

PAULO HENRIQUE VILLANOVA

**PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS E DINÂMICA DA NECROMASSA EM
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Carlos Moreira M. Eleto Torres

Coorientador: Laércio A. Gonçalves Jacovine

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

V717p
2021 Villanova, Paulo Henrique, 1990-
Propriedades físico-químicas e dinâmica da necromassa em
Floresta Estacional Semidecidual / Paulo Henrique Villanova. –
Viçosa, MG, 2021.

1 tese eletrônica (96 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: Carlos Moreira Miguelino Eleto Torres.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2021.055>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Resíduos vegetais. 2. Mata Atlântica. 3. Madeira -
Deterioração. 4. Créditos de carbono. I. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de
Pós-Graduação em Ciência Florestal. II. Título.

CDO adapt. CDD 22. ed. 634.91465

Bibliotecário(a) responsável: Alice Regina Pinto CRB6 2523

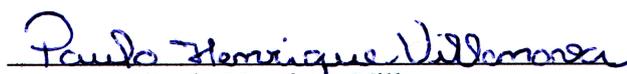
PAULO HENRIQUE VILLANOVA

**PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS E DINÂMICA DA NECROMASSA EM
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

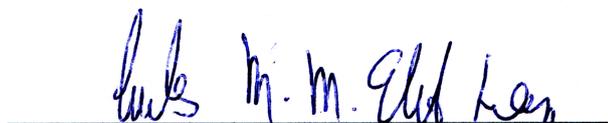
APROVADA: 29 de junho de 2021.

Assentimento:



Paulo Henrique Villanova

Autor



Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres

Orientador

AGRADECIMENTOS

A Deus, Nhá Chica, Nossa Senhora Aparecida, Santa Rita de Cássia e Santa Ana pela dádiva da vida e por me mostrarem que com eles tenho mais força para seguir em frente.

Ao meu pai Paulo e à minha mãe Eloisa, pelo amor, carinho e por sempre me incentivarem a buscar o melhor.

Às minhas irmãs Ane, Ursula e Tainah por todo apoio nesta caminhada.

À Laurinha por trazer luz e renovar as esperanças de nossa família.

À Flávia pela ajuda, carinho e compreensão.

Aos professores e amigos Carlinhos e Jacovine pela orientação, confiança, atenção, incentivo e oportunidades.

Aos professores Boechat, Sabina e Renato, pela solicitude em participar da banca e pelas contribuições no aprimoramento da tese.

À professora Cassinha e a pesquisadora Fabiane pelas imensas contribuições dadas no Capítulo 1 dessa tese.

A todos os estagiários que me ajudaram nessa caminhada. Serei eternamente grato a vocês. Obrigado por todo empenho e dedicação.

Aos amigos e pesquisadores Samuel e Bruno pelo companheirismo e por compartilharem suas experiências.

Aos amigos de pós-graduação, pelos momentos de estudo e pela contribuição ao longo do Doutorado. Em particular a Eliana, Indira, Vicente, Caio e Arthur pelo convívio durante estes anos.

Aos amigos de república por me proporcionarem momentos gratificantes nos meus 12 anos na cidade educadora.

Aos grandes amigos de Viçosa, Barbacena e Antônio Carlos pelo incentivo.

Ao Grupo de Estudos em Economia Ambiental (GEEA), pela oportunidade de receber críticas e sugestões. A todos os seus membros pela amizade, pelo carinho, por tornarem os momentos de trabalho mais alegres e pela colaboração.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV) e ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF), pela estrutura oferecida em prol do desenvolvimento do trabalho e pela formação destacada de seus estudantes. A todos os funcionários da UFV e do DEF, pelo auxílio e amizade.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal e a todos os seus professores, por proporcionarem os ensinamentos adquiridos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelos financiamentos.

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para a conclusão de mais essa etapa em minha vida.

Muito obrigado!

BIOGRAFIA

Paulo Henrique Villanova, filho de Paulo Tadeu Villanova e Eloisa Aparecida de Paula Villanova, nasceu em 14 de junho de 1990, na cidade de Antônio Carlos – MG. Em 2007, concluiu o Ensino Médio na Escola Agrotécnica Federal de Barbacena, em Barbacena – MG. Em 2009, ingressou no Curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa – MG, concluindo-o em janeiro de 2015. Em março de 2015, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da UFV, em nível de Mestrado, concluindo-o em janeiro de 2017. Em março de 2017, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da UFV, em nível de Doutorado, submetendo-se à defesa da tese em junho de 2021.

“O estudo é diário”
“Nada substitui o talento”
“A ciência não pode parar”

RESUMO

VILLANOVA, Paulo Henrique, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2021. **Propriedades Físico-Químicas e Dinâmica da Necromassa em Floresta Estacional Semidecidual**. Orientador: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres. Coorientador: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine.

Os fragmentos florestais de Mata Atlântica têm sofrido com os impactos das mudanças climáticas. A consequência direta desses impactos é o aumento da mortalidade de árvores e o consequente acúmulo de carbono na necromassa, sobretudo nos resíduos lenhosos grosseiros (CWDs). No entanto, esse acúmulo pode variar no espaço e no tempo, havendo a necessidade da realização de inventários contínuos de CWDs para captar essas variações e para quantificar possíveis impactos causados por eventos climáticos extremos, como as tempestades severas. Além disso, o processo de decomposição afeta as propriedades químicas e físicas dos CWDs e, consequentemente, altera suas características, incluindo a redução da capacidade de armazenamento de carbono por esse componente da floresta. Desta forma, os objetivos desse estudo foram: i) Caracterizar as propriedades físicas e químicas da necromassa submetidas ao processo natural de decomposição (Capítulo 1); ii) Avaliar a dinâmica do incremento em carbono da necromassa (Capítulo 2); iii) Dimensionar os impactos de uma tempestade severa no acúmulo de carbono da necromassa (Capítulo 3). O estudo foi conduzido em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Viçosa-MG. Os CWDs como galhos, tocos e árvores caídas sob o solo da floresta e que apresentavam diâmetro ≥ 5 cm foram inventariados em dez parcelas permanentes de 20 m x 50 m e separados por classe diamétrica e de decomposição. Para atender ao primeiro objetivo do estudo (Capítulo 1), amostras de madeira dos CWDs foram utilizadas para determinação das propriedades físicas (densidade aparente) e químicas (teor de C e N) da necromassa. Análises complementares como a análise química imediata e termogravimétrica (TG/DTG) foram realizadas para investigar o efeito da decomposição nos teores de compostos químicos estruturais da necromassa. As médias de densidade aparente decresceram em função do aumento da classe de decomposição dos CWDs ($0,62 - 0,37$ g cm⁻³). Por outro lado, as médias dos teores de Carbono (C) e de Nitrogênio (N) foram menos impactados pelo aumento da decomposição dos CWDs, variando de 49,66 – 48,80% e 0,52% – 0,58%, respectivamente. A análise química imediata e termogravimétrica indicaram uma perda de holoceluloses e extrativos e um aumento da concentração de lignina e cinzas ao longo do processo de decomposição. A perda de massa pela TG/DTG foi maior para

os CWDs menos decompostos e com maiores diâmetros. Em contrapartida, a massa residual foi maior para aqueles CWDs mais decompostos e com menores diâmetros. Para atender ao segundo objetivo do estudo (Capítulo 2), inventários contínuos de CWDs foram realizados entre os anos de 2017 e 2020. O volume, necromassa e estoque de carbono foram quantificados para cada ano de mensuração, utilizando dados de densidade aparente e teor de C obtidos no Capítulo 1. O incremento corrente anual em carbono dos CWDs foi calculado para os períodos de 2017-2018, 2018-2019 e 2019-2020. O volume produzido foi crescente entre os anos de 2017 e 2020, variando de 26,72 – 47,08 m³ ha⁻¹. Essa produção refletiu na necromassa e no estoque de carbono dos CWDs que também apresentaram valores crescentes ao longo dos anos, variando de 15,38 – 24,77 Mg ha⁻¹ e 7,61 – 12,25 MgC ha⁻¹, respectivamente. O incremento corrente anual em carbono foi de 1,09 MgC ha⁻¹ ano⁻¹, 1,24 MgC ha⁻¹ ano⁻¹ e 2,31 MgC ha⁻¹ ano⁻¹, nos três períodos de monitoramento. O aprendizado de máquinas e a análise dos componentes principais (PCA) indicaram que variáveis climáticas tiveram maior peso no incremento em carbono dos CWDs nos períodos de 2018-2019 e 2019-2020, enquanto que variáveis edáficas, topográficas e intrínsecas a floresta foram mais importantes para o período de 2017-2018. Para atender ao último objetivo do estudo (Capítulo 3), a necromassa foi inventariada antes e após a ocorrência de uma tempestade severa no ano de 2019, o que possibilitou quantificar os impactos desses eventos climáticos extremos no acúmulo de carbono pelos CWDs. O incremento em carbono pela tempestade chegou a 2,01 MgC ha⁻¹, com maior concentração nos CWDs menos decompostos e que apresentavam menores centros de classes diamétricas. As parcelas do fragmento florestal apresentaram incrementos distintos (0,05 – 0,35 MgC), sendo influenciados por fatores espaciais, estruturais e qualitativos, intrínsecos a cada parcela. Os resultados encontrados neste estudo evidenciam o crescimento da produção de necromassa em florestas de Mata Atlântica ao longo do tempo, aumentando a importância deste componente no ciclo do carbono florestal.

Palavras-chave: Florestas tropicais. Resíduos Lenhosos Grosseiros. Mortalidade. Decomposição. Estoque de Carbono.

ABSTRACT

VILLANOVA, Paulo Henrique, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, June 2021. **Physical-Chemical Properties and Dynamic of Necromass in Seasonal Semideciduous Forest.** Adviser: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres. Co-adviser: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine.

The Atlantic Forest fragments have suffered from the climate change impacts. The direct consequence of these impacts is the increase in tree mortality and the consequent accumulation of carbon in the necromass, especially in the Coarse Woody Debris (CWDs). However, this accumulation can vary in space and time, making it necessary to carry out continuous inventories of CWDs to capture these variations and to quantify possible impacts caused by extreme weather events, such as severe storms. In addition, the decomposition process affects the chemical and physical properties of the CWDs and, consequently, alters their characteristics, including the reduction in the carbon storage capacity of this component of the forest. Thus, the objectives of this study were: i) Characterize the physical and chemical properties of necromass submitted to the natural process of decomposition (Chapter 1); ii) Evaluate the dynamics of the increment in carbon in the necromass (Chapter 2); iii) Measure the impacts of a severe storm on necromass carbon accumulation (Chapter 3). The study was conducted in a fragment of Semideciduous Seasonal Forest, in Viçosa-MG. CWDs such as branches, stumps and trees that had fallen under the forest floor and which had a diameter ≥ 5 cm were inventoried in ten permanent plots of 20 m x 50 m and separated by diameter and decay class. To meet the first objective of the study (Chapter 1), wood samples from the CWDs were used to determine the physical (apparent density) and chemical (C and N content) of the necromass. Complementary analyzes such as immediate chemical and thermogravimetric analysis (TG/DTG) were carried out to investigate the effect of decomposition on the contents of structural chemical compounds of necromass. The apparent density means decreased as a function of the increase in the decomposition class of the CWDs (0.62 – 0.37 g cm⁻³). On the other hand, the averages of Carbon (C) and Nitrogen (N) contents were less impacted by the increase in the decomposition of CWDs, ranging from 49.66 - 48.80% and 0.52% - 0.58%, respectively. Immediate chemical and thermogravimetric analysis indicated a loss of holocelluloses and extractives and an increase in the concentration of lignin and ash throughout the decomposition process. The mass loss by TG/DTG was greater for less decomposed CWDs and with larger diameters. On the other hand, the residual mass was greater for those CWDs

that were more decomposed and with smaller diameters. To meet the second objective of the study (Chapter 2), continuous inventories of CWDs were carried out between 2017 and 2020. The volume, necromass and carbon stock were quantified for each year of measurement, using bulk density and C content data obtained in chapter 1. The current annual increment in Carbon of the CWDs was calculated for the periods 2017-2018, 2018-2019 and 2019-2020. The volume produced increased between 2017 and 2020, ranging from 26.72 – 47.08 m³ ha⁻¹. This production was reflected in the necromass and carbon stock of the CWDs, which also showed increasing values over the years, ranging from 15.38 – 24.77 Mg ha⁻¹ and 7.61 – 12.25 MgC ha⁻¹, respectively. The current annual increment in carbon was 1.09 MgC ha⁻¹ yr⁻¹, 1.24 MgC ha⁻¹ yr⁻¹ and 2.31 MgC ha⁻¹ yr⁻¹, in the three monitoring periods. Machine learning and principal component analysis (PCA) indicated that climate variables had greater weight in the carbon increment of CWDs in the 2018-2019 and 2019-2020 periods, while edaphic, topographic and forest-intrinsic variables were more important for the period 2017-2018. To meet the last objective of the study (Chapter 3), necromass was inventoried before and after the occurrence of a severe storm in 2019, which made it possible to quantify the impacts of these extreme weather events on carbon accumulation by CWDs. The increase in carbon from the storm reached 2.01 MgC ha⁻¹, with a higher concentration in CWDs that were less decomposed and that had smaller centers of diameter classes. The forest fragment plots presented distinct increments (0.05 – 0.35 MgC), being influenced by spatial, structural and qualitative factors, intrinsic to each plot. The results found in this study show the growth of necromass production in Atlantic Forest forests over time, increasing the importance of this component in the forest carbon cycle.

Keywords: Tropical forests. Coarse Woody Debris. Mortality. Decomposition. Carbon stock.

SUMÁRIO

Introdução Geral	12
Capítulo I: Caracterização das propriedades físicas e químicas da necromassa submetidas ao processo natural de decomposição em Floresta Estacional Semidecidual	17
1. Introdução	18
2. Material e Métodos	19
3. Resultados	24
4. Discussão	32
5. Conclusões	36
6. Referências Bibliográficas	37
Capítulo II: Dinâmica do estoque em carbono da necromassa em Floresta Estacional Semidecidual	44
1. Introdução	45
2. Material e métodos	46
3. Resultados	52
4. Discussão	57
5. Conclusões	60
6. Referências Bibliográficas	61
Capítulo III: Impactos de uma tempestade severa no acúmulo de carbono da necromassa em Floresta Estacional Semidecidual	69
1. Introdução	70
2. Material e métodos	71
3. Resultados	76
4. Discussão	82
5. Conclusões	84
6. Referências Bibliográficas	84
Conclusões Gerais	91
Apêndices	92

Introdução Geral

A necromassa, sobretudo os resíduos lenhosos grosseiros (CWDs), desempenha importantes funções ecológicas dentro do ecossistema florestal (Harmon et al., 1986; Campbell et al., 2019), servindo como alimento para organismos saprófagos (Araujo et al., 2015; Seibold et al., 2015), habitat para vertebrados e invertebrados (Thibault & Moreau, 2016) e como reservatório de carbono (Pan et al., 2011; Martin et al., 2021). No entanto, os CWDs que se acumulam sob o solo das florestas ao longo dos anos estão constantemente expostos ao processo de decomposição da madeira (Krishna & Mohan, 2017), levando a mudanças no ciclo do carbono florestal (Brienen et al., 2015; Bonal et al., 2016; Harmon et al., 2020).

A decomposição da madeira é o processo pelo qual a sua estrutura orgânica é reduzida à forma mineral (Zhou et al., 2007). No decorrer desse processo, as propriedades físicas, como a densidade aparente (Mori et al., 2014; Pietsch et al., 2014), e as propriedades químicas, como os compostos químicos estruturais e elementares (Martínez et al., 2005; Meriem et al., 2016; Chao et al., 2017), são alteradas devido à ação microbiana, insetos, degradação física, lixiviação e do fogo (Harmon et al., 1986; Magnússon et al., 2016; Bradford et al., 2016). No entanto, essas alterações nas propriedades físico-químicas dos CWDs devido à decomposição ainda não foram completamente elucidadas, necessitando de estudos complementares como a análise química imediata e termogravimétrica para auxiliar na compreensão do efeito desse processo na degradação dos CWDs.

As alterações causadas pela decomposição nas propriedades dos CWDs modificam a capacidade deste componente em estocar carbono. Além disso, a produção de novos CWDs é frequentemente estimulada nas florestas devido à ocorrência de distúrbios ou de morte natural das árvores (McDowell et al., 2018; McMahan et al., 2019), modificando o estoque de carbono deste reservatório. Na Mata Atlântica, a maior parte dos estudos se concentraram em quantificar esse estoque em um único momento (Vieira et al., 2011; Moreira et al., 2019; Maas et al., 2020), não buscando compreender as possíveis mudanças ocorridas ao longo do tempo (Palace et al., 2012). Nesse sentido, inventários contínuos de CWDs com utilização de parcelas permanentes tornam-se fundamentais para o conhecimento da dinâmica do incremento em carbono e para a geração de estimativas precisas desse parâmetro no espaço e no tempo (Gora et al., 2019; Zaninovich & Gatti, 2020).

A utilização de parcelas permanentes também possibilita compreender os possíveis impactos gerados por eventos climáticos extremos, como as tempestades severas, no incremento de carbono dos CWDs (Rifai et al., 2016; Schwartz et al., 2017; Cushman et al.,

2021). Durante a ocorrência dessas tempestades, copas e troncos são quebrados e até mesmo árvores inteiras são tombadas pela força dos ventos, levando ao acúmulo de CWDs sob o solo das florestas (Chao et al., 2009; Toledo et al.; 2013; Fontes et al., 2018). Contudo, os impactos causados pelas tempestades severas na produção e incremento de carbono dos CWDs ainda são mal compreendidos, principalmente na Mata Atlântica (Espírito-Santo et al., 2014a; Espírito-Santo et al., 2014b; Silvério et al., 2019).

Este estudo foi conduzido com o objetivo de sanar grande parte dessas lacunas científicas apresentadas até o momento. Para isso, os CWDs foram mensurados em parcelas permanentes num período de 4 anos, o que possibilitou compreender a dinâmica do estoque em carbono da necromassa e dimensionar os impactos causados por uma tempestade severa no acúmulo de carbono pelos CWDs. Ademais, as propriedades físicas e químicas deste componente foram determinadas, permitindo avaliar o efeito da decomposição nessas propriedades. Para atender a estes objetivos, o estudo foi dividido em três capítulos, conforme descrito a seguir:

- Capítulo 1: Caracterização das propriedades físicas e químicas da necromassa submetidas ao processo natural de decomposição em Floresta Estacional Semidecidual;
- Capítulo 2: Dinâmica do estoque em carbono da necromassa em Floresta Estacional Semidecidual;
- Capítulo 3: Impactos de uma tempestade severa no acúmulo de carbono da necromassa em Floresta Estacional Semidecidual.

Referências Bibliográficas

- Araujo, L. S., Komonen, A., Lopes-Andrade, C. (2015). Influences of landscape structure on diversity of beetles associated with bracket fungi in Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 191, 659-666.
- Bradford, M. A., Berg, B., Maynard, D. S., Wieder, W. R., & Wood, S. A. (2016). Understanding the dominant controls on litter decomposition. *Journal of Ecology*, 104(1), 229-238.
- Bonal, D., Burban, B., Stahl, C., Wagner, F., & Hérault, B. (2016). The response of tropical rainforests to drought - lessons from recent research and future prospects. *Annals of forest science*, 73(1), 27-44.
- Brienen, R. J., Phillips, O. L., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Baker, T. R., Lloyd, J., et al. (2015). Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519(7543), 344.

- Campbell, J. L., Green, M. B., Yanai, R. D., Woodall, C. W., Fraver, S., Harmon, M. E., Hatfield, M. A., Barnett, C. J., See, C. R., Domke, G. M. (2019). Estimating uncertainty in the volume and carbon storage of downed coarse woody debris. *Ecological Applications*, 29(2), e01844.
- Chao, K. J., Phillips, O. L., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A., & Martínez, R. V. (2009). How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 20(2), 260-268.
- Chao, K. J., Chen, Y. S., Song, G. Z. M., Chang, Y. M., Sheue, C. R., Phillips, O. L., Hsieh, C. F. (2017). Carbon concentration declines with decay class in tropical forest woody debris. *Forest Ecology and Management*, 391, 75-85.
- Cushman, K. C., Burley, J. T., Imbach, B., Saatchi, S. S., Silva, C. E., Vargas, O., et al. (2021). Impact of a tropical forest blowdown on aboveground carbon balance. *Scientific reports*, 11(1), 1-9.
- Espírito-Santo, F. D., Gloor, M., Keller, M., Malhi, Y., Saatchi, S., Nelson, B., et al. (2014a). Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nature communications*, 5(1), 1-6.
- Espírito-Santo, F. D., Keller, M. M., Linder, E., Oliveira Junior, R. C., Pereira, C., Oliveira, C. G. (2014b). Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots. *Plant Ecology & Diversity*, 7(1-2), 305-318.
- Fontes, C. G., Chambers, J. Q., Higuchi, N. (2018). Revealing the causes and temporal distribution of tree mortality in Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 424, 177-183.
- Gora, E. M., Kneale, R. C., Larjavaara, M., Muller-Landau, H. C. (2019). Dead wood necromass in a moist tropical forest: stocks, fluxes, and spatiotemporal variability. *Ecosystems*, 22(6), 1189-1205.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack Jr, K., Cummins, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15, 133-302.
- Harmon, M. E., Fasth, B. G., Yatskov, M., Kastendick, D., Rock, J., & Woodall, C. W. (2020). Release of coarse woody detritus-related carbon: a synthesis across forest biomes. *Carbon balance and management*, 15(1), 1-21.
- Krishna, M. P., Mohan, M. (2017). Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, 2(4), 236-249.
- Magnússon, R. Í., Tietema, A., Cornelissen, J. H., Hefting, M. M., Kalbitz, K. (2016). Tamm Review: Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 377, 1-15.
- Martin, A. R., Domke, G. M., Doraisami, M., Thomas, S. C. (2021). Carbon fractions in the world's dead wood. *Nature communications*, 12(1), 1-9.

- Martínez, Á. T., Speranza, M., Ruiz-Dueñas, F. J., Ferreira, P., Camarero, S., Guillén, F., Martínez, M. J., Gutiérrez, A., Del Río, J. C. (2005). Biodegradation of lignocellulosics: microbial, chemical, and enzymatic aspects of the fungal attack of lignin. *International Microbiology*, 8, 195-204.
- Maas, G. C., Sanquetta, C. R., Marques, R., Machado, S. D. A., Sanquetta, M. N., Corte, A. P. D., Schmidt, L. N. (2020). Combining Sample Designs to Account for the Whole Necromass Carbon Stock in Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Sustainable Forestry*, 1-17.
- McDowell, N., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Brando, P., Brienen, R., Chambers, J., et al. (2018). Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytologist*, 219(3), 851-869.
- McMahon, S. M., Arellano, G., Davies, S. J. (2019). The importance and challenges of detecting changes in forest mortality rates. *Ecosphere*, 10(2), e02615.
- Meriem, S., Tjitrosoedirjo, S., Kotowska, M. M., Hertel, D., Triadiati, T. (2016). Carbon and nitrogen stocks in dead wood of tropical lowland forests as dependent on wood decay stages and land-use intensity. *Annals of Forest Research*, 59(2), 299-310.
- Moreira, A. B., Gregoire, T. G., do Couto, H. T. Z. (2019). Estimation of the volume, biomass and carbon content of coarse woody debris within two forest types in the State of São Paulo, Brazil. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 92(3), 278-286.
- Mori, S., Itoh, A., Nanami, S., Tan, S., Chong, L., Yamakura, T. (2014). Effect of wood density and water permeability on wood decomposition rates of 32 Bornean rainforest trees. *Journal of Plant Ecology*, 7(4), 356-363.
- Palace, M., Keller, M., Hurtt, G., Frohling, S. (2012). A review of above ground necromass in tropical forests. *Tropical forests*, 215-252
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., et al. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045): 988-993.
- Pietsch, K. A., Ogle, K., Cornelissen, J. H., Cornwell, W. K., Bönisch, G., Craine, J. M., et al. (2014). Global relationship of wood and leaf litter decomposability: the role of functional traits within and across plant organs. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 1046-1057.
- Rifai, S. W., Urquiza Muñoz, J. D., Negrón-Juárez, R. I., Ramírez Arévalo, F. R., Tello-Espinoza, R., Vanderwel, M. C., et al. (2016). Landscape-scale consequences of differential tree mortality from catastrophic wind disturbance in the Amazon. *Ecological Applications*, 26(7), 2225-2237.
- Seibold, S., Bäessler, C., Brandl, R., Gossner, M. M., Thorn, S., Ulyshen, M. D., Müller, J. (2015). Experimental studies of dead-wood biodiversity—a review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*, 191, 139-149.
- Silvério, D. V., Brando, P. M., Bustamante, M. M., Putz, F. E., Marra, D. M., Levick, S. R., & Trumbore, S. E. (2019). Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. *Journal of Ecology*, 107(2), 656-667.

- Schwartz, N. B., Uriarte, M., DeFries, R., Bedka, K. M., Fernandes, K., Gutiérrez-Vélez, V., Pinedo-Vasquez, M. A. (2017). Fragmentation increases wind disturbance impacts on forest structure and carbon stocks in a western Amazonian landscape. *Ecological Applications*, 27(6), 1901-1915.
- Thibault, M., Moreau, G. (2016). Enhancing bark-and wood-boring beetle colonization and survival in vertical deadwood during thinning entries. *Journal of insect conservation*, 20(5), 789-796.
- Toledo, J. J., Magnusson, W. E., Castilho, C. V. (2013). Competition, exogenous disturbances and senescence shape tree size distribution in tropical forest: Evidence from tree mode of death in Central Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 24(4), 651-663.
- Vieira, S. A., Alves, L. F., Duarte-Neto, P. J., Martins, S. C., Veiga, L. G., Scaranello, M. A., et al. (2011). Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above-and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecology and Evolution*, 1(3), 421-434.
- Zaninovich, S. C., Gatti, M. G. (2020). Carbon stock densities of semi-deciduous Atlantic forest and pine plantations in Argentina. *Science of The Total Environment*, 747, 141085.
- Zhou, L., Dai, L. M., Gu, H. Y., Zhong, L. (2007). Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forestry research*, 18(1), 48-54.

Capítulo I: Caracterização das propriedades físicas e químicas da necromassa submetidas ao processo natural de decomposição em Floresta Estacional Semidecidual

1. Introdução

A degradação florestal (McDowell et al., 2018; Scaranello et al., 2019), a mudança do uso da terra (Venter et al., 2016; Diniz et al., 2021) e os efeitos negativos das mudanças climáticas (Chambers et al., 2013; Rocha et al., 2020) levam à alta mortalidade de árvores, afetando a dinâmica das florestas (McDowell & Allen, 2015; McMahon et al., 2019). As taxas de mortalidade das árvores na Mata Atlântica, por exemplo, foram impulsionadas nos últimos anos em virtude da maior intensidade e frequência de grande parte desses eventos (Rocha et al., 2018; Souza et al., 2021). A consequência direta do aumento da mortalidade arbórea é a maior produção de necromassa, que passa a desempenhar um papel cada vez mais expressivo no ciclo do carbono dos ecossistemas florestais (Malhi et al., 2011; Lladó et al., 2017).

O carbono contido na necromassa, principalmente nos resíduos lenhosos grosseiros (CWDs), pode ficar estocado por mais de 30 anos em ambientes tropicais (Yizhao et al., 2015; Barbosa et al., 2017). No entanto, o processo de decomposição torna esse componente da floresta uma fonte emissora de carbono para atmosfera (Brienen et al., 2015; Bonal et al., 2016; Harmon et al., 2020). A decomposição da necromassa é o processo pelo qual a sua estrutura orgânica é reduzida à forma mineral (Zhou et al., 2007). Ao longo desse processo, as propriedades físicas e químicas da necromassa são alteradas devido à ação microbiana (respiração e transformação biológica), insetos, degradação física, lixiviação e do fogo (Harmon et al., 1986; Russell et al., 2015; Magnússon et al., 2016; Bradford et al., 2016).

As alterações das propriedades físicas e químicas da necromassa começam a partir da degradação das paredes celulares da madeira que são constituídas em sua maioria por holoceluloses (celulose e hemicelulose) e lignina (Fioretto et al., 2005; Colodette & Gomes, 2015). As concentrações desses compostos estruturais na madeira morta são modificadas com o avanço da decomposição (Martínez et al., 2005). As holoceluloses tem a sua concentração reduzida preferencialmente nos estágios iniciais da decomposição da necromassa. Nos estágios mais avançados, as holoceluloses são decompostas seletivamente e a concentração de lignina tende a aumentar nos materiais restantes (Fukasawa et al., 2009; Klotzbücher et al., 2011; Strukelj et al., 2013).

Essas modificações nas concentrações de holoceluloses e lignina devido ao processo de decomposição afetam a densidade aparente (Mori et al., 2014; Pietsch et al., 2014) e os teores de elementos químicos elementares como Carbono (C) e Nitrogênio (N) da necromassa (Chambers et al., 2000; Meriem et al., 2016; Chao et al., 2017; Moreira et al., 2019). Além disso, as concentrações desses compostos estruturais influenciam na resistência da necromassa

à decomposição (Zhou et al., 2007; Bani et al., 2018) e determinam o grau de deterioração da madeira já submetida a esse processo, retirando a subjetividade na classificação do estágio de apodrecimento desses materiais (Harmon et al., 1986; Russell et al., 2015; Chao et al., 2017). Nesse sentido, análises químicas como a análise imediata e a análise termogravimétrica, que indicam a composição química estrutural da necromassa a partir da determinação do teor de materiais voláteis, carbono fixo, massa residual (cinzas) e da perda de peso em diferentes faixas de temperatura, se tornam essenciais para a compreensão do efeito da decomposição na necromassa.

