo dos censos. Além disso, a densidade de árvores e a diversidade de espécies também se mantiveram em constantes na floresta madura da EBSL ao longo de 25 anos, confirmando nossa primeira hipótese. O componente arbóreo da EBSL apresentou, no período de 25 anos estudado, o comportamento típico de florestas tropicais em estágio sucessional avançado, a estabilidade dinâmica da estrutura e da composição florística, mantendo os elevados níveis de diversidade.

Após 25 anos a EBSL manteve o padrão de j-reverso típico de florestas autorregenerantes, com a maior número de indivíduos acondicionados nas classes de menor diâmetro. A BAS e estoque de carbono estiveram principalmente alocados (65%) nas classes de tamanho de árvores intermediárias de DAP (10 a 40 cm), diferentemente do que esperávamos com a hipótese 2, em consequência do maior estabelecimento de indivíduos de pequeno porte.

Cerca de 70% da BAS total do fragmento está concentrado em indivíduos cuja densidade da madeira é $\geq 0,6 \text{ g. cm}^{-3}$. Entretanto, a BAS não está concentrada nas árvores de maior DEM, tendo a maior concentração de BAS (30%) em árvores com densidade entre 0,6 a 0,7 g. cm^{-3} .

As 20 espécies mais importantes pelo valor de importância (VI) na EBSL representam 25% da BAS e do estoque de carbono total da floresta. Entretanto, as 20 espécies de maior contribuição de BAS, representaram cerca de 40 a 35% da BAS total, indicando certa dominância em relação ao estoque de BAS e de carbono. Portanto, as principais espécies com alto VI, não concentraram a maior BAS, mas sim um grupo de 20 espécies, na maioria independente de seu VI.

O presente estudo revelou que a EBSL atua como um importante sumidouro de carbono, alocando quantidades expressivas de biomassa acima do solo, maiores até que muitas florestas Amazônicas. Esse estudo é pioneiro para região serrana do Espírito Santo e fornece evidências de que as serras do Espírito Santo e serve como ponto de partida para investigação do potencial de sumidouro de carbono da região serrana do Estado, tão necessários para a manutenção da biodiversidade e do clima.

Nesse sentido, se faz cada vez mais necessário o desenvolvimento de projetos de conservação e uso sustentável dos remanescentes florestais.

8. REFERÊNCIAS

- ALLEN, C. D.; MACALADY, A. K.; CHENCHOUNI, H.; BACHELET, D.; MCDOWELL, N.; VENNETIER, M. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, n.259, p.660–684, 2010.
- ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A. S.; CAMARGO, P.B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass along an elevational gradient of tropical forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v.260, n.5, p.679-691, 2010.
- ALVES, S.L.; ZAÚ, A.S.; OLIVEIRA, R.R.; LIMA, D.F.; MOURA, C.J.R. Sucessão florestal e grupos ecológicos em floresta atlântica de encosta, Ilha Grande, Angra dos Reis/RJ. **Revista Universidade Rural**, v. 25, n.1, p. 26-32, 2005.
- ALVES JÚNIOR, F.T.; BRANDÃO, C.F.L.S.; ROCHA, K.B.; MARANGON, L.C.; FERREIRA, R.L.C. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta Ombrófila densa, Recife, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.1, n. único, p. 49-56, 2007.
- ANDRADE, E. A. & HIGUCHI, N. Produtividade de quatro espécies arbóreas de Terra Firme da Amazônia Central. **Acta Amaz.**, Manaus, v. 39, n. 1, p. 105-112, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000100011>.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG). 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p.1-20, 2016.
- ARAÚJO, D. S. D. Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro. **Tese** (Doutorado em Ecologia). Programa de pós-Graduação em Ecologia, Universidade federal do Rio de Janeiro. 2000.
- ARAGÃO, L.E.O.C.; POULTER B.; BARLOW, J.B. et al. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**, v.89, p.913-931, 2014.
- AVITABILE, V.; HEROLD, M.; HEUVELINK, G. B. M.; LEWIS, S. L. *et al.* An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. **Global Change Biology**, v. 22, n. 4, p. 1406–1420, 2016.
- AZEVEDO, C. P.; SANQUETTA, C. R.; SILVA, J. N. M.; MACHADO, S. A. Efeito de diferentes níveis de exploração e de tratamentos silviculturais sobre a dinâmica da floresta remanescente. **Floresta**, v.38, n.2, p.277-293, 2008.
- BAKER, T.R.; PHILLIPS, O.L.; LAURANCE, W.F.; PITMAN, N.C.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; DIFIORE, A.; ERWIN, T. et al. Do species traits determine patterns of wood production in Amazonian forests? **Biogeosciences**, v. 6, p.297–307, 2009.

BAKER, T. R.; DIAZ, D. M. V.; MOSCOSO, V. C. et al. Consistent, small effects of treefall disturbances on the composition and diversity of four Amazonian forests. **Journal of Ecology**, v.104, p. 497 – 506, 2016.

BARALOTO, C.; HARDY, O.J.; PAINE, C.E.T.; DEXTER, K.G.; CRUAUD, C. DUNNING, L.T.; GONZALEZ, M.A.; MOLINO, J.F.; SABATIER, D.; SAVOLAINEN, V.; CHAVE, J. Using functional traits and phylogenetic trees to examine the assembly of tropical tree communities. **Journal of Ecology**, v. 100, n.3, p. 690–701, 2012.

BARRUFOL, M.; SCHMID, B.; BRUELHEIDE, H.; CHI, X.; HECTOR, A.; MA, K.; et al. Biodiversity promotes tree growth during succession in subtropical forest. **PLoS ONE**, v.8, p.1–9, 2013.

BASTIN, J.-F.; BARBIER, N.; REJOU, M.; ECHAIN, M.; FAYOLLE, A.; GOURLET-FLEURY, S.; MANIATIS, D.; et al. Seeing central African forests through their largest trees. **Scientific Reports**, v.5, n.13156, 2015.

BENNETT, A. C.; MCDOWELL, N. G.; ALLEN, C. D.; et al. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. **Nature Plants**, v. 1, n. 10, p. 15139, 2015.

BINKLEY, D.; STAPE, J.L.; BAUERLE, W.L.; RYAN, M.G. Explaining growth of individual trees: light interception and efficiency of light use by Eucalyptus at four sites in Brazil. **For. Ecol. Manage.** v. 259, n.9, 1704–1713, 2010.

BOINA, A. Quantificação de estoques de biomassa e de carbono em floresta estacional semidecidual, Vale do Rio Doce, Minas Gerais. 2008. 89 f. **Dissertação (Mestrado)** - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2008.

BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; DAVIDSON, E. A.; et al. Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest : results of a throughfall reduction experiment. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 363, p. 1839–1848, 2008.

BRIENEN, R. J.; PHILLIPS, O. L.; FELDPAUSCH, T. R.; GLOOR, E.; BAKER, T. R.; LLOYD, J.; et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, p. 344–348, 2015.

BROGGIO, I. S. Dinâmica da biomassa arbórea em fragmentos de floresta estacional do norte fluminense, RJ. 2018. 122 f. **Dissertação (Mestrado)** - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes, 2018.

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

BROWN, S. & LUGO, A. E. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. **Biotropica**, v. 14, n. 3, p.161–187, 1982.

BUCKERIDGE, M. S. Mudanças climáticas, biodiversidade e sociedade: como a teoria de redes pode ajudar a compreender o presente e planejar o futuro? **MultiCiência**, v. 8, p. 88–107, 2007.

CARDINALE, B. J.; HILLEBRAND, H.; HARPOLE, W. S.; GROSS, K.; PTACNIK, R. Separating the influence of resource ‘availability’ from resource ‘imbalance’ on productivity– diversity relationships. **Ecology Letters**, v.12, n. 6, p. 475–487, 2009. <https://doi.org/10.1111/ele.2009.12.issue-6>

CAREY, E. V.; BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. **Biotropica**, v. 26, p. 255-265, 1994.

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**, v. 27, n. 3, p. 605–609, 2016.

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**, v. 27, n. 3, p. 605–609, 2016.

CARVALHO, F. A. & NASCIMENTO, M. T. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica submontana (Silva Jardim-RJ). **Revista Árvore**, v. 33, p. 327–337, 2009.

CAVANAUGH, K. C.; GOSNELL, J. S.; DAVIS, S. L.; AHUMADA, J.; BOUNDJA, P.; et al. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p.563–573, 2014.

CHAO, K.J.; PHILLIPS, O.L.; BAKER, T.R.; PEACOCK, J.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; MONTEAGUDO, A.; TORRES-LEZAMA, A. After trees die: quantities and determinants of necromass across Amazonia. **Biogeosciences**, v. 6, n.8, p.1615–1626, 2009.

CHAO, K. J.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E.; MONTEAGUDO, A.; TORRES-LEZAMA, A. & VÁSQUEZ-MARTÍNEZ, R. Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. **Journal of Ecology**, v. 96, p. 281– 292, 2008.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUSHI, 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**, v.145, p.87–99, 2005.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S. et al. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. **Philos Trans Royal Soc B**, v. 359, p. 409-420, 2004.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; LAO, S. et al. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. **Journal of Ecology**, n. 2, v. 91, p. 240-252, 2003.

CHAVE, J.; RIÉRA, B.; DUBOIS, M. A. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 1, p. 79-96, 2001.

CHAVE, J. The problem of pattern and scale in ecology: what have we learned in 20 years? **Ecology Letter**, v. 16, p. 4-16, 2013.

CHAVE, J.; COOMES, D.A.; JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; SWENSON, N.G.; ZANNE, A.E. Para um espectro de economia de madeira mundial. **Ecology Letters**, v.12, n. 4, p.351-366, 2009.

CHAVE, J.; DAVIES, S. J.; PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S. L.; SIST, P. et al. Ground data are essential for biomass remote sensing missions. **Surv Geophys**, v.35, 2019.

CHAZDON, R. Tropical forest regeneration. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CON, T. V.; THANG, N. T.; HA, D. T. T.; KHIEM, C. C.; QUY, T. H.; LAM, V. T.; et al. Relationship between aboveground biomass and measures of structure and species diversity in tropical forests of Vietnam. **Forest Ecology and Management**, v.310, p.213–218, 2013.

CONNELL, J. H.; TRACEY, J. G.; WEBB, L. J. Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain-forest tree diversity. **Ecological Monographs**, v. 54, p. 141-164, 1984.

COSME, L.H.; SCHIETTI, J.; COSTA, F.R.; OLIVEIRA, R.S. The importance of hydraulic architecture to the distribution patterns of trees in a central Amazonian forest. **New Phytol**, v.215, p.113–125, 2017.

COSTA, B. E. G & CUKIERMAN, L. H. How anthropogenic climate change prevailed: A case study of controversies around global warming on Portuguese Wikipedia. **New media & society**, v. 00, p. 1-22, 2019.

COSTA, C. L., GALBRAITH, D., ALMEIDA, S., et al. Effect of seven years of experimental drought on the aboveground biomass storage of an eastern Amazonian rainforest. **New Phytologist**, v. 187, p. 579–591, 2010.

CHISHOLM, R.A. et al. Relações dependentes de escala entre a riqueza de espécies de árvores e a função do ecossistema em florestas. **Journal of Ecology**, v.101, p. 1214–1224, 2013. doi: 10.1111 / 1365-2745.12132.

CAVANAUGH, K. C.; GOSNELL, J. S.; DAVIS, S. L.; AHUMADA, J.; BOUNDJA, P.; et al. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 563–573, 2014.

CON, T. V.; THANG, N. T.; HA, D. T. T.; KHIEM, C. C.; QUY, T. H.; LAM, V. T.; et al. Relationship between aboveground biomass and measures of structure and species diversity in tropical forests of Vietnam. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 213–218, 2013.

CONDIT, R.; ASHTON, P.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; DATTARAJA, H. S.; DAVIES, S.; et al. The importance of demographic niches to tree diversity. **Science**, v.313, p. 98–101, 2006.

COUTINHO, R. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; TORRES, A. Q. A.; JANTALIA, C. P. Estoques de carbono e emissão de N₂ O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, n.2, p.195-203, 2010.

CUNHA; G. M., GAMA-RODRIGUES; A. C. GAMA-RODRIGUES; E. F. VELLOSO; A. C. X. Biomassa e Estoque de Carbono e Nutrientes em Florestas Montanas da Mata Atlântica na Região Norte do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.5, p.1175-1185, 2009.

D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I. et al. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 407, n. 2018, p. 57–65, 2018.

DAS, A. J.; STEPHENSON, N. L. & DAVIS, K. P. Why do trees die? Characterizing the drivers of background tree mortality. **Ecology**, v. 97, n. 10, p. 2616-2627, 2016.