Desta forma, os objetivos deste estudo foram: i) verificar se a decomposição afeta as propriedades físicas (densidade aparente) e propriedades químicas (análise química elementar) da necromassa em floresta secundária de Mata Atlântica ii) verificar se a composição química estrutural da necromassa é alterada em função do processo natural de decomposição utilizando a análise química imediata e análise termogravimétrica (TG/DG), separando os CWDs em classes de tamanho e de decomposição, retirando assim a subjetividade de classificação dos estágios de decomposição.

2. Material e Métodos

2.1. Caracterização da área de estudos

O estudo foi realizado em um fragmento de floresta secundária de Mata Atlântica de 17 ha de área, conhecido como Mata da Silvicultura, o qual está localizado no município de Viçosa – MG, Brasil (Figura 1). O clima local é do tipo Cwa (Classificação Köppen) com temperatura, umidade e precipitação média de 19,9°C, 79,9% e 1269,4 mm, respectivamente (UFV, 2021). A altitude do fragmento varia de 670 a 730 m (Rocha et al., 2020) e a região apresenta gradientes pedogeomorfológicos com latossolos distróficos ricos em alumínio no topo de morros, rampas coluviais com latossolos rasos e horizonte cambial, enquanto os fundos dos bosques apresentam predominância de cambissolos epieutróficos ricos em nutrientes (Ferreira Júnior et al., 2012).

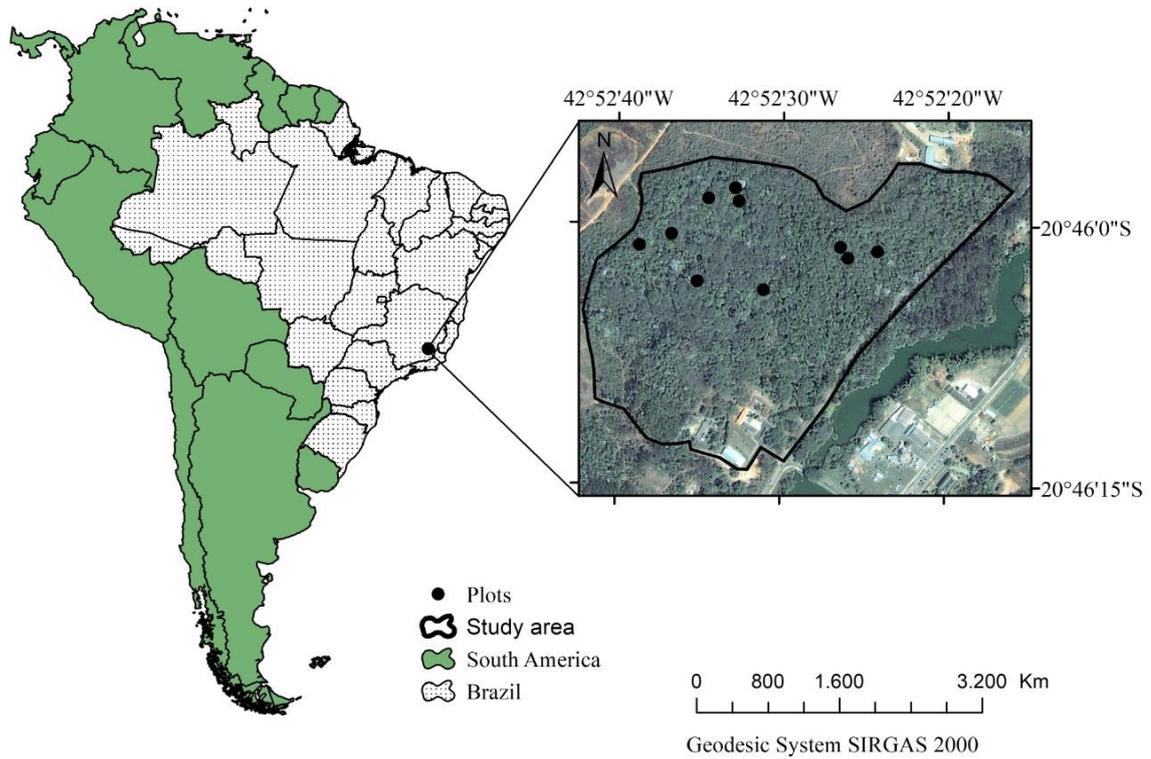


Figura 1. Localização do fragmento florestal de Mata Atlântica estudado.

A vegetação da região é classificada como floresta estacional semidecidual (IBGE, 2012). O fragmento florestal estudado encontra-se em estágio médio de regeneração, com diâmetro quadrático das árvores entre 10 e 20 cm e altura média entre 5 e 12 m (Brasil, 2007). Os parâmetros fitossociológicos, a composição florística, as variáveis dendrométricas e a dinâmica da floresta foram quantificados periodicamente ao longo dos anos (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos, composição florística, variáveis dendrométricas e dinâmica florestal da Mata da Silvicultura

Variáveis	Ano de Mensuração								
	1994	1997	2000	2004	2008	2010	2013	2016	2020
Famílias	50	49	49	48	47	47	45	46	46
Gêneros	104	103	107	107	111	111	107	113	113
Espécies	144	143	146	144	158	156	149	168	168
Pioneiras	18	16	16	14	15	15	15	17	17
Secundárias iniciais	75	76	76	75	77	75	74	82	82
Secundárias tardias	39	40	41	41	44	45	41	47	47
Espécies não identificadas	12	11	13	14	22	21	19	22	22
Índice de Shannon-Weaver (H')	4,08	4,04	4,02	3,99	4,01	3,99	3,95	4,11	4,11
Densidade (fustes ha ⁻¹)	1.543	1.564	1.524	1.504	1.531	1.479	1.405	1.432	1.487
Diâmetro Quadrático (cm)	14,40	14,80	15,07	15,17	15,48	15,69	16,31	16,16	16,05
Área Basal (m ² ha ⁻¹)	25,12	26,90	27,19	27,20	28,80	28,60	29,35	29,36	30,10
Diâmetro Mínimo (cm)	5,09	5,06	5,06	5,06	5,03	5,03	5,03	5,03	5,03
Média dos diâmetros (cm)	11,83	12,03	12,19	12,26	12,40	12,50	12,93	12,60	12,28
Diâmetro Máximo (cm)	80,21	82,12	84,03	85,63	91,04	91,35	94,22	94,22	100,27
Altura Total Mínima (m)	2,50	2,50	2,50	2,40	2,40	2,07	2,07	2,40	2,50
Altura Total média (m)	10,60	11,20	11,52	12,55	12,52	12,33	12,89	12,83	11,75
Altura Total Máxima (m)	32,07	32,35	33,63	39,20	39,20	38,00	38,00	38,00	38,60
Ingresso (fustes ha ⁻¹)	-	116	80	57	126	41	18	204	234
Mortalidade (fustes ha ⁻¹)	95	120	79	108	93	92	177	179	-

2.2. Coleta dos Dados

Os resíduos lenhosos grosseiros (CWDs) como galhos, tocos e árvores caídas sob o solo da floresta e que apresentavam diâmetro ≥ 5 cm foram inventariados em dez parcelas permanentes de 20 m x 50 m, no período de julho a outubro de 2018. A média aritmética dos diâmetros mensurados nas extremidades dos resíduos foi calculada para a separação do material em classes diamétricas com amplitude de 5 cm. Os CWDs encontrados no interior dessas parcelas foram divididos em 4 classes de acordo com o seu estágio de decomposição (Harmon et al., 1995; Keller et al., 2004; Villanova et al., 2019): i) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intacta; ii) Materiais semelhantes aos da classe i, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; iii) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; iv) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

2.2.1. Amostragem e preparação das amostras

Três amostras de cada classe diamétrica e de decomposição foram coletadas, quando possível, nas dez parcelas inventariadas. Duas subamostras foram retiradas desse material para determinação da análise física (densidade aparente) e o restante do material foi seco em estufa de circulação forçada de ar a $\pm 60^{\circ}\text{C}$, até a estabilização do seu peso seco, para determinação das análises químicas (elementar e imediata) e termogravimétricas (TG/DTG).

O material seco em estufa foi palitado e triturado em um moinho de facas do tipo Willey (Thomas Scientific®). O material triturado foi peneirado utilizando peneiras granulométricas de 40 mesh e 60 mesh, para a análise química elementar, imediata e termogravimétrica. Os materiais retidos nas peneiras de 60 mesh foram homogeneizados a partir da escolha aleatória de três parcelas por centro de classe diamétrica e de decomposição, totalizando 28 amostras compostas para cada tipo de análise.

2.3. Propriedades Físicas

2.3.1. Densidade Aparente

A densidade aparente dos CWDs foi determinada pelo método de imersão em mercúrio devido à fragilidade do material, conforme a NBR 11941 (Vital, 1984; ABNT, 2003). A expressão utilizada para a determinação da densidade aparente foi: $\rho = m/v$, em que: ρ é a densidade aparente, em g cm^{-3} ; m é a massa da amostra, em g; e v é o volume aparente, em cm^3 . Nesse caso específico, o volume aparente (v) foi obtido pela expressão: $v = m_1/\rho_{\text{Hg}}$, em que: m_1 é a massa imersa, em g; e ρ_{Hg} é a densidade do mercúrio, em g cm^{-3} . Os valores médios de densidade aparente foram calculados para cada centro de classe diamétrica e de decomposição considerando a média aritmética das densidades de cada subamostra.

2.4. Propriedades Químicas

2.4.1. Análise química elementar

Os teores de Carbono (C) e Nitrogênio (N) da necromassa foram determinados utilizando um analisador elementar de combustão seca (LECO TruSpec® Micro Elemental Series CHN/CHNS/O; St. Joseph, MI). Nesse método, os gases emitidos pela queima das amostras a 1050°C são quantificados por um detector infravermelho, que permite a

determinação do teor, em %, desses elementos (Moreira et al., 2019). A relação C/N dos CWDs foi calculada como indicador da decomposição natural desses materiais sob o solo da floresta.

2.4.2. Análise química imediata

Os materiais voláteis (MV), teor de cinzas (TC) e carbono fixo (CF) foram quantificados utilizando uma mufla Linn Elektro Therm[®], conforme as normas da NBR 8112 (ABNT, 1986). Os cálculos para a determinação desses parâmetros, em %, se basearam nas seguintes expressões: $MV=100[(P_1-P_2)/P]$, $TC=100[(P_2-P_0)/P]$ e $CF=100-MV-TC$, em que P é a massa original da amostra, em g; P₀ é a massa original do cadinho, em g; P₁ é a massa inicial do cadinho + a massa da amostra, em g; P₂ é a massa final do cadinho + a massa da amostra, em g (Lana et al., 2016).

2.4.3. Análise termogravimétrica (TG/DTG)

A análise termogravimétrica dos CWDs foi realizada utilizando um equipamento DTG-60H Shimadzu, sob atmosfera de nitrogênio, com uma vazão constante de 50 ml min⁻¹. Os termogramas foram obtidos a partir da temperatura de 100°C até a temperatura de 450°C, com uma taxa de aquecimento de 10°C min⁻¹. A curva termogravimétrica (TG) dos CWDs foi quantificada por centro de classe diamétrica e de decomposição para avaliar a perda de massa em função da temperatura enquanto que a derivada primeira da curva termogravimétrica (DTG) foi obtida para identificar as temperaturas nas quais ocorreram as maiores perdas de massa. As perdas de massa foram calculadas a partir da curva TG para os seguintes intervalos de temperatura: 100°C – 200°C; 200°C – 300°C; 300°C – 450°C. A massa residual foi obtida na temperatura de 450°C, considerando como valor inicial a massa da amostra absolutamente seca na temperatura de 100°C.

2.5. Análise Estatística

O teste de Shapiro-Wilk foi realizado para testar a suposição de normalidade nos seguintes conjuntos de dados: i) perdas de massa por classes de decomposição dos CWDs, nas 3 faixas de temperatura; ii) massa residual por classes de decomposição dos CWDs; iii) massa residual por classes diamétricas dos CWDs. Apenas o conjunto de dados com as perdas de massa nas temperaturas de 100°C – 200°C e 200°C – 300°C violaram a premissa de

normalidade dos dados ($p < 0,05$). Nesses casos, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi aplicado para testar se haviam diferenças estatísticas entre as medianas dos grupos avaliados. Nos demais conjuntos de dados em que a normalidade foi atingida ($p > 0,05$), a Análise de Variância (ANOVA), seguido do teste *post-hoc* de Tukey, foram aplicados para testar se haviam diferenças estatísticas entre as médias dos grupos avaliados.

A correlação de Spearman foi calculada para quantificar o grau de associação de duas variáveis não paramétricas em intensidade e direção (Hauke & Kossowski, 2011; Puth et al., 2015; Rocha et al., 2020). A matriz de correlação foi gerada pelo software R Core Team (2020) utilizando as propriedades termogravimétricas, físicas e químicas dos CWDs.

3. Resultados

3.1. Propriedades Físicas

3.1.1. Densidade Aparente

A densidade aparente (média \pm desvio padrão) decresceu em função da classe de decomposição dos CWDs, variando de $0,62 \text{ g cm}^{-3}$ ($\pm 0,13 \text{ g cm}^{-3}$) para o resíduo menos decomposto (classe 1) até $0,37 \text{ g cm}^{-3}$ ($\pm 0,17 \text{ g cm}^{-3}$) para o mais decomposto (classe 4). Esses resultados indicam que essa propriedade física da madeira é muito afetada ao longo do processo de decomposição dos resíduos lenhosos. Por outro lado, as médias de densidades aparentes não seguiram um padrão de acréscimo ou decréscimo do seu valor em função do aumento do centro de classe diamétrica dos CWDs (Tabela 2).

Tabela 2. Densidade aparente (g cm^{-3}) (média \pm desvio padrão) por centro de classe diamétrica e de decomposição dos resíduos lenhosos grosseiros (CWDs) avaliados

Centro de Classe Diamétrica (cm)	Classes de Decomposição			
	1	2	3	4
7,5	0,60 \pm 0,15	0,45 \pm 0,16	0,38 \pm 0,17	0,35 \pm 0,17
12,5	0,65 \pm 0,08	0,55 \pm 0,18	0,34 \pm 0,11	0,38 \pm 0,15
17,5	-	0,44 \pm 0,17	0,38 \pm 0,18	0,35 \pm 0,19
22,5	-	0,62 \pm 0,09	0,41 \pm 0,18	0,41 \pm 0,23
27,5	-	1,05 \pm 0,01	0,36 \pm 0,12	0,37 \pm 0,07
32,5	-	0,54 \pm 0,01	0,55 \pm 0,18	0,33 \pm 0,06
37,5	-	-	0,49 \pm 0,25	0,37 \pm 0,04
42,5	-	-	0,42 \pm 0,04	0,25 \pm 0,16
47,5	-	-	0,68 \pm 0,00	-
52,5	-	-	0,52 \pm 0,01	-
57,5	-	-	0,72 \pm 0,01	-
62,5	-	-	-	0,51 \pm 0,03
Média	0,62 \pm 0,13	0,50 \pm 0,18	0,39 \pm 0,17	0,37 \pm 0,17

Classes de decomposição: 1) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; 2) Materiais semelhantes aos da classe 1, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; 3) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; 4) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

3.2. Propriedades Químicas

3.2.1. Análise química elementar

Os teores de Carbono (C) (média \pm desvio padrão) apresentaram uma baixa variação entre as classes de decomposição dos CWDs: 49,66% ($\pm 0,90$) a 48,80% ($\pm 1,39\%$). Esses resultados indicam que os teores desse elemento químico não sofrem grandes influências pelo processo de decomposição natural da madeira sob o solo dos ecossistemas florestais. Em contrapartida, os teores de Nitrogênio (N) (média \pm desvio padrão) apresentaram uma tendência de crescimento em função do aumento da decomposição dos CWDs, variando de 0,52% ($\pm 0,10\%$) a 0,58% ($\pm 0,14\%$). Os teores de C e N foram poucos afetados pelas classes diamétricas dos CWDs, não havendo um padrão definido de comportamento dos dados. A relação C/N apresentou uma tendência de redução para as maiores classes de decomposição devido ao aumento de N pelo processo de decomposição (Tabela 3).

Tabela 3. Teores de Carbono – C (%) (média ± desvio padrão), Nitrogênio – N (%) (média ± desvio padrão) e Relação C/N (média ± desvio padrão) por classe diamétrica e de decomposição dos resíduos lenhosos grosseiros (CWDs) avaliados

Centro de Classe Diamétrica (cm)	Classes de Decomposição											
	1			2			3			4		
	C	N	C/N	C	N	C/N	C	N	C/N	C	N	C/N
7,5	49,25 ±0,07	0,60 ±0,01	82,02 ±1,18	49,95 ±0,07	0,46 ±0,00	107,54 ±1,30	49,75 ±0,21	0,95 ±0,07	52,52 ±3,57	48,70 ±0,14	0,78 ±0,01	62,16 ±1,02
12,5	49,30 ±0,00	0,43 ±0,01	114,14 ±2,24	49,40 ±0,28	0,33 ±0,02	150,03 ±10,50	48,95 ±0,21	0,77 ±0,02	63,35 ±1,81	50,20 ±0,14	0,81 ±0,00	61,98 ±0,39
17,5	-	-	-	50,00 ±0,42	0,56 ±0,01	89,45 ±0,60	49,20 ±0,00	0,59 ±0,01	83,54 ±1,40	48,40 ±0,14	0,71 ±0,01	68,52 ±1,10
22,5	-	-	-	48,30 ±0,28	0,45 ±0,03	108,14 ±6,37	48,05 ±0,07	0,43 ±0,02	110,82 ±4,86	48,25 ±0,07	0,59 ±0,01	82,08 ±1,66
27,5	-	-	-	51,05 ±0,07	0,37 ±0,01	137,07 ±2,53	49,25 ±0,21	0,82 ±0,03	60,27 ±1,77	48,20 ±0,14	0,50 ±0,01	96,60 ±1,65
32,5	-	-	-	49,25 ±0,21	0,46 ±0,01	107,44 ±2,62	49,40 ±0,00	0,51 ±0,03	97,68 ±5,32	48,15 ±0,21	0,49 ±0,02	99,08 ±4,90
37,5	-	-	-	-	-	-	47,35 ±0,07	0,64 ±0,04	73,64 ±4,09	50,40 ±0,00	0,52 ±0,02	96,32 ±2,99
42,5	-	-	-	-	-	-	50,80 ±0,00	0,56 ±0,00	90,47 ±0,57	46,25 ±0,07	0,40 ±0,02	116,02 ±4,76
47,5	-	-	-	-	-	-	50,15 ±0,21	0,32 ±0,01	158,31 ±6,32	-	-	-
52,5	-	-	-	-	-	-	48,60 ±0,00	0,51 ±0,01	94,30 ±2,20	-	-	-
57,5	-	-	-	-	-	-	50,40 ±0,42	0,29 ±0,02	170,82 ±8,78	-	-	-
62,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50,65 ±1,06	0,46 ±0,00	110,48 ±3,16
Média	49,27 ±0,05	0,52 ±0,10	98,08 ±18,60	49,66 ±0,90	0,44 ±0,08	116,61 ±21,72	49,26 ±1,00	0,58 ±0,20	95,98 ±37,45	48,80 ±1,39	0,58 ±0,14	88,14 ±19,86

Classe de decomposição: 1) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; 2) Materiais semelhantes aos da classe 1, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; 3) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; 4) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

3.2.2. Análise química imediata

Os teores de materiais voláteis (média ± desvio padrão) contidos nos CWDs variaram de 67,71% (±5,70%) a 81,59% (±2,63%). Os teores de voláteis apresentaram uma tendência de redução em sua concentração à medida que a classe de decomposição dos CWDs aumentava. Por outro lado, os teores de cinzas apresentaram um padrão distinto ao dos voláteis. A classe menos decomposta (classe 1) apresentou um teor de cinzas (média ± desvio padrão) de 1,47% (±0,36%) enquanto que a classe mais decomposta (classe 4) apresentou um teor (média ± desvio padrão) de 10,07% (±5,89). Esses resultados indicam uma tendência do aumento da

concentração do teor de cinzas de acordo com o avanço da decomposição dos CWDs. Os teores de Carbono Fixo dos CWDs variaram de 16,63% a 22,22%. No entanto, esses resultados não apontaram nenhuma relação com a classe de decomposição dos materiais. Os teores desses componentes da análise química imediata não apresentaram um padrão de comportamento em função do aumento da classe diamétrica dos CWDs (Tabela 4).

Tabela 4. Voláteis – Vol (%) (média \pm desvio padrão), Cinzas – Cz (%) (média \pm desvio padrão) e Carbono Fixo – CF (%) (média) por classe diamétrica e de decomposição dos resíduos lenhosos grosseiros (CWDs) avaliados

Centro de Classe Diamétrica (cm)	Classes de Decomposição											
	1			2			3			4		
	Vol	Cz	CF	Vol	Cz	CF	Vol	Cz	CF	Vol	Cz	CF
7,5	80,97 $\pm 1,00$	1,65 $\pm 0,50$	17,38 -	78,46 $\pm 0,71$	7,39 $\pm 7,05$	14,14 -	72,13 $\pm 0,52$	6,55 $\pm 0,80$	21,31 -	70,62 $\pm 2,52$	13,09 $\pm 1,31$	16,29 -
12,5	80,00 $\pm 1,16$	1,30 $\pm 0,09$	18,69 -	83,26 $\pm 1,09$	0,93 $\pm 0,00$	15,81 -	74,87 $\pm 0,46$	6,91 $\pm 0,35$	18,22 -	69,86 $\pm 1,35$	8,41 $\pm 1,16$	21,73 -
17,5	-	-	-	80,77 $\pm 2,21$	1,48 $\pm 0,02$	17,75 -	77,55 $\pm 1,00$	5,22 $\pm 0,41$	17,22 -	68,65 $\pm 0,93$	2,48 $\pm 0,27$	28,86 -
22,5	-	-	-	82,88 $\pm 1,54$	0,38 $\pm 0,31$	16,74 -	80,39 $\pm 1,56$	1,25 $\pm 0,00$	18,35 -	72,55 $\pm 1,11$	4,53 $\pm 0,22$	22,92 -
27,5	-	-	-	85,05 $\pm 0,79$	0,16 $\pm 0,08$	14,78 -	75,50 $\pm 1,50$	2,34 $\pm 0,01$	22,16 -	71,85 $\pm 1,79$	7,14 $\pm 2,10$	21,02 -
32,5	-	-	-	79,13 $\pm 0,10$	0,34 $\pm 0,01$	20,53 -	77,71 $\pm 1,12$	1,31 $\pm 0,09$	20,98 -	69,68 $\pm 0,90$	12,01 $\pm 2,02$	18,30 -
37,5	-	-	-	-	-	-	78,46 $\pm 0,79$	1,22 $\pm 0,06$	20,32 -	54,81 $\pm 0,72$	22,25 $\pm 0,97$	22,94 -
42,5	-	-	-	-	-	-	77,67 $\pm 2,42$	1,96 $\pm 0,10$	20,37 -	61,33 $\pm 0,91$	14,04 $\pm 0,61$	24,63 -
47,5	-	-	-	-	-	-	85,83 $\pm 0,73$	0,28 $\pm 0,05$	13,89 -	-	-	-
52,5	-	-	-	-	-	-	86,16 $\pm 0,37$	1,18 $\pm 0,38$	12,66 -	-	-	-
57,5	-	-	-	-	-	-	86,57 $\pm 0,38$	0,25 $\pm 0,20$	13,21 -	-	-	-
62,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	70,02 $\pm 0,29$	6,68 $\pm 0,39$	23,30 -
Média	80,49 $\pm 1,10$	1,47 $\pm 0,36$	18,04 -	81,59 $\pm 2,63$	1,78 $\pm 0,41$	16,63 -	79,35 $\pm 4,82$	2,65 $\pm 2,44$	18,06 -	67,71 $\pm 5,70$	10,07 $\pm 5,89$	22,22 -

Classe de decomposição: 1) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; 2) Materiais semelhantes aos da classe 1, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; 3) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; 4) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

3.2.3. Análise termogravimétrica

As curvas TG/DTG apresentaram o padrão usual descrito por outros autores para as quatro classes de decomposição dos CWDs (Figura 2) (Tarrío-Saavedra et al., 2011; Francisco-Fernández et al., 2012; Toscano et al., 2015). A degradação dos componentes da madeira ocorreu em uma estreita faixa de temperatura, parcialmente sobrepostos (Sebio-Puñal et al., 2012), em que: i) perda de água (0-100°C); ii) degradação da hemicelulose (225-275°C). iii) degradação da celulose (275-375°C); e iv) degradação da lignina (> 370°C).

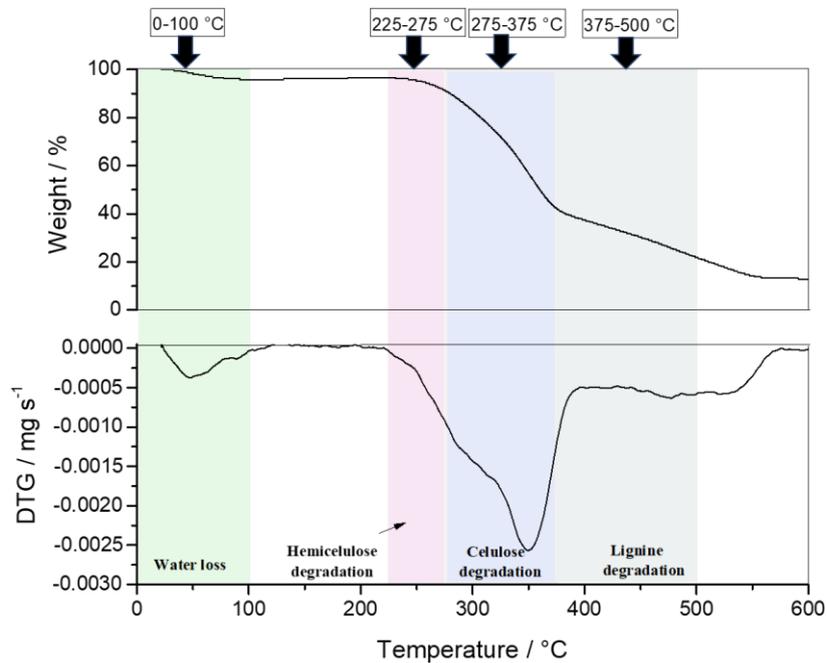


Figura 2. Curva TG/DTG da amostra G1-7,5 mostrando as faixas de temperatura em que ocorrem a degradação dos constituintes da madeira morta.

As curvas termogravimétricas (TG/DTG) foram obtidas para cada classe diamétrica e de decomposição dos CWDs (Figura 3). As curvas indicaram que os perfis de degradação térmica dos CWDs sofreram variações nas massas residuais e nos picos máximos de degradação dos constituintes das madeiras.

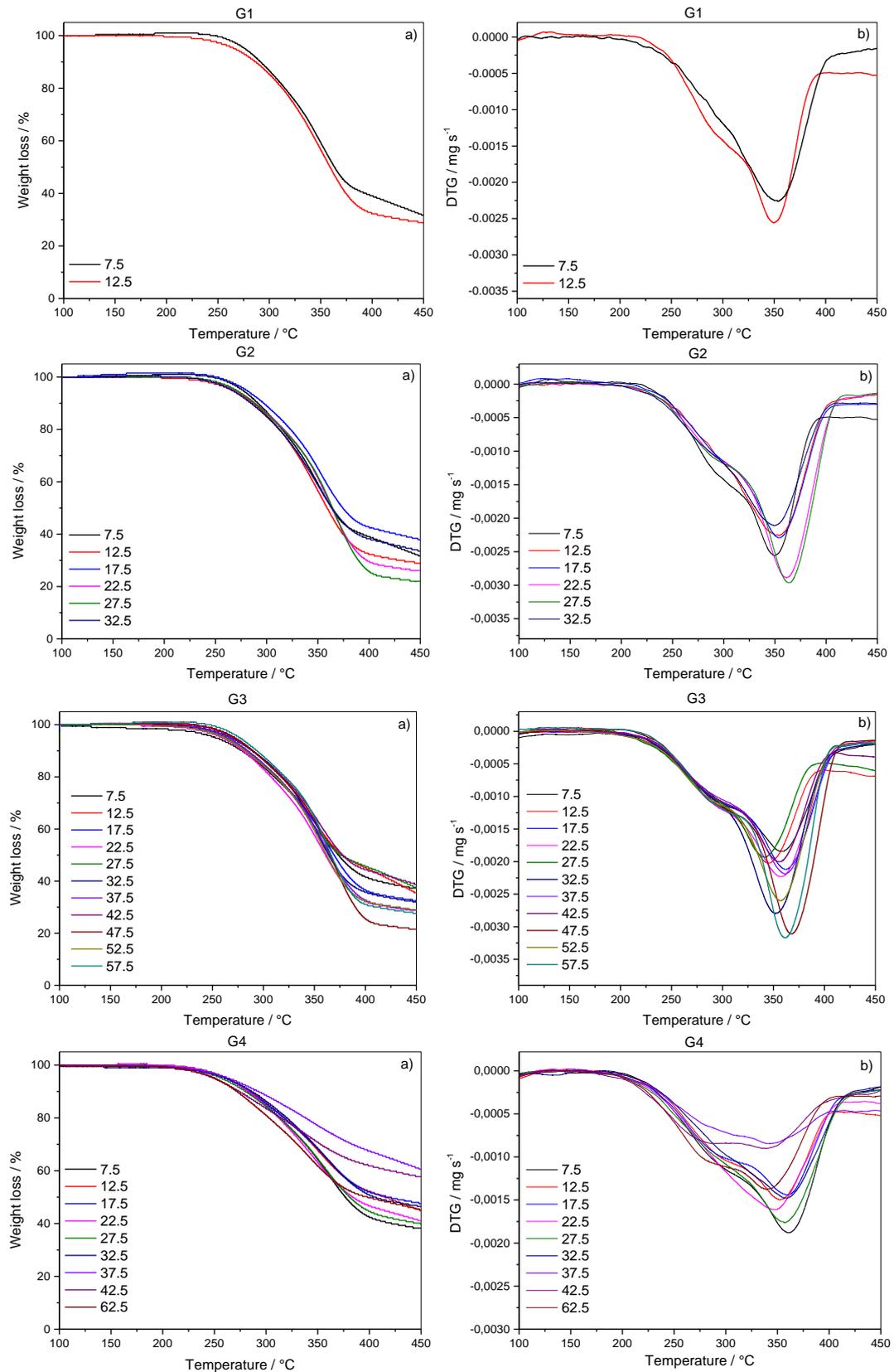


Figura 3. Curvas de TG/DTG por classe diamétrica e de decomposição dos CWDs. i) Curva TG/DTG para a classe 1 de decomposição; ii) Curva TG/DTG para a classe 2 de decomposição; iii) Curva TG/DTG para a classe 3 de decomposição; iv) Curva TG/DTG para a classe 4 de decomposição.

As perdas de massa e a massa residual foram quantificadas para cada classe diamétrica e de decomposição dos CWDs, nas diferentes faixas de temperatura (Tabela 5). A perda de massa variou de 0,00% a 1,55% na primeira faixa de temperatura (100 – 200°C), de 10,84% a 18,65% na segunda faixa de temperatura (200 – 300°C) e de 25,63% a 65,13% na última faixa de temperatura (300 – 450°C). A massa residual a 450°C variou de 21,54% a 60,59%, sendo maior nos CWDs mais decompostos.

Tabela 5. Perda de peso (%) em função da faixa de temperatura e massa residual a 450°C para as diferentes classes de tamanho e de decomposição dos resíduos lenhosos grosseiros (CWDs) avaliados

Classes de Decomposição	Centro de Classe Diamétrica (cm)	Perda de Peso (%)			Massa Residual (%)
		100-200 °C	200-300 °C	300-450 °C	
1	7,50	0,00	13,61	52,88	33,51
1	12,50	0,54	14,59	59,46	25,41
2	7,50	0,00	14,36	54,95	31,68
2	12,50	0,56	14,44	56,11	28,89
2	17,50	0,00	12,63	51,01	37,88
2	22,50	0,00	13,57	60,30	26,13
2	27,50	0,00	14,14	63,88	21,98
2	32,50	0,00	14,89	51,60	33,51
3	7,50	1,55	15,03	46,11	37,31
3	12,50	0,00	14,72	50,76	35,53
3	17,50	0,53	14,89	52,13	32,45
3	22,50	0,53	16,58	54,01	28,88
3	27,50	0,00	15,18	47,64	37,17
3	32,50	0,00	13,15	54,93	31,92
3	37,50	0,00	14,94	56,32	28,74
3	42,50	0,00	13,92	47,94	38,66
3	47,50	0,00	13,33	65,13	21,54
3	52,50	0,51	15,31	55,10	29,08
3	57,50	0,00	13,30	60,10	27,59
4	7,50	0,50	14,93	46,27	38,31
4	12,50	1,00	13,43	40,80	44,78
4	17,50	0,50	14,00	38,00	47,50
4	22,50	0,00	15,23	43,65	41,12
4	27,50	0,49	15,20	44,61	39,71
4	32,50	1,01	12,63	39,90	46,46
4	37,50	0,49	10,84	28,08	60,59
4	42,50	1,01	15,58	25,63	57,79
4	62,50	0,52	18,65	35,75	45,08

Classe de decomposição: 1) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; 2) Materiais semelhantes aos da classe 1, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; 3) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; 4) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

3.2.4. Análise estatística

O teste de Kruskal-Wallis indicou que as diferenças entre as medianas de perdas de massa na primeira (100 – 200°C) e segunda (200 – 300°C) faixas de temperatura, por classe de decomposição, não foram significativas ($p > 0,05$). Por outro lado, a ANOVA indicou diferença significativa para a faixa de temperatura de 300 – 450°C e para a massa residual a 450°C ($p < 0,05$), sendo a média da classe 4 de decomposição diferente das demais classes pelo teste Tukey (Figura 4). Desta forma, a análise termogravimétrica foi capaz de diferenciar as amostras de CWD em dois grupos, sendo que o primeiro envolve as classes de decomposição 1, 2 e 3 e o segundo grupo envolve apenas a classe de decomposição 4. As diferenças entre as médias de massa residual, por classe diamétrica dos CWDs, não foram significativas ($p > 0,05$).

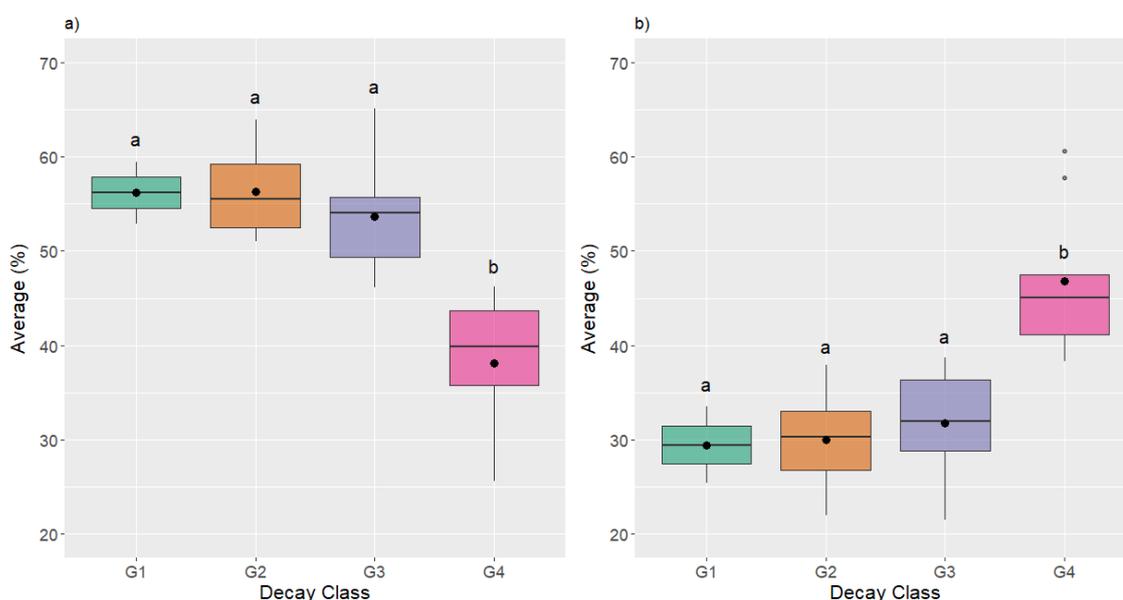


Figura 4. a) Boxplot e médias de perda de massa, por classe de decomposição, na faixa de temperatura de 300 – 450°C; b) Boxplot e médias de massa residual a 450°C, por classe de decomposição. Os boxplots seguidos de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey, ao nível de 5% significância.

Desta forma, a correlação de Spearman foi calculada para as perdas de massa na faixa de temperatura de 300 – 450°C e para a massa residual a 450°C, separando os grupos estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey em: Grupo 1 (G1) – classes de decomposição 1, 2 e 3; Grupo 2 (G2) – classe de decomposição 4. As propriedades físicas e químicas utilizadas para o cálculo da correlação foram: materiais voláteis (%), teor de cinzas (%), carbono fixo (%), relação C/N e a densidade aparente (g cm^{-3}).

A perda de massa dos CWDs na faixa de temperatura de 300 – 450°C do G1 apresentou correlação positiva e de maior intensidade com os materiais voláteis, relação C/N e densidade. Por outro lado, a perda de massa do G2 associou-se positivamente somente aos materiais voláteis. A massa residual a 450°C do G1 apresentou correlação positiva com o teor de cinzas e carbono fixo enquanto que o G2 correlacionou-se positivamente também com essas variáveis mais a relação C/N (Figura 5).

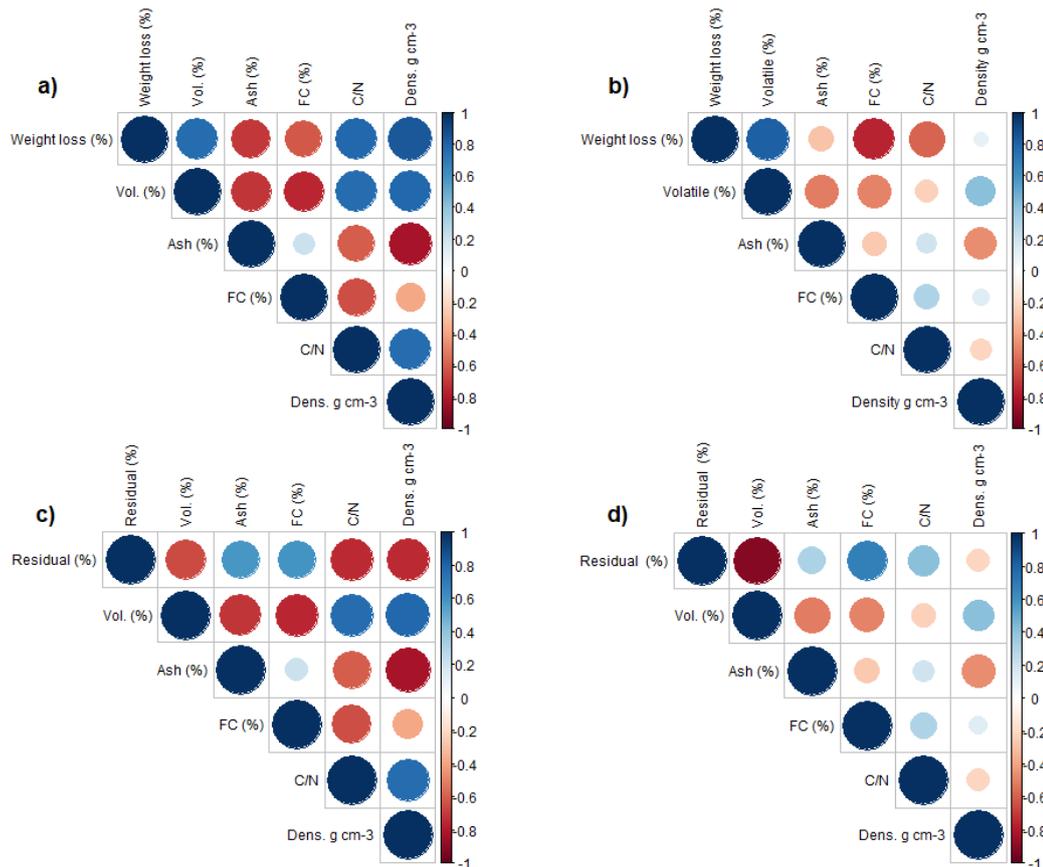


Figura 5. Matriz de correlação de Spearman entre a perda de massa de 300 – 450°C (Weight loss %), massa residual a 450°C (Residual %), voláteis (Vol. %), teor de cinzas (Ash %), carbono fixo (FC %), relação C/N (C/N) e densidade (Dens. g cm⁻³). a) Perda de massa de 300 – 450°C do G1; b) Perda de massa de 300 – 450°C do G2; c) Massa residual a 450°C do G1; d) Massa residual a 450°C do G2. Os círculos em azul escuro indicam correlações positivas enquanto que os círculos em vermelho escuro indicam correlações negativas. O tamanho do círculo indica a força da correlação.

4. Discussão

4.1. Propriedades Físicas e Químicas da Necromassa

A decomposição da necromassa em ecossistemas florestais é um caminho crucial para o retorno dos nutrientes ao solo (Krishna & Mohan, 2017). Durante esse processo, os CWDs

sob o solo da floresta passam por diferentes transformações em suas propriedades químicas e físicas como a redução da densidade, aumento no teor de água, acúmulo de nutrientes e de lignina e redução do pH (Fukasawa & Matsuoka, 2015). Grande parte dessas transformações físico-químicas foram constatadas neste estudo.

Os resultados indicaram uma tendência de redução da média de densidade aparente em função do aumento da decomposição dos CWDs (Tabela 2). Essa redução da densidade pode ser explicada pela perda de massa em decorrência da ação de microrganismos decompositores da madeira (Schilling et al., 2015). Estudos anteriores também encontraram esse padrão de comportamento dos dados para a densidade dos CWDs (Meriem et al., 2016; Chao et al., 2017; Villanova et al., 2019; Moreira et al., 2019).

O processo de decomposição teve menor impacto nas concentrações de Carbono (C), que não apresentaram grandes variações com o aumento da classe de decomposição dos CWDs (Tabela 3). A maior concentração de lignina nos CWDs pode ser um dos fatores que limitam a degradação de C, uma vez que sua estrutura grande e complexa é de difícil decomposição (Freschet et al., 2012; Harmon et al., 2013; Meriem et al., 2016; Demuner et al., 2019). Além disso, este constituinte da madeira pode também comprometer a degradação da celulose e hemicelulose quando incorporado em grande quantidade nas estruturas das paredes celulares (Magnússon et al., 2016).

Por outro lado, os teores de Nitrogênio (N) aumentaram juntamente com a classe de decomposição dos CWDs (Tabela 3). Nesse caso, o acúmulo de N pode ser explicado pela fixação e translocação desse elemento químico do solo para os CWDs, por meio de microrganismos heterotróficos (Harmon et al., 1986; Philpott et al. 2014; Foudyl-Bey et al., 2016; Rinne-Garmston et al., 2019). O aumento de ligações estruturais entre o nitrogênio e elementos mais resistentes a degradação como a lignina, compostos aromáticos e fenólicos podem, também, favorecer o acúmulo de N ao longo do processo de decomposição da madeira (Hishinuma et al., 2015).

O comportamento dos teores de C e N resultaram no declínio da relação C/N à medida que as classes de decomposição dos CWDs aumentavam (Tabela 3). Esse padrão de declínio da relação C/N também foi encontrado em estudos realizados em florestas tropicais e subtropicais (Yang et al., 2010; Fujisaki et al., 2015; Meriem et al., 2016; Chao et al., 2017). Uma baixa relação C/N dos CWDs indica um maior potencial para decomposição da madeira fazendo com que esses materiais permaneçam um menor tempo no ecossistema florestal (Jacob et al., 2010; Purahong et al., 2015).

4.2. Análise química imediata

Os resultados indicaram uma tendência de redução dos materiais voláteis com o avanço da classe de decomposição dos CWDs (Tabela 4). Essa redução dos materiais voláteis pode estar correlacionada a degradação da holocelulose e a diminuição dos teores de extrativos (Stefanidis et al., 2014). Ao longo do processo de decomposição da madeira, as holoceluloses são prontamente degradadas pelos microrganismos decompositores devido à maior facilidade de quebra de suas estruturas em relação a outros compostos, como a lignina (Bonanomi et al., 2013). No caso dos teores de extrativos, a redução da sua concentração ocorre devido aos processos de desativação enzimática, auto oxidação, degradação microbiana ou pela lixiviação (Harmon et al., 1986).

Os teores de cinzas apresentaram um comportamento contrário ao dos voláteis, aumentando a sua concentração com o aumento da classe de decomposição dos CWDs (Tabela 4). Esses resultados sugerem que os CWDs acumulam nutrientes inorgânicos como potássio, cálcio, magnésio e silício em sua composição à medida que perdem massa e carbono pelo processo de decomposição (Foudyl-Bey et al., 2016; Morris et al., 2015; Chao et al., 2017). Além disso, a contaminação por resíduos de solo pode também contribuir para o maior teor de cinzas nos CWDs mais decompostos. No entanto, não há como mensurar os impactos dessa contaminação em nossos resultados.

O carbono fixo não apresentou relação com a classe de decomposição dos CWDs neste estudo (Tabela 4). O fato desse componente da análise química imediata ser obtido por diferença pode ter influenciado nesse comportamento dos dados. No entanto, o carbono fixo apresentou valores inversamente proporcionais ao dos materiais voláteis, indicando uma correlação negativa com as holoceluloses e positiva com a lignina (Hishinuma et al., 2015; Meriem et al., 2016).

4.3. Análise termogravimétrica

Os resultados das análises termogravimétricas indicaram que amostras com alto grau de decomposição apresentam massa residual alta e perda de peso baixa. Esse comportamento pode ser explicado pela maior perda de carbono no ecossistema florestal devido à respiração dos microrganismos, fotodegradação e lixiviação (Kahl et al., 2012; Herrmann et al., 2015). A análise termogravimétrica também indicou que a decomposição da hemicelulose ocorre em temperaturas mais baixas (225-275°C) (Figura 2). A decomposição da hemicelulose nessa faixa

de temperatura está relacionada à sua estrutura química amorfa (Hill, 2007), composta por açúcares como pentoses e hexoses (Yang et al., 2006; Stelte et al., 2011). Por outro lado, devido à sua cristalinidade, a degradação térmica da celulose ocorre a 275-375°C (Garcia-Maraver et al., 2013). A lignina geralmente começa a se decompor em temperaturas mais baixas (Nassar & MacKay, 2007), mas é o último composto da madeira a se decompor totalmente devido a sua estrutura reticulada e ao seu alto peso molecular (Yang et al., 2006).

As curvas de TG/DTG indicaram comportamentos distintos para os CWDs nas diferentes classes de tamanho e de decomposição (Figura 3). As perdas de peso para a primeira classe de decomposição (G1) foram semelhantes, mas um comprimento mais amplo na curva DTG a 287 °C foi observado para G1-12,5, o que indica uma maior quantidade de holoceluloses quando comparado a amostra G1-7,5. O segundo pico da DTG a 351°C mostra claramente uma maior perda de peso para a amostra G1-12,5 do que para a amostra G1-7,5. Além disso, a massa residual de 33,51% para G1-7,5 e 25,41% para G1-12,5 confirma que a amostra G1-7,5 já foi mais degradada na floresta do que a amostra G1-12,5. Esse comportamento indica que a taxa de decomposição é maior para os CWDs de menor dimensão (Herrmann et al., 2015).

As perdas de peso para a segunda classe de decomposição (G2) foram distintas e a amostra G2-7,5 apresentou um comprimento mais amplo na curva DTG a 295°C do que outras amostras com diâmetro maior. Esse comportamento inesperado pode ser explicado pela grande variedade de espécies de árvores presentes na floresta. Em outras amostras, o comprimento da curva da DTG e o diâmetro dos CWDs aumentaram em uma relação diretamente proporcional. Os picos da DTG variaram de 348-361°C, com os maiores diâmetros apresentando picos mais elevados devido à maior resistência térmica e baixa degradação. O peso residual nesta classe de decomposição não apresentou tendência como no G1.

A terceira classe de decomposição (G3) apresentou uma ampla faixa de perdas de peso, assim como no G2. O primeiro pico da DTG a 297°C não apresentou diferenças significativas para o centro de classe diamétrica. Porém, a temperatura máxima de decomposição do segundo pico aumentou de 358-366°C em função do aumento do diâmetro. De forma geral, a massa residual diminuiu com o aumento do diâmetro o que mostra que os componentes estruturais da madeira nas amostras com maior diâmetro apresentam menor decomposição.

A última classe de decomposição (G4) apresentou uma menor perda de peso. Os picos de DTG a 277°C apresentaram um comprimento mais amplo para amostras com maior diâmetro e o segundo pico da DTG variou de 357-338°C. O peso residual aumentou com o aumento do diâmetro. Na comparação entre as quatro classes de decomposição, os picos de DTG foram

deslocados para temperaturas mais elevadas com o aumento da classe de decomposição o que está relacionado com a remoção de extrativos. De fato, conforme ocorre o processo de decomposição, os extrativos são liberados e a temperatura de degradação térmica da celulose e da hemicelulose se desloca para temperaturas mais altas (Poletto, 2006).

As perdas de massa e a massa residual em função da faixa de temperatura foram mostradas na Tabela 5. A análise de variância e o teste de Tukey indicaram diferença estatística apenas para as médias de perda de massa da última faixa de temperatura (300-450°C) e para as médias de massa residual a 450°C, diferindo as classes de decomposição 1, 2 e 3 (Grupo 1) da classe de decomposição 4 (Grupo 2) (Figura 4). A diferença entre os Grupos 1 e 2 pode ser explicada, principalmente, pela densidade aparente e a relação C/N que são variáveis muito impactadas ao longo do processo de decomposição dos CWDs (Figura 5). Desta forma, a determinação das propriedades físicas e químicas, juntamente com a análise imediata e termogravimétrica, podem ser consideradas uma importante ferramenta para estudar os efeitos do processo de decomposição na necromassa, definindo com maior exatidão as classes de decomposição dos CWDs.

No entanto, pesquisas futuras devem se concentrar na realização dessas análises a nível de espécie, uma vez que esse fator possui grande influência nas propriedades físico-químicas da necromassa (Chao et al., 2017; Moreira et al., 2019). Além disso, recomenda-se realizar a caracterização da microbiota presente no solo e nos CWDs para distinguir os tipos de microrganismos e as suas habilidades em degradar cada constituintes da madeira (Harmon et al., 1986; Cornwell et al., 2009). Por fim, os fatores climáticos como temperatura e umidade também devem ser considerados uma vez que eles exercem influência na atividade e seleção desses microrganismos no ecossistema florestal (De La Cruz et al., 2014; Bradford et al., 2016).

5. Conclusões

A densidade aparente é afetada pelo processo de decomposição natural dos CWDs. Por outro lado, o teor de carbono é menos impactado pela decomposição. A relação C/N diminui juntamente com as classes de decomposição do CWD devido ao aumento do teor de N. As classes de tamanho dos CWDs não são relevantes para determinação dessas propriedades. Embora os resultados estejam em concordância com outros estudos, as propriedades físicas e químicas devem sempre ser quantificadas em função da classe de decomposição dos CWDs devido à diversidade de espécies e as condições climáticas de cada ecossistema florestal.

A composição química estrutural dos CWDs é afetada pela decomposição, resultando em perda de holoceluloses e extrativos e um aumento na concentração de lignina e cinzas ao longo desse processo. A perda de massa é maior para os CWDs menos decompostos e a massa residual é maior para aqueles mais decompostos. As menores classes diamétricas tem menor perda de peso e maior massa residual. A utilização da análise química imediata e termogravimétrica retira a subjetividade de classificação dos estágios de decomposição dos CWDs, reduzindo o número de ensaios para determinação das propriedades físicas e químicas da necromassa e aumentando a acurácia de estudos voltados para o ciclo do carbono destes materiais.

6. Referências Bibliográficas

- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Normas Técnicas NBR 11941: Madeira - determinação da densidade básica. São Paulo, Brazil, 2003. 6p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Normas Técnicas NBR 8112: Carvão vegetal – análise imediata. São Paulo, Brazil, 1986. 8p.
- Bani, A., Pioli, S., Ventura, M., Panzacchi, P., Borruso, L., Tognetti, R., Tonon, G., Brusetti, L. (2018). The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and deadwood. *Applied soil ecology*, 126(1), 75-84.
- Barbosa, R. I., de Castilho, C. V., de Oliveira Perdiz, R., Damasco, G., Rodrigues, R., & Fearnside, P. M. (2017). Decomposition rates of coarse woody debris in undisturbed Amazonian seasonally flooded and unflooded forests in the Rio Negro-Rio Branco Basin in Roraima, Brazil. *Forest ecology and management*, 397(1), 1-9.
- Bonal, D., Burban, B., Stahl, C., Wagner, F., & Hérault, B. (2016). The response of tropical rainforests to drought - lessons from recent research and future prospects. *Annals of forest science*, 73(1), 27-44.
- Bonanomi, G., Incerti, G., Giannino, F., Mingo, A., Lanzotti, V., Mazzoleni, S. (2013). Litter quality assessed by solid state ¹³C NMR spectroscopy predicts decay rate better than C/N and Lignin/N ratios. *Soil Biology and Biochemistry*, 56, 40-48.
- Bradford, M. A., Berg, B., Maynard, D. S., Wieder, W. R., & Wood, S. A. (2016). Understanding the dominant controls on litter decomposition. *Journal of Ecology*, 104(1), 229-238.
- Brasil. Resolução nº392, de 25 junho de 2007. Definição de Vegetação Primária e Secundária de Regeneração de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais; Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional de Meio Ambiente: Brasília, Brazil, 2007.
- Brienen, R. J., Phillips, O. L., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Baker, T. R., Lloyd, J., et al. (2015). Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519(7543), 344.

- Chambers, J. Q., Higuchi, N., Schimel, J. P., Ferreira, L. V., & Melack, J. M. (2000). Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia*, 122(3), 380-388.
- Chambers, J. Q., Negrón-Juárez, R. I., Marra, D. M., Di Vittorio, A., Tews, J., Roberts, D., Ribeiro, G. H. P. M., Trumbore, S. E., Higuchi, N. (2013). The steady-state mosaic of disturbance and succession across an old-growth Central Amazon forest landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(10), 3949-3954.
- Chao, K. J., Chen, Y. S., Song, G. Z. M., Chang, Y. M., Sheue, C. R., Phillips, O. L., Hsieh, C. F. (2017). Carbon concentration declines with decay class in tropical forest woody debris. *Forest Ecology and Management*, 391, 75-85.
- Colodette JL, Gomes FJ. (2015). Branqueamento de polpa celulósica: da produção da polpa marrom ao produto acabado. Viçosa, MG. Ed. UFV. 816p.
- Cornwell, W. K., Cornelissen, J. H., Allison, S. D., Bauhus, J., Eggleton, P., Preston, C. M., Scarff, F., Weedon, J. T., Wirth, C., Zanne, A. E. (2009). Plant traits and wood fates across the globe: rotted, burned, or consumed?. *Global Change Biology*, 15(10), 2431-2449.
- De la Cruz, F. B., Yelle, D. J., Gracz, H. S., & Barlaz, M. A. (2014). Chemical changes during anaerobic decomposition of hardwood, softwood, and old newsprint under mesophilic and thermophilic conditions. *Journal of agricultural and food chemistry*, 62(27), 6362-6374.
- Demuner, I. F., Colodette, J. L., Demuner, A. J., Jardim, C. M. (2019). Biorefinery review: Wide-reaching products through kraft lignin. *BioResources*, 14(3), 7543-7581.
- Diniz, M. F., Coelho, M. T., de Sousa, F. G., Hasui, É., & Loyola, R. (2021). The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(1), 81-89.
- Ferreira Junior, W. G., Schaefer, C. E. G. R., Silva, A. F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In *Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil*, 2nd ed.; Martins, S. V., Ed.; Editora UFV: Viçosa, Brazil, 2012; pp. 141–174.
- Fioretto, A., Di Nardo, C., Papa, S., & Fuggi, A. (2005). Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(6), 1083-1091.
- Francisco-Fernández, M., Tarrío-Saavedra, J., Mallik, A., Naya, S. (2012). A comprehensive classification of wood from thermogravimetric curves. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 118, 159-172.
- Freschet, G. T., Weedon, J. T., Aerts, R., van Hal, J. R., Cornelissen, J. H. (2012). Interspecific differences in wood decay rates: insights from a new short-term method to study long-term wood decomposition. *Journal of Ecology*, 100(1), 161-170.
- Foudyl-Bey, S., Brais, S., Drouin, P. (2016). Litter heterogeneity modulates fungal activity, C mineralization and N retention in the boreal forest floor. *Soil Biology and Biochemistry*, 100, 264-275.