DAY, M.; BALDAUF, C.; RUTISHAUSER, E.; SUNDERLAND, T. Relationships between tree species diversity and above-ground biomass in Central African rainforests: Implications for REDD. **Environmental Conservation**, v. 41, n.1, p.64-72, 2014. doi:[10.1017/S0376892913000295](https://doi.org/10.1017/S0376892913000295)

DIAZ, S.; HECTOR, A.; WARDLE, D. A. Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: Not just a side benefit. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.1, n.1, p. 55–60, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.08.001>.

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. **Rev. Bras. Ciênc. Agrár.** Recife, v.10, n.3, p.443-451, 2015.

DRUMOND, M. A.; BARROS, N. F.; SOUZA, A. L.; SILVA, A. F. Distribuição de Biomassa e de nutrientes em diferentes coberturas florestais e pastagens na região do Médio Rio Doce - MG. **Revista árvore**, v.21, n.2 p.187-199, 1997.

DRUMOND, M. A.; MEIRA NETO, J. A. A. Composição florística e fitossociologia de uma mata secundária de um trecho da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, v. 29, n.4, p. 657 - 661, 1999.

DUTTA, G. & DEVI, A. Plant diversity, population structure, and regeneration status in disturbed tropical forests in Assam, northeast India. **Journal of Forestry Research**, v. 24, n. 4, p. 715-720, 2013.

DUFOUR, A.; GADALLAH, F.; WAGNER, H. H.; GUIBAN, A.; BUTTLER, A. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. **Ecography**, v. 29, p. 573-584. 2006.

EISENLOHR, P.V.; ALVES, L.F.; BERNACCI, L.C.; PADGURSCHI, M.C.G. et al. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, p. 2767- 2783, 2013.

YANG, Y. et al. Long-term CO₂ fertilization increases vegetation productivity and has little effect on hydrological partitioning in tropical rainforests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 121, n. 8, p. 2125–2140, ago. 2016.

EWEL, J., 1980, Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica*, v. 12, p. 2-7, 1980

FAO. Guide for country reporting for FRA 2015. **Food and Agriculture Organization of the United Nations, Forestry Department, Forest Resources Assessment Programme, FRA 2015 Working Paper, 2012**. Disponível em: http://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/docs/sfm/October_workshops_2013/Guidelines_FRA20_15.pdf. Acessado em: 17 de nov. de 2019.

FATICHI, S.; PAPPAS, C.; ZSCHEISCHLER, J.; LEUZINGER, S. Modelling carbon sources and sinks in terrestrial vegetation. **New Phytologist**, v. 222, p.1-17,2018.

FRANÇA, F.M.; BENKWITT, C. E.; PERALTA,G.; ROBINSON, J. P. W. N. et al. Climatic and local stressor interactions threaten tropical forests and coral reefs. *Phil. Trans. R. Soc. B* 375: 20190116. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2019.0116>

FRANCO, G. F.; DE SOUZA, J. J. L. L.; FARIA, A. L. L.; CAMPOS, M. C. C.; DA COSTA, L. M. Spatial Distribution of Soil Organic Carbon in Amazonia. **Journal of Agricultural Science**, Vol. 10, No. 9; 2018

FAUSET, S.; JOHNSON, M. O.; GLOOR, M.; BAKER, T.R.; MONTEAGUDO, A.; BRIENEN, R.J.; FELDPAUSCH, T. R. et al. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nat Commun**, v. 6, p. 6857, 2015.

FEARNSIDE, P. M. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net Committed Emissions. **Climate change**, v. 35, p. 321–360, 1997.

FEARNSIDE, P.M. Deforestation in Brazilian Amazonia: the effect of population and land tenure. **Ambio-Journal of Human Environment Research and Management**, v. 22, n. 8, p. 537-545, 1993.

FELDPAUSCH, T. R.; PHILLIPS, O. L.; BRIENEN, R. J. GLOOR, E.; LLOYD, J.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v.30, p. 964–982, 2016.

FELFILI, J.M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal Tropical Ecology**, v. 11, p. 67- 83, 1995.

FERRI, M. G. **Fisiologia Vegetal 1**. 2ª edição revisada e atualizada, São Paulo: Pedagógica e Universitária, 1985.

FELDPAUSCH, T. R.; PRATES-CLARK, C. DE C.; FEMANDES, E. C. M. & RIHA, S. J. Secondary forest growth deviation from chrono-sequence predictions in central Amazonia. **Global Change, Biol.**, 13,967-979, 2007.

FELDPAUSCH, T.R.; PHILLIPS, O.L.; BRIENEN, R.J.; GLOOR, E.; LLOYD, J.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Glob Biogeochem Cycles**,30:964–82, 2016.

FORTUNEL, C.; RUELLE, J.; BEAUCHÊNE, J.; FINE, P.V.; BARALOTO, C. Wood specific gravity and anatomy of branches and roots in 113 Amazonian rainforest tree species across environmental gradients. **New Phytol** 202:79–94, 2014.

GALBRAITH, D.; LEVY, P.E.; SITCH, S.; HUNTINGFORD, C.; COX, P.; WILLIAMS, M.; MEIR, P. Multiple mechanisms of Amazonian forest biomass losses in tree dynamic global vegetation models under climate change. **New Phytologist**, 187, 647–665, 2010.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; LEITOO FILHO, H. F."Lacunas de deciduousness": lacunas cíclicas em florestas tropicais. **Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 280-284, 2009.

GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 1, p. 47-60, 2003.

GOURLET-FLEURY, S.; ROSSI, V.; REJOU-MECHAIN, M.; FREYCON, V.; FAYOLLE, A.; SAINT-ANDRÉ, L.; CORNU, G.; GÉRARD, J.; SARRAILH, J. M.; FLORES, O. & BAYA, F. Environmental filtering of dense-wooded species controls aboveground biomass stored in African moist forests. **J Ecol** v. 99, p.981–990, 2011.

GOMIDE, G. L. A. Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primárias e secundárias no estado do Amapá. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal do Paraná/ Curitiba, 179p. 1997.

GRACE, J.; MITCHARD, E. & GLOOR, E. Perturbations in the carbon budget of the tropics. **Global Change Biology**, 20, 3238–3255, 2014.

GREEN, J. J. & NEWBERY, D. M. Reproductive investment and seedling survival of the mast-fruiting rain forest tree, *Microberlinia bisulcata* A. chev. **Plant Ecology**, v.162, p. 169-183, 2002.

GENTRY, A.H. & TERBORGH, J. **Composition and dynamics of the Cosha Cashu "mature" floodplain forest**. Pp 542-564. In: A.H. Gentry, (ed.), *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven, 1990.

GUAN, K., PAN, M., LI, H., WOLF, A., WU, J., MEDVIGY, D., et al. Photosynthetic seasonality of global tropical forests constrained by hydroclimate. **Nat. Geosci.**, v. 8, p. 284–289, 2015.

GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v.148, n.1-3, p.185-206, 2001.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, v. 12 (supplement 1), p. 23-30, 1990.

HARTSHORN, G. S. **Quedas de árvores e dinâmica da floresta tropical**. Pp. 617–638. In: Tomlinson, PB & Zimmermann, MH (eds.), *Tropical trees as living systems*. Cambridge University Press, Cambridge, 1978.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1977.

HACKE, U. G.; SPERRY, J. S.; POCKMAN, W. T.; DAVIS, S. D.; MC CULLOH, K. A. Trends in wood density and structure are linked to prevention of xylem implosion by negative pressure. **Oecologia**, v.126, p. 457–461, 2001.

HESS, A. F.; CALGAROTTO, A. R.; PINHEIRO, R.; WANGINIAC, T. C. R. Proposta de manejo de *Araucaria angustifolia* utilizando o quociente de Liocourt e análise de incremento, em propriedade rural no Município de Lages, SC. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v.30, n.64, p.337-345, 2010.

HIGA, R.C.V.; CARDOSO, D. J.; ANDRADE, G. de C. *et al.* Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono. **Embrapa Documentos 266**, Embrapa: Colombo, 2014.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; LIMA, A.N. **Biometria Florestal**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 141 p. 2008.

HIGUCHI, N.; CHAMBERS, J.; DOS SANTOS, J.; *et al.* Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. **Floresta**, v. 34, n. 3, p. 295–304, 2004.

HIGUCHI, P. **Forest.din: Função em linguagem de programação estatística R para a determinação de taxas demográficas de espécies arbóreas**. 2017.

HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BEBBER, D. P. *et al.* Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecol**, v. 199, p.125–135, 2008.

HIGUCHI, P.; REIS, M. D. G. F.; REIS, G. D.; *et al.* Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual. Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 6, p. 893-904, 2006.

HUGHES, R. F.; KAUFFMAN, J. B.; JARAMILLO, V. J. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. **Ecology**, Brooklyn, v. 80, n. 6, p. 1892-1907, 1999.

HIGUCHI, N.; CARVALHO JÚNIOR, J. A. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: *Seminário Emissão x Sequestro de CO₂ – uma*

nova oportunidade de negócios para o Brasil, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CVRD, 1994. p. 125-145.

HUGHES, T. P.; KERRY, J. T.; ÁLVAREZ-NORIEGA, M.; ÁLVAREZ-ROMERO, J. G.; ANDERSON, K. D. et al. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. **Nature**, v. 543, p. 373-377, 2017.

HOUGHTON, R. A.; LAWRENCE, K. L.; HACKLER, J. L.; & BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, v. 7: p. 731–746, 2001.

HUXLEY, J.S. & TEISSIER, G. Terminology of relative Growth. **Nature**, 780-781, 1936.

HUBAU, W.; DE MIL, T.; VAN DEN BULCKE, J.; et al. The persistence of carbon in the African forest understory. **Nature plants**, p. 1, 2019.

INPE. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Centro de Ciências do Sistema Terrestres: Índice atual de CO₂ na atmosfera é o maior de todos os tempos**. 2019. Disponível em: <http://www.ccst.inpe.br/indice-atual-de-co2-na-atmosfera-e-o-maior-de-todos-os-tempos/>. Acesso em: 20 em maio 2019.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Contribución del Grupo de Trabajo III al Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático**. Resumen, Técnico, 2007. Disponível em https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf. Acesso em: 10 abr. de 2019.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. K. et al. (Eds.). **Climate Change 2013: As Bases da Ciência Física**. Contribuição do Grupo de Trabalho I para o Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas. Cambridge, Reino Unido, Nova Iorque: Cambridge University Press, 2013.

IMAÑA-ENCINAS, J.; PAULA, J. E.; CONCEIÇÃO, C. A. Florística, volume e biomassa lenhosa de um fragmento de Mata Atlântica no município de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. **FLORESTA**, Curitiba, PR, v. 42, n. 3, p. 565 - 576, 2012.

JACOBSEN, A. L.; Ewers, F. W.; PRATT, R.B. Do xylem fibers affect vessel cavitation resistance?. **Plant Physiology**, v. 139, p. 546-556, 2005.

JOHNSON, M.O.; GALBRAITH, D.; GLOOR, M.; DE DEURWAERDER, H.; GUIMBERTEAU, M. et al Variation in stem mortality rates determines patterns of above-ground biomass in Amazonian forests: implications for dynamic global vegetation models. **Glob Change Biol**, v. 22, p. 3996–4013, 2016.

JOLY, C. A. Biodiversidade e mudanças climáticas: contexto evolutivo, histórico e político. **Ambiente & Sociedade**, v. 10, n. 1, p. 169–172, 2007.

JOLY, C.A.; ASSIS, M.A.; BERNACCI, L.C.; TAMASHIRO, J.Y. et al. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do Sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v. 12, p.123-145, 2012.

KARDOL, P.; CREGGER, M. A.; CAMPANY, C. E.; CLASSEN, A. T. Soil ecosystem functioning under climate change: Plant species and community effects. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 767–781, 2010.

KILAWA, E. C.; LUSAMBO, L. P.; KATIMA, J. H. Y.; AUGUSTINO, S.; SWALEHE, N. O.; LYIMO, B.; LUWAGILA, S. Aboveground biomass equations for determination of carbon storage in plantations forests in Kilombero District, Morogoo–Tanzania. **International Forestry Review**, v.3, n. 4, p.317-321, 2001.

KOLLMANN, L. J. C. Begoniaceae da Estação Biológica de Santa Lúcia, município de Santa Teresa, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Boletim do Museu Biológico Mello Leitão (nova série)**, v. 20, p. 07-25, 2006.

KORNING, J. & BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation*. **Science**, v. 5, n. 1, p. 77–86, 1994.