- Fujisaki, K., Perrin, A. S., Boussafir, M., Gogo, S., Sarrazin, M., Brossard, M. (2015). Decomposition kinetics and organic geochemistry of woody debris in a ferralsol in a humid tropical climate. *European Journal of Soil Science*, 66(5), 876-885.
- Fukasawa, Y., Osono, T., & Takeda, H. (2009). Dynamics of physicochemical properties and occurrence of fungal fruit bodies during decomposition of coarse woody debris of *Fagus crenata*. *Journal of Forest Research*, 14(1), 20.
- Fukasawa, Y., Matsuoka, S. (2015). Communities of wood-inhabiting fungi in dead pine logs along a geographical gradient in Japan. *Fungal Ecology*, 18, 75-82.
- Garcia-Maraver, A., Salvachúa, D., Martínez, M. J., Diaz, L. F., Zamorano, M. (2013). Analysis of the relation between the cellulose, hemicellulose and lignin content and the thermal behavior of residual biomass from olive trees. *Waste Management*, 33(11), 2245-2249.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack Jr, K., Cummins, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15, 133-302.
- Harmon, M. E., Whigham, D. F., Sexton, J., Olmsted, I. (1995). Decomposition and mass of woody detritus in the dry tropical forests of the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 27, 305-316.
- Harmon, M. E., Fath, B., Woodall, C. W., Sexton, J. (2013). Carbon concentration of standing and downed woody detritus: Effects of tree taxa, decay class, position, and tissue type. *Forest Ecology and Management*, 291, 259-267.
- Harmon, M. E., Fath, B. G., Yatskov, M., Kastendick, D., Rock, J., & Woodall, C. W. (2020). Release of coarse woody detritus-related carbon: a synthesis across forest biomes. *Carbon balance and management*, 15(1), 1-21.
- Hauke, J., Kossowski, T. (2011). Comparison of values of Pearson's and Spearman's correlation coefficient on the same sets of data. *Quaestiones Geographicae*, 30(2), 87-93.
- Herrmann, S., Kahl, T., Bauhus, J. (2015). Decomposition dynamics of coarse woody debris of three important central European tree species. *Forest Ecosystems*, 2(1), 1-14.
- Hill, C. A. S. (2007). *Wood modification: chemical, thermal and other processes (Vol. 5)*. John Wiley & Sons.
- Hishinuma, T., Osono, T., Fukasawa, Y., Azuma, J. I., Takeda, H. (2015). Application of ¹³C NMR spectroscopy to characterize organic chemical components of decomposing coarse woody debris from different climatic regions. *Annals of Forest Research*, 58(1), 3-13.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Manuais Técnicos em Geociências 2012*, 2, 275.

- Jacob, M., Viedenz, K., Polle, A., Thomas, F. M. (2010). Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*). *Oecologia*, 164(4), 1083-1094.
- Kahl, T., Mund, M., Bauhus, J., Schulze, E. D. (2012). Dissolved organic carbon from European beech logs: patterns of input to and retention by surface soil. *Ecoscience*, 19(4), 364-373.
- Keller, M., Palace, M., Asner, G. P., Pereira Jr, R., Silva, J. N. M. (2004). Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. *Global change biology*, 10(5), 784-795.
- Klotzbücher, T., Kaiser, K., Guggenberger, G., Gatzek, C., Kalbitz, K. (2011). A new conceptual model for the fate of lignin in decomposing plant litter. *Ecology*, 92(5), 1052-1062.
- Krishna, M. P., Mohan, M. (2017). Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, 2(4), 236-249.
- Lana, A. Q., Salles, T. T., Carneiro, A. D. C. O., Cardoso, M. T., Teixeira, R. U. (2016). Comparison of procedures for immediate chemical analysis of charcoal. *Revista Árvore*, 40(2), 371-376.
- Lladó, S., López-Mondéjar, R., & Baldrian, P. (2017). Forest soil bacteria: diversity, involvement in ecosystem processes, and response to global change. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 81(2).
- Magnússon, R. Í., Tietema, A., Cornelissen, J. H., Hefting, M. M., Kalbitz, K. (2016). Tamm Review: Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 377, 1-15.
- Malhi, Y., Doughty, C., & Galbraith, D. (2011). The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1582), 3225-3245.
- Martínez, Á. T., Speranza, M., Ruiz-Dueñas, F. J., Ferreira, P., Camarero, S., Guillén, F., Martínez, M. J., Gutiérrez, A., Del Río, J. C. (2005). Biodegradation of lignocellulosics: microbial, chemical, and enzymatic aspects of the fungal attack of lignin. *International Microbiology*, 8, 195-204.
- McDowell, N. G., & Allen, C. D. (2015). Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. *Nature Climate Change*, 5(7), 669-672.
- McDowell, N., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Brando, P., Brienen, R., Chambers, J., et al. (2018). Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytologist*, 219(3), 851-869.
- McMahon, S. M., Arellano, G., & Davies, S. J. (2019). The importance and challenges of detecting changes in forest mortality rates. *Ecosphere*, 10(2), e02615.

- Meriem, S., Tjitrosoedirjo, S., Kotowska, M. M., Hertel, D., Triadiati, T. (2016). Carbon and nitrogen stocks in dead wood of tropical lowland forests as dependent on wood decay stages and land-use intensity. *Annals of Forest Research*, 59(2), 299-310.
- Moreira, A. B., Gregoire, T. G., Couto, H. T. Z. (2019). Wood density and carbon concentration of coarse woody debris in native forests, Brazil. *Forest Ecosystems*, 6(1), 18.
- Mori, S., Itoh, A., Nanami, S., Tan, S., Chong, L., Yamakura, T. (2014). Effect of wood density and water permeability on wood decomposition rates of 32 Bornean rainforest trees. *Journal of Plant Ecology*, 7(4), 356-363.
- Morris, D. M., Wiebe, S. A., Luckai, N. J., Reid, D. E. (2015). Nutrient retention and leaching potential of coarse wood bolts collected from logged and burned upland boreal sites: A greenhouse misting experiment. *Boreal Environment Research*, 20, 45-61.
- Nassar, M. M., & MacKay, G. D. M. (2007). Mechanism of thermal decomposition of lignin. *Wood and Fiber Science*, 16(3), 441-453.
- Philpott, T. J., Prescott, C. E., Chapman, W. K., Grayston, S. J. (2014). Nitrogen translocation and accumulation by a cord-forming fungus (*Hypholoma fasciculare*) into simulated woody debris. *Forest Ecology and Management*, 315, 121-128.
- Pietsch, K. A., Ogle, K., Cornelissen, J. H., Cornwell, W. K., Bönisch, G., Craine, J. M., et al. (2014). Global relationship of wood and leaf litter decomposability: the role of functional traits within and across plant organs. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 1046-1057.
- Poletto, M. (2016). Effect of extractive content on the thermal stability of two wood species from Brazil. *Maderas. Ciencia y tecnología*, 18(3), 435-442.
- Purahong, W., Kapturska, D., Pecyna, M. J., Jariyavidyanont, K., Kaunzner, J., Juncheed, K., Uengwetwanit, T., Rudloff, R., Schulz, E., Hofrichter, M., Schloter, M., Krüger, D., Buscot, F. (2015). Effects of forest management practices in temperate beech forests on bacterial and fungal communities involved in leaf litter degradation. *Microbial ecology*, 69(4), 905-913.
- Puth, M. T., Neuhäuser, M., Ruxton, G. D. (2015). Effective use of Spearman's and Kendall's correlation coefficients for association between two measured traits. *Animal Behaviour*, 102, 77-84.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rinne-Garmston, K. T., Peltoniemi, K., Chen, J., Peltoniemi, M., Fritze, H., Mäkipää, R. (2019). Carbon flux from decomposing wood and its dependency on temperature, wood N₂ fixation rate, moisture and fungal composition in a Norway spruce forest. *Global change biology*, 25(5), 1852-1867.
- Rocha, S. J. S. S., Torres, C. M. M. E., Jacovine, L. A. G., Leite, H. G., Gelcer, E. M., Neves, K. M., Schettini, B. L. S., Villanova, P. H., Silva, L. F., Reis, L. P., Zanuncio, J. C. (2018). Artificial neural networks: Modeling tree survival and mortality in the Atlantic Forest biome in Brazil. *Science of the Total Environment*, 645, 655-661.

- Rocha, S. J. S. S., Torres, C. M. M. E., Villanova, P. H., Schettini, B. L. S., Jacovine, L. A. G., Leite, H. G., Gelcer, E. M., Reis, L. P., Neves, K. M., Comini, I. B., Silva, L. F. (2020). Drought effects on carbon dynamics of trees in a secondary Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 465, 118097.
- Russell, M. B., Fraver, S., Aakala, T., Gove, J. H., Woodall, C. W., D'Amato, A. W., & Ducey, M. J. (2015). Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. *Forest Ecology and Management*, 350(1), 107-128.
- Scaranello, M. A., Keller, M., Longo, M., dos-Santos, M. N., Leitold, V., Morton, D. C., Pinagé, E. R., Espírito-Santo, F. D. B. (2019). Estimation of coarse dead wood stocks in intact and degraded forests in the Brazilian Amazon using airborne lidar. *Biogeosciences*, 16(17), 3457-3474.
- Schilling, J. S., Kaffenberger, J. T., Liew, F. J., Song, Z. (2015). Signature wood modifications reveal decomposer community history. *PloS one*, 10(3), e0120679.
- Sebio-Puñal, T., Naya, S., López-Beceiro, J., Tarrío-Saavedra, J., Artiaga, R. (2012). Thermogravimetric analysis of wood, holocellulose, and lignin from five wood species. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 109(3), 1163-1167.
- Souza, C. R., Maia, V. A., de Aguiar-Campos, N., Santos, A. B., Rodrigues, A. F., Farrapo, C. L., et al. (2021). Long-term ecological trends of small secondary forests of the atlantic forest hotspot: A 30-year study case. *Forest Ecology and Management*, 489, 119043.
- Stefanidis, S. D., Kalogiannis, K. G., Iliopoulou, E. F., Michailof, C. M., Pilavachi, P. A., Lappas, A. A. (2014). A study of lignocellulosic biomass pyrolysis via the pyrolysis of cellulose, hemicellulose and lignin. *Journal of analytical and applied pyrolysis*, 105, 143-150.
- Stelte, W., Holm, J. K., Sanadi, A. R., Barsberg, S., Ahrenfeldt, J., Henriksen, U. B. (2011). A study of bonding and failure mechanisms in fuel pellets from different biomass resources. *Biomass and bioenergy*, 35(2), 910-918.
- Strukelj, M., Brais, S., Quideau, S. A., Angers, V. A., Kebli, H., Drapeau, P., Oh, S. W. (2013). Chemical transformations in downed logs and snags of mixed boreal species during decomposition. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(9), 785-798.
- Tarrío-Saavedra, J., Naya, S., Francisco-Fernández, M., López-Beceiro, J., Artiaga, R. (2011). Functional nonparametric classification of wood species from thermal data. *Journal of thermal analysis and calorimetry*, 104(1), 87-100.
- Toscano, G., Duca, D., Rossini, G., Mengarelli, C., Pizzi, A. (2015). Identification of different woody biomass for energy purpose by means of soft independent modeling of class analogy applied to thermogravimetric analysis. *Energy*, 83, 351-357.
- Universidade Federal de Viçosa - UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. Boletim Meteorológico; Universidade Federal de Viçosa: Viçosa, Brazil, 2021.

- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., et al. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature communications*, 7(1), 1-11.
- Villanova, P. H., Torres, C. M. M. E., Jacovine, L. A. G., Soares, C. P. B., Silva, L. F., Schettini, B. L. S., Rocha, S. J. S. S., Zanuncio, J. C. (2019). Necromass Carbon Stock in a Secondary Atlantic Forest Fragment in Brazil. *Forests*, 10(10), 833.
- Vital, B. R. *Boletim Técnico: Métodos de Determinação de Densidade da Madeira*, 1st ed.; Sociedade de Investigações Florestais: Viçosa, Brazil, 1984; p. 21.
- Zhou, L., Dai, L. M., Gu, H. Y., & Zhong, L. (2007). Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forestry research*, 18(1), 48-54.
- Yang, F. F., Li, Y. L., Zhou, G. Y., Wenigmann, K. O., Zhang, D. Q., Wenigmann, M., Zhang, D. Q., Wenigmann, M., Liu, S. Z., Zhang, Q. M. (2010). Dynamics of coarse woody debris and decomposition rates in an old-growth forest in lower tropical China. *Forest Ecology and Management*, 259(8), 1666-1672.
- Yang, H., Yan, R., Chen, H., Zheng, C., Lee, D. H., Liang, D. T. (2006). In-depth investigation of biomass pyrolysis based on three major components: hemicellulose, cellulose and lignin. *Energy & Fuels*, 20(1), 388-393.
- Yizhao, C., Jianyang, X., Zhengguo, S., Jianlong, L., Yiqi, L., Chengcheng, G., & Zhaoqi, W. (2015). The role of residence time in diagnostic models of global carbon storage capacity: model decomposition based on a traceable scheme. *Scientific reports*, 5(1), 16155.

**Capítulo II: Dinâmica do estoque em carbono da necromassa em Floresta Estacional
Semidecidual**

1. Introdução

A necromassa desempenha um importante papel ecológico (Harmon et al., 1986; Campbell et al., 2019) e estoca uma fração substancial do carbono presente nos ecossistemas florestais (Pan et al., 2011; Pugh et al., 2019; Martin et al., 2021). Os resíduos lenhosos grosseiros (*Coarse Wood Debris* – CWDs), que se caracterizam como um dos principais componentes da necromassa (Keller et al., 2004; Russell et al., 2015), são responsáveis por estocar, em média, 16,8 MgC ha⁻¹ nas florestas de todo o mundo (FAO, 2020a). Na Mata Atlântica brasileira, esse valor chega a 4,79 MgC ha⁻¹, podendo representar cerca de 15,0% do carbono estocado na biomassa das árvores vivas (FAO, 2020b).

O estudo dos CWDs tem ganhado cada vez mais relevância para o entendimento da dinâmica dos ecossistemas florestais (Köhl et al., 2015). O aumento das taxas de mortalidade das árvores vivas ao longo dos anos tem levado a um incremento da produção e do estoque de carbono desse componente da necromassa (Rocha et al., 2018; Souza et al., 2021), impactando o ciclo do carbono e a dinâmica das florestas (McMahon et al., 2019). Vários estudos já foram realizados na Mata Atlântica visando quantificar a produção e o estoque de carbono dos CWDs (Vieira et al., 2011; Moreira et al., 2019a; Villanova et al., 2019; Maas et al., 2020). No entanto, a quantificação desses parâmetros foi realizada em um único momento, não buscando compreender as possíveis mudanças ocorridas ao longo dos anos (Palace et al., 2012).

A produção e o estoque de carbono dos CWDs são altamente variáveis no espaço e no tempo (Gora et al., 2019). Grandes acúmulos de CWDs são comumente resultado de distúrbios como a degradação florestal (McDowell et al., 2018; Scaranello et al., 2019), as secas severas (Bennett et al. 2015; Rocha et al., 2020) e as tempestades de ventos (Chao et al., 2009; Chambers et al., 2013). A mortalidade de árvores induzida pela competição por recursos (Weiskittel et al., 2011), pelo envelhecimento natural (Vanclay, 1994) e pelas características topográficas e de solo das florestas (Toledo et al., 2011) também contribuem para a produção e estoque de carbono dos CWDs, não devendo ser negligenciados nessa avaliação.

A quantificação do impacto dessas variáveis no acúmulo de CWDs nas florestas só é possível mediante inventários florestais contínuos, que gerem estimativas precisas da dinâmica da produção e do estoque de carbono deste componente (Gora et al., 2019; Zaninovich & Gatti, 2020). Além disso, a identificação e a classificação das variáveis mais representativas no incremento em carbono dos CWDs ao longo do tempo podem auxiliar no melhor entendimento da contribuição das florestas tropicais, como a Mata Atlântica, para o ciclo de carbono global (Malhi et al., 2009; Malhi et al., 2021).

Desta forma, os objetivos deste estudo foram: i) quantificar o volume, necromassa e estoque de carbono dos CWDs ao longo de um período de 4 anos (2017-2020), utilizando dados de densidade e teor de carbono de cada classe de decomposição dos CWDs para garantir maior precisão nas estimativas desses parâmetros; ii) quantificar o incremento corrente anual em carbono dos CWDs para os períodos 2017-2018; 2018-2019; 2019-2020; iii) Classificar e indicar a importância de variáveis climáticas, topográficas, edáficas e intrínsecas a floresta na predição do incremento anual em carbono dos CWDs nos três períodos de mensuração avaliados, utilizando o aprendizado de máquinas e análise multivariada.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em um fragmento de floresta secundária de Mata Atlântica de 17 ha de área, conhecido como Mata da Silvicultura, o qual está localizado no município de Viçosa – MG, Brasil (Figura 1). O clima local é do tipo Cwa (Classificação Köppen) com temperatura, umidade e precipitação média de 19,9°C, 79,9% e 1269,4 mm, respectivamente (UFV, 2021). A altitude do fragmento varia de 670 a 730 m (Rocha et al., 2020) e a região apresenta gradientes pedogeomorfológicos com latossolos distróficos ricos em alumínio no topo de morros, rampas coluviais com latossolos rasos e horizonte cambial, enquanto os fundos dos bosques apresentam predominância de cambissolos epieutróficos ricos em nutrientes (Ferreira Júnior et al., 2012).

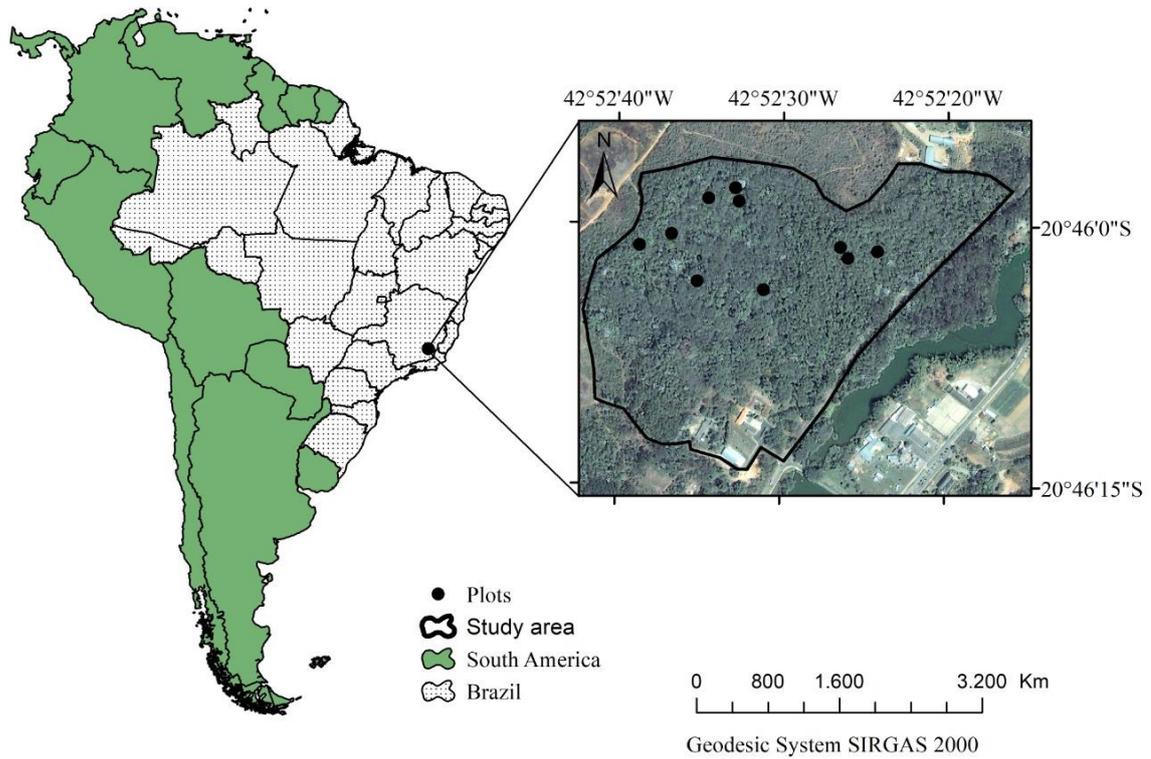


Figura 1. Localização do fragmento florestal de Mata Atlântica estudado.

A vegetação da região é classificada como floresta estacional semidecidual (IBGE, 2012). O fragmento florestal estudado encontra-se em estágio médio de regeneração, com diâmetro quadrático das árvores entre 10 e 20 cm e altura média entre 5 e 12 m (Brasil, 2007). Os parâmetros fitossociológicos, a composição florística, as variáveis dendrométricas e a dinâmica da floresta foram quantificados periodicamente ao longo dos anos (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos, composição florística, variáveis dendrométricas e dinâmica florestal da Mata da Silvicultura

Variáveis	Ano de Mensuração								
	1994	1997	2000	2004	2008	2010	2013	2016	2020
Famílias	50	49	49	48	47	47	45	46	46
Gêneros	104	103	107	107	111	111	107	113	113
Espécies	144	143	146	144	158	156	149	168	168
Pioneiras	18	16	16	14	15	15	15	17	17
Secundárias iniciais	75	76	76	75	77	75	74	82	82
Secundárias tardias	39	40	41	41	44	45	41	47	47
Espécies não identificadas	12	11	13	14	22	21	19	22	22
Índice de Shannon-Weaver (H')	4,08	4,04	4,02	3,99	4,01	3,99	3,95	4,11	4,11
Densidade (fustes ha ⁻¹)	1.543	1.564	1.524	1.504	1.531	1.479	1.405	1.432	1.487
Diâmetro Quadrático (cm)	14,40	14,80	15,07	15,17	15,48	15,69	16,31	16,16	16,05
Área Basal (m ² ha ⁻¹)	25,12	26,90	27,19	27,20	28,80	28,60	29,35	29,36	30,10
Diâmetro Mínimo (cm)	5,09	5,06	5,06	5,06	5,03	5,03	5,03	5,03	5,03
Média dos diâmetros (cm)	11,83	12,03	12,19	12,26	12,40	12,50	12,93	12,60	12,28
Diâmetro Máximo (cm)	80,21	82,12	84,03	85,63	91,04	91,35	94,22	94,22	100,27
Altura Total Mínima (m)	2,50	2,50	2,50	2,40	2,40	2,07	2,07	2,40	2,50
Altura Total média (m)	10,60	11,20	11,52	12,55	12,52	12,33	12,89	12,83	11,75
Altura Total Máxima (m)	32,07	32,35	33,63	39,20	39,20	38,00	38,00	38,00	38,60
Ingresso (fustes ha ⁻¹)	-	116	80	57	126	41	18	204	234
Mortalidade (fustes ha ⁻¹)	95	120	79	108	93	92	177	179	-

2.2. Coleta dos dados e determinação da densidade aparente e teor de carbono

Os resíduos lenhosos grosseiros (CWDs) como galhos, tocos e árvores caídas sob o solo da floresta e que apresentavam diâmetro ≥ 5 cm foram inventariados em dez parcelas permanentes de 20 m x 50 m, entre os anos de 2017 e 2020. A média aritmética dos diâmetros mensurados nas extremidades dos resíduos foi calculada para a separação do material em classes diamétricas, com amplitude de 5 cm. Os CWDs encontrados no interior dessas parcelas foram divididos em 4 classes de acordo com o seu estágio de decomposição (Harmon et al., 1995; Keller et al., 2004; Villanova et al., 2019): i) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; ii) Materiais semelhantes aos da classe i, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; iii) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; iv) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

Três amostras de cada classe diamétrica e de decomposição foram coletadas, quando possível, nas dez parcelas inventariadas. Duas subamostras foram retiradas desse material para determinação da densidade aparente e o restante do material foi seco em estufa de circulação

de ar a $\pm 60^\circ\text{C}$, até a estabilização do seu peso, para determinação do teor de Carbono (C) dos CWDs. O material seco em estufa foi palitado, triturado em um moinho de facas do tipo Willey (Thomas Scientific®) e depois peneirado utilizando peneiras granulométricas de 40 mesh e 60 mesh. O material retido nas peneiras de 60 mesh foi homogeneizado a partir da escolha aleatória de três parcelas por centro de classe diamétrica e de decomposição, totalizando 28 amostras compostas.

A densidade aparente dos CWDs foi determinada pelo método de imersão em mercúrio devido a fragilidade do material, conforme a NBR 11941 (Vital, 1984; ABNT, 2003). A expressão utilizada para determinação da densidade aparente foi: $\rho = m/v$, em que: ρ é a densidade aparente, em g cm^{-3} ; m é a massa da amostra, em g; e v é o volume aparente, em cm^3 . Nesse caso específico, o volume aparente (v) foi obtido pela expressão: $v = m_1/\rho_{\text{Hg}}$, em que: m_1 é a massa imersa, em g; e ρ_{Hg} é a densidade do mercúrio, em g cm^{-3} . Os valores médios de densidade aparente foram calculados para cada classe de decomposição dos CWDs considerando a média aritmética das densidades de cada subamostra e em cada centro de classe diamétrica.

O teor de Carbono (C) da necromassa foi determinado utilizando um analisador elementar de combustão seca (LECO TruSpec® Micro Elemental Series CHN/CHNS/O; St. Joseph, MI). Nesse método, os gases emitidos pela queima das amostras a 1050°C são quantificados por um detector infravermelho, que permite a determinação do teor, em %, desse elemento (Moreira et al., 2019b). Os valores médios do teor de carbono foram calculados para cada classe de decomposição dos CWDs por meio da média aritmética do teor de C em cada centro de classe diamétrica.

2.3. Quantificação do volume, necromassa e estoque de carbono

O volume dos CWDs foi calculado pelo método de *Smalian* por meio da expressão: $V = (AS_1 + AS_2)/2 * L$, em que: V é o volume, em m^3 ; AS_1 e AS_2 são as áreas seccionais obtidas nas extremidades das seções dos CWDs, em m^2 ; e L é o comprimento da seção, em m. A necromassa foi quantificada pela multiplicação entre o volume e a densidade aparente - $N = V * \rho_i$, em que: N é a necromassa, em Mg ha^{-1} ; V é o volume, em m^3 ; e ρ_i é a densidade aparente, da i -ésima classe de decomposição, em g cm^{-3} . O estoque de carbono dos CWDs foi quantificado como o produto entre a necromassa e o teor de carbono dos CWDs, em cada classe de decomposição ($C = N_i * TC_i$, em que: C é o estoque de carbono, em MgC ha^{-1} , por classe de

decomposição; N_i é a necromassa, da i -ésima classe de decomposição, em Mg ha^{-1} ; e TC_i é o teor de carbono, da i -ésima classe de decomposição, em %).

2.4. Incremento corrente anual em carbono

O incremento corrente anual em carbono dos CWDs foi calculado pela diferença entre os estoques de carbono do ano inicial e final de mensuração: $\text{ICA}_{\text{carb}} = C_f - C_i$, em que ICA_{carb} é o incremento corrente anual em carbono, em $\text{MgC ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; C_f é o estoque de carbono do ano final de mensuração, em MgC ha^{-1} ; C_i é o estoque de carbono do ano inicial de mensuração, em MgC ha^{-1} . O teste t pareado ($\alpha=0,05$) foi utilizado para testar se as médias do incremento em carbono dos CWDs eram diferentes estatisticamente entre os períodos de mensuração (2017-2018; 2018-2019; e 2019-2020). A seleção desse teste baseou-se na premissa de que os dados de incremento em carbono apresentam distribuição normal segundo o método de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$).

2.5. Predição do incremento em carbono dos CWDs

Um conjunto de variáveis foi utilizado em um modelo de aprendizado de máquinas (*Random Forest*) para classificar aquelas que mais contribuíram para a produção e incremento em carbono dos CWDs no período de monitoramento avaliado. Trinta e oito variáveis numéricas foram incluídas no modelo inicial, sendo divididas em variáveis climáticas, edáficas, topográficas e intrínsecas a floresta.

2.5.1. Variáveis climáticas

A temperatura média ($^{\circ}\text{C}$), a precipitação anual (mm), a precipitação dos três meses mais secos (mm) e o número de meses com menos de 100 mm de chuvas foram utilizadas como variáveis climáticas. O déficit hídrico climático (CWD) foi quantificado para representar as condições de seca do fragmento a partir do balanço hídrico entre a precipitação e a evapotranspiração (Lutz et al., 2010). O CWD foi calculado utilizando a função “*CWD and AET*” (Redmond, 2019) no software R Core Team (2020). CWD mais negativo indica condições de alto estresse hídrico e valores próximos a 0 (zero) indicam a inexistência de estresse hídrico (Poorter et al., 2017).

2.5.2. Variáveis edáficas e topográficas

Amostras de solo foram coletadas aleatoriamente em cada parcela do fragmento florestal para obtenção de uma amostra composta para as profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm. O pH do solo em H₂O, os cátions trocáveis (Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺), a acidez total (H⁺+Al³⁺), a capacidade de troca catiônica (CTC), a saturação de base (V), a disponibilidade de fósforo (P), o fósforo remanescente em solução (P-res) e a matéria orgânica do solo (MOS) foram determinados pelo método padrão de análise química do solo (Teixeira et al., 2017). A topografia de cada parcela foi avaliada por meio da elevação (m), declividade (%) e da exposição do terreno (graus). Essas variáveis foram obtidas pela ferramenta “*slope tool*” do software ArcGIS 10.3.11 (ESRI, 2015), utilizando modelos digitais de elevação gerados pelo “*Shuttle Radar Topography Mission*” (SRTM).

2.5.3. Variáveis intrínsecas a floresta

A área basal (m²) e a incidência de cipós (%) de cada parcela foram utilizadas como variáveis intrínsecas a floresta. A área basal foi quantificada para cada ano de mensuração dos CWDs utilizando o incremento corrente anual desse parâmetro que foi obtido por meio dos inventários florestais das árvores vivas nos anos de 2016 e 2020. A incidência de cipós foi calculada pela proporção entre as árvores que continham a presença de cipós e o número total de árvores da parcela, referente ao inventário das árvores vivas no ano de 2016.