Klein, R.M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, 31: 1-164, 1979.

LAURANCE, S.G.W.; LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; ANDRADE, A.; FEARNside, P.M.; REBELLO, E.R.G.; CONDIT, R. Long-Term Variation in Amazon Forest Dynamics. **J. Veg. Sci.**, v. 20, p. 323–333, 2009.

LEWIS, S.L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S.; GRAHAM, A. W.; HIGUCHI, N. et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, p. 929-944, 2004.

LEWIS, S.L.; SONKÉ, B.; SUNDERLAND, T.; BEGNE, S.K.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; VAN DER HEIJDEN G.M.F.; PHILLIPS, O.L. et al. Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. **Philos Trans R Soc B Biol Sci**, v. 368, (1625):20120295, 2013.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G. S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v. 73, p. 915-924, 1985.

LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, v.3, p. 347-358, 1987.

LIMA, J. A. DE S. **Estimativas da biomassa acima do solo de florestas secundárias da área de proteção ambiental Rio Macacu (RJ)**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. 28 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 163).

LIMA, J. A. S.; KINDEL, A.; CARMO, C. A. F. S.; MOTTA, P. E. F. **Composição, estrutura e biomassa de fragmentos florestais**. In: ALVARENGA, A. P.; CARMO, C. A. F. S. (Eds.). Sequestro de carbono: quantificação em seringais de cultivo e na vegetação natural. Viçosa: UFV, 2006. p.112-134.

LIMA, J. A. DE S.; VILLELA, D. M.; MANZATTO, C. V. **Biomassa Arbórea em Fragmentos da Mata Atlântica Fluminense**. Embrapa Solo ed., Rio de Janeiro, 2008.

LIMA, J. A. S. Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da APA Rio São João: o efeito da fragmentação sobre a Mata Atlântica da Baixada Litorânea Fluminense. 196 p. **Tese** (Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2009.

LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasil. Bot.**, V.28, n.4, p.651-670, 2005.

LINDNER, A. & SATTER, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests**, v.43, n.3, p.287-301, 2012.

LINDNER, A. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest: the role of big trees. **Ecological Engineering**, v.36, n.12, p.1769-1773, 2010.

LINGENFELDER, M. & NEWBERY D. M. On the detection of dynamic responses in a drought-perturbed tropical rainforest in Borneo. **Plant Ecol**, v. 201, p. 267–290, 2009.

LINDENMAYER, D. B., LAURANCE, W. F.; FRANKLIN, J. F. Global decline in large old trees. **Science**, 338, 1305–1306, 2012.

LIU, Y.Y.;VAN DIJK, A.I.J.M., DE JEU, R.A.M., CANADELL, J.G.; MCCABE, M.F.; EVANS, J.P.; WANG, G. Recent reversal in loss of global terrestrial biomass. **Nature climate Change (online)**, v.5, p. 470-474, 2015.

LUNG, M. & ESPIRA, A. The influence of stand variables and human use on biomass and carbon stocks of a transitional African forest: Implications for forest carbon projects. **Forest Ecology and Management**, v. 351, p. 36-46, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.032>

LUNG, M., & ESPIRA, A. The influence of stand variables and human use on biomass and carbon stocks of a transitional African forest: Implications for forest carbon projects. **FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT**, 351, 36–46, 2015.

LUTZ, J. A.; FURNISS, T. J.; JOHNSON, D. J.; DAVIES, S. J. et al. Global importance of large-diameter trees. **Glob Ecol Biogeogr**, v. 27, n. 7, p. 849–864, 2018.

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**, v. 31, n. 2, p. 542–552, 2016.

MAGNAGO, L. F. S. Forest fragmentation on tree communities, functional diversity and carbon storage in a brazilian atlantic rain forest. 2013. 139p. **Tese** (Doutorado em Botânica). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, New Jersey, 1988.

MAKANA, J. R.; EWANGO, C. N.; MCMAHON, S. M. et al. Demography and biomass change in monodominant and mixed old-growth forest of the Congo. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, n. 5, p. 447-461, 2011.

MALHI, Y. The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. **Journal of Ecology**, v.100, p.65–75, 2012.

MALHI, Y. & GRACE, J. Tropical Forests and Atmospheric Carbon Dioxide. **Trends in Ecology and Evolution**, v.15, p. 332-337, 2000.

MALHI, Y., BALDOCCHI, D.D.; JARVIS, P.G. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. **Plant Cell Environ**, v. 22, n.6, p.715-740, 1999.

MALHI, Y.; AMEZQUITA, F.F.; DOUGHTY, C. E.; SILVA-ESPEJO, J.; GIRARDIN, C.A.J.; METCALFE, D.B.; ARAGÃO, L. E. O. C.; HUARACA-QUISPE, L.P. The productivity, metabolism and carbon cycle of two lowland tropical forest plots in south-western Amazonia, Peru. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n.(1–2), p. 85–105, 2014.

MALHI, Y.; ARAGÃO, L. E. O. C.; METCALFE, D. B.; PAIVA, R.; QUESADA, C. A.; ALMEIDA, S.; et al. Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 15, n. 5, p. 1255–1274, 2009.

MALHI, Y. et al. The above-ground coarse wood productivity of 104 neotropical forest plots. **Global Change Biology**, Malden, v. 10, p. 563-591, 2004.

MALHI, Y. et al. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 12, n. 7, p. 1107-1138, 2006.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano Nacional de Agroenergia 2006-2011**. Brasília, DF, 118 p, 2005.

MARENCO, R. A. & LOPES, N. F. Aquecimento global e a fisiologia da planta. In: **Fisiologia Vegetal: fotossíntese, respiração, relações hídricas e nutrição mineral** (Ed). 3 ed., Viçosa: Minas Gerais, p. 397-486, 2009.

MARENGO, J. A.; JONES, R.; ALVES, L. M.; VALVERDE, M. C. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. **International Journal of Climatology**, v. 29, n. 15, p. 2241–2255, 2009.

MARTINS, P. J.; MAZON, J. A.; MARTINKOSKI, L.; BENIN, C. C.; WATZLAWICK, L. F. Dinâmica da Vegetação Arbórea em Floresta Ombrófila Mista Montana Antropizada. **Floresta e Ambiente**, 24, 2017. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.097014>

MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; NARDOTO, G.; PINTO, A.S.; ROCHA, H.; VILLELA, D.M.; MATTOS, E.A. (2014) Capítulo 5: Ciclos Biogeoquímicos e Mudanças Climáticas In: **PBMC: Base científica das mudanças climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climática v.1** (eds Ambrizzi T,

Araujo M.), pp. 181-208, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, Brazil.

MCDOWELL, N.; ALLEN, C. D.; ANDERSON-TEIXEIRA, K. et al. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. **New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 851-869, 2018.

MEAKEM, V.; TEPLEY, A. J.; GONZALEZ-AKRE, E. B. et al. Role of tree size in moist tropical forest carbon cycling and water deficit responses. **New Phytologist**, (2018), v. 219, n. 3, p. 947-958, 2017.

MEIR, P. & WOODWARD, F.I Amazonian rain forests and drought: Response
MELILLO, J. M.; MCGUIRE, A. D.; KICKLIGHTER, D. W.; MOORE, B.; MELILLO, J. M.;
STEUDLER, P. A.; ABER, J.D.; NEWKIRK, K.; LUX, H.; BOWLES, F.P.; CATRICALA,
C.; MAGILL, A.; AHRENS, T.; MORRISSEAU, S. Soil warming and carbon-cycle
feedbacks to the climate system. **Science**, v. 298, p. 2173-2176, 2002.

MEIR, P.; PENNINGTON, R. T. **Climatic Change and Seasonally Dry Tropical Forests**. In: DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; MOONEY, H. A.; CEBALLOS, G. (Ed.).
Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation. Washington, DC: Island
Press, 2011.

MEIR, P. & F. I. WOODWARD. Amazonian rain forests and drought: response and
vulnerability. **New Phytologist**, 187(3): 553-557, 2010.

MELO, A. C. G. & DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de
restauração e em matas ciliares nativas no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia
Forestalis**, n.71, p.149-154, 2006.

MELILLO, J. M.; MCGUIRE, A. D.; KICKLIGHTER, D. W.; MOORE, B.; VOROSMARTY,
C. J.; SCHLOSS, A. L. Global climate change and terrestrial net primary production.
Nature, v. 363, n. 6426, p. 234–240, 1993.

MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; ABER, J.D.; NEWKIRK, K.; LUX, H.; BOWLES,
F.P.; CATRICALA, C.; MAGILL, A.; AHRENS, T.; MORRISSEAU, S. Soil warming and
carbon-cycle feedbacks to the climate system. **Science**, v. 298, p. 2173-2176, 2002.

MENSAH, S.; VELDTMAN, R.; ACHILLE, E.; et al. Tree species diversity promotes
aboveground carbon storage through functional diversity and functional dominance.
Ecology and Evolution, v. 6, n. 20, 2016.

MENDES, S. L. & PADOVAN, M. P. A Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa
– ES. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)**. v. 11/12, p. 7-34,
2000.

MILTON, K.; LACA, E. A.; DEMMENT, M. W. Successional patterns of mortality and
growth of large trees in a Panamanian lowland forest. **Journal of Ecology**, v. 82, p. 79-
87, 1994.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.;
MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.; DA FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited:**

Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cemex, Washington, DC, 2004.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000.

MOESLUND, J. E.; ARGE, L.; BOCHER, P. K.; DALGAARD, T.; SVENNING, J. C. Topography as a driver of local terrestrial vascular plant diversity patterns. **Nordic Journal of Botany**, v. 31, n. 2, p. 129-144, 2013.

MULLER-LANDAU, H. C. Interspecific and inter-site variation in wood specific gravity of tropical trees. **Biotropica** v. 36, n. 1, p. 20–32, 2004.

NASCIMENTO, M.T., BARBOSA, R.I., CARVALHO, L., VILLELA, D. M., PROCTOR, J. Variation in floristic composition, demography and above-ground biomass over a 20-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. **Plant Ecology & Diversity**, 7, 293–303, 2014.

NASCIMENTO, M. T.; BARBOSA, R. I.; VILLELA, D. M. et al. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. **Plant Ecology**, v. 192, n. 2, p. 181–191, 2007.

NOBRE, C. A. Mudanças climáticas globais: possíveis impactos nos ecossistemas do país. **Parcerias Estratégicas**, v. 6, n. 12, p. 239-258, 2001.

NOGUEIRA, E.; FEARNside, P.; NELSON, B.; FRANCA, M. Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 248, p. 119-135, 2007.

NOWAK, D. J. & CRANE, D. E. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. **Environmental Pollution**, v.116, p.381-389, 2002.

NUNES, Y. R. F.; MENDONÇA, A. V. R.; BOTEZELLI, L. et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta botânica brasílica**, v. 17, n. 2, p. 213- 229, 2003.

ODUM, E. P. The Strategy of Ecosystem Development. **Science**, v. 164, n. 3877, p. 262–270, 1969. [doi:10.1126/science.164.3877.262](https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262)

OLDEMAN, R. A. A. Dynamics in tropical rain forest. In: **Tropical Forests – Botanic dynamics, speciation and diversity** (L. B. Holm-Nielsen, I. C.Nielsen & H. Balslev, eds.) Academic Press, London, p. 3-21, 1990.

OLIVEIRA de, M. M.; HIGUCHI, N.; CELES, C. H.; HIGUCHI, F. G. Tamanho e formas de parcelas para inventários florestais de espécies arbóreas na Amazônia Central. **Ciênc. Florest.** Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 645-653, 2014.

OLIVEIRA, A. N. et al. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amaz.**,

Manaus , v. 38, n. 4, p. 627-641, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400005>

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Classificação das fitofisionomias da América do Sul Cisandina Tropical e subtropical: proposta de um novo sistema – prático e flexível – ou uma injeção a mais de caos? **Rodriguésia**, v.60, n. 2, p.237-258, 2009.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; MACHADO, E. L. M.; HIGUCHI, P.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G. C.; SILVA, A. C.; SANTOS, R. M.; OLIVEIRA-FILHO A.T.; MELLO J.M.; SCOLFORO J.R. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). **Plant Ecol**, v. 131, p.45–66, 1997.

OLIVEIRA B.R.; BRAVO V.J.; BRAVO, M.A.; FRANCO, B.K.S. Florística e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Densa, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil. **Natureza on line**, v. 11, n. 4, p. 187-192, 2013.

OLIVEIRA FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p.787-813, 2000.

OMETTO, J. P. H. B. & MARTINELLI, L. A. Ciclos biogeoquímicos. In: Buckeridge, M. (Ed.). **Biologia & mudanças climáticas no Brasil**. São Carlos/SP: RiMa Editora, 2008, p. 29- 53.