2.5.4. Seleção de variáveis

A seleção das variáveis mais adequadas para a predição do incremento em carbono dos CWDs foi realizada em duas etapas. A primeira etapa consistiu em uma análise da correlação de Pearson em que as variáveis altamente correlacionadas foram excluídas usando um limite de $\pm 0,9$ (Leite et al., 2020; Silva et al., 2016). A segunda etapa consistiu na seleção das variáveis pelo algoritmo *Recursive Feature Elimination* (RFE), implementado no pacote *Caret* (Kuhn, 2020) do software R Core team (2020). O RFE é um método de seleção que busca o subconjunto ideal de variáveis executando algoritmos de otimização (Pullanagari et al., 2018). Inicialmente, o RFE calcula a importância do conjunto de variáveis no modelo completo. Neste caso, as variáveis utilizadas foram aquelas não excluídas na primeira etapa (Gomes et al., 2019). Em seguida, o algoritmo remove o preditor de menor importância e reajusta o modelo. Este processo é repetido várias vezes para determinar as melhores variáveis para um conjunto de dados

específico, considerando a perda de precisão ao remover preditores relevantes (Kuhn & Johnson, 2013; Oliveira et al., 2021). O RFE foi utilizado baseado em *Random Forest* (RF), classificando os preditores com base no índice de Gini (Breiman, 2001; Darst et al., 2018). A capacidade de generalização do modelo criado pelo RF foi avaliada pelo método de validação cruzada “*k-fold*”, com os dados divididos em 10 grupos (9 para ajustes/treinamento e 1 para validação). Esse processo foi repetido até que todos os grupos passassem pelo conjunto de validação. A raiz quadrada do erro médio (RMSE) e a tolerância foram calculados em cada partição para encontrar a configuração de melhor desempenho.

2.6. Análise dos Componentes Principais (PCA)

A análise dos componentes principais (*Principal Component Analysis* – PCA) (Hotelling, 1933; Abdi & Williams, 2010) foi utilizada para diferenciar o incremento em carbono dos CWDs nos três períodos de monitoramento (2017-2018; 2018-2019; e 2019-2020) e apontar quais as variáveis classificadas pelo *Recursive Feature Elimination* (RFE) foram mais importantes para cada um desses períodos. Os dados utilizados foram padronizados para eliminar o efeito das diferentes unidades (escalas) das variáveis avaliadas. Os pacotes *Stats* (R Core Team, 2020) e *factoextra* (Kassambara & Mundt, 2020) foram utilizados para o cálculo e plotagem do PCA, respectivamente.

3. Resultados

As médias de densidade aparente decresceram em função da classe de decomposição dos CWDs. A classe 1 de decomposição apresentou uma densidade (média \pm desvio padrão) de $0,62 \text{ g cm}^{-3}$ ($\pm 0,13 \text{ g cm}^{-3}$), classe 2 de $0,50 \text{ g cm}^{-3}$ ($\pm 0,18 \text{ g cm}^{-3}$), classe 3 de $0,39 \text{ g cm}^{-3}$ ($\pm 0,17 \text{ g cm}^{-3}$) e classe 4 de $0,37 \text{ g cm}^{-3}$ ($\pm 0,17 \text{ g cm}^{-3}$). As médias do teor de C apresentaram uma baixa variação entre as classes de decomposição dos CWDs, com a classe 1 apresentando um teor (média \pm desvio padrão) de 49,27% ($\pm 0,05\%$), classe 2 de 49,66% ($\pm 0,90\%$), classe 3 de 49,26% ($\pm 1,00\%$) e classe 4 de 48,80% ($\pm 1,39\%$) (Figura 2).

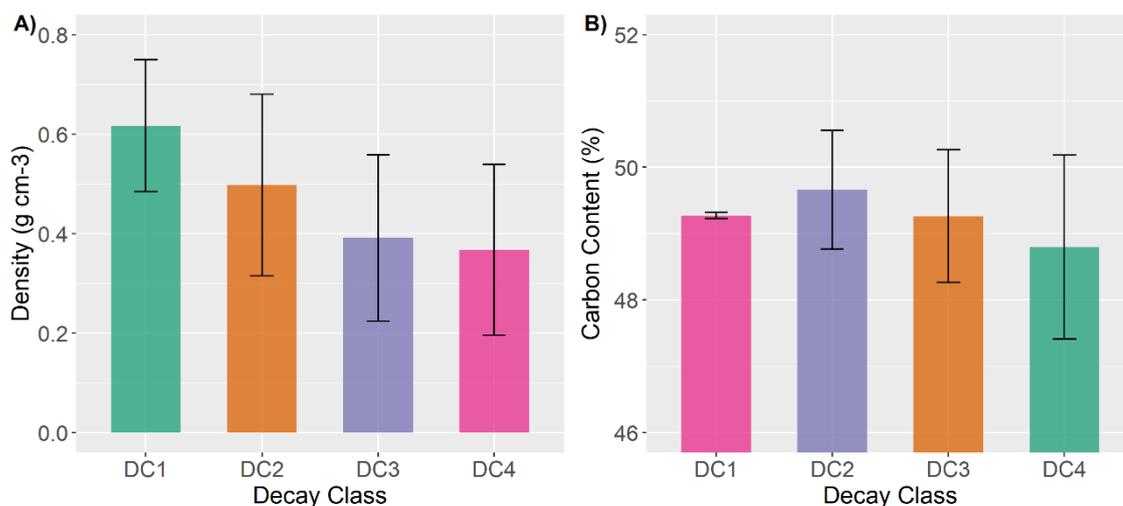


Figura 2. A) densidade aparente (g cm^{-3}) e B) teor de carbono (%) para as classes de decomposição dos CWDs. Classes de decomposição: i) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; ii) Materiais semelhantes aos da classe i, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; iii) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; iv) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

O volume de CWDs produzido foi crescente entre os anos de 2017 e 2020, variando de $26,72 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no primeiro ano de mensuração a $47,08 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no último ano de mensuração. Essa produção refletiu na necromassa e no estoque de carbono dos CWDs que também apresentaram valores crescentes ao longo dos anos. A necromassa apresentou um valor de $15,38 \text{ Mg ha}^{-1}$ no ano de 2017 e de $24,77 \text{ Mg ha}^{-1}$ no ano de 2020. Já o estoque de carbono teve uma variação de $7,61 \text{ MgC ha}^{-1}$ a $12,25 \text{ MgC ha}^{-1}$ entre esses mesmos anos, representando um crescimento de aproximadamente 61% em relação ao ano inicial. No entanto, os valores quantificados dessas três variáveis (volume, necromassa e estoque de carbono) oscilaram entre as classes de decomposição dos CWDs a cada ano de mensuração. No primeiro ano (2017), os valores ficaram concentrados nas primeiras classes de decomposição (classes 1 e 2). No ano seguinte (2018), a maior concentração ocorreu nas últimas classes de decomposição (classes 3 e 4). Já nos últimos anos (2019 e 2020), houve um aumento nas primeiras classes de decomposição e a manutenção de grande parte desses valores nas classes mais decompostas (Figura 3).

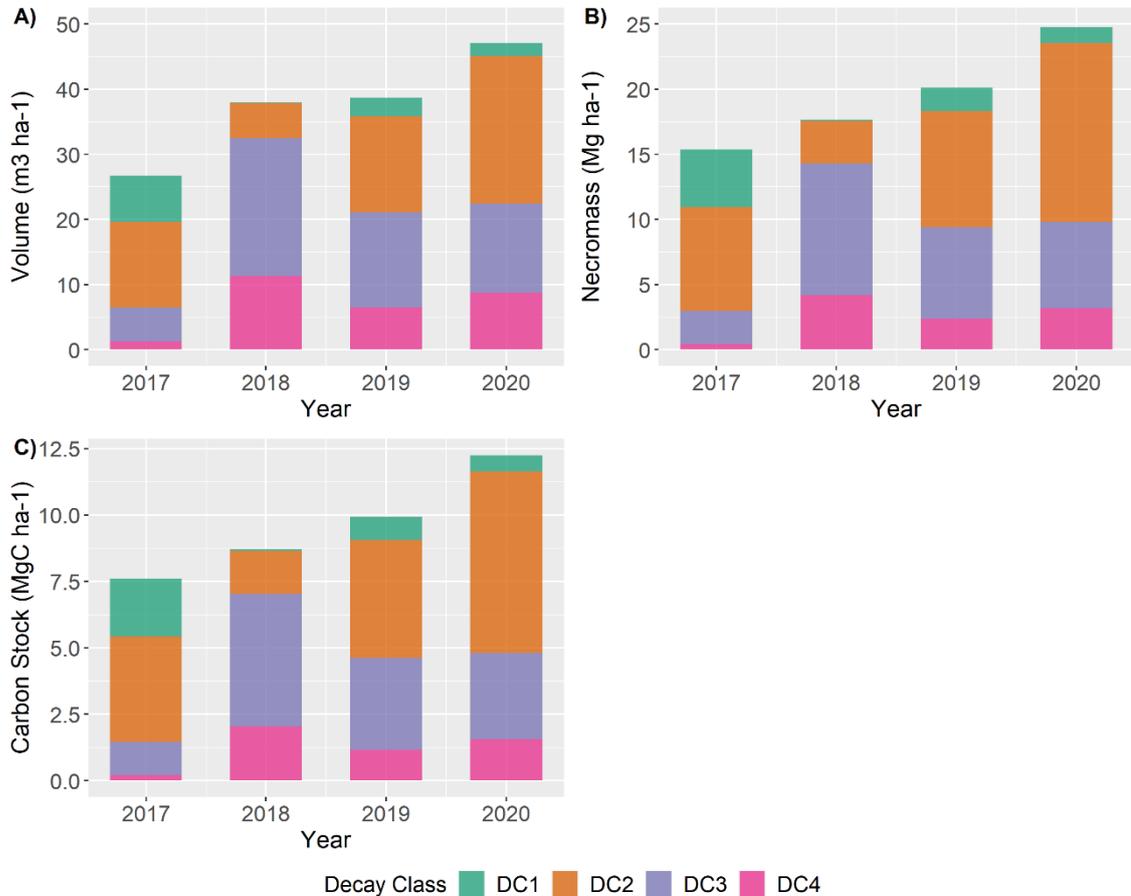


Figura 3. A) Volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), B) Necromassa (Mg ha^{-1}) e C) Estoque de Carbono (MgC ha^{-1}) para as classes de decomposição dos CWDs. Classes de decomposição: i) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; ii) Materiais semelhantes aos da classe i, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; iii) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; iv) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

O incremento corrente anual em carbono (ICA_{carb}) foi de $1,09 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no primeiro período (2017-2018), $1,24 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no segundo período (2018-2019) e $2,31 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no último período (2019-2020). As médias do ICA_{carb} não diferiram estatisticamente pelo teste t pareado ($p\text{-valor} > 0,05$). No entanto, as curvas de densidade de probabilidade dos gráficos de violino indicaram diferenças na dispersão do incremento de carbono das parcelas entre os períodos de monitoramento (Figura 4).

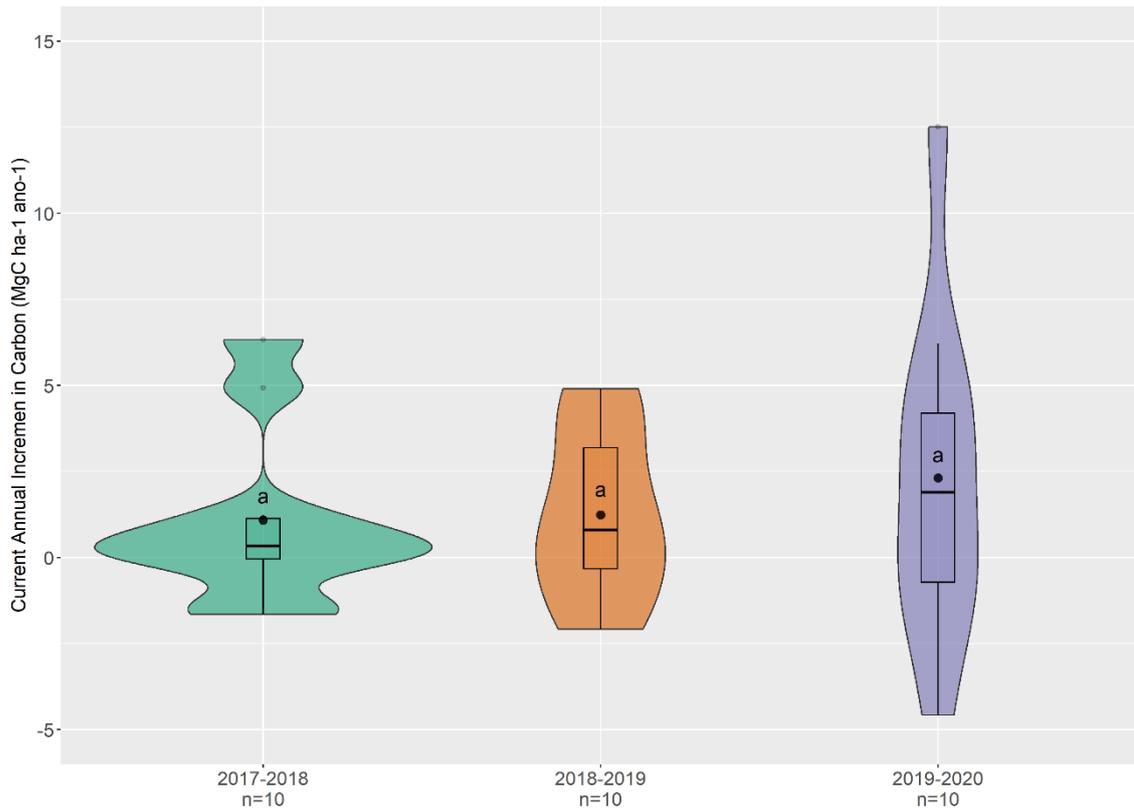


Figura 4. Gráfico de violino, boxplot e médias do estoque de carbono (MgC ha^{-1}) para os períodos de mensuração dos CWDs. As médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste t pareado ($p > 0,05$).

A análise de correlação de Pearson associada a seleção de variáveis pelo *Recursive Feature Elimination* (RFE) reduziram em aproximadamente 31% o número de variáveis preditivas do incremento em carbono, gerando um modelo mais simples e parcimonioso com apenas 12 variáveis. As variáveis déficit hídrico climático (CWD), área basal (AB), fósforo assimilável de 0-20 e 20-40 (P_0_20; P_20_40), capacidade de troca catiônica total de 0-20 (T_0_20), elevação (Elevation), precipitação (Precip), capacidade de troca catiônica efetiva de 20-40 (t_20_40), temperatura (Temp), exposição do terreno (Slope_Angle), potássio de 20-40 (K_20_40) e o número de meses com menos de 100 mm de chuvas (less_100) foram as mais importantes para prever o incremento em carbono dos CWDs nos períodos de monitoramento avaliados (Figura 5).

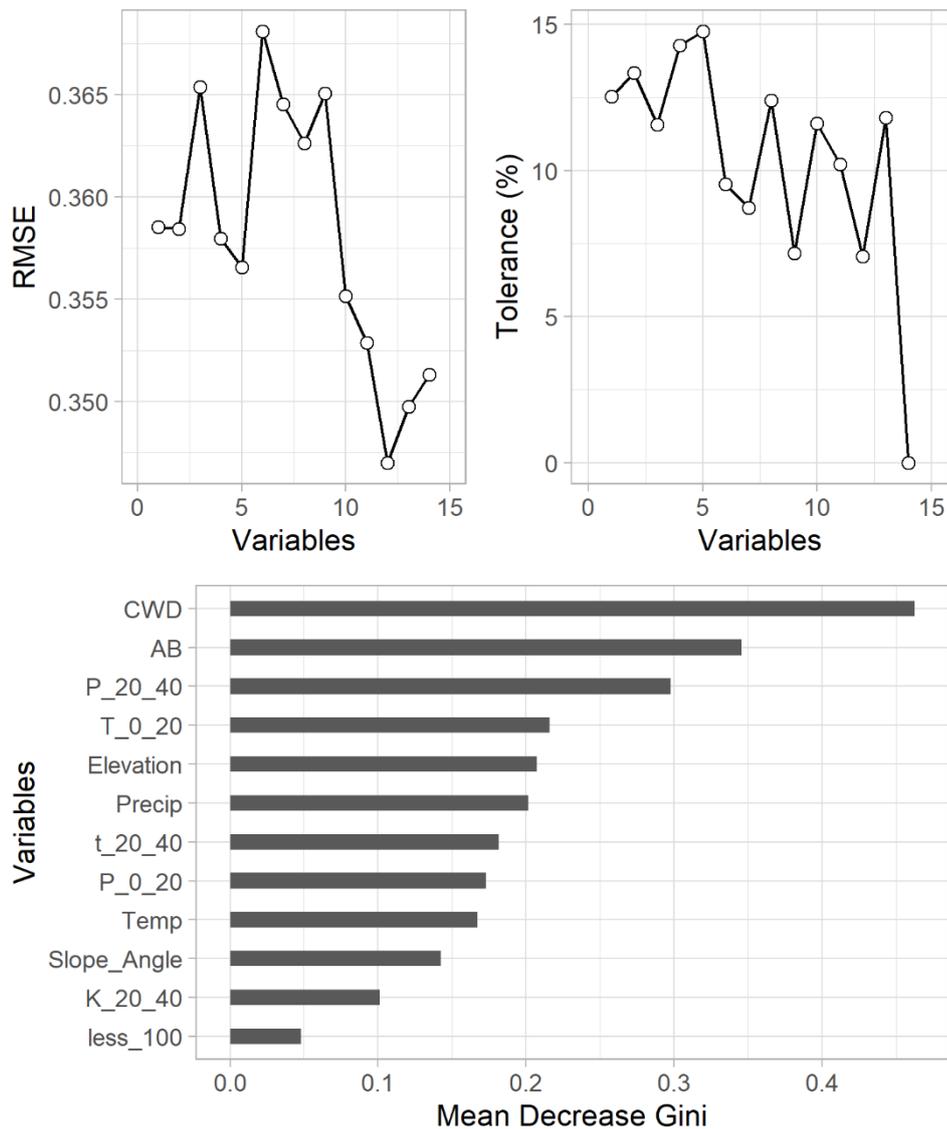


Figura 5. Variáveis classificadas para a predição do incremento em carbono dos CWDs nos períodos de monitoramento avaliados. Variáveis classificadas: déficit hídrico climático (CWD), área basal (AB), fósforo assimilável de 0-20 e 20-40 (P_0_20; P_20_40), capacidade de troca catiônica total de 0-20 (T_0_20), elevação (Elevation), precipitação (Precip), capacidade de troca catiônica efetiva de 20-40 (t_20_40), temperatura (Temp), exposição do terreno (Slope_Angle), potássio de 20-40 (K_20_40) e o número de meses com menos de 100 mm de chuvas (less_100).

Os dois primeiros componentes principais da PCA explicaram 49,7% da variação total dos dados (Dim1=31% e Dim2=18,7%). As variáveis mais representativas do primeiro componente (Dim1) foram a capacidade de troca catiônica total de 0-20 (T_0_20), capacidade de troca catiônica efetiva de 20-40 (t_20_40), a exposição do terreno (Slope_Angle), o fósforo assimilável de 0-20 (P_0_20) e de 20-40 (P_20_40) e o déficit hídrico climático (CWD). Para o segundo componente (Dim2), as variáveis temperatura (Temp), precipitação (Precip) e o déficit hídrico climático (CWD) foram as mais representativas. O PCA foi eficiente na

separação do incremento anual em carbono dos CWDs, possibilitando a indicação das variáveis mais associadas a cada período avaliado. No período de 2019-2020, o déficit hídrico climático (CWD) e a precipitação (Precip) tiveram maior peso no incremento em carbono. No período de 2018-2019, a temperatura (Temp) foi a variável de maior importância. As demais variáveis utilizadas na análise do PCA associaram-se ao período de 2017-2018, com as variáveis edáficas e topográficas tendo maior peso no incremento em carbono desse período (Figura 6).

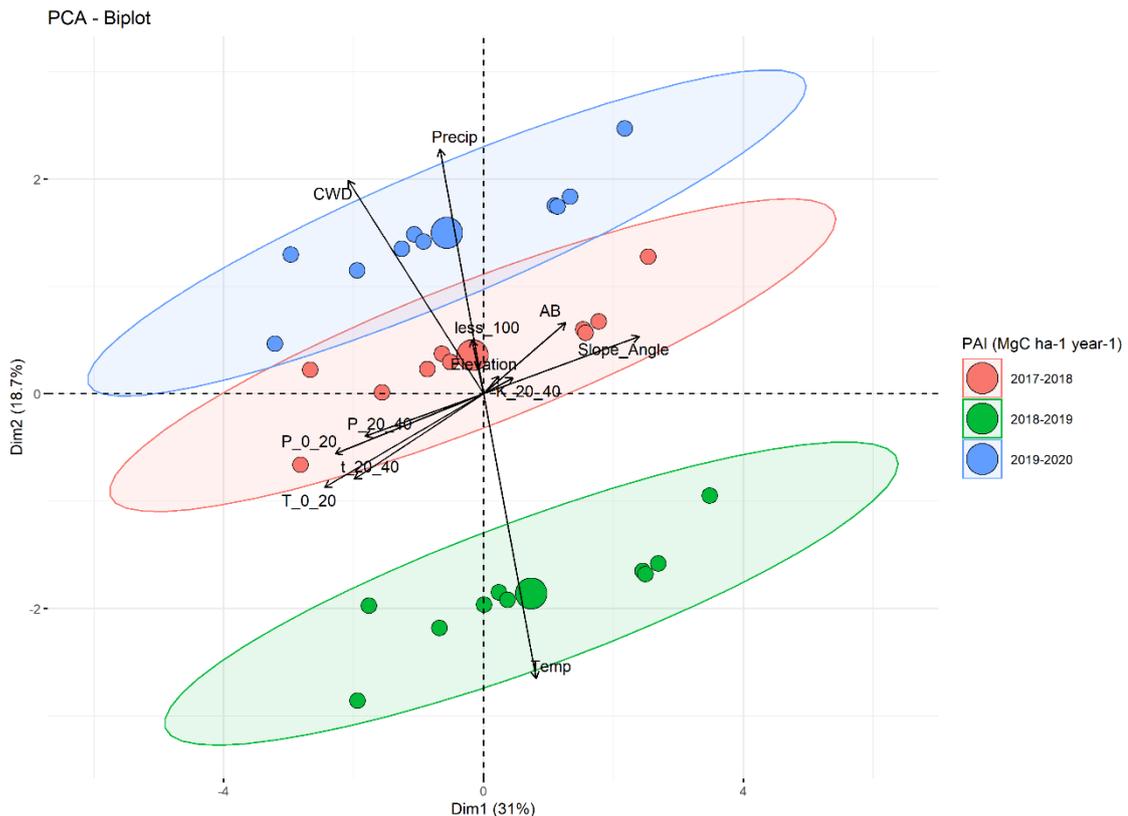


Figura 6. Biplot gerado pela análise dos componentes principais (PCA) das variáveis selecionadas pela correlação de Pearson e o *Recursive Feature Elimination* (RFE). As cores representam o período de monitoramento avaliado. Os pequenos pontos representam as parcelas e os grandes pontos representam o baricentro de cada período. As setas pretas são as variáveis utilizadas para construir o PCA. Variáveis utilizadas: déficit hídrico climático (CWD), área basal (AB), fósforo assimilável de 0-20 e 20-40 (P_0_20; P_20_40), capacidade de troca catiônica total de 0-20 (T_0_20), elevação (Elevation), precipitação (Precip), capacidade de troca catiônica efetiva de 20-40 (t_20_40), temperatura (Temp), exposição do terreno (Slope_Angle), potássio de 20-40 (K_20_40) e o número de meses com menos de 100 mm de chuvas (less_100).

4. Discussão

A necromassa possui várias funções no ecossistema florestal, como estocar carbono (Pan et al., 2011; Campbell et al., 2019; Zaninovich & Gatti, 2020). No entanto, esse estoque pode oscilar ao longo dos anos, influenciado por variáveis temporais e espaciais de cada

floresta. Nesse estudo, o incremento em carbono da necromassa foi quantificada levando em consideração as características físicas (densidade) e químicas (teor de carbono) para melhor acurácia das estimativas do estoque de carbono deste componente. Além disso, as variáveis que influenciam o incremento em carbono foram classificadas com o auxílio de técnicas estatísticas para o melhor entendimento da dinâmica deste parâmetro.

Os resultados indicaram uma tendência de redução da média de densidade aparente em função do aumento da decomposição dos CWDs (Figura 2). Essa redução da densidade pode ser explicada pela perda de massa devido à decomposição da madeira pela respiração heterotrófica, degradação física e lixiviação (Harmon et al., 1986; Russell et al., 2015; Schilling et al., 2015; Magnússon et al., 2016). O teor de Carbono (C) foi menos impactado pelo processo de decomposição, não apresentando grandes variações com o aumento das classes de decomposição dos CWDs (Figura 2). Essa baixa variação do teor de C da necromassa pode estar associada ao aumento da concentração de lignina (Fukasawa et al., 2009; Klotzbücher et al., 2011; Strukelj et al., 2013) que por sua vez possui uma elevada resistência à decomposição devido à sua estrutura grande e complexa (Fioretto et al., 2005; Freschet et al., 2012; Demuner et al., 2019). Estudos anteriores também encontraram esse padrão de comportamento dos dados para a densidade e teor de carbono dos CWDs (Meriem et al., 2016; Villanova et al., 2019; Moreira et al., 2019b).

A necromassa e o estoque de carbono foram diretamente impactados pelo aumento do volume e da produção dos CWDs ao longo dos anos, nas diferentes classes de decomposição (Figura 3). A produção de CWDs no primeiro ano de mensuração ficou concentrada nas primeiras classes de decomposição (classes 1 e 2), indicando a ocorrência de morte recente de árvores no fragmento florestal. No ano seguinte, a produção concentrou-se principalmente nas últimas classes de decomposição (classes 3 e 4), indicando uma alta taxa de decomposição dos CWDs. A presença de chuvas abundantes e temperatura média elevada podem explicar o aumento da taxa de decomposição dos CWDs uma vez que a associação desses fatores gera um microclima favorável para o aumento da atividade dos microrganismos decompositores (Yizhao et al., 2015; Magnússon et al., 2016; Bradford et al., 2016). Além disso, as quedas de árvores mortas em pé em estágio elevado de decomposição podem ter contribuído para o acúmulo de CWD nessas classes, indicando que o processo de decomposição da madeira iniciava antes mesmo do seu contato direto com o solo da floresta (Chao et al., 2009; Fontes et al., 2018). A produção de CWD no ano 2019 foi semelhante ao ano de 2018 (Figura 3). No entanto, a necromassa e o estoque de carbono foram superiores ao ano anterior devido à retomada da produção nas primeiras classes de decomposição (classes 1 e 2), as quais apresentam maiores

densidade aparente e teor de carbono quando comparado as classes mais decompostas (classes 3 e 4) (Figura 2). A maior produção de CWD nas primeiras classes de decomposição se manteve no último ano de mensuração (Figura 3). Por outro lado, a produção nas classes mais decompostas apresentou baixo incremento entre os anos de 2019 e 2020. Fatores como a presença de casca (Ulyshen et al., 2016; Zuo et al., 2016; Dossa et al., 2018), diâmetro dos CWDs (Cornwell et al., 2009; Hérault et al., 2010), relação cerne/alburno (Cornwell et al., 2009; Cornelissen et al., 2012), densidade da madeira (Van Gelder et al., 2006; Chave et al., 2009) e a relação C/N (Jacob et al., 2010; Purahong et al., 2015) podem ser limitantes para a migração dos CWDs para as classes de maior decomposição da madeira, acarretando em um alto tempo de residência desses componentes no ecossistema florestal (Russell et al., 2014; Barbosa et al., 2017).

O estoque de carbono nos CWDs cresceu aproximadamente 61%, saltando de 7,61 MgC ha⁻¹ em 2017 para 12,25 MgC ha⁻¹ em 2020 (Figura 3). Esse crescimento se deve ao incremento positivo em carbono que, embora não tenha diferido estatisticamente entre os períodos de monitoramento avaliados (Figura 4), se mostrou influenciado por variáveis temporais e espaciais intrínsecos ao fragmento florestal avaliado. A importância de cada uma dessas variáveis no incremento em carbono dos CWDs foi determinada neste estudo por meio do aprendizado de máquinas (Figura 5) e da análise dos componentes principais (PCA) (Figura 6). Essas técnicas indicaram uma grande importância das variáveis intrínsecas a floresta, edáficas e topográficas no incremento em carbono no primeiro período de mensuração avaliado (2017-2018). As variáveis intrínsecas a floresta, como a área basal, são importantes para expressar a disputa espacial entre as árvores do fragmento florestal (Weiskittel et al., 2011). Uma alta disputa pelos recursos bióticos e abióticos pode acarretar em maior mortalidade de árvores (McDowell et al., 2018; Esquivel-Muelbert et al., 2020). As variáveis edáficas e topográficas podem, também, influenciar a mortalidade de árvores e gerar um maior incremento em carbono nos CWDs (Phillips et al., 2004; Quesada et al., 2009; Toledo et al., 2011). Variáveis como a elevação do terreno (Brown et al., 2013; Jucker et al., 2018) e a fertilidade do solo (Costa et al., 2005; John et al., 2007; Toledo et al., 2017) afetam a composição florística do fragmento que por sua vez apresentam diferentes expectativas de vida. As taxas de mortalidade das espécies de crescimento rápido (pioneiras), por exemplo, tendem a ser maiores que as espécies dos demais grupos ecológicos devido à fragilidade física de sua madeira (Aleixo et al., 2019). A inclinação do terreno é outra variável topográfica que pode impactar a mortalidade de árvores. As árvores situadas em áreas mais íngremes estão mais susceptíveis à mortalidade devido à fluência do solo e à mudança do centro de gravidade de suas copas (Young & Perkocho, 1994;

Sasaki et al., 2000; Gale & Hall, 2001; Toledo et al., 2011). O aprendizado de máquinas e o PCA também evidenciaram a importância das variáveis climáticas no incremento em carbono dos CWDs, principalmente nos dois últimos períodos de mensuração (2018-2019 e 2019-2020). A temperatura foi a variável de maior peso no incremento em carbono no período de 2018-2019. De fato, a média de temperatura desse período foi superior a todos os outros períodos, o que pode ter contribuído para a mortalidade de árvores e produção de necromassa, conforme relatado em outros estudos (McDowell et al., 2016; Senf et al., 2018). O déficit hídrico climático (CWD) e a precipitação foram as variáveis de maior importância para o incremento em carbono no período de 2019-2020. O déficit hídrico climático (CWD) dos meses mais secos desse período foi bastante negativo, indicando que a evapotranspiração foi superior à precipitação (Poorter et al., 2017). A ocorrência de eventos de secas severas, que são caracterizados pelo alto déficit hídrico, pode ocasionar a mortalidade de árvores devido à falha hidráulica em decorrência da cavitação do xilema (Anderegg et al., 2015; Choat et al., 2018; Aleixo et al., 2019). Por outro lado, as precipitações dos meses mais chuvosos desse período foram muito intensas, levando à mortalidade de árvores pela força das tempestades de chuva e vento (Chambers et al., 2013; Silvério et al., 2019).