PAGANO, S. N.; LEITÃO-FILHO, H. F.; CAVASSAN, O. Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua, Rio Claro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 2, p. 241-258, 1995.

PAN, Y.; BIRDSEY, R.A.; FANG, J.; HOUGHTON, R. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v.1, n. 2, p.1–3, 2011. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>

PAN, Y., BIRDSLEY, R. A., PHILLIPS, O. L., & JACKSON, R. B. The structure, distribution, and biomass of the world's forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 44, 593–622, 2013.

PAQUETTE, A., & MESSIER, C. The effect of biodiversity on tree productivity: From temperate to boreal forests. **Global Ecology and Biogeography**, 20, 170–180, 2011.

PBMC. Base científica das mudanças climáticas. **Contribuição do grupo de trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao primeiro relatório da avaliação nacional sobre mudanças climáticas** (AMBRIZZI, M.; ARAUJO, T. Ed.), COPPE Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014.

Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC). 2012. Base científica das mudanças climáticas. **Contribuição do Grupo de Trabalho 1 para o 1º Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas** (AMBRIZZI, T.; ARAÚJO, M.;

SILVA DIAS, P.L.; WAINER, I.; ARTAXO, P.; MARENGO, J.A.). Rio de Janeiro: PBMC. Retrieved September 30, 2013.

PRAGASAN, L. A. Tree carbon stock and its relationship to key factors from a tropical hill forest of Tamil Nadu, India. *Geology. Ecology, and Landscapes*, 2020.

PEARSON, T.R.H.; BURSLEM, D.F.R.P.; GOERIZ, R.E.; DALLING, J.W. Interactions of gap size and herbivory on establishment, growth and survival of three species of neotropical pioneer trees. *Journal of Ecology*, v. 91, p.785-796, 2003.

PESSOA, S. V. A. & ARAÚJO, D. S. D. Tree species richness and composition in a fragmented landscape of the Brazilian lowland Atlantic Forest. *Rodriguésia*, v.71, 2020.

PESSOA, S. V. A. & ARAÚJO, D. S. D. Tree community dynamics in a submontane forest in southeastern Brazil: growth, recruitment, mortality and changes in species composition over a seven-year period. *Acta Bot. Bras.*, v. 28, n. 2, 2014.

PICARD, N.; MAGNUSSEN, S.; BANAK, L. N.; NAMKOSSERENA, S.; YALIBANDA, Y. Permanent sample plots for natural tropical forests: a rationale with special emphasis on Central Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 164, p. 279–295, 2010.

PICARD, N.; RUSTISHAUSER, E.; PLOTON, P.; NGOMANDA, A.; HENRY, M. Should tree biomass allometry be restricted to power models? *Forest Ecologic Management*, v. 353, p. 156-163, 2015.

PHILLIPS, O. L.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LEWIS, S. L. *et al.* Droughtsensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*, v. 323, n. 5919, p. 1344–1347, 2009.

PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W.F.; *et al.* Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 359, p. 381–407, 2004.

PHILLIPS, O.L. & BRIENEN, R.J.W.. A absorção de carbono pelas florestas maduras da Amazônia mitigou as emissões de carbono das nações amazônicas. *Carbon Balance Manage*, 12, 1, 2017. <https://doi.org/10.1186/s13021-016-0069-2>

PHILLIPS, O. L. & GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*, v. 263, p. 954-958, 1994.

PHILLIPS, O. L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. *Environmental Conservation*, v. 23, p. 235-248, 1996.

PHILLIPS, O. L.; SULLIVAN, M. J. P.; BAKER, T. R.; MENDOZA, A. M.; PERCY NÚÑEZ VARGAS, P. N.; VÁSQUEZ, R. Species Matter: Wood Density Influences Tropical Forest Biomass at Multiple Scales. *Surveys in Geophysics*, 40:913–935, 2019.

PHILLIPS, O. L.; VAN DER HEIJDEN, G.; LEWIS, S. L.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, G. *et al.* Drought–mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist*, v. 187, p.631–646, 2010.

POORTER, L.; BOOT, R. G. A.; HAYASHIDA-OLIVER, Y.; LEIGUE-GOMEZ, J.; PEÑA-CLAROS, M.; ZUIDEMA, P. A. Dinâmica de Espécies Arbóreas em um Bosque Húmido Tropical em el Norte de la Amazonía Boliviana. In: B. MOSTACEDO; T.S. FREDERICKSEN (eds.), Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolívia, Santa Cruz: BOLFOR, 2001, p. 53-76.

POORTER, L. et al. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. **Ecology**, v. 89, p. 1908– 1920, 2008.

POORTER, L.; BONGERS, F.; AIDE, T. M.; ALMEYDA ZAMBRANO, A. M.; et al. Biomass resilience of neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, 211–214, 2016.

POORTER, L. et al. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Glob. Ecol. Biogeogr.** 24, 1314–1328, 2015. <https://doi.org/10.1111/geb.12364> .

POPMA, J.; BONGERS, F.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; VENEKLAAS, E. Pioneer species distribution in treefall gaps in Neotropical rain Forest: a gap definition and its consequences. **Journal of Tropical Ecology**, 4: 77-88, 1988.

PUIG, H. **A floresta tropical úmida**. São Paulo: UNESP, 2008. 493p.

PUGH, T. A.M. et al. Papel da regeneração florestal na dinâmica global do sumidouro de carbono. **Proc Natl Acad Sci**, EUA, 116: 4382 – 4387, 2019.

PUGH, T.A.M.; LINDESKOG, M.; SMITH, B.; POULTER, B. ET AL. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements. **Nature**, v. 506, n. 7486, p. 76–80, 2014.

R Core Team R. **A Language and Environment for Statistical Computing**, 2019. Disponível em: <Disponível em: <http://www.r-project.org/>. Acessado em: 15 de Jun. de 2019.

REES, M.; CONDIT, R.; CRAWLEY, M.; PACALA, S.; TILMAN, D. Longterm studies of vegetation dynamics. **Science**, v. 293, p. 650-655, 2001.

REIS, B. N. efeito de borda sobre a dinâmica da biomassa arbórea em fragmento de Floresta Ombrófila da Mata Atlântica, RJ. 2019. 117 f. **Dissertação** (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes, 2019.

REJOU-MECHAIN, M.; TANGUY, A.; PIPONOT, C.; CHAVE, J.; HERAULT, B. **BIOMASS: Estimating Aboveground Biomass and Its Uncertainty in Tropical Forests**. R package version 1.2. 2018.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.143, n.6, p.1141-1153, 2009a.

RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L.; 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**, Viçosa-MG, v.33, n.5, p.917-926, 2009b.

RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; NARDELLI; A. M. B.; SOUZA, A. L. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.495-504, 2010.

RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge: Cambridge University Press, 1998.

Richards, P. W. **The tropical rain forest**. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1996.

ROCHA, R. M. Taxas de recrutamento e mortalidade da floresta de terra-firme da Bacia do Rio Cuieiras na região de Manaus-AM. 2001. 49f. **Dissertação de Mestrado**, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA/UFAM), Manaus, Amazonas, 2001.

RODRÍGUEZ-CALCERRADA, J. ; REICH, P.B.; ROSENQVIST, E.; PARDOS, J.A.; CANO, F.J.; ARANDA, I. Leaf physiological versus morphological acclimation to high-light exposure at different stages of foliar development in oak. **Tree Physiology**, Victoria, v.28, p.761–771, 2008.

ROLIM, S.G.; COUTO, H.T.Z.; JESUS, R.M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, v.55, p. 49-69, 1999.

ROLIM, S. G.; JESUS, R. M.; NASCIMENTO, H. E. M.; COUTO, H. T. Z & CHAMBERS, J.Q. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. **Oecologia**, v. 142, p. 238- 246, 2005.

ROSSI, L. M. B.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. **Floresta**, v.37, n.2, p. 275-291, 2007.

ROWLAND, L.; DA COSTA, A. C.; GALBRAITH, D. R. et al. Death from drought in tropical forests is triggered by hydraulics not carbon starvation. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 119, 2015.

RUIZ-BENITO, P.; GÓMEZ-APARICIO, L.; PAQUETTE, A.; MESSIER, C.; KATTGE, J.; ZAVALA, M. A. Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. **Glob. Ecol. Biogeogr.** v. 23, p. 311-322, 2014.

SAITER, F. Z.; GUILHERME, F. A. G.; THOMAZ, L. D.; WENDT, T. Tree changes in a mature rainforest with high diversity and endemism on the Brazilian coast. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, p. 1921-1949. 2011.

SAITER, F. Z. & THOMAZ, L. D. Revisão da lista de espécies arbóreas do inventário de Thomaz & Monteiro (1997) na Estação Biológica de Santa Lúcia: o mais importante estudo fitossociológico em florestas montanas do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)**, v. 34, p. 101-128, 2014.

SAMPAIO, G.; MARENGO, J.; NOBRE, C. A atmosfera e as mudanças climáticas. In: Buckeridge, M. (Ed.). **Biologia & mudanças climáticas no Brasil**. São Carlos/SP: RiMa Editora, 2008, p. 5-28.

SANQUETTA, C.R.; CORTE, A. P. D.; PELISSARI, A. L.; TOMÉ, M.; G. C.; MASS, G. C.B.; SANQUETTA, I.N. Dinâmica em superfície, volume, biomassa e carbono nas florestas nativas brasileiras: 1990-2015. **BIOFIX Scientific Journal** v. 3 n. 1 p. 193-198, 2018.

SANTOS, S.E.M.; MIRANDA, I.S.; TOURINHO, M.M. Estimativa de biomassa de sistemas agroflorestais das várzeas do rio Juba, Cametá, Pará. **Acta Amaônica**, v. 34, p.01-08, 2004.

SANTOS, F. G.; CAMARGO, P. B.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C. Estoque e dinâmica de biomassa arbórea em floresta ombrófila densa na flona Tapajós: Amazônia Oriental. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1049-1059, 2018. <https://doi.org/10.5902/1980509833388>

SALVATIERRA, A. L. H.; LADLE, R. J.; BARBOSA, H.; CORREIA, R. A.; MALHADO, A. C. M. Protected areas buffer the Brazilian semi-arid biome from climate change. **Biotropica**, 2017. doi:10.1111/btp.12459.

SAATCHI, S.; ASEFI-NAJAFABADY, S.; MALHI, Y.; ARAGÃO, L.E.; ANDERSON, L.O.; MYNENI, R.B.; NEMANI, R. Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. **Proc Natl Acad Sci.**, v. 110, n. 2, p. 565–70, 2013.

SEIDL, R.; THOM, D.; KAUTZ, M. et al. Perturbações florestais devido às alterações climáticas. **Nature Clim Change**, 7, 395–402, 2017. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S. R.; DAKOS, V.; VAN NES, E. H. Generic indicators of ecological resilience: inferring the chance of a critical transition. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 145-167, 2015.

SCHMITT, S.; MARÉCHAUX, I.; CHAVE, J.; FISCHER, F.J.; PIPONNIOT, C.; TRAISSAC, S.; HÉRAULT, B. Functional diversity improves tropical forest resilience: Insights from a long-term virtual experiment. **J. Ecol.**, v. 118, n. 3, p. 831-843, 2020.

SCHNEIDER, S. H. The Greenhouse Effect: Science and Policy **Science**, v. 243, p. 771-781, 1989.

SCOLFORO, J. R. **Manejo Florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE. 438 p., 1998.

SCOLFORO, J. R. S.; MACHADO, S. A.; SILVA, S. T. **O manejo da vegetação nativa através de cortes seletivos**. EMBRAPA-CNPq. Documentos, 1997.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, p. 765-800, 2000.

SIERRA, C.A.; DEL VALLE, J.I.; RESTREPO, H.I. Total carbon accumulation in a tropical forest landscape. **Carbon balance and management**, v. 7, n. 1, p. 12, 2012.

SILVA, M. B. et al. Gênese e classificação dos solos de uma topossequência em área de carste na Serra da Bodoquena, MS. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 37, p. 1464-1480, 2013.

SILVA, G.C.; NASCIMENTO, M.T. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 1, p. 51-62, 2001.

SILVA-MATOS, D. M.; WATKINSON, A. R. The Fecundity, Seed, and Seedling Ecology of the Edible Palm *Euterpe edulis* in Southeastern Brazil. **Biotrópica**, 30, 4, 595-603, 1998.

SIERRA, C. A.; DEL VALLE, J.; RESTREPO, H. Acúmulo total de carbono em uma paisagem de floresta tropical. **Carbon Balance and Management**, v. 7, n. 12, 2012.