Estes resultados reforçam a ideia de que o estoque e incremento em carbono dos CWDs são afetados pelas variáveis temporais e espaciais das florestas, e que existe uma tendência de crescimento ainda maior em virtude do aumento dos efeitos negativos das mudanças climáticas como temperaturas mais altas, secas intensas e tempestades severas (Taccoen et al., 2021). Diante deste cenário, os CWDs passam a ter cada vez mais peso no estoque de carbono do ecossistema florestal, ressaltando a importância da implementação de técnicas de manejo, como o resgate de toras, para prevenir as emissões potenciais futuras de carbono para atmosfera por meio do processo de decomposição da madeira (Geng et al., 2017; Suzuki et al., 2019; Hotta et al., 2020).

5. Conclusões

O volume, necromassa e estoque de carbono dos CWDs são crescentes ao longo dos anos devido ao incremento positivo observado nos períodos de mensuração, evidenciando a importância desse componente da necromassa no ciclo de carbono dos ecossistemas florestais.

As variáveis climáticas, edáficas, topográficas e intrínsecas a floresta são importantes para explicar o incremento em carbono dos CWDs em cada período de mensuração e devem

ser levadas em consideração em estudos voltados para quantificação do estoque de carbono dos CWDs.

Os resultados deste estudo podem servir como base para relatórios internacionais como o *Global Forest Resources Assessment*, gerando valores de estoque e incremento em carbono dos CWDs mais fidedigno para o bioma Mata Atlântica.

6. Referências Bibliográficas

- Abdi, H., & Williams, L. J. (2010). Principal component analysis. *Wiley interdisciplinary reviews: computational statistics*, 2(4), 433-459.
- Aleixo, I., Norris, D., Hemerik, L., Barbosa, A., Prata, E., Costa, F., Poorter, L. (2019). Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nature Climate Change*, 9(5), 384-388.
- Anderegg, W. R., Flint, A., Huang, C. Y., Flint, L., Berry, J. A., Davis, F. W., Sperry, J. S., Field, C. B. (2015). Tree mortality predicted from drought-induced vascular damage. *Nature Geoscience*, 8(5), 367-371.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Normas Técnicas NBR 11941: Madeira - determinação da densidade básica. São Paulo, Brazil, 2003. 6p.
- Barbosa, R. I., de Castilho, C. V., de Oliveira Perdiz, R., Damasco, G., Rodrigues, R., Fearnside, P. M. (2017). Decomposition rates of coarse woody debris in undisturbed Amazonian seasonally flooded and unflooded forests in the Rio Negro-Rio Branco Basin in Roraima, Brazil. *Forest ecology and management*, 397(1), 1-9.
- Bennett, A. C., McDowell, N. G., Allen, C. D., & Anderson-Teixeira, K. J. (2015). Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nature Plants*, 1(10), 1-5.
- Bradford, M. A., Berg, B., Maynard, D. S., Wieder, W. R., Wood, S. A. (2016). Understanding the dominant controls on litter decomposition. *Journal of Ecology*, 104(1), 229-238.
- Brasil. Resolução nº392, de 25 junho de 2007. Definição de Vegetação Primária e Secundária de Regeneração de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais; Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional de Meio Ambiente: Brasília, Brazil, 2007.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.
- Brown, C., Burslem, D. F. R. P., Illian, J. B., Bao, L., Brockelman, W., Cao, M., et al. (2013). Multispecies coexistence of trees in tropical forests: spatial signals of topographic niche differentiation increase with environmental heterogeneity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1764), 20130502.
- Campbell, J. L., Green, M. B., Yanai, R. D., Woodall, C. W., Fraver, S., Harmon, M. E., Hatfield, M. A., Barnett, C. J., See, C. R., Domke, G. M. (2019). Estimating uncertainty in the volume and carbon storage of downed coarse woody debris. *Ecological Applications*, 29(2), e01844.

- Chambers, J. Q., Negron-Juarez, R. I., Marra, D. M., Di Vittorio, A., Tews, J., Roberts, D., Ribeiro, G. H. P. M., Trumbore, S. E., Higuchi, N. (2013). The steady-state mosaic of disturbance and succession across an old-growth Central Amazon forest landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(10), 3949-3954.
- Chao, K. J., Phillips, O. L., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A., & Martínez, R. V. (2009). How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 20(2), 260-268.
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology letters*, 12(4), 351-366.
- Choat, B., Brodribb, T. J., Brodersen, C. R., Duursma, R. A., Lopez, R., Medlyn, B. E. (2018). Triggers of tree mortality under drought. *Nature*, 558(7711), 531-539.
- Cornelissen, J. H., Sass-Klaassen, U., Poorter, L., van Geffen, K., van Logtestijn, R. S., van Hal, J., et al. (2012). Controls on coarse wood decay in temperate tree species: birth of the LOGLIFE experiment. *Ambio*, 41(3), 231-245.
- Cornwell, W. K., Cornelissen, J. H., Allison, S. D., Bauhus, J., Eggleton, P., Preston, C. M., Scarff, F., Weedon, J. T., Wirth, C., Zanne, A. E. (2009). Plant traits and wood fates across the globe: rotted, burned, or consumed?. *Global Change Biology*, 15(10), 2431-2449.
- Costa, F. R., Magnusson, W. E., & Luizao, R. C. (2005). Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. *Journal of Ecology*, 93(5), 863-878.
- Darst, B. F., Malecki, K. C., Engelman, C. D. (2018). Using recursive feature elimination in random forest to account for correlated variables in high dimensional data. *BMC genetics*, 19(1), 1-6.
- Demuner, I. F., Colodette, J. L., Demuner, A. J., Jardim, C. M. (2019). Biorefinery review: Wide-reaching products through kraft lignin. *BioResources*, 14(3), 7543-7581.
- Dossa, G. G., Schaefer, D., Zhang, J. L., Tao, J. P., Cao, K. F., Corlett, R. T., et al. (2018). The cover uncovered: Bark control over wood decomposition. *Journal of Ecology*, 106(6), 2147-2160.
- Esquivel-Muelbert, A., Phillips, O. L., Brien, R. J., Fauset, S., Sullivan, M. J., Baker, T. R., et al. (2020). Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nature communications*, 11(1), 1-11.
- ESRI, 2015. ArcGIS Desktop: Release 10.3.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- Ferreira Junior, W. G., Schaefer, C. E. G. R., Silva, A. F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In *Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil*, 2nd ed.; Martins, S. V., Ed.; Editora UFV: Viçosa, Brazil, 2012; pp. 141–174.

- Fioretto, A., Di Nardo, C., Papa, S., & Fuggi, A. (2005). Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(6), 1083-1091.
- Fontes, C. G., Chambers, J. Q., & Higuchi, N. (2018). Revealing the causes and temporal distribution of tree mortality in Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 424, 177-183.
- Freschet, G. T., Weedon, J. T., Aerts, R., van Hal, J. R., & Cornelissen, J. H. (2012). Interspecific differences in wood decay rates: insights from a new short-term method to study long-term wood decomposition. *Journal of Ecology*, 100(1), 161-170.
- Fukasawa, Y., Osono, T., & Takeda, H. (2009). Dynamics of physicochemical properties and occurrence of fungal fruit bodies during decomposition of coarse woody debris of *Fagus crenata*. *Journal of forest research*, 14(1), 20-29.
- Food and Agriculture Organization - FAO. (2020a). *Global Forest Resources Assessment 2020: Main report*. Rome, Italy.
- Food and Agriculture Organization - FAO. (2020b). *Global Forest Resources Assessment 2020: Report Brazil*. Rome, Italy.
- Gale, N., Hall, P. (2001). Factors determining the modes of tree death in three Bornean rain forests. *Journal of Vegetation Science*, 12(3), 337-348.
- Geng, A., Yang, H., Chen, J., & Hong, Y. (2017). Review of carbon storage function of harvested wood products and the potential of wood substitution in greenhouse gas mitigation. *Forest Policy and Economics*, 85, 192-200.
- Gomes, L. C., Faria, R. M., de Souza, E., Veloso, G. V., Schaefer, C. E. G., Fernandes Filho, E. I. (2019). Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. *Geoderma*, 340, 337-350.
- Gora, E. M., Kneale, R. C., Larjavaara, M., Muller-Landau, H. C. (2019). Dead wood necromass in a moist tropical forest: stocks, fluxes, and spatiotemporal variability. *Ecosystems*, 22(6), 1189-1205.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack Jr, K., Cummins, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15, 133-302.
- Harmon, M. E., Whigham, D. F., Sexton, J., Olmsted, I. (1995). Decomposition and mass of woody detritus in the dry tropical forests of the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 27, 305-316.
- Hérault, B., Beauchêne, J., Muller, F., Wagner, F., Baraloto, C., Blanc, L., Martin, J. M. (2010). Modeling decay rates of dead wood in a neotropical forest. *Oecologia*, 164(1), 243-251.
- Hotelling, H. (1933). Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of educational psychology*, 24(6), 417.

- Hotta, W., Morimoto, J., Inoue, T., Suzuki, S. N., Umebayashi, T., Owari, T., Shibata, H., Ishibashi, S., Hara, T., Nakamura, F. (2020). Recovery and allocation of carbon stocks in boreal forests 64 years after catastrophic windthrow and salvage logging in northern Japan. *Forest Ecology and Management*, 468, 118169.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Manuais Técnicos em Geociências 2012, 2, 275.
- Jacob, M., Viedenz, K., Polle, A., Thomas, F. M. (2010). Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*). *Oecologia*, 164(4), 1083-1094.
- John, R., Dalling, J. W., Harms, K. E., Yavitt, J. B., Stallard, R. F., Mirabello, M., et al. (2007). Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(3), 864-869.
- Jucker, T., Bongalov, B., Burslem, D. F., Nilus, R., Dalponte, M., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Qie, L., Coomes, D. A. (2018). Topography shapes the structure, composition and function of tropical forest landscapes. *Ecology letters*, 21(7), 989-1000.
- Kassambara, A., Mundt, F. (2020). factextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factextra>.
- Keller, M., Palace, M., Asner, G. P., Pereira Jr, R., Silva, J. N. M. (2004). Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. *Global change biology*, 10(5), 784-795.
- Klotzbücher, T., Kaiser, K., Guggenberger, G., Gatzek, C., Kalbitz, K. (2011). A new conceptual model for the fate of lignin in decomposing plant litter. *Ecology*, 92(5), 1052-1062.
- Köhl, M., Lasco, R., Cifuentes, M., Jonsson, Ö., Korhonen, K. T., Mundhenk, P., et al. (2015). Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. *Forest Ecology and Management*, 352 (1), 21-34.
- Kuhn, M. (2020). caret: Classification and Regression Training. R package version 6.0 86. <https://CRAN.R-project.org/package=caret>.
- Kuhn, M., & Johnson, K. (2013). *Applied predictive modeling* (Vol. 26). New York: Springer.
- Leite, R. V., Amaral, C. H. D., Pires, R. D. P., Silva, C. A., Soares, C. P. B., Macedo, R. P., Silva, A. A. L., Broadbent, E. N., Mohan, M., Leite, H. G. (2020). Estimating stem volume in eucalyptus plantations using airborne LiDAR: A comparison of area- and individual tree-based approaches. *Remote Sensing*, 12(9), 1513.
- Lutz, J. A., Van Wagendonk, J. W., Franklin, J. F. (2010). Climatic water deficit, tree species ranges, and climate change in Yosemite National Park. *Journal of Biogeography*, 37(5), 936-950.
- Maas, G. C., Sanquetta, C. R., Marques, R., Machado, S. D. A., Sanquetta, M. N., Corte, A. P. D., Schmidt, L. N. (2020). Combining Sample Designs to Account for the Whole

- Necromass Carbon Stock in Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Sustainable Forestry*, 1-17.
- Malhi, Y., Aragao, L. E. O., Metcalfe, D. B., Paiva, R., Quesada, C. A., Almeida, S., et al. (2009). Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. *Global Change Biology*, 15(5), 1255-1274.
- Malhi, Y., Girardin, C., Metcalfe, D. B., Doughty, C. E., Aragão, L. E., Rifai, S. W., et al. (2021). The Global Ecosystems Monitoring network: Monitoring ecosystem productivity and carbon cycling across the tropics. *Biological Conservation*, 253, 108889.
- McDowell, N. G., Williams, A. P., Xu, C., Pockman, W. T., Dickman, L. T., Sevanto, S., et al. (2016). Multi-scale predictions of massive conifer mortality due to chronic temperature rise. *Nature Climate Change*, 6(3), 295-300.
- McDowell, N., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Brando, P., Brienen, R., Chambers, J., et al. (2018). Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytologist*, 219(3), 851-869.
- McMahon, S. M., Arellano, G., Davies, S. J. (2019). The importance and challenges of detecting changes in forest mortality rates. *Ecosphere*, 10(2), e02615.
- Magnússon, R. Í., Tietema, A., Cornelissen, J. H., Hefting, M. M., Kalbitz, K. (2016). Tamm Review: Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 377, 1-15.
- Martin, A. R., Domke, G. M., Doraisami, M., & Thomas, S. C. (2021). Carbon fractions in the world's dead wood. *Nature communications*, 12(1), 1-9.
- Meriem, S., Tjitrosoedirjo, S., Kotowska, M. M., Hertel, D., Triadiati, T. (2016). Carbon and nitrogen stocks in dead wood of tropical lowland forests as dependent on wood decay stages and land-use intensity. *Annals of Forest Research*, 59(2), 299-310.
- Moreira, A. B., Gregoire, T. G., & do Couto, H. T. Z. (2019a). Estimation of the volume, biomass and carbon content of coarse woody debris within two forest types in the State of São Paulo, Brazil. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 92(3), 278-286.
- Moreira, A. B., Gregoire, T. G., Couto, H. T. Z. (2019b). Wood density and carbon concentration of coarse woody debris in native forests, Brazil. *Forest Ecosystems*, 6(1), 18.
- Oliveira, G. C., Arruda, D. M., Fernandes Filho, E. I., Veloso, G. V., Francelino, M. R., Schaefer, C. E. G. R. (2021). Soil predictors are crucial for modelling vegetation distribution and its responses to climate change. *Science of The Total Environment*, 780, 146680.
- Palace, M., Keller, M., Hurtt, G., Frohling, S. (2012). A review of above ground necromass in tropical forests. *Tropical forests*, 215-252.

- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., et al. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045): 988-993.
- Phillips, O. L., Baker, T. R., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T. J., Laurance, W. F., et al. (2004). Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359(1443), 381-407.
- Poorter, L., van der Sande, M. T., Arets, E. J., Ascarrunz, N., Enquist, B. J., Finegan, B., et al. (2017). Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests. *Global ecology and biogeography*, 26(12), 1423-1434.
- Pugh, T. A., Lindeskog, M., Smith, B., Poulter, B., Arneth, A., Haverd, V., & Calle, L. (2019). Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(10), 4382-4387.
- Pullanagari, R. R., Kereszturi, G., Yule, I. (2018). Integrating airborne hyperspectral, topographic, and soil data for estimating pasture quality using recursive feature elimination with random forest regression. *Remote Sensing*, 10(7), 1117.
- Purahong, W., Kapturska, D., Pecyna, M. J., Jariyavidyanont, K., Kaunzner, J., Juncheed, K., Uengwetwanit, T., Rudloff, R., Schulz, E., Hofrichter, M., Schloter, M., Krüger, D., Buscot, F. (2015). Effects of forest management practices in temperate beech forests on bacterial and fungal communities involved in leaf litter degradation. *Microbial ecology*, 69(4), 905-913.
- Quesada, C. A., Lloyd, J., Schwarz, M., Baker, T. R., Phillips, O. L., Patiño, S., et al. (2009). Regional and large-scale patterns in Amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. *Biogeosciences Discussion*, 6, 3993-4057.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Redmond, M. D. (2019). CWD and AET function V1.0.2 (Version V1.0.0). Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4490031>
- Rocha, S. J. S. S., Torres, C. M. M. E., Jacovine, L. A. G., Leite, H. G., Gelcer, E. M., Neves, K. M., Schettini, B. L. S., Villanova, P. H., Silva, L. F., Reis, L. P., Zanuncio, J. C. (2018). Artificial neural networks: Modeling tree survival and mortality in the Atlantic Forest biome in Brazil. *Science of the Total Environment*, 645, 655-661.
- Rocha, S. J. S. S., Torres, C. M. M. E., Villanova, P. H., Schettini, B. L. S., Jacovine, L. A. G., Leite, H. G., Gelcer, E. M., Reis, L. P., Neves, K. M., Comini, I. B., Silva, L. F. (2020). Drought effects on carbon dynamics of trees in a secondary Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 465, 118097.
- Russell, M. B., Woodall, C. W., Fraver, S., D'Amato, A. W., Domke, G. M., & Skog, K. E. (2014). Residence times and decay rates of downed woody debris biomass/carbon in eastern US forests. *Ecosystems*, 17(5), 765-777.

- Russell, M. B., Fraver, S., Aakala, T., Gove, J. H., Woodall, C. W., D'Amato, A. W., Ducey, M. J. (2015). Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. *Forest Ecology and Management*, 350(1), 107-128.
- Sasaki, Y., Fujii, A., Asai, K. (2000). Soil creep process and its role in debris slide generation—field measurements on the north side of Tsukuba Mountain in Japan. *Engineering Geology*, 56(1-2), 163-183.
- Scaranello, M. A., Keller, M., Longo, M., dos-Santos, M. N., Leitold, V., Morton, D. C., Pinagé, E. R., Espírito-Santo, F. D. B. (2019). Estimation of coarse dead wood stocks in intact and degraded forests in the Brazilian Amazon using airborne lidar. *Biogeosciences*, 16(17), 3457-3474.
- Schilling, J. S., Kaffenberger, J. T., Liew, F. J., Song, Z. (2015). Signature wood modifications reveal decomposer community history. *PloS one*, 10(3), e0120679.
- Senf, C., Pflugmacher, D., Zhiqiang, Y., Sebal, J., Knorn, J., Neumann, M., Hostert, P., Seidl, R. (2018). Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. *Nature Communications*, 9(1), 1-8.
- Silva, C. A., Klauberg, C., Hudak, A. T., Vierling, L. A., Liesenberg, V., Carvalho, S. P. E., Rodriguez, L. C. (2016). A principal component approach for predicting the stem volume in Eucalyptus plantations in Brazil using airborne LiDAR data. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 89(4), 422-433.
- Silvério, D. V., Brando, P. M., Bustamante, M. M., Putz, F. E., Marra, D. M., Levick, S. R., & Trumbore, S. E. (2019). Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. *Journal of Ecology*, 107(2), 656-667.
- Souza, C. R., Maia, V. A., de Aguiar-Campos, N., Santos, A. B., Rodrigues, A. F., Farrapo, C. L., et al. (2021). Long-term ecological trends of small secondary forests of the atlantic forest hotspot: A 30-year study case. *Forest Ecology and Management*, 489, 119043.
- Strukelj, M., Brais, S., Quideau, S. A., Angers, V. A., Kebli, H., Drapeau, P., Oh, S. W. (2013). Chemical transformations in downed logs and snags of mixed boreal species during decomposition. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(9), 785-798.
- Suzuki, S. N., Tsunoda, T., Nishimura, N., Morimoto, J., Suzuki, J. I. (2019). Dead wood offsets the reduced live wood carbon stock in forests over 50 years after a stand-replacing wind disturbance. *Forest Ecology and Management*, 432(1), 94-101.
- Taccoen, A., Piedallu, C., Seynave, I., Gégout-Petit, A., Nageleisen, L. M., Bréda, N., Gégout, J. C. (2021). Climate change impact on tree mortality differs with tree social status. *Forest Ecology and Management*, 489, 119048.
- Teixeira, P.C., Donagemma, G.K., Fontana, A., Teixeira, W.G. (Eds.), 2017. *Manual de métodos de análise de solo*, 3a. ed. Embrapa, Brasília, Brazil.
- Toledo, J. J., Magnusson, W. E., Castilho, C. V., Nascimento, H. E. (2011). How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia?. *Forest Ecology and Management*, 262(3), 331-338.

- Toledo, J. J., Castilho, C. V., Magnusson, W. E., & Nascimento, H. E. (2017). Soil controls biomass and dynamics of an Amazonian forest through the shifting of species and traits. *Brazilian Journal of Botany*, 40(2), 451-461.
- Ulyshen, M. D., Müller, J., & Seibold, S. (2016). Bark coverage and insects influence wood decomposition: Direct and indirect effects. *Applied Soil Ecology*, 105, 25-30.
- Universidade Federal de Viçosa - UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. *Boletim Meteorológico*; Universidade Federal de Viçosa: Viçosa, Brazil, 2021.
- Vanclay, J. K. (1994). Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. *School of Environmental Science and Management Papers*, 537.
- Van Gelder, H. A., Poorter, L., Sterck, F. J. (2006). Wood mechanics, allometry, and life-history variation in a tropical rain forest tree community. *New Phytologist*, 171(2), 367-378.
- Vieira, S. A., Alves, L. F., Duarte-Neto, P. J., Martins, S. C., Veiga, L. G., Scaranello, M. A., et al. (2011). Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above-and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecology and Evolution*, 1(3), 421-434.
- Villanova, P. H., Torres, C. M. M. E., Jacovine, L. A. G., Soares, C. P. B., Silva, L. F., Schettini, B. L. S., Rocha, S. J. S. S., Zanuncio, J. C. (2019). Necromass Carbon Stock in a Secondary Atlantic Forest Fragment in Brazil. *Forests*, 10(10), 833.
- Vital, B. R. *Boletim Técnico: Métodos de Determinação de Densidade da Madeira*, 1st ed.; Sociedade de Investigações Florestais: Viçosa, Brazil, 1984; p. 21.
- Zaninovich, S. C., Gatti, M. G. (2020). Carbon stock densities of semi-deciduous Atlantic forest and pine plantations in Argentina. *Science of The Total Environment*, 747, 141085.
- Zuo, J., Berg, M. P., Klein, R., Nusselder, J., Neurink, G., Decker, O., et al. (2016). Faunal community consequence of interspecific bark trait dissimilarity in early-stage decomposing logs. *Functional ecology*, 30(12), 1957-1966.
- Yizhao, C., Jianyang, X., Zhengguo, S., Jianlong, L., Yiqi, L., Chengcheng, G., Zhaoqi, W. (2015). The role of residence time in diagnostic models of global carbon storage capacity: model decomposition based on a traceable scheme. *Scientific reports*, 5(1), 16155.
- Young, T. P., Perkocha, V. (1994). Treefalls, crown asymmetry, and buttresses. *Journal of Ecology*, 319-324.
- Weiskittel, A. R., Hann, D. W., Kershaw Jr, J. A., & Vanclay, J. K. (2011). *Forest growth and yield modeling*. John Wiley & Sons.

**Capítulo III: Impactos de uma tempestade severa no acúmulo de carbono da
necromassa em Floresta Estacional Semidecidual**

1. Introdução

Os eventos climáticos extremos têm sido cada vez mais frequentes devido à mudança do clima (O'Neill et al., 2017; Neumann et al., 2017; Taccoen et al., 2021). Tempestades com chuvas intensas e fortes ventos, por exemplo, foram observadas nos últimos anos, causando mudanças na estrutura das florestas e no ciclo do carbono em virtude do aumento da mortalidade de árvores (Crockett & Westerling, 2018; Klein & Hartmann, 2018; Aleixo et al., 2019; Taccoen et al., 2019). Em florestas tropicais, estima-se que a mortalidade pelas tempestades severas cause reduções de carbono na biomassa viva acima do solo na ordem de, aproximadamente, $1,7 \text{ PgC ano}^{-1}$ (Espírito-Santo et al., 2014a; Silvério et al., 2019).

Os impactos gerados por esses eventos na mortalidade de árvores e no ciclo do carbono podem variar em função da força da tempestade (Canham et al., 2010), topografia (Toledo et al., 2012), estrutura da floresta (Schwartz et al., 2017) e pelas características qualitativas, físicas e anatômicas das árvores (Rifai et al., 2016). A forma em que a interação dessas variáveis ocorre durante o evento determina a gravidade dos danos causados no indivíduo arbóreo que vão desde a quebra da copa ou do tronco ou até mesmo o tombamento de árvores inteiras (Chao et al., 2009; Toledo et al., 2013; Fontes et al., 2018).

Todos esses danos nas árvores acarretam em uma maior produção e incremento de carbono nos resíduos lenhosos grosseiros (CWDs), aumentando a importância desse componente no ciclo do carbono (Malhi et al., 2011; Köhl et al., 2015; Lladó et al., 2017). No entanto, a influência das tempestades nesse incremento ainda é mal compreendida, principalmente na Mata Atlântica (Espírito-Santo et al., 2014a; Espírito-Santo et al., 2014b). Um dos principais motivos é a natureza estocástica dos eventos climáticos extremos, o que torna difícil prever quando eles irão ocorrer (Cushman et al., 2021; Ye et al., 2021).

Uma outra questão que gera grandes desafios é o conhecimento do estoque de carbono existentes nesse componente da floresta antes da ocorrência da tempestade. Geralmente, os inventários florestais da necromassa são realizados em um único momento e utilizando métodos temporários de amostragem (Russell et al., 2015; Moreira et al., 2019a; Maas et al., 2020), sem a identificação dos CWDs que foram mensurados nesse primeiro momento. No entanto, este tipo de abordagem dificulta a compreensão das possíveis mudanças ocorridas no estoque de carbono dos CWDs ao longo do tempo (Palace et al., 2012; Gora et al., 2019). Diante deste cenário, a utilização de parcelas permanentes com a identificação prévia dos CWDs mensurados antes da ocorrência da tempestade torna-se essencial para se ter estimativas precisas do impacto

das tempestades no incremento de carbono dos CWDs (Campbell et al., 2018; Gora et al., 2019; Villanova et al., 2019).

Este estudo foi conduzido seguindo essas diretrizes, com os CWDs sendo identificados e mensurados em parcelas permanentes antes e após a ocorrência de uma tempestade severa no município de Viçosa-MG, a qual impactou fragmentos de Florestas Estacionais semidecíduais da região (Emerick & Martini, 2020; INMET, 2021). Desta forma, os objetivos propostos pelo estudo foram: i) quantificar o volume, necromassa e estoque de carbono dos CWDs antes e após a ocorrência da tempestade para determinar os impactos desse evento climático extremo no incremento desses parâmetros; ii) indicar a importância das variáveis espaciais, estruturais e qualitativas das árvores no incremento em carbono dos CWDs por meio de análise multivariada.

2. Material e métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado em um fragmento de floresta secundária de Mata Atlântica de 17 ha de área, conhecido como Mata da Silvicultura, o qual está localizado no município de Viçosa – MG, Brasil (Figura 1). A altitude do fragmento varia de 670 a 730 m (Rocha et al., 2020) e a região apresenta gradientes pedogeomorfológicos com latossolos distróficos ricos em alumínio no topo de morros, rampas colúviais com latossolos rasos e horizonte cambial, enquanto os fundos dos bosques apresentam predominância de cambissolos epieutróficos ricos em nutrientes (Ferreira Júnior et al., 2012).

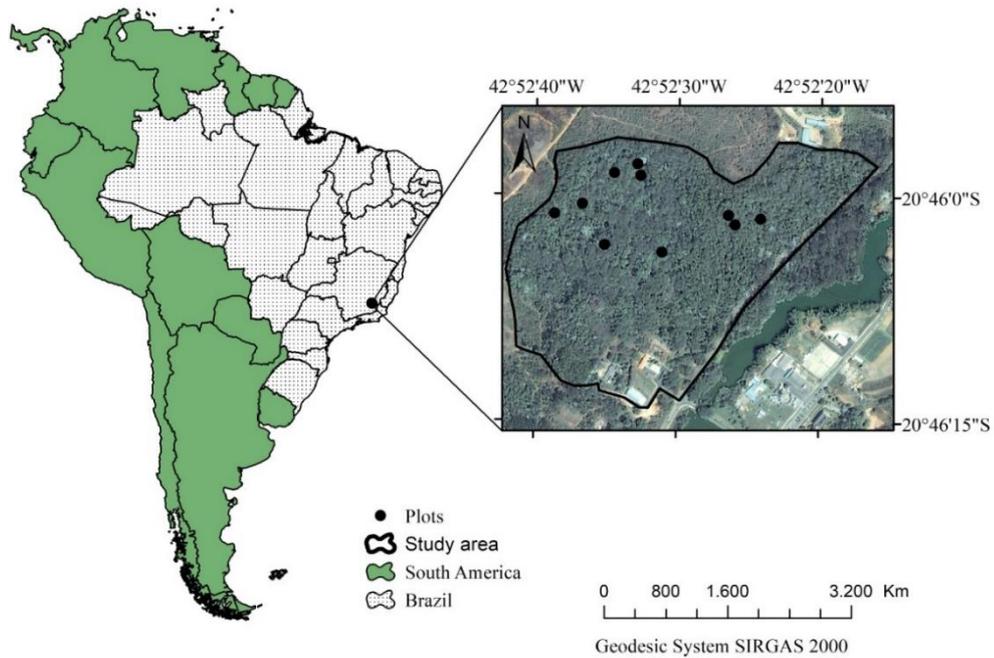


Figura 1. Localização do fragmento florestal de Mata Atlântica estudado.

A vegetação da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012). O fragmento florestal encontra-se em estágio médio de regeneração, com diâmetro quadrático das árvores entre 10 e 20 cm e altura média entre 5 e 12 m (Brasil, 2007). A composição florística, os parâmetros fitossociológicos e as variáveis dendrométricas da floresta foram determinados no ano de 2016 por meio de um inventário florestal das árvores vivas que apresentavam $dap \geq 5$ cm (Tabela 1).

Tabela 1. Composição florística, parâmetros fitossociológicos e variáveis dendrométricas, por parcela, da Mata da Silvicultura no ano de 2016. Dimensão das parcelas: 20m x 50m (0,1 ha)

Variáveis	Parcelas									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Famílias	22	26	23	21	21	18	23	15	28	21
Gêneros	38	45	37	37	33	32	38	29	45	40
Espécies	147	141	130	123	93	108	120	160	192	132
Pioneiras	6	34	15	20	7	6	6	3	13	12
Secundárias iniciais	121	79	90	71	70	86	97	128	147	80
Secundárias tardias	26	28	25	32	16	16	17	29	32	40
Espécies não identificadas	6	6	5	10	1	5	5	4	7	16
Índice de Shannon-Weaver (H')	3,07	3,26	3,47	3,51	2,96	3,06	3,19	2,78	3,26	3,43
Densidade (fustes por parcela)	160	149	136	137	95	116	125	166	200	148
Área Basal (m ² por parcela)	3,52	2,49	2,08	2,02	1,61	2,95	5,13	3,31	3,00	3,26
Diâmetro Quadrático (cm)	16,7	14,6	13,9	13,7	14,7	18,0	22,9	15,9	13,8	16,7
Diâmetro Mínimo (cm)	5,1	5,1	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,1	5,0	5,0
Diâmetro Máximo (cm)	94,2	46,5	35,0	38,8	57,9	81,8	87,9	58,9	55,3	84,4
Altura Total Média (m)	12,2	13,1	13,0	12,9	11,9	13,8	14,9	13,3	11,2	12,0
Altura Total Mínima (m)	4,0	2,6	4,3	3,7	2,8	3,3	3,9	3,8	4,5	2,4
Altura Total Máxima (m)	33,6	34,0	27,0	25,6	33,0	33,6	38,0	33,0	34,5	30,7

O clima local é do tipo Cwa (Classificação Köppen) com temperatura, umidade e precipitação média de 19,9°C, 79,9% e 1269,4 mm, respectivamente (UFV, 2021). A tempestade severa que foi considerada neste estudo ocorreu no dia 25 de outubro de 2019 (Emerick & Martini, 2020). A precipitação registrada durante a primeira hora desse evento climático extremo foi de 67 mm, com rajadas de ventos chegando a 82,4 km/h. A precipitação acumulada para o período de 5 horas foi de 112,4 mm, superando a precipitação esperada para todo o mês de referência (INMET, 2021).

2.2. Coleta dos dados

Os resíduos lenhosos grosseiros (CWDs) como galhos, tocos e árvores caídas sob o solo da floresta e que apresentavam diâmetro ≥ 5 cm foram inventariados em dez parcelas permanentes de 20 m x 50 m. A média aritmética dos diâmetros mensurados nas extremidades dos resíduos foi calculada para a separação do material em classes diamétricas, com amplitude de 5 cm. Os CWDs encontrados no interior das parcelas foram divididos em 4 classes de acordo com o seu estágio de decomposição (Harmon et al., 1995; Keller et al., 2004; Villanova et al., 2019): i) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; ii) Materiais semelhantes aos da classe i, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; iii) Materiais com

elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; iv) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

Os inventários dos CWDs foram realizados em dois momentos: antes e após a ocorrência da tempestade severa. O inventário realizado antes da tempestade ocorreu entre os meses de agosto e outubro de 2019, com término no dia 23/10/2019 (quarta-feira, 2 dias antes da tempestade). Todos os CWDs encontrados no interior das parcelas foram marcados com plaquetas plásticas para identificação dos resíduos mensurados nesse primeiro momento. O segundo inventário foi realizado imediatamente após a ocorrência da tempestade, entre os meses de outubro e novembro de 2019, com início no dia 26/10/2019 (sábado, 1 dia após a tempestade). Neste caso, somente aqueles resíduos que não haviam sido identificados por plaquetas plásticas no primeiro inventário foram mensurados, possibilitando a quantificação do acúmulo de CWDs em função da ocorrência da tempestade.

2.3. Determinação da densidade aparente e teor de carbono

Três amostras de cada classe diamétrica e de decomposição foram coletadas, quando possível, nas dez parcelas inventariadas. Duas subamostras foram retiradas desse material para determinação da densidade aparente e o restante do material foi seco em estufa de circulação de ar a $\pm 60^{\circ}\text{C}$, até a estabilização do seu peso, para determinação do teor de Carbono (C) dos CWDs. O material seco em estufa foi palitado, triturado em um moinho de facas do tipo Willey (Thomas Scientific[®]) e depois peneirado utilizando peneiras granulométricas de 40 mesh e 60 mesh. O material retido nas peneiras de 60 mesh foi homogeneizado a partir da escolha aleatória de três parcelas por centro de classe diamétrica e de decomposição, totalizando 28 amostras compostas.

A densidade aparente dos CWDs foi determinada pelo método de imersão em mercúrio devido a fragilidade do material, conforme a NBR 11941 (Vital, 1984; ABNT, 2003). A expressão utilizada para determinação da densidade aparente foi: $\rho = m/v$, em que: ρ é a densidade aparente, em g cm^{-3} ; m é a massa da amostra, em g; e v é o volume aparente, em cm^3 . Nesse caso específico, o volume aparente (v) foi obtido pela expressão: $v = m_1/\rho_{\text{Hg}}$, em que: m_1 é a massa imersa, em g; e ρ_{Hg} é a densidade do mercúrio, em g cm^{-3} . Os valores médios de densidade aparente foram calculados para cada classe de decomposição dos CWDs considerando a média aritmética das densidades de cada subamostra e em cada centro de classe diamétrica.

O teor de Carbono (C) da necromassa foi determinado utilizando um analisador elementar de combustão seca (LECO TruSpec® Micro Elemental Series CHN/CHNS/O; St. Joseph, MI). Nesse método, os gases emitidos pela queima das amostras a 1050°C são quantificados por um detector infravermelho, que permite a determinação do teor, em %, desse elemento (Moreira et al., 2019b). Os valores médios do teor de carbono foram calculados para cada classe de decomposição dos CWDs por meio da média aritmética do teor de C em cada centro de classe diamétrica.

2.4. Quantificação do volume, necromassa e estoque de carbono

O volume foi calculado pelo método de *Smalian* por meio da expressão: $V = (AS_1 + AS_2) / 2 * L$, em que: V é o volume, em m³; AS₁ e AS₂ são as áreas seccionais obtidas nas extremidades das seções dos CWDs, em m²; e L é o comprimento da seção, em m. A necromassa foi quantificada pela multiplicação entre o volume e a densidade aparente ($N = V * \rho_i$, em que: N é a necromassa, em Mg ha⁻¹; V é o volume, em m³; e ρ_i é a densidade aparente, da i-ésima classe de decomposição, em g cm⁻³). O estoque de carbono dos CWDs foi quantificado pelo produto entre a necromassa e o teor de carbono dos CWDs, em cada classe de decomposição ($C = N_i * TC_i$, em que: C é o estoque de carbono, em MgC ha⁻¹, por classe de decomposição; N_i é a necromassa, da i-ésima classe de decomposição, em Mg ha⁻¹; e TC_i é o teor de carbono, da i-ésima classe de decomposição, em %). O volume, necromassa e estoque de carbono dos CWDs foram quantificados antes e após a tempestade. Os valores obtidos após a tempestade caracterizam o incremento desses parâmetros em função da ocorrência do evento climático extremo.

2.5. Análise dos Componentes Principais (PCA)

A análise dos componentes principais (*Principal Component Analysis – PCA*) (Hotelling, 1933; Abdi & Williams, 2010) foi utilizada para indicar as variáveis que mais contribuíram para o incremento em carbono dos CWDs em cada parcela. Sete variáveis foram utilizadas na PCA, sendo divididas em variáveis espaciais e variáveis intrínsecas ao fragmento florestal. As variáveis espaciais se referem a topografia do terreno e expressam a elevação, em m “*Elevation*”, declividade, em % “*Declivity*” e a exposição do terreno, em graus “*Slope_Angle*”. Essas variáveis foram obtidas pela ferramenta “*slope tool*” do software ArcGIS 10.3.11 (ESRI, 2015), utilizando modelos digitais de elevação gerados pelo “*Shuttle Radar*

Topography Mission” (SRTM). As variáveis intrínsecas a floresta se referem a estrutura e a qualidade das árvores. A estrutura da floresta foi representada pela variável área basal, em m² “*Basal_Area*”. A qualidade das árvores foi representada pelas variáveis: i) porcentagem de árvores com incidência de cipós “*Lianas*”; ii) porcentagem de árvores que apresentavam troncos defeituosos “*Defects*”; iii) número de árvores mortas em pé “*Snags*”. A área basal e as duas primeiras variáveis qualitativas (“i” e “ii”) foram obtidas no inventário florestal das árvores vivas no ano de 2016 enquanto que a última variável qualitativa (“iii”) foi obtida no inventário de necromassa no ano de 2018. Os dados utilizados foram padronizados para eliminar o efeito das diferentes unidades (escalas) das variáveis avaliadas. Os pacotes *Stats* (R Core Team, 2020) e *factoextra* (Kassambara & Mundt, 2020) foram utilizados para o cálculo e plotagem do PCA, respectivamente.

3. Resultados

As médias de densidade aparente decresceram em função da classe de decomposição dos CWDs. A classe 1 de decomposição apresentou uma densidade (média \pm desvio padrão) de 0,62 g cm⁻³ (\pm 0,13 g cm⁻³), classe 2 de 0,50 g cm⁻³ (\pm 0,18 g cm⁻³), classe 3 de 0,39 g cm⁻³ (\pm 0,17 g cm⁻³) e classe 4 de 0,37 g cm⁻³ (\pm 0,17 g cm⁻³). As médias do teor de C apresentaram uma baixa variação entre as classes de decomposição dos CWDs, com a classe 1 apresentando um teor (média \pm desvio padrão) de 49,27% (\pm 0,05%), classe 2 de 49,66% (\pm 0,90%), classe 3 de 49,26% (\pm 1,00%) e classe 4 de 48,80% (\pm 1,39%) (Figura 2).

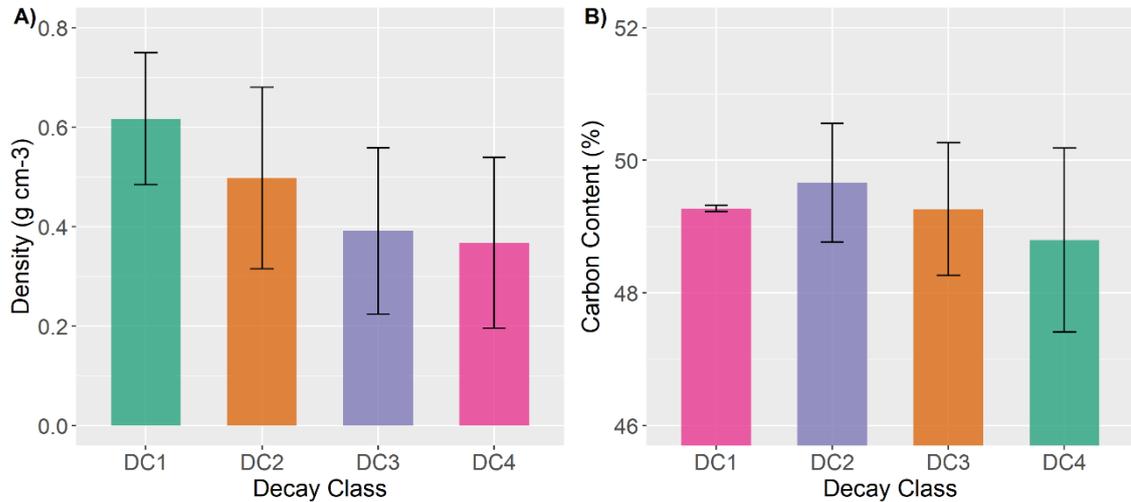


Figura 2. A) densidade aparente (g cm^{-3}) e B) teor de carbono (%) para as classes de decomposição dos CWDs. Classes de decomposição: i) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; ii) Materiais semelhantes aos da classe i, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; iii) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; iv) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

O volume, necromassa e estoque de carbono dos CWDs antes da tempestade foi de $31,57 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $16,05 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $7,93 \text{ MgC ha}^{-1}$, respectivamente. O incremento desses parâmetros em função da ocorrência da tempestade foi de $7,15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o volume, $4,07 \text{ Mg ha}^{-1}$ para a necromassa e $2,01 \text{ MgC ha}^{-1}$ para o estoque de carbono. Desta forma, o volume, necromassa e estoque de carbono alcançaram um total de $38,72 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $20,12 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $9,94 \text{ MgC ha}^{-1}$, respectivamente, após a tempestade (Figura 3).

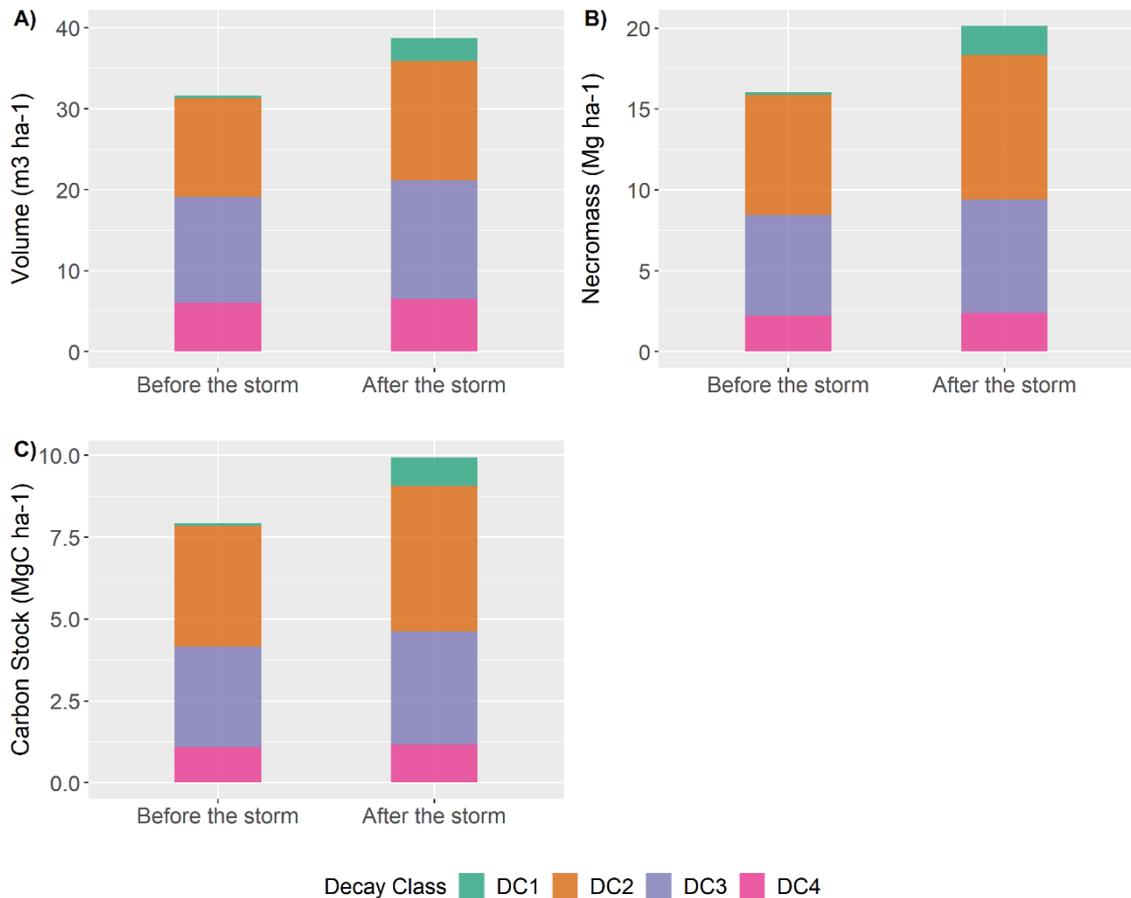


Figura 3. A) Volume ($m^3 ha^{-1}$), B) Necromassa ($Mg ha^{-1}$) e C) Estoque de Carbono ($MgC ha^{-1}$) antes e após a tempestade, por classe de decomposição. Classes de decomposição: i) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; ii) Materiais semelhantes aos da classe i, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; iii) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; iv) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

O incremento do estoque de carbono em função da ocorrência da tempestade ficou concentrado nos CWDs menos decompostos e que apresentavam menores centros de classes diamétricas. As classes de decomposição 1 e 2 apresentaram, em conjunto, um incremento de $1,55 MgC ha^{-1}$ (Classe 1 = $0,78 MgC ha^{-1}$ e Classe 2 = $0,77 MgC ha^{-1}$), representando 77% do incremento total. Em contrapartida, as classes 3 e 4 de decomposição apresentaram um baixo incremento em carbono quando comparado as classes menos decompostas, chegando a $0,38 MgC ha^{-1}$ e $0,08 MgC ha^{-1}$, respectivamente. Os CWDs com os menores centros de classes diamétricas (7,5 a 17,5 cm) apresentaram um incremento de $1,29 MgC ha^{-1}$ (64,34% do incremento total) enquanto que os demais centros de classes diamétricas (22,5 a 42,5 cm) tiveram um incremento de $0,72 MgC ha^{-1}$ (Figura 4).

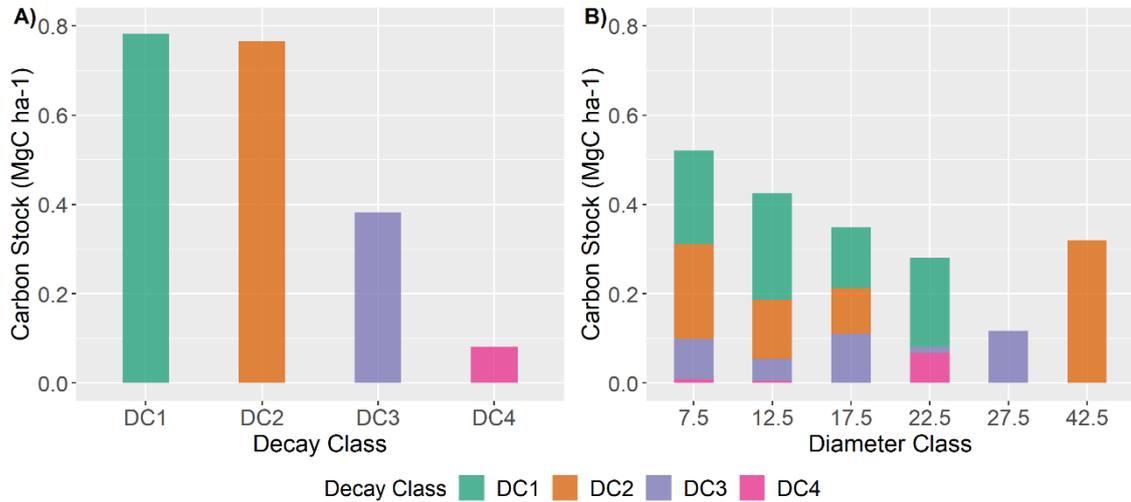


Figura 4. A) Incremento em Carbono (MgC ha⁻¹) após a tempestade, por classe de decomposição dos CWDs; B) Incremento em Carbono (MgC ha⁻¹) após a tempestade, por classe diamétrica dos CWDs. Classes de decomposição: i) Materiais recém caídos no solo com folhas e casca intactas; ii) Materiais semelhantes aos da classe i, porém com a casca apresentando podridão ou descamação; iii) Materiais com elevado estágio de decomposição e apresentando alguma resistência ao serem quebrados; iv) Materiais podres, friáveis e sem resistência ao serem quebrados.

O incremento em carbono das parcelas variou de 0,05 MgC a 0,35 MgC. Os maiores incrementos foram observados nas parcelas 5, 7, 8 e 9. A parcela 5 apresentou um incremento de 0,35 MgC, sendo que a maior fração se encontra nos CWDs de maior diâmetro. Por outro lado, a parcela 9 apresentou um incremento de 0,32 MgC, com grande parte desse incremento concentrado nos CWDs de menor diâmetro. As parcelas 7 e 8 apresentaram um incremento de 0,29 MgC e 0,25 MgC, respectivamente, com o incremento distribuído em grande parte dos centros de classes de diâmetros dos CWDs (Tabela 2).

Tabela 2. Incremento em Carbono dos CWDs após a tempestade, por parcela e centro de classe diamétrica. Dimensão das parcelas: 20 m x 50 m (0,1 ha)

Parcelas	Centro de Classes Diamétricas (cm)						Total
	7,5	12,5	17,5	22,5	27,5	42,5	
1	0,05	0,04	0,08	-	0,07	-	0,24
2	0,05	0,08	0,03	0,03	-	-	0,19
3	0,04	0,03	0,01	-	-	-	0,08
4	0,07	0,03	0,02	-	-	-	0,12
5	0,02	0,01	-	-	-	0,32	0,35
6	0,02	0,03	-	-	-	-	0,05
7	0,06	0,03	0,03	0,08	0,05	-	0,25
8	0,03	0,04	0,05	0,17	-	-	0,29
9	0,13	0,07	0,12	-	-	-	0,32
10	0,06	0,05	0,00	-	-	-	0,11
Total	0,52	0,43	0,35	0,28	0,12	0,32	2,01

Os dois primeiros componentes principais da PCA explicaram 61,6% da variação total dos dados (Dim1=38.5% e Dim2=23.1%). As variáveis mais representativas do primeiro componente (Dim1) foram o número de árvores mortas em pé “*Snags*”, elevação das parcelas “*Elevation*” e a porcentagem de árvores com troncos defeituosos “*Defects*”. Para o segundo componente (Dim2), as variáveis área basal “*Basal_Area*”, exposição do terreno “*Slope_Angle*” e a declividade “*Declivity*” foram as mais representativas. A análise dos componentes principais indicou que a porcentagem de árvores com troncos defeituosos “*Defects*” e a elevação “*Elevation*” tiveram maior peso no incremento em carbono na parcela 5. Essas variáveis, somada a declividade “*Declivity*”, tiveram maior importância no incremento em carbono da parcela 9. O número de árvores mortas em pé “*Snags*” teve grande peso no incremento da parcela 8 enquanto que a área basal “*Basal_Area*” e a exposição do terreno “*Slope_Angle*” foram as variáveis que mais impactaram o incremento em carbono da parcela 7 (Figura 5).

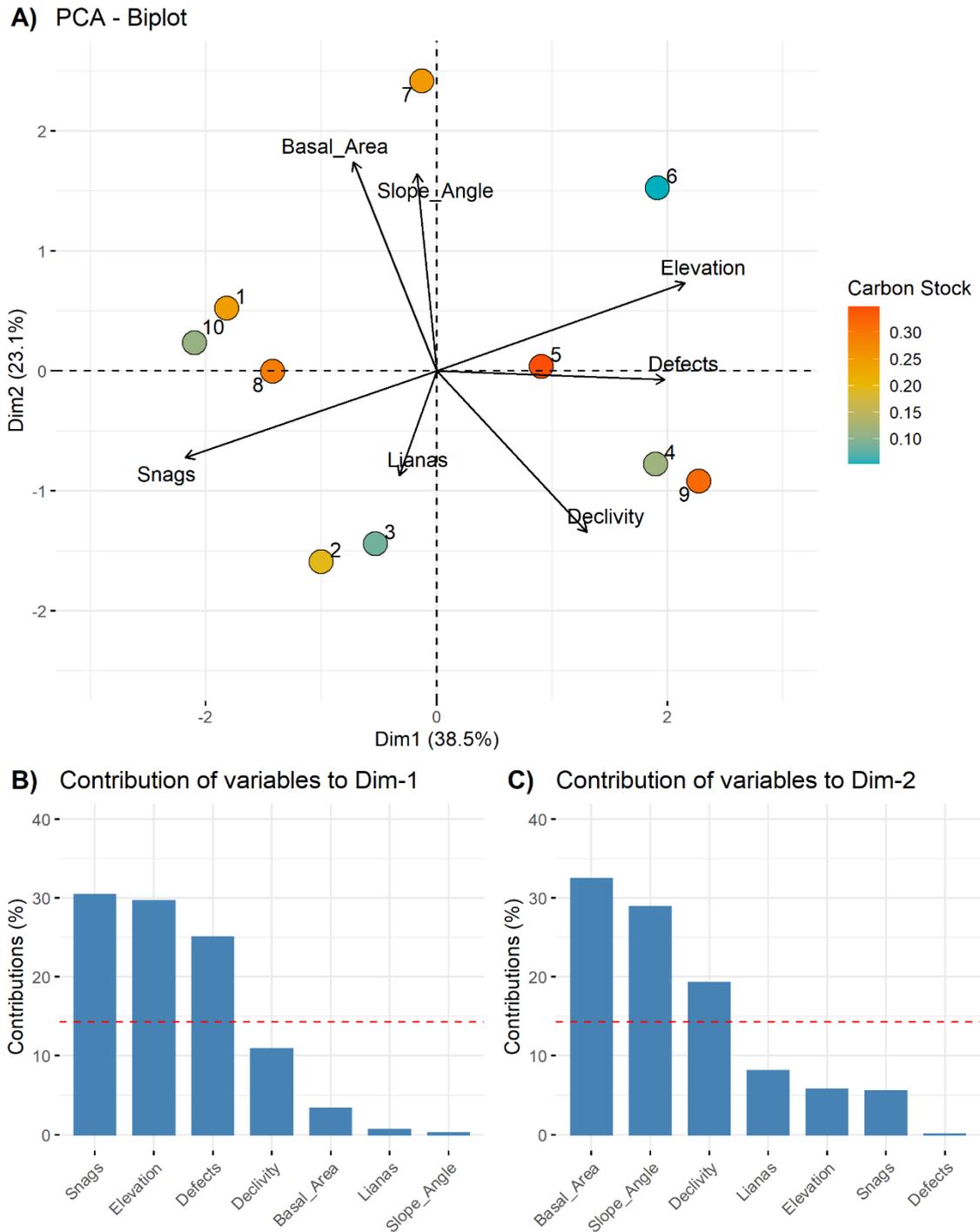


Figura 5. A) Biplot gerado pela análise dos componentes principais (PCA) das variáveis espaciais e intrínsecas ao fragmento florestal; B) Contribuição das variáveis para o primeiro componente da PCA (Dim1); C) Contribuição das variáveis para o segundo componente da PCA (Dim2). Os pontos no Biplot representam as parcelas e as cores representam o incremento em carbono devido à ocorrência da tempestade. As setas pretas são as variáveis utilizadas para construir o PCA. Variáveis utilizadas: porcentagem de árvores com troncos defeituosos “*Defects*”; número de árvores mortas em pé “*Snags*”; elevação “*Elevation*”; declividade “*Declivity*”; exposição do terreno “*Slope_Angle*”; área basal “*Basal_Area*” e a porcentagem de árvores com cipós “*Lianas*”.

4. Discussão

As tempestades severas moldam a estrutura das florestas tropicais e impactam a sua dinâmica de crescimento (Chambers et al., 2013; Trumbore et al., 2015; Schwartz et al., 2017; Silvério et al., 2019), causando perdas repentinas de biomassa viva (Negrón-Juárez et al., 2010) e alterando os estoques e fluxos de carbono florestal (Vanderwel et al., 2013; Espírito-Santo et al., 2014a; Espírito-Santo et al., 2014b). No entanto, os efeitos dessas tempestades no incremento de carbono da necromassa ainda são pouco conhecidos, principalmente na Mata Atlântica. Desta forma, este estudo buscou elucidar essas questões por meio de inventários florestais dos CWDs realizados antes e após uma tempestade severa, identificando as variáveis que influenciam esse processo e levando em consideração as características físicas (densidade) e químicas (teor de carbono) da necromassa para melhor acurácia do incremento em carbono.