SILVESTRE, R.; KOEHLER, H.S.; MACHADO, A.S.; BALBINOT, R.; WATZLAWICK, L.F. Análise estrutural e distribuição espacial em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Guarapuava (PR). **Revista Ambiente**, 8(2): 259-274, 2012. <http://dx.doi.org/10.5777/ambiente.2012.02.03>

SOCHER, L.G.; RODERJAN, C.V.; GALVÃO, F. Biomassa aérea de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no município de Araucária (PR). **Floresta**, v. 38, n. 2, p. 245-252, 2008.

SOCHER, L. G.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. Biomassa aérea de uma floresta ombrófila mista aluvial no município de Araucária, PR. **Revista Floresta**, v.38, n.2, p.245-252, 2008.

SOUZA, A. L.; BOINA, A.; SOAREAS, C. P. B.; VITAL, B. R.; GASPAR, R. O.; LANA, J. M. Estoque e crescimento em volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em floresta estacional semidecidual. **Revista Árvore**, v.35, n.6, p.1277-1285, 2011.

SOUZA, A. L.; BOINA, A.; SOARES, C. P. B.; VITAL, B. R.; GASPAR, R. O.; LANA, J. M. Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em floresta estacional semidecidual. **Revista Árvore**, v.36, n.1, p.169-179, 2012.

STEPHENSON, N. L. & VAN MANTGEM, P. J. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity. **Ecology Letters**, v. 8, p. 524-531, 2005.

STEPHENSON, N. L.; VAN MANTGEM, P. J.; BUNN, A. G.; BRUNER, H. HARMON, M. E.; O'CONNELL, K. B.; URBAN, D. L.; FRANKLIN, J. F. Causes and implications of the correlation between forest productivity and tree mortality rates. **Ecological Monographs**, v. 81, p. 527–555, 2011.

STEGEN, J.C.; SWENSON, N.G.; VALENCIA, R.; ENQUIST, B.J.; THOMPSON, J. Above-ground forest biomass is not consistently related to wood density in tropical forests. **Glob Ecol Biogeogr** 18:617–625, 2009.

SHARMA, C. M.; BADUNI, N. P.; GAIROLA, S.; GHILDIYAL, S. K.; SUYAL, S. Tree diversity and carbon stocks of some major forests of Garhwal Himalaya, India. **For Ecol Manag**, v.260, p. 2170–2179, 2010.

SULLIVAN, M. J. et al. Diversity and carbon storage across the tropical forest **biome**. **Sci. Rep.** 7, 39102, 2017. <https://doi.org/10.1038/srep39102>.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, p. 359-366, 1987.

TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. Edge-effects drive tropical Forest fragments towards an early-seccessional system. **Biotropica**, 40, 657-661, 2008.

TAIZ, L. & ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5.ed. Porto Alegre: Artmed, 2017. 954p.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

The Global Wood Density (GWD) database in the subsection Tropical South America (<http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>, Chave et al. 2009; Zanne et al. 2009)

THOMAZ, L. D. & MONTEIRO, R. Atlantic Forest floristic composition for the slopes of the Santa Lúcia Biological Station, municipality of Santa Teresa-ES. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)**, v. 7, p. 3–48, 1997.

TOLEDO, M.; POORTER, L.; PEÑA-CLAROS, M.; ALARCON, A.; BALCÁZAR, J.; LEAÑO, C.; LICONA, J.C.; LLANQUE, O.; VROOMANS, V.; ZUIDEMA, P.; BONGERS, F. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance. **Journal of Ecology**, v.99, p. 254– 264, 2011.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M. HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592 p.

TULIO NETO, P.D. Ecopolítica das mudanças climáticas: o IPCC e o ecologismo dos pobres [online]. Rio de Janeiro: Centro Edelstein de Pesquisas Sociais. **As mudanças climáticas na ordem ambiental internacional**. pp. 37-81, 2010.

VAN GELDER, H. A.; POORTER, L. & STERCK, F. J. Wood mechanics, allometry, and life-history variation in a tropical rain forest tree community. **New Phytologist**, v. 171, p. 367– 378, 2006.

VARASSIN, I.G. & SAZIMA, M. Recursos de Bromeliaceae utilizados por beija-flores e borboletas em Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, nova série**, v.11, n.12, p.57-70, 2000.

VAN MANTGEM, P.J.; STEPHENSON, N.L.; BYRNE, J.C.; DANIELS, L.D.; et al. Widespread increase of tree mortality rates in the western United States. **Science** (New York, N.Y.) 323, 521-4, 2009.

VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. (2002) **Modern Applied Statistics with S**. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.

VIANNA, A. L. M.; VIDAL, E. J.; GORENSTEIN, M. R.; BATISTA, J. L. F. Tamanho ótimo de parcela para estimativa de estoque de carbono da parte aérea lenhosa de fitofisionomias florestais na Amazônia oriental. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 2, p. 447-456, 2010.

VIEIRA, S. A. et al. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotrop**, v. 8, n. 2, 2008.

VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; DUARTE-NETO, P. J.; MARTINS, S. C.; VEIGA, L. G.; SCARANELLO, M. A.; PICOLLO, M. C.; CAMARGO, P. B.; CARMO, J. B.; SOUSA NETO, E.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, New Jersey, v. 1, n. 3, p. 421 - 434, 2011.

VILLELA, D. M.; MATTOS, E. A.; PINTO, A. S.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A. Carbon and nitrogen stocks and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology (Print)**, v. 72, p. 633-642, 2012.

VILÀ, M.; VAYREDA, J.; COMAS, L.; IBÁÑEZ, J.J.; MATA, T.; OBÓN, B. Species richness and wood production: a positive association in Mediterranean forests. **Ecol. Lett.** v. 10, p. 241-250, 2007.

VITOUSEK, P. M. & SANFORD, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review Systems**, v.17, p.137-167. 1986.

WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W.; VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; GODINHO, T. O. BALBINOT, R. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná. **Scientia Forestalis**, v.40, n.95, p.353-362, 2012.

WANG, S.Q.; ZHOU, L.; CHEN, J.M.; JU, W.M.; FENG, X.F. & WU, W.X. Relationships between net primary productivity and stand age for several forest types and their influence on China's carbon balance. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 1651–1662, 2011.

WELDEN, C.W.; HEWETT, S.W.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. **Ecology**, v. 72, p. 35-50, 1991.

WENDT, T.; COSER, T. S.; BOUDET-FERNANDES, H.; MARTINELLI, G. Bromeliaceae do município de Santa Teresa, Espírito Santo: lista de espécies, distribuição, conservação e comentários taxonômicos. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v.27, p.21-53, 2010.

WERNER, F. A.; & HOMEIER, J. Is tropical montane forest heterogeneity promoted by a resource-driven feedback cycle? Evidence from nutrient relations, herbivory and litter decomposition along a topographical gradient. **Functional ecology**. v.29, 430-440, 2015.

WEST, G.B., ENQUIST, B.J. & BROWN, J.H. A general quantitative theory of forest structure and dynamics. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, p. 7040–7045, 2009.

WHITMORE, T.C. **An Introduction to tropical rain forests**. Oxford University Press, New York, 1990.

WHITMORE, T. C. The influence of tree population dynamics on forest species composition. **In**: DAVY, A. J.; HUTCHINGS, M. J.; WATKINSON, A. R. (eds) *Population biology of plants*. Blackwell, Oxford. 1988.

WU, X.; WANG, X.; TANG, Z.; SHEN, Z.; ZHENG, C.; XIA, X.; FANG, J. The relationship between species richness and biomass changes from boreal to subtropical forests in China. **Ecography**, 38, 602–613, 2015.

WU, M.; SCHURGERS, G.; AHLSTRÖM, A.; RUMMUKAINEN, M.; MILLER, P. A.; MAY, W. Impacts of land use on climate and ecosystem productivity over the Amazon and the South American continent. **Environ. Res. Lett.**, 12: 054016, 2017.

WORBES, M. Annual growth rings, rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the Caparo Forest Reserve in Venezuela. **Journal of Ecology**, v. 87, n. 3, p. 391–403, jun. 1999.

YANG, Y. et al. Long-term CO₂ fertilization increases vegetation productivity and has little effect on hydrological partitioning in tropical rainforests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 121, n. 8, p. 2125–2140, 2016.

ZANG, Y. & LIANG, L. Changes in forest biomass and linkage to climate and forest disturbances over Northeastern China. **Global Change Biology**, 20, 2596–2606, 2014.

ZANNE, A. E; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D. A; 2009. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository. doi:10.5061/dryad.234.

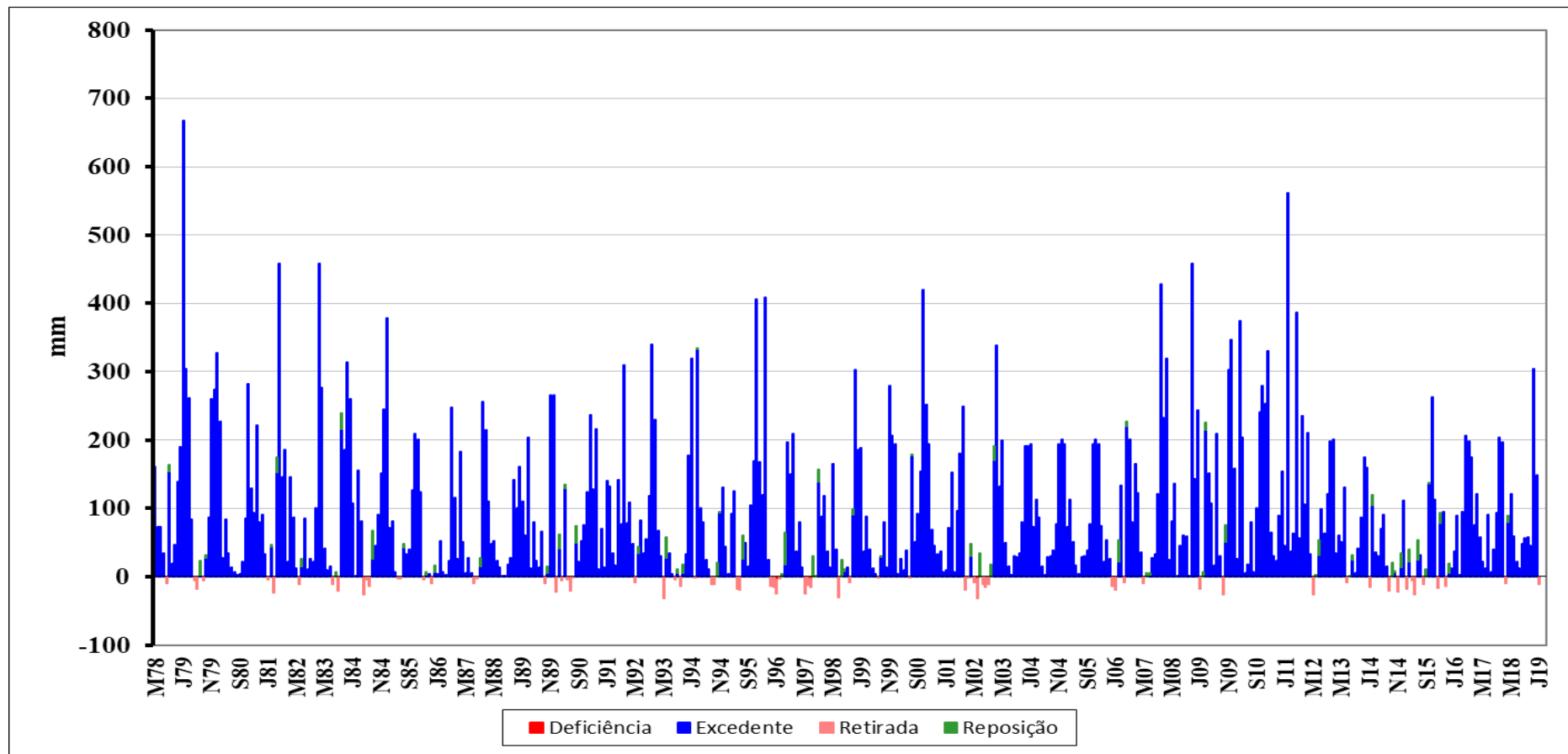
ZEMP, D. C.; SCHLEUSSNER, C.-F.; BARBOSA, H. M. J.; RAMMIG, A. Deforestation effects on Amazon forest resilience. **Geophysical Research Letters**, 44, 2017. doi:10.1002/2017GL072955.