Os resultados deste estudo indicaram uma tendência de redução da média de densidade aparente à medida que a classe de decomposição dos CWDs aumenta (Figura 2). Essa redução da densidade pode ser explicada pela perda de massa em função das diversas vias do processo de decomposição como a respiração heterotrófica, degradação física e lixiviação (Harmon et al., 1986; Russell et al., 2015; Schilling et al., 2015; Magnússon et al., 2016). O teor de carbono (C) foi menos impactado por esse processo uma vez que apresentou baixa variação com o aumento das classes de decomposição dos CWDs (Figura 2). O aumento da concentração de lignina, que ocorre devido ao processo de decomposição, confere maior resistência a esses materiais sob o solo da floresta, resultando nessa baixa variação do teor de C (Fukasawa et al., 2009; Klotzbücher et al., 2011; Strukelj et al., 2013). Esse padrão de comportamento da densidade aparente e do teor de carbono dos CWDs também foi constatado em outros estudos (Meriem et al., 2016; Villanova et al., 2019; Moreira et al., 2019b).

O volume, necromassa e estoque de carbono dos CWDs apresentaram um grande incremento em função da ocorrência da tempestade (Figura 3). O incremento em carbono chegou a 2,01 MgC ha⁻¹, representando cerca de 25% do estoque de carbono já existentes na floresta antes da tempestade. Esse incremento ficou concentrado nos CWDs menos decompostos (classes 1 e 2) e com menores centros de classes diamétricas (7,5 a 17,5 cm), indicando que árvores pequenas e saudáveis tiveram grande mortalidade durante o evento climático extremo (Figura 4). A mortalidade de árvores com essas características ocorre, principalmente, devido à queda de troncos ou de galhos com elevados diâmetros que, ao caírem sob o solo da floresta, podem matar ou danificar árvores vizinhas ou ainda afetar indiretamente a

probabilidade de sobrevivência das árvores remanescentes em função do aumento da sua exposição à tempestade (Canham et al., 2001; Vanderwel et al., 2013; Rifai et al., 2016).

O incremento em carbono apresentou grande variação entre as parcelas inventariadas após a ocorrência do evento climático extremo (Tabela 2). Essas diferenças podem ser explicadas pela queda de troncos e galhos com diferentes diâmetros (Rifai et al., 2016) e por fatores espaciais, estruturais e qualitativos intrínsecos a cada parcela (Toledo et al., 2013; Schwartz et al., 2017). Os impactos desses fatores (variáveis) no incremento em carbono das parcelas, principalmente daquelas que apresentaram os maiores incrementos (parcelas 5, 7, 8 e 9), foram elucidados por meio da análise dos componentes principais (PCA) (Figura 5). O PCA indicou que a porcentagem de árvores com troncos defeituosos “*Defects*” e a elevação “*Elevation*” tiveram grande importância no incremento em carbono da Parcela 5. De fato, árvores defeituosas com troncos ocos ou que apresentam rachaduras ou podridão aparentes possuem maior probabilidade de serem quebradas durante a tempestade (Heineman et al., 2015; McDowell et al., 2018). Além disso, áreas mais elevadas como topos de encostas estão mais expostas a ação do vento, podendo ocasionar maior quebra ou desenraizamento de árvores (Marra et al., 2014). A elevação pode também afetar a composição florística das parcelas (Brown et al., 2013; Jucker et al., 2018; Toledo et al., 2017), que por sua vez apresentam diferentes resistências físicas. As madeiras das espécies de crescimento rápido (pioneiras), por exemplo, apresentam menor densidade da madeira e, conseqüentemente, possuem maior fragilidade quando comparadas as espécies dos demais grupos ecológicos, sendo quebradas com maior facilidade (Ribeiro et al., 2016; Rifai et al., 2016; Silvério et al., 2019).

As variáveis “*Defect*” e “*Elevation*”, somadas a declividade do terreno “*Declivity*”, tiveram grande peso no incremento em carbono da parcela 9. As árvores situadas em áreas mais declivosas apresentam mudanças no centro de gravidade das copas e sofrem constantemente com a fluência do solo (*soil creep*) e deslizamentos de terra, que podem ser potencializadas pela força das águas da chuva durante a tempestade, causando maior mortalidade de árvores (Young & Perkocha, 1994; Sasaki et al., 2000; Gale & Hall, 2001; Toledo et al., 2011). O número de árvores mortas em pé “*Snags*” foi a variável mais importante para explicar o incremento em carbono da parcela 8. As árvores nessas condições apresentam grande fragilidade física por já terem sido submetidas a algum tipo de estresse (competição, supressão, déficit hídrico, alagamento, senescência, raio ou ataque de patógenos), fazendo com que os “*Snags*” se tornem uma grande fonte de carbono para o solo da floresta pela ação dos ventos (Chao et al., 2009; Toledo et al., 2013). A exposição do terreno “*Slope_Angle*” e a área basal “*Basal_Area*” foram as variáveis que tiveram o maior peso para o incremento em carbono da parcela 7. De fato,

variáveis topográficas, como a exposição do terreno, e variáveis que expressam a estrutura da floresta, como a área basal, estão positivamente correlacionadas com a quantidade de danos causados pelo vento em um povoamento, afetando o incremento em carbono das parcelas (Xi et al., 2008; McGroddy et al., 2013; Negrón-Juárez et al., 2014; Schwartz et al., 2017).

Espera-se que as tempestades severas, como a observada neste estudo, sejam mais frequentes e intensas em virtude das mudanças climáticas (Negrón-Juárez et al., 2010; Knutson et al., 2010; Taccoen et al., 2021), resultando em mortalidade adicional de árvores e um maior acúmulo de carbono nos CWDs sob o solo dos ecossistemas florestais. Desta forma, a compreensão da susceptibilidade das florestas frente a ação de chuvas intensas e fortes ventos se torna fundamental para modelar e monitorar os impactos futuros desses eventos climáticos extremos nos fragmentos florestais de Mata Atlântica.

5. Conclusões

As tempestades severas são responsáveis por um grande incremento de carbono dos CWDs em fragmentos florestais de Mata Atlântica, influenciado por uma alta mortalidade de árvores pequenas e sadias.

A mortalidade de árvores e o consequente acúmulo de carbono dos CWDs ocorre de forma não aleatória no fragmento florestal, sendo influenciado por fatores espaciais (elevação, declividade e exposição do terreno), estruturais (área basal) e qualitativos (qualidade do tronco e sanidade da árvore) intrínsecos a floresta.

6. Referências Bibliográficas

- Abdi, H., & Williams, L. J. (2010). Principal component analysis. *Wiley interdisciplinary reviews: computational statistics*, 2(4), 433-459.
- Aleixo, I., Norris, D., Hemerik, L., Barbosa, A., Prata, E., Costa, F., Poorter, L. (2019). Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nature Climate Change*, 9(5), 384-388.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Normas Técnicas NBR 11941: Madeira - determinação da densidade básica. São Paulo, Brazil, 2003. 6p.
- Brasil. Resolução nº392, de 25 junho de 2007. Definição de Vegetação Primária e Secundária de Regeneração de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais; Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional de Meio Ambiente: Brasília, Brazil, 2007.
- Brown, C., Burslem, D. F. R. P., Illian, J. B., Bao, L., Brockelman, W., Cao, M., et al. (2013). Multispecies coexistence of trees in tropical forests: spatial signals of topographic niche

- differentiation increase with environmental heterogeneity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1764), 20130502.
- Canham, C. D., Papaik, M. J., Latty, E. F. (2001). Interspecific variation in susceptibility to windthrow as a function of tree size and storm severity for northern temperate tree species. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(1), 1-10.
- Canham, C. D., Thompson, J., Zimmerman, J. K., Uriarte, M. (2010). Variation in susceptibility to hurricane damage as a function of storm intensity in Puerto Rican tree species. *Biotropica*, 42(1), 87-94
- Campbell, J. L., Green, M. B., Yanai, R. D., Woodall, C. W., Fraver, S., Harmon, M. E., Hatfield, M. A., Barnett, C. J., See, C. R., Domke, G. M. (2019). Estimating uncertainty in the volume and carbon storage of downed coarse woody debris. *Ecological Applications*, 29(2), e01844.
- Chambers, J. Q., Negron-Juarez, R. I., Marra, D. M., Di Vittorio, A., Tews, J., Roberts, D., Ribeiro, G. H. P. M., Trumbore, S. E., Higuchi, N. (2013). The steady-state mosaic of disturbance and succession across an old-growth Central Amazon forest landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(10), 3949-3954.
- Chao, K. J., Phillips, O. L., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A., & Martínez, R. V. (2009). How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 20(2), 260-268.
- Crockett, J. L., Westerling, A. L. (2018). Greater temperature and precipitation extremes intensify Western US droughts, wildfire severity, and Sierra Nevada tree mortality. *Journal of Climate*, 31(1), 341-354.
- Cushman, K. C., Burley, J. T., Imbach, B., Saatchi, S. S., Silva, C. E., Vargas, O., et al. (2021). Impact of a tropical forest blowdown on aboveground carbon balance. *Scientific reports*, 11(1), 1-9.
- Emerick, T. G., Martini, A. (2020). Diagnóstico da arborização após a ocorrência de evento climático extremo. *Nature and Conservation*, 13(1), 77-85.
- Espírito-Santo, F. D., Gloor, M., Keller, M., Malhi, Y., Saatchi, S., Nelson, B., et al. (2014a). Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nature communications*, 5(1), 1-6.
- Espírito-Santo, F. D., Keller, M. M., Linder, E., Oliveira Junior, R. C., Pereira, C., Oliveira, C. G. (2014b). Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots. *Plant Ecology & Diversity*, 7(1-2), 305-318.
- ESRI, 2015. ArcGIS Desktop: Release 10.3.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- Ferreira Junior, W. G., Schaefer, C. E. G. R., Silva, A. F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In *Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil*, 2nd ed.; Martins, S. V., Ed.; Editora UFV: Viçosa, Brazil, 2012; pp. 141–174.

- Fukasawa, Y., Osono, T., & Takeda, H. (2009). Dynamics of physicochemical properties and occurrence of fungal fruit bodies during decomposition of coarse woody debris of *Fagus crenata*. *Journal of forest research*, 14(1), 20-29.
- Fontes, C. G., Chambers, J. Q., Higuchi, N. (2018). Revealing the causes and temporal distribution of tree mortality in Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 424, 177-183.
- Gale, N., Hall, P. (2001). Factors determining the modes of tree death in three Bornean rain forests. *Journal of Vegetation Science*, 12(3), 337-348.
- Gora, E. M., Kneale, R. C., Larjavaara, M., Muller-Landau, H. C. (2019). Dead wood necromass in a moist tropical forest: stocks, fluxes, and spatiotemporal variability. *Ecosystems*, 22(6), 1189-1205.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack Jr, K., Cummins, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15, 133-302.
- Harmon, M. E., Whigham, D. F., Sexton, J., Olmsted, I. (1995). Decomposition and mass of woody detritus in the dry tropical forests of the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 27, 305-316.
- Heineman, K. D., Russo, S. E., Baillie, I. C., Mamit, J. D., Chai, P. P., Chai, L., et al. (2015). Influence of tree size, taxonomy, and edaphic conditions on heart rot in mixed-dipterocarp Bornean rainforests: implications for aboveground biomass estimates. *Biogeosciences Discussions*, 12(9), 6821-6861.
- Hotelling, H. (1933). Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of educational psychology*, 24(6), 417.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. *Manuais Técnicos em Geociências 2012*, 2, 275.
- Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. BDMEP: Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 25 de maio de 2021.
- Jucker, T., Bongalov, B., Burslem, D. F., Nilus, R., Dalponte, M., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Qie, L., Coomes, D. A. (2018). Topography shapes the structure, composition and function of tropical forest landscapes. *Ecology letters*, 21(7), 989-1000.
- Kassambara, A., Mundt, F. (2020). factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>.
- Keller, M., Palace, M., Asner, G. P., Pereira Jr, R., Silva, J. N. M. (2004). Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. *Global change biology*, 10(5), 784-795.

- Köhl, M., Lasco, R., Cifuentes, M., Jonsson, Ö., Korhonen, K. T., Mundhenk, P., et al. (2015). Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. *Forest Ecology and Management*, 352 (1), 21-34.
- Klein, T., Hartmann, H. (2018). Climate change drives tree mortality. *Science*, 362(6416), 758.
- Klotzbücher, T., Kaiser, K., Guggenberger, G., Gatzek, C., Kalbitz, K. (2011). A new conceptual model for the fate of lignin in decomposing plant litter. *Ecology*, 92(5), 1052-1062.
- Knutson, T. R., McBride, J. L., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landsea, C., et al. (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature geoscience*, 3(3), 157-163.
- Lladó, S., López-Mondéjar, R., & Baldrian, P. (2017). Forest soil bacteria: diversity, involvement in ecosystem processes, and response to global change. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 81(2).
- Maas, G. C. B., Sanquetta, C. R., Marques, R., Machado, S. D. A., Sanquetta, M. N. I. (2020). Quantification of carbon in forest necromass: State of the art. *Cerne*, 26(1), 98-108.
- Malhi, Y., Doughty, C., Galbraith, D. (2011). The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1582), 3225-3245.
- McDowell, N., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Brando, P., Brienen, R., Chambers, J., et al. (2018). Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytologist*, 219(3), 851-869.
- McGroddy, M., Lawrence, D., Schneider, L., Rogan, J., Zager, I., Schmoock, B. (2013). Damage patterns after Hurricane Dean in the southern Yucatán: Has human activity resulted in more resilient forests?. *Forest ecology and management*, 310, 812-820.
- Magnússon, R. Í., Tietema, A., Cornelissen, J. H., Hefting, M. M., Kalbitz, K. (2016). Tamm Review: Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 377, 1-15.
- Marra, D. M., Chambers, J. Q., Higuchi, N., Trumbore, S. E., Ribeiro, G. H., Dos Santos, J., et al. (2014). Large-scale wind disturbances promote tree diversity in a Central Amazon forest. *PloS one*, 9(8), e103711.
- Meriem, S., Tjitrosoedirjo, S., Kotowska, M. M., Hertel, D., Triadiati, T. (2016). Carbon and nitrogen stocks in dead wood of tropical lowland forests as dependent on wood decay stages and land-use intensity. *Annals of Forest Research*, 59(2), 299-310.
- Moreira, A. B., Gregoire, T. G., Couto, H. T. Z. (2019a). Estimation of the volume, biomass and carbon content of coarse woody debris within two forest types in the State of São Paulo, Brazil. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 92(3), 278-286.
- Moreira, A. B., Gregoire, T. G., Couto, H. T. Z. (2019b). Wood density and carbon concentration of coarse woody debris in native forests, Brazil. *Forest Ecosystems*, 6(1), 18.

- Negrón-Juárez, R. I., Chambers, J. Q., Guimaraes, G., Zeng, H., Raupp, C. F., Marra, D. M., et al. (2010). Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophysical Research Letters*, 37(16).
- Negrón-Juárez, R., Baker, D. B., Chambers, J. Q., Hurtt, G. C., Goosem, S. (2014). Multi-scale sensitivity of Landsat and MODIS to forest disturbance associated with tropical cyclones. *Remote sensing of environment*, 140, 679-689.
- Neumann, M., Mues, V., Moreno, A., Hasenauer, H., Seidl, R. (2017). Climate variability drives recent tree mortality in Europe. *Global Change Biology*, 23(11), 4788-4797.
- O'Neill, B. C., Oppenheimer, M., Warren, R., Hallegatte, S., Kopp, R. E., Pörtner, H. O., et al. (2017). IPCC reasons for concern regarding climate change risks. *Nature Climate Change*, 7(1), 28-37.
- Palace, M., Keller, M., Hurtt, G., Frohling, S. (2012). A review of above ground necromass in tropical forests. *Tropical forests*, 215-252.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ribeiro, G. H. P. D. M., Chambers, J. Q., Peterson, C. J., Trumbore, S. E., Marra, D. M., Wirth, C., et al. (2016). Mechanical vulnerability and resistance to snapping and uprooting for Central Amazon tree species. *Forest Ecology and Management*, 380, 1-10.
- Rifai, S. W., Urquiza Muñoz, J. D., Negrón-Juárez, R. I., Ramírez Arévalo, F. R., Tello-Espinoza, R., Vanderwel, M. C., et al. (2016). Landscape-scale consequences of differential tree mortality from catastrophic wind disturbance in the Amazon. *Ecological Applications*, 26(7), 2225-2237.
- Rocha, S. J. S. S., Torres, C. M. M. E., Villanova, P. H., Schettini, B. L. S., Jacovine, L. A. G., Leite, H. G., Gelcer, E. M., Reis, L. P., Neves, K. M., Comini, I. B., Silva, L. F. (2020). Drought effects on carbon dynamics of trees in a secondary Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 465, 118097.
- Russell, M. B., Fraver, S., Aakala, T., Gove, J. H., Woodall, C. W., D'Amato, A. W., Ducey, M. J. (2015). Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. *Forest Ecology and Management*, 350(1), 107-128.
- Sasaki, Y., Fujii, A., Asai, K. (2000). Soil creep process and its role in debris slide generation—field measurements on the north side of Tsukuba Mountain in Japan. *Engineering Geology*, 56(1-2), 163-183.
- Schilling, J. S., Kaffenberger, J. T., Liew, F. J., Song, Z. (2015). Signature wood modifications reveal decomposer community history. *PloS one*, 10(3), e0120679.
- Schwartz, N. B., Uriarte, M., DeFries, R., Bedka, K. M., Fernandes, K., Gutiérrez-Vélez, V., Pinedo-Vasquez, M. A. (2017). Fragmentation increases wind disturbance impacts on forest structure and carbon stocks in a western Amazonian landscape. *Ecological Applications*, 27(6), 1901-1915.

- Silvério, D. V., Brando, P. M., Bustamante, M. M., Putz, F. E., Marra, D. M., Levick, S. R., & Trumbore, S. E. (2019). Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. *Journal of Ecology*, 107(2), 656-667.
- Strukelj, M., Brais, S., Quideau, S. A., Angers, V. A., Kebli, H., Drapeau, P., Oh, S. W. (2013). Chemical transformations in downed logs and snags of mixed boreal species during decomposition. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(9), 785-798.
- Taccoen, A., Piedallu, C., Seynave, I., Perez, V., Gégout-Petit, A., Nageleisen, L. M., et al. (2019). Background mortality drivers of European tree species: climate change matters. *Proceedings of the Royal Society B*, 286(1900), 20190386.
- Taccoen, A., Piedallu, C., Seynave, I., Gégout-Petit, A., Nageleisen, L. M., Bréda, N., Gégout, J. C. (2021). Climate change impact on tree mortality differs with tree social status. *Forest Ecology and Management*, 489, 119048.
- Toledo, J. J., Castilho, C. V., Magnusson, W. E., & Nascimento, H. E. (2017). Soil controls biomass and dynamics of an Amazonian forest through the shifting of species and traits. *Brazilian Journal of Botany*, 40(2), 451-461.
- Toledo, J. J., Magnusson, W. E., Castilho, C. V., Nascimento, H. E. (2011). How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia?. *Forest Ecology and Management*, 262(3), 331-338.
- Toledo, J. J., Magnusson, W. E., Castilho, C. V., Nascimento, H. E. (2012). Tree mode of death in Central Amazonia: Effects of soil and topography on tree mortality associated with storm disturbances. *Forest Ecology and Management*, 263, 253-261.
- Toledo, J. J., Magnusson, W. E., Castilho, C. V. (2013). Competition, exogenous disturbances and senescence shape tree size distribution in tropical forest: Evidence from tree mode of death in Central Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 24(4), 651-663.
- Trumbore, S., Brando, P., Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), 814-818.
- Universidade Federal de Viçosa - UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. Boletim Meteorológico; Universidade Federal de Viçosa: Viçosa, Brazil, 2021.
- Vanderwel, M. C., Coomes, D. A., Purves, D. W. (2013). Quantifying variation in forest disturbance, and its effects on aboveground biomass dynamics, across the eastern United States. *Global change biology*, 19(5), 1504-1517.
- Villanova, P. H., Torres, C. M. M. E., Jacovine, L. A. G., Soares, C. P. B., Silva, L. F., Schettini, B. L. S., Rocha, S. J. S. S., Zanuncio, J. C. (2019). Necromass Carbon Stock in a Secondary Atlantic Forest Fragment in Brazil. *Forests*, 10(10), 833.
- Vital, B. R. Boletim Técnico: Métodos de Determinação de Densidade da Madeira, 1st ed.; Sociedade de Investigações Florestais: Viçosa, Brazil, 1984; p. 21.
- Xi, W., Peet, R. K., Decoster, J. K., Urban, D. L. (2008). Tree damage risk factors associated with large, infrequent wind disturbances of Carolina forests. *Forestry*, 81(3), 317-334.

Ye, S., Rogan, J., Zhu, Z., Eastman, J. R. (2021). A near-real-time approach for monitoring forest disturbance using Landsat time series: Stochastic continuous change detection. *Remote Sensing of Environment*, 252, 112167.

Young, T. P., & Perkocha, V. (1994). Treefalls, crown asymmetry, and buttresses. *Journal of Ecology*, 319-324.

Conclusões Gerais

O processo de decomposição afeta as propriedades físicas e químicas da necromassa. A utilização da análise química imediata e termogravimétrica retira a subjetividade de classificação dos estágios de decomposição dos CWDs, reduzindo o número de ensaios para determinação das propriedades físicas e químicas da necromassa e aumentando a acurácia de estudos voltados para o ciclo do carbono destes materiais.

O volume, necromassa e estoque de carbono dos CWDs são crescentes ao longo dos anos devido ao incremento positivo observado nos períodos de mensuração. Os resultados deste estudo podem servir como base para relatórios internacionais como o *Global Forest Resources Assessment*, gerando valores de estoque e incremento em carbono dos CWDs mais fidedigno para o bioma Mata Atlântica.

As tempestades severas são responsáveis por um grande incremento de carbono dos CWDs em fragmentos florestais de Mata Atlântica, influenciado por uma alta mortalidade de árvores pequenas e saudáveis. A compreensão da susceptibilidade das florestas frente a ação dessas tempestades são fundamentais para modelar e monitorar os impactos futuros desses eventos climáticos extremos nos fragmentos florestais de Mata Atlântica.

Apêndices

Apêndice 1. Resultados das análises estatísticas do Capítulo 1: Shapiro-Wilk, Kruskal-Wallis, análise de variância (ANOVA) e teste Tukey para os diferentes conjuntos de dados.

- **Faixa de temperatura: 100 – 200°C**

Normality Test (Shapiro-Wilk): Failed ($P < 0,050$)

Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks

Group	N	Missing	Median	25%	75%
G1	2	0	0,270	0,000	0,541
G2	6	0	0,000	0,000	0,139
G3	11	0	0,000	0,000	0,532
G4	9	0	0,500	0,491	1,000

$H = 5,445$ with 3 degrees of freedom. ($P = 0,142$)

The differences in the median values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference ($P = 0,142$).

- **Faixa de temperature: 200 – 300°C**

Normality Test (Shapiro-Wilk): Failed ($P < 0,050$)

Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks

Group	N	Missing	Median	25%	75%
G1	2	0	14,100	13,610	14,590
G2	6	0	14,250	13,335	14,553
G3	11	0	14,890	13,330	15,180
G4	9	0	14,930	13,030	15,405

$H = 1,633$ with 3 degrees of freedom. ($P = 0,652$)

The differences in the median values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference ($P = 0,652$).

- **Faixa de temperatura: 300 – 450°C**

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,999)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,661)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
G1	2	0	56,170	4,653	3,290
G2	6	0	56,308	5,008	2,044
G3	11	0	53,652	5,662	1,707
G4	9	0	38,077	7,175	2,392

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	3	1730,834	576,945	15,743	<0,001
Residual	24	879,558	36,648		
Total	27	2610,392			

The differences in the mean values among the treatment groups are greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference (P = <0,001).

Power of performed test with alpha = 0,050: 1,000

All Pairwise Multiple Comparison Procedures (Tukey Test):

Comparisons for factor:

Comparison	Diff of Means	p	q	P	P<0,050
G2 vs. G4	18,232	4	8,081	<0,001	Yes
G2 vs. G3	2,657	4	1,223	0,823	No
G2 vs. G1	0,138	4	0,0396	1,000	Do Not Test
G1 vs. G4	18,093	4	5,407	0,004	Yes
G1 vs. G3	2,518	4	0,765	0,948	Do Not Test
G3 vs. G4	15,575	4	8,095	<0,001	Yes

- **Massa Residual (>450°C)**

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,822)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,786)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
G1	2	0	29,457	5,729	4,051
G2	6	0	30,012	5,617	2,293
G3	11	0	31,715	5,186	1,564
G4	9	0	46,814	7,692	2,564

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	3	1555,295	518,432	13,338	<0,001
Residual	24	932,836	38,868		
Total	27	2488,131			

The differences in the mean values among the treatment groups are greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference ($P = <0,001$).

Power of performed test with $\alpha = 0,050$: 0,999

All Pairwise Multiple Comparison Procedures (Tukey Test):

Comparisons for factor:

Comparison	Diff of Means	p	q	P	P<0,050
G4 vs. G1	17,358	4	5,037	0,008	Yes
G4 vs. G2	16,803	4	7,232	<0,001	Yes
G4 vs. G3	15,100	4	7,621	<0,001	Yes
G3 vs. G1	2,258	4	0,666	0,965	No
G3 vs. G2	1,703	4	0,761	0,949	Do Not Test
G2 vs. G1	0,555	4	0,154	1,000	Do Not Test

- **Classes Diamétricas**

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed ($P = 0,978$)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed ($P = 0,203$)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
7,5	4	0	35,203	3,129	1,564
12,5	4	0	33,653	8,524	4,262
17,5	3	0	39,277	7,622	4,400
22,5	3	0	32,043	7,980	4,607
27,5	3	0	32,953	9,588	5,535
32,5	3	0	37,297	7,975	4,605
37,5	2	0	44,665	22,521	15,925
42,5	2	0	48,225	13,527	9,565
47,5	1	0	21,540	0,000	0,000
52,5	1	0	29,080	0,000	0,000
57,5	1	0	27,590	0,000	0,000
62,5	1	0	45,080	0,000	0,000

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	7	995,820	142,260	1,525	0,228
Residual	16	1492,125	93,258		
Total	23	2487,945			

The differences in the mean values among the treatment groups are not great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability; there is not a statistically significant difference ($P = 0,228$).

Power of performed test with $\alpha = 0,050$: 0,165

Apêndice 2. Resultados das análises estatísticas do Capítulo 2: Shapiro-Wilk e teste t pareado para os períodos de monitoramento avaliados.

- **Incremento em Carbono: 2017-2018/2018-2019**

Paired t-test:

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,591)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
2017-2018	10	0	1,089	2,573	0,814
2018-2019	10	0	1,241	2,507	0,793
Difference	10	0	-0,152	3,895	1,232

t = -0,123 with 9 degrees of freedom.

95 percent two-tailed confidence interval for difference of means: -2,938 to 2,635

Two-tailed P-value = 0,905

The change that occurred with the treatment is not great enough to exclude the possibility that the difference is due to chance (P = 0,905)

One-tailed P-value = 0,452

The sample mean of treatment 2018-2019 does not exceed the sample mean of the treatment 2017-2018 by an amount great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability. The hypothesis that the population mean of treatment 2017-2018 is greater than or equal to the population mean of treatment 2018-2019 cannot be rejected. (P = 0,905).

- **Incremento em Carbono: 2017-2018/2019-2020**

Paired t-test:

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,730)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
2017-2018	10	0	1,089	2,573	0,814
2019-2020	10	0	2,308	4,819	1,524
Difference	10	0	-1,219	5,682	1,797

t = -0,678 with 9 degrees of freedom.

95 percent two-tailed confidence interval for difference of means: -5,283 to 2,846

Two-tailed P-value = 0,515

The change that occurred with the treatment is not great enough to exclude the possibility that the difference is due to chance (P = 0,515)

One-tailed P-value = 0,257

The sample mean of treatment 2019-2020 does not exceed the sample mean of the treatment 2017-2018 by an amount great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability. The hypothesis that the population mean of treatment 2017-2018 is greater than or equal to the population mean of treatment 2019-2020 cannot be rejected. (P = 0,515)

- **Incremento em Carbono: 2018-2019/2019-2020**

Paired t-test:

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,937)

Treatment Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
2018-2019	10	0	1,241	2,507	0,793
2019-2020	10	0	2,308	4,819	1,524
Difference	10	0	-1,067	6,083	1,923

t = -0,555 with 9 degrees of freedom.

95 percent two-tailed confidence interval for difference of means: -5,418 to 3,284

Two-tailed P-value = 0,593

The change that occurred with the treatment is not great enough to exclude the possibility that the difference is due to chance (P = 0,593)

One-tailed P-value = 0,296

The sample mean of treatment 2019-2020 does not exceed the sample mean of the treatment 2018-2019 by an amount great enough to exclude the possibility that the difference is due to random sampling variability. The hypothesis that the population mean of treatment 2018-2019 is greater than or equal to the population mean of treatment 2019-2020 cannot be rejected. (P = 0,593).