ZHAO, L.; XIANG, W.; LI, J.; LEI, P.; DENG, X.; FANG, X. & PENG, C. Effects of Topographic and Soil Factors on Woody Species Assembly in a Chinese Subtropical Evergreen Broadleaved Forest. **Forests**, v. 6, p.650- 669, 2015.

ZHOU, L.; TIAN, Y.; MYNENI, R. B.; CIAIS, P.; SAATCHI, S.; et al. Widespread decline of Congo rainforest greenness in the past decade. **Nature**, v. 509, p.86–90, 2014.

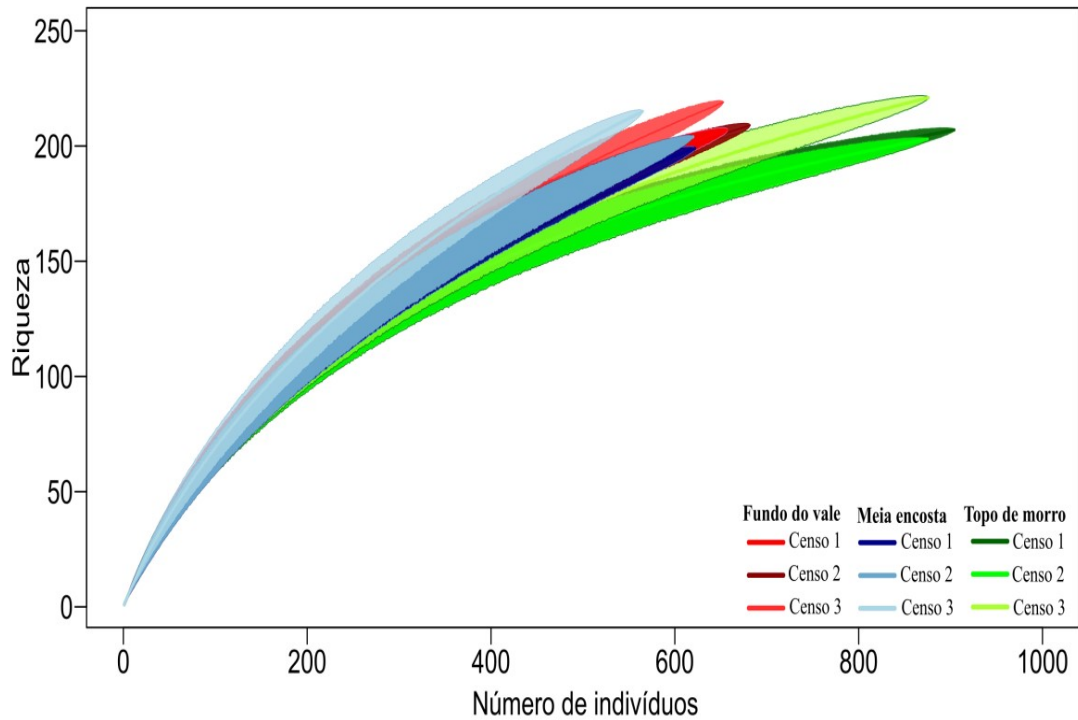
9. APÊNDICE

Apêndice 1 - Balanço hídrico sequencial para Santa Teresa -ES (série histórica 1978-2019). No eixo horizontal são exibidas escalas para meses (inferior). Dados obtidos do Banco de Dados Climatológicos do Instituto Capixaba de Pesquisa e Extensão Rural (INCAPER).

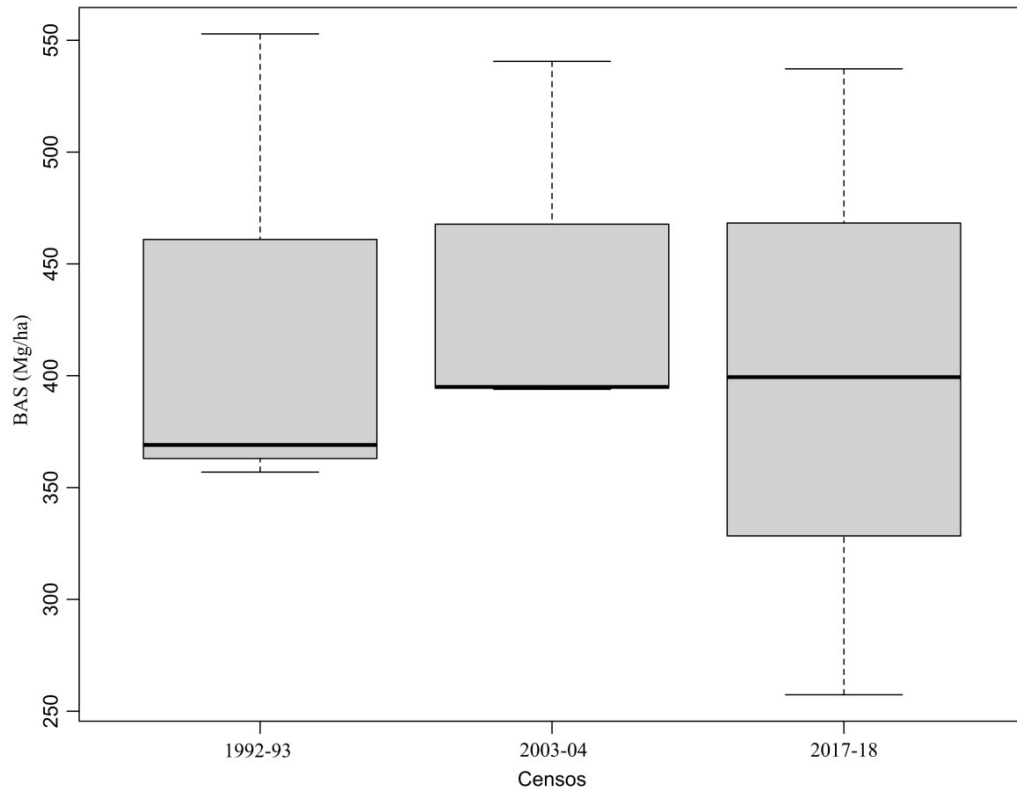


Apêndice 2- Estrutura arbórea da comunidade (DAP>6,4cm) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) para as três áreas de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia – EBSL, Espírito Santo, Brasil.

Áreas	Densidade (ind./ha)			Área basal (m ² /ha)			Diversidade Shannon (H')			Equidade Pielou (J')		
	Censos											
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Fundo do Vale (1)	382	431	300	180,89	203,89	141,93	4,81	4,81	4,83	0,90	0,89	0,89
Meia encosta (2)	387	415	414	183,01	196,10	195,87	4,71	4,76	4,77	0,89	0,89	0,88
Topo de morro (3)	575	566	570	271,88	267,68	269,66	4,64	4,73	4,76	0,87	0,88	0,87



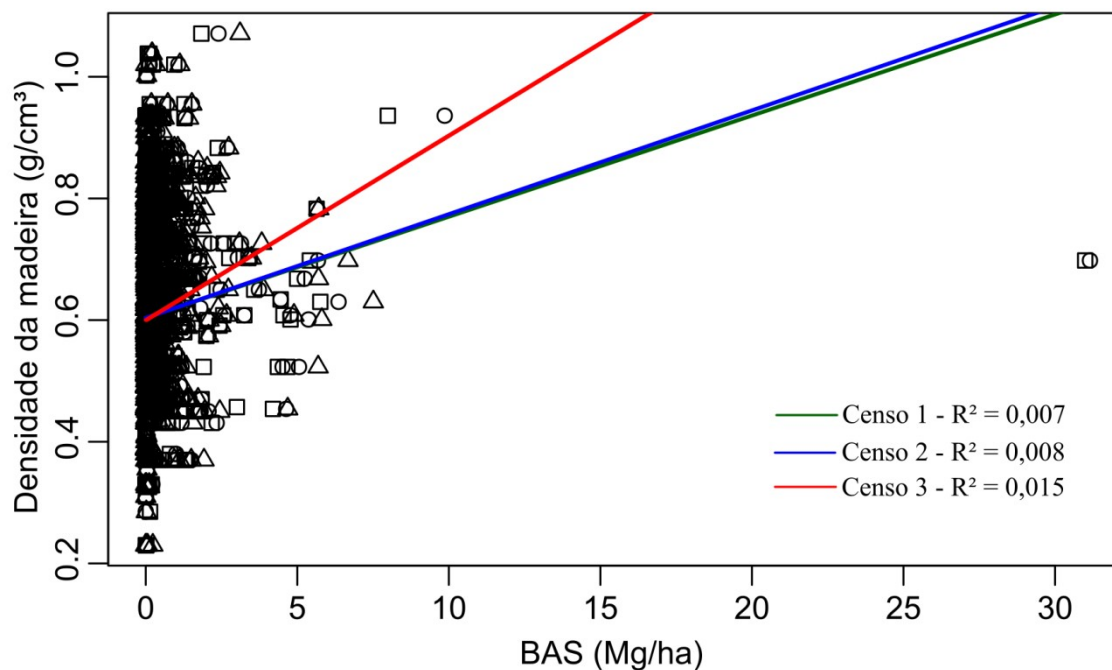
Apêndice 3- Curvas de rarefação de número de indivíduos em relação à riqueza de espécies no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) nos três transectos amostrados na de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil.



Apêndice 4- Boxplot de distribuição de biomassa acima do solo (BAS) de árvores (DAP \geq 10 cm) no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) de floresta ombrófila densa preservada da Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. Barras horizontais negras representam valor mediano, caixas representam primeiro e terceiro quartis e barras pontilhadas indicam o whiskers.

Apêndice 5 - Dinâmica da Biomassa acima do Solo das 20 espécies com maior contribuição de BAS no primeiro inventário florestal realizado em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada da Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil, no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18).

Espécies	Ranking VI	Abundância			BAS (Mg/ha)			Δ BAS (Mg/ha)		Mudança BAS (%)	
		Censo 1	Censo 2	Censo 3	Censo 1	Censo 2	Censo 3	Censo 1-2	Censo 2-3	Censo 1-2	Censo 2-3
<i>Caryocar edule</i>	92	2	2	1	35,69	36,11	6,54	0,43	-30,16	-96,21	-368,81
<i>Humiriastrum spiritu-sancti</i>	4	19	19	19	14,20	14,91	16,45	0,73	1,57	5,03	10,34
<i>Eriotheca macrophylla</i>	3	53	50	53	11,41	11,54	11,74	0,13	0,21	1,10	1,76
<i>Marlierea obscura</i>	127	4	4	5	8,44	10,36	0,82	1,96	-9,73	22,78	-92,06
<i>Pouteria macahensis</i>	27	18	14	12	8,27	7,16	7,11	-1,14	-0,05	-13,50	-0,73
<i>Virola gardneri</i>	10	14	15	15	7,52	8,29	9,10	0,79	0,82	10,26	9,73
<i>Coussapoa microcarpa</i>	6	21	19	19	7,38	8,83	9,36	1,48	0,54	19,67	6,05
<i>Mouriri cf. regeliana</i>	44	5	6	6	6,84	7,21	7,85	0,38	0,65	5,41	8,80
<i>Micropholis venulosa</i>	14	15	15	14	6,68	8,17	9,96	1,52	1,83	22,38	21,91
<i>Trichilia lepidota</i>	61	12	12	8	6,64	6,77	1,50	0,13	-5,37	1,95	-77,78
<i>Ocotea divaricata</i>	19	11	11	10	6,57	6,98	8,01	0,42	1,05	6,28	14,68
<i>Eugenia aff. pruniformis</i>	29	9	9	8	6,55	6,95	8,20	0,40	1,28	6,02	18,06
<i>Parinari obtusifolia</i>	48	3	4	4	6,27	6,65	7,14	0,39	0,50	6,12	7,41
<i>Ocotea aciphylla</i>	2	85	79	73	6,26	7,60	7,57	1,37	-0,03	21,38	-0,45
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	5	43	41	34	5,92	6,44	5,56	0,53	-0,89	8,71	-13,58
<i>Sloanea guianensis</i>	18	17	17	16	5,76	6,25	7,07	0,50	0,83	8,49	13,07
<i>Pouteria bangii</i>	11	20	23	24	5,69	6,88	8,29	1,22	1,43	21,00	20,44
<i>Sparattanthelium botocudorum</i>	53	3	3	3	5,65	6,21	6,66	0,57	0,45	9,95	7,15
<i>Hydrogaster trinervis</i>	77	1	1	1	5,65	6,24	7,36	0,60	1,15	10,45	18,04
<i>Ormosia ruddiana</i>	14	17	14	12	5,57	5,71	6,22	0,15	0,52	2,65	8,85
Outras		1822	1818	1778	281,1	291,4	281,5	10,3	-10,4		
Total		2190	2176	2106	448,1	471,6	428,3	22,9	-43,8		



Apêndice 6 - Relação entre a Densidade específica da madeira e a biomassa acima do solo (BAS) em 1,02 ha de uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil, no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18).

Apêndice 7 - Mudanças na comunidade arbórea em número de indivíduos no período de 25 anos (em três censos 1992-93; 2003-04; 2017-18) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil.

	Censos			Mortalidade		Ganho/recrutamento		Sobreviventes	
	1	2	3	Censo 2	Censo 3	Censo 2	Censo 3	Censo 2	Censo 3
Número de espécies	385	384	408	15	19	14	43	370	365
Número de famílias	64	63	70	2	1	1	7	63	62
Número de árvores	2190	2176	2106	228	385	225	304	1962	1791
Área basal (m ²)	47,9	49,5	46,4	3,96	6,9	0,9	1,4	44	42,5

Apêndice 8 - Dinâmica das 100 espécies com maior valor de importância (VI) no intervalo entre 2003-2004 (censo 2) e 2017-2018 (censo 3) em uma floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia - EBSL, Espírito Santo, Brasil. m= mortas; r= recrutadas; ML= Mudança líquida; Turn= Turnover.

Espécie	VI	Número de árvores											Área basal				
		Censo 2	m	r	Censo 3	Taxas (% ano)			Turn	Censo 2	m	R	Censo 3	Taxas (% ano)			Turn
						m	r	ML						Perda	Ganho	ML	
<i>Euterpe edulis</i>	16,91	204	59	49	194	2,410	2,060	-0,360	2,230	1,459	0,477	0,263	1,392	3,120	2,790	-0,340	2,960
<i>Ocotea aciphylla</i>	8,71	77	14	7	70	1,420	0,750	-0,680	1,090	1,240	0,239	0,032	1,212	1,570	1,390	-0,180	1,480
<i>Eriotheca macrophylla</i>	8,10	50	8	11	53	1,240	1,650	0,420	1,440	1,507	0,171	0,050	1,520	0,850	0,910	0,060	0,880
<i>Humiriastrum spiritu-sancti</i>	4,56	18	0	1	19	0,000	0,390	0,390	0,190	1,189	0,000	0,103	1,304	0,040	0,690	0,660	0,360
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	4,46	40	6	0	34	1,150	0,000	-1,150	0,580	0,782	0,153	0,000	0,670	1,890	0,810	-1,090	1,350
<i>Coussapoa microcarpa</i>	4,32	19	1	1	19	0,390	0,390	0,000	0,390	1,063	0,021	0,006	1,117	0,220	0,570	0,360	0,390
<i>Mezilaurus glabriantha</i>	4,22	41	4	0	37	0,730	0,000	-0,730	0,370	0,595	0,045	0,000	0,570	0,640	0,340	-0,300	0,490
<i>Guapira venosa</i>	3,97	23	3	13	33	0,990	3,510	2,610	2,250	0,326	0,017	0,051	0,439	0,380	2,470	2,140	1,430
<i>Unonopsis sancta-teresae</i>	3,90	44	9	1	36	1,620	0,200	-1,420	0,910	0,369	0,094	0,004	0,315	2,140	1,020	-1,130	1,580
<i>Virola gardneri</i>	3,74	15	0	0	15	0,000	0,000	0,000	0,000	0,955	0,000	0,000	1,039	0,000	0,600	0,600	0,300
<i>Pouteria bangii</i>	3,65	23	0	1	24	0,000	0,300	0,300	0,150	0,597	0,000	0,004	0,697	0,000	1,110	1,120	0,550
<i>Guapira opposita</i>	3,64	28	5	3	26	1,400	0,870	-0,530	1,130	0,506	0,032	0,012	0,569	0,470	0,130	0,850	0,890
<i>Siparuna bifida</i>	3,42	21	1	9	29	0,350	2,620	2,330	1,480	0,254	0,012	0,037	0,325	0,950	2,660	1,760	1,800
<i>Micropholis venulosa</i>	3,18	15	1	0	14	0,490	0,000	-0,490	0,250	0,713	0,005	0,000	0,826	0,050	1,090	1,060	0,570
<i>Pseudoxandra spiritus-sancti</i>	3,14	13	1	0	12	0,570	0,000	-0,570	0,290	0,807	0,042	0,000	0,906	0,390	1,200	0,830	0,790
<i>Ocotea sp3</i>	2,72	17	1	0	16	0,430	0,000	-0,430	0,220	0,509	0,011	0,000	0,598	0,160	1,300	1,160	0,730
<i>Inga capitata</i>	2,66	25	4	1	22	1,240	0,330	-0,910	0,780	0,306	0,070	0,004	0,282	1,830	1,240	-0,600	1,530
<i>Sloanea guianensis</i>	2,63	16	0	0	16	0,000	0,000	0,000	0,000	0,505	0,000	0,000	0,556	0,000	0,710	0,710	0,350
<i>Ocotea divaricata</i>	2,58	11	1	0	10	0,680	0,000	-0,680	0,340	0,645	0,012	0,000	0,716	0,140	0,890	0,760	0,520
<i>Ormosia ruddiana</i>	2,51	14	3	1	12	1,710	0,620	-1,100	1,160	0,555	0,019	0,003	0,588	0,240	0,660	0,420	0,450

Continuação...

Espécie	VI	Número de árvores								Área Basal							
		Censo 2	m	r	Censo 3	Taxas (% ano)			Turn (%)	Censo 2	m	r	Censo 3	Taxas (% ano)			Turn
						m	r	ML						Perda	Ganho	ML	
<i>Lacistema robustum</i>	2,49	16	3	13	26	1,470	4,830	3,530	3,150	0,180	0,055	0,055	0,172	0,500	4,710	-0,320	4,860
<i>Guapira obtusata</i>	2,44	26	7	0	19	2,220	0,000	-2,220	1,110	0,461	0,032	0,012	0,323	0,470	0,130	0,850	0,890
<i>Micropholis guyanensis</i>	2,43	12	0	0	12	0,000	0,000	0,000	0,000	0,539	0,000	0,000	0,626	0,000	1,060	1,070	0,530
<i>Maytenus cestrifolia</i>	2,31	20	2	1	19	0,750	0,390	-0,370	0,570	0,094	0,008	0,005	0,113	0,670	1,900	1,260	1,290
<i>Licania micranta</i>	2,26	12	0	0	12	0,000	0,000	0,000	0,000	0,378	0,000	0,000	0,473	0,000	1,590	1,610	0,790
<i>Ocotea cryptocarpa</i>	2,25	15	3	2	14	1,580	1,100	-0,490	1,340	0,448	0,119	0,007	0,369	2,180	0,810	-1,380	1,500
<i>Pouteria macahensis</i>	2,17	14	2	0	12	1,100	0,000	-1,100	0,550	0,472	0,033	0,000	0,457	0,510	0,280	-0,230	0,390
<i>Geonoma schottiana</i>	2,17	18	4	9	23	1,780	3,480	1,770	2,630	0,063	0,016	0,036	0,085	2,060	4,190	2,230	3,130
<i>Eugenia aff. pruniformis</i>	2,03	9	1	0	8	0,840	0,000	-0,840	0,420	0,492	0,005	0,000	0,556	0,070	0,930	0,870	0,500
<i>Psychotria vellosiana</i>	1,96	15	3	4	16	1,580	2,030	0,460	1,810	0,374	0,005	0,000	0,246	0,070	0,930	0,870	0,500
<i>Swartzia apetala</i>	1,96	13	3	4	14	1,860	2,370	0,530	2,120	0,279	0,075	0,018	0,237	2,210	1,040	-1,180	1,620
<i>Diplostropis incexis</i>	1,95	14	1	0	13	0,530	0,000	-0,530	0,260	0,286	0,007	0,000	0,306	0,190	0,670	0,480	0,430
<i>Myrcia amazonica</i>	1,87	19	5	1	15	2,160	0,490	-1,670	1,320	0,201	0,069	0,003	0,201	2,940	0,290	-0,010	2,930
<i>Ocotea corymbosa</i>	1,84	11	0	1	12	0,000	0,620	0,620	0,310	0,285	0,000	0,003	0,305	0,000	0,470	0,470	0,240
<i>Trichilia silvatica</i>	1,83	14	1	1	14	0,530	0,530	0,000	0,530	0,208	0,027	0,004	0,202	0,980	0,770	-0,210	0,870
<i>Ocotea catharinensis</i>	1,83	15	4	1	12	2,190	0,620	-1,580	1,410	0,314	0,054	0,005	0,300	1,340	1,020	-0,330	1,180
<i>Guatteria australis</i>	1,82	13	2	1	12	1,190	0,620	-0,570	0,900	0,262	0,009	0,003	0,293	0,260	0,110	0,810	0,660
<i>Manilkara cf. longifolia</i>	1,79	9	0	0	9	0,000	0,000	0,000	0,000	0,383	0,000	0,000	0,398	0,000	0,280	0,280	0,140
<i>Beilschmiedia linharensis</i>	1,71	9	1	0	8	0,840	0,000	-0,840	0,420	0,383	0,022	0,000	0,382	0,410	0,410	0,000	0,410
<i>Eugenia acutata</i>	1,69	13	1	0	12	0,570	0,000	-0,570	0,290	0,245	0,030	0,000	0,259	0,910	1,300	0,390	1,110
<i>Trichilia sp nov.</i>	1,68	10	2	1	9	1,580	0,840	-0,750	1,210	0,373	0,090	0,037	0,372	1,990	1,960	-0,030	1,980
<i>Hirtella hebeclada</i>	1,68	15	4	0	11	2,190	0,000	-2,190	1,100	0,429	0,159	0,000	0,300	3,610	1,130	-2,510	2,370
<i>Roupala consimilis</i>	1,67	14	3	0	11	1,710	0,000	-1,710	0,850	0,225	0,013	0,000	0,247	0,420	1,090	0,670	0,750
<i>Mouriri cf. regeliana</i>	1,65	6	0	0	6	0,000	0,000	0,000	0,000	0,468	0,000	0,000	0,502	0,000	0,490	0,500	0,250
<i>Amaioua intermedia</i>	1,52	11	2	1	10	1,420	0,750	-0,680	1,090	0,221	0,023	0,007	0,226	0,780	0,900	0,120	0,840
<i>Attalea burretiana</i>	1,52	6	0	0	6	0,000	0,000	0,000	0,000	0,451	0,000	0,000	0,415	0,840	0,240	-0,600	0,540
<i>Tetrastylidium</i>	1,47	10	0	0	10	0,000	0,000	0,000	0,000	0,211	0,000	0,000	0,251	0,000	0,120	1,250	0,620
<i>Parinari obtusifolia</i>	1,44	4	0	0	4	0,000	0,000	0,000	0,000	0,445	0,000	0,000	0,474	0,000	0,460	0,460	0,230

Continuação...

Espécie	VI	Numero de árvores							Área basal								
		Censo 2	m	r	Censo 3	Taxas (%)		Turn (%)		Censo 2	m	R	Censo 3			Tur	
						m	r	ML	Perda				Ganho	ML			
<i>Byrsonima variabilis</i>	1,43	11	1	1	11	0,680	0,680	0,000	0,680	0,176	0,018	0,006	0,190	0,780	1,240	0,460	0,100
<i>Elvasia capixaba</i>	1,39	10	0	0	10	0,000	0,000	0,000	0,000	0,174	0,000	0,000	0,191	0,000	0,690	0,700	0,350
<i>Quiina glaziovii</i>	1,39	5	0	5	10	0,000	4,830	5,080	2,420	0,124	0,000	0,019	0,164	0,000	1,960	2,000	0,980
<i>Myrcia crocea</i>	1,39	9	1	4	12	0,840	2,850	2,080	1,850	0,093	0,008	0,017	0,120	0,650	2,420	1,810	1,540
<i>Sparattanthelium</i>	1,37	3	0	0	3	0,000	0,000	0,000	0,000	0,459	0,000	0,000	0,490	0,000	0,460	0,470	0,230
<i>Copaifera</i>	1,35	7	0	1	8	0,000	0,950	0,960	0,470	0,142	0,000	0,115	0,267	0,000	4,420	4,620	2,210
<i>Cheiloclinium sp</i>	1,34	9	1	0	8	0,840	0,000	-0,840	0,420	0,293	0,080	0,000	0,238	2,240	0,780	-1,460	0,150
<i>Tovomita leucanta</i>	1,32	12	3	2	11	2,030	1,420	-0,620	1,730	0,141	0,050	0,007	0,112	3,080	1,460	-1,640	2,270
<i>Citronella paniculata</i>	1,3	5	0	1	6	0,000	1,290	1,310	0,650	0,299	0,000	0,004	0,313	0,030	0,340	0,310	0,180
<i>Myrsine umbellata</i>	1,29	10	1	0	9	0,750	0,000	0,750	0,370	0,387	0,230	0,000	0,165	6,740	0,890	-5,910	3,810
<i>Vochysia santaluciae</i>	1,27	12	5	1	8	3,780	0,950	-2,850	2,360	0,291	0,109	0,004	0,206	3,300	0,890	-2,430	2,090
<i>Maytenus obtusifolia</i>	1,24	11	1	0	10	0,680	0,000	0,680	0,340	0,149	0,028	0,000	0,146	1,520	1,380	-0,140	1,450
<i>Trichilia lepidota</i>	1,2	11	4	1	8	3,180	0,950	-2,250	2,060	0,542	0,114	0,021	0,173	9,320	1,600	-7,850	5,460
<i>Miconia capixaba</i>	1,19	5	0	7	12	0,000	6,060	6,450	3,030	0,048	0,000	0,035	0,104	0,000	5,320	5,610	2,660
<i>Sorocea</i>	1,18	10	3	2	9	2,520	1,780	-0,750	2,150	0,203	0,113	0,007	0,114	0,560	1,680	-4,010	3,650
<i>Micropholis spl</i>	1,17	4	0	0	4	0,000	0,000	0,000	0,000	0,328	0,000	0,000	0,348	0,000	0,420	0,420	0,210
<i>Licania parvifolia</i>	1,14	6	1	1	6	1,290	1,290	0,000	1,290	0,184	0,029	0,005	0,191	1,230	1,500	0,280	1,360
<i>Beilschmiedia</i>	1,13	9	1	0	8	0,840	0,000	-0,840	0,420	0,181	0,075	0,000	0,114	3,730	0,500	-3,240	0,210
<i>Hymenaea aurea</i>	1,13	8	1	0	7	0,950	0,000	-0,950	0,470	0,214	0,015	0,000	0,240	0,530	1,330	0,810	0,930
<i>Pouteria reticulata</i>	1,12	6	0	1	7	0,000	1,100	1,110	0,550	0,193	0,000	0,003	0,211	0,000	0,650	0,650	0,320
<i>Casearia</i>	1,12	8	0	0	8	0,000	0,000	0,000	0,000	0,120	0,000	0,000	0,134	0,000	0,780	0,790	0,390
<i>Chrysophyllum</i>	1,11	10	4	3	9	3,580	2,850	-0,750	3,220	0,136	0,031	0,014	0,081	5,520	1,990	-3,600	3,750
<i>Sloanea obtusifolia</i>	1,08	2	0	0	2	0,000	0,000	0,000	0,000	0,377	0,000	0,000	0,406	0,000	0,540	0,540	0,270
<i>Myrcia splendens</i>	1,08	8	2	2	8	2,300	2,300	0,000	2,300	0,125	0,015	0,009	0,144	0,890	1,920	1,040	1,400
<i>Byrsonima spl</i>	1,08	7	0	0	7	0,000	0,000	0,000	0,000	0,146	0,000	0,000	0,192	0,000	1,910	1,950	0,950
<i>Micropholis aff.</i>	1,08	4	0	0	4	0,000	0,000	0,000	0,000	0,281	0,000	0,000	0,308	0,000	0,670	0,670	0,330
<i>Pouteria spl</i>	1,07	15	3	0	12	1,580	0,000	-1,580	0,790	0,105	0,032	0,000	0,078	2,570	0,510	-2,060	1,540
<i>Pouteria cuspidata</i>	1,07	8	0	1	9	0,000	0,840	0,840	0,420	0,059	0,000	0,003	0,065	0,000	0,710	0,710	0,350

Continuação...

Espécie	VI	Número de árvores											Área Basal						
		Censo 2			Censo 3			Taxas (% ano)			Turn	Censo 2			Turn	Censo 3			Turn
		m	r		m	r		M	r	ML		m	r			Perda	Ganho	ML	
<i>Hydrogaster trinervis</i>	1.07	1	0	0	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.389	0.000	0.000	0.447	0.00	0.99	1.00	0.50		
<i>Ocotea elegans</i>	1.03	4	1	2	5	2.03	3.58	1.61	2.81	0.221	0.035	0.007	0.238	1.21	1.72	0.52	1.47		
<i>Myrcia plusiantha</i>	1.03	8	2	1	7	2.03	1.10	-0.95	1.51	0.182	0.062	0.003	0.139	2.93	1.12	-1.83	2.03		
<i>Ocotea odorifera</i>	1.02	8	3	2	7	3.30	2.37	-0.95	2.84	0.186	0.083	0.007	0.138	4.14	2.10	-2.08	3.12		
<i>Sclerolobium</i>	1.01	4	0	0	4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.241	0.000	0.000	0.303	0.00	1.63	0.17	0.81		
<i>Heisteria</i>	0.99	2	0	3	5	0.00	6.34	6.76	3.17	0.201	0.000	0.011	0.220	0.00	0.65	0.66	0.33		
<i>Rauvolfia capixabae</i>	0.99	7	0	1	8	0.00	0.95	0.96	0.47	0.083	0.000	0.005	0.100	0.00	1.33	1.35	0.67		
<i>Barnebya dispar</i>	0.98	8	1	0	7	0.95	0.00	-0.95	0.47	0.124	0.004	0.000	0.120	0.79	0.53	-0.26	0.66		
<i>Lacmellea pauciflora</i>	0.95	3	0	0	3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.258	0.000	0.000	0.297	0.00	1.01	1.02	0.50		
<i>Cupania furfuracea</i>	0.95	6	0	0	6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.112	0.000	0.000	0.153	0.00	2.17	2.22	1.08		
<i>Plinia renatiana</i>	0.94	5	0	1	6	0.00	1.29	1.31	0.65	0.131	0.000	0.003	0.150	0.00	0.95	0.96	0.47		
<i>Pouteria gardneri</i>	0.93	7	1	0	6	1.10	0.00	-1.10	0.55	0.148	0.013	0.000	0.144	0.64	0.44	-0.20	0.54		
<i>Faramea pachyantha</i>	0.92	6	0	1	7	0.00	1.10	1.11	0.55	0.075	0.000	0.003	0.093	0.00	1.47	1.50	0.74		
<i>Pouteria cf.</i>	0.91	6	0	0	6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.124	0.000	0.000	0.134	0.02	0.53	0.52	0.28		
<i>Neomitranthes</i>	0.91	7	0	0	7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.091	0.000	0.000	0.086	0.81	0.42	-0.39	0.62		
<i>Caryocar edule</i>	0.91	2	1	0	1	4.83	0.00	-4.83	2.42	1.762	1.437	0.000	0.371	11.38	0.95	-10.53	6.17		
<i>Neomitranthes</i>	0.90	6	0	0	6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.113	0.000	0.000	0.141	0.00	0.91	0.92	0.45		
<i>Diploon cuspidatum</i>	0.90	5	1	1	5	1.58	1.58	0.00	1.58	0.151	0.007	0.004	0.176	0.35	1.44	0.11	0.89		
<i>Pouteria bullata</i>	0.89	7	1	0	6	1.10	0.00	-1.10	0.55	0.142	0.051	0.000	0.103	3.15	0.93	-0.22	2.04		
<i>Ocotea silvestres</i>	0.89	6	0	0	6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.104	0.000	0.000	0.124	0.00	1.23	1.24	0.61		
<i>Ocotea mandioccana</i>	0.88	5	0	1	6	0.00	1.29	1.31	0.65	0.111	0.000	0.004	0.118	0.00	0.47	0.47	0.23		
<i>Calyptanthes sp6</i>	0.87	6	1	0	5	1.29	0.00	-1.29	0.65	0.144	0.009	0.000	0.164	0.44	1.38	0.95	0.91		
<i>Maprounea guianensis</i>	0.86	4	0	0	4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.201	0.000	0.000	0.234	0.00	1.09	0.11	0.54		
<i>Hieronyma oblonga</i>	0.86	4	0	0	4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.202	0.000	0.000	0.207	0.00	0.17	0.17	0.09		

Apêndice 9 – Espécies arbóreas ausentes e recrutadas em 1,02 ha de floresta ombrófila densa preservada na Estação Biológica de Santa Lúcia- EBSL, Espírito Santo, Brasil. Dados obtidos a partir de inventários florestais realizados em 1992-93, 2003-04 e 2017-18.

Censo 2 (2003-04)						Censo 3 (2017-18)					
Família	Espécies ausentes	Árvores mortas	Família	Espécies recrutadas	Árvores recrutadas	Família	Espécies ausentes	Árvores mortas	Família	Espécies recrutadas	Árvores recrutadas
Annonaceae	<i>Rollinia laurifolia</i>	1	Annonaceae	<i>Anaxagorea dolichocarpa</i>	1	Clusiaceae	<i>Clusia melchiorii</i>	1	Annonaceae	<i>Unonopsis auratica</i>	1
Aquifoliaceae	<i>Ilex amara</i>	1	Annonaceae	<i>Annona cacans</i>	1	Connaraceae	<i>Connarus detersus</i>	1	Apocynaceae	<i>Laplacea fruticosa</i>	1
Celastraceae	<i>Salacia nemorosa</i>	1	Lauraceae	<i>Aniba firmula</i>	2	Fabaceae	<i>Inga tenuis</i>	2	Celastraceae	<i>Maytenus brasiliensis</i>	1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuspidifolium</i>	1	Lauraceae	<i>Ocotea indecora</i>	2	Fabaceae	<i>Senna multijuga</i>	1	Fabaceae	<i>Abarema cf. obovata</i>	1
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	1	Linaceae	<i>Roucheria dryadica</i>	1	Lamiaceae	<i>Vitex sp</i>	1	Fabaceae	<i>Inga exfoliata</i>	1
Lauraceae	<i>Licaria guianensis</i>	2	Melastomataceae	<i>Miconia longicuspis</i>	1	Lauraceae	<i>Licaria armeniaca</i>	1	Fabaceae	<i>Inga striata</i>	2
Melastomataceae	<i>Miconia doriana</i>	1	Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i>	1	Lauraceae	<i>Ocotea sp6</i>	1	Fabaceae	<i>Ormosia minor</i>	1
Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i>	1	Melastomataceae	<i>Miconia sp nov.</i>	2	Melastomataceae	<i>Miconia budlejoides</i>	2	Lauraceae	<i>Cinnamomum glaziovii</i>	1
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i>	2	Melastomataceae	<i>Miconia tristis</i>	2	Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i>	1	Lauraceae	<i>Licaria debilis</i>	2
Myrtaceae	<i>Myrcia racemosa</i>	1	Myrtaceae	<i>Eugenia sp5 nov.</i>	1	Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	1	Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1
Myrtaceae	<i>Siphoneugenia dussii</i>	2	Myrtaceae	<i>Eugenia melanogyna</i>	1	Myrtaceae	<i>Calyptanthus sp5</i>	1	Lauraceae	<i>Ocotea leucoxyloim</i>	1
Salicaceae	<i>Banara serrata</i>	4	Proteaceae	<i>Panopsis sp</i>	1	Myrtaceae	<i>Eugenia sp5 nov.</i>	1	Melastomataceae	<i>Miconia chartacea</i>	1
Solanaceae	<i>Solanum sooretamum</i>	1	Sapindaceae	<i>Talisia sp</i>	1	Myrtaceae	<i>Marlierea sp</i>	1	Melastomataceae	<i>Miconia doriana</i>	4
Urticaceae	<i>Pourouma bicolor</i>	1	Vochysiaceae	<i>Qualea gestasiana</i>	2	Myrtaceae	<i>Myrciaria disticha</i>	1	Melastomataceae	<i>Miconia doriana</i>	1
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i>	1	-	-	-	Myrtaceae	<i>Myrcia sp4</i>	1	Monimiaceae	<i>Mollinedea dolichotricha</i>	1
-	-	-	-	-	-	Myrtaceae	<i>Myrcia sp4</i>	1	Myrtaceae	<i>Marlierea pauflora</i>	1
-	-	-	-	-	-	-	<i>Myrcia sp7</i>	1	Myrtaceae	<i>Myrcia floribunda</i>	2
-	-	-	-	-	-	-	-	-	Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i>	1
-	-	-	-	-	-	-	-	-	Myrtaceae	<i>Eugenia sp5 nov.*</i>	1
-	-	-	-	-	-	-	-	-	Salicaceae	<i>Banara serrata</i>	2
-	-	-	-	-	-	-	-	-	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum cf. lucentifolium</i>	1