

SAMUEL JOSÉ SILVA SOARES DA ROCHA

**EFEITO DA SECA NA DINÂMICA DE CARBONO EM FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, VIÇOSA, MINAS GERAIS**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2017

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

R672e
2017
Rocha, Samuel José Silva Soares da, 1992-
 Efeito da seca na dinâmica de carbono em Floresta
 Estacional Semidecidual, Viçosa, Minas Gerais / Samuel José
 Silva Soares da Rocha. – Viçosa, MG, 2017.
 xiii, 63f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Mudanças climáticas - Aspectos ambientais. 2. Mata
Atlântica. 3. Mortalidade. 4. Inteligência artificial.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Florestal. Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal.
II. Título.

CDO adapt. CDD 22 ed. 634.94222

SAMUEL JOSÉ SILVA SOARES DA ROCHA

**EFEITO DA SECA NA DINÂMICA DE CARBONO EM FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, VIÇOSA, MINAS GERAIS**

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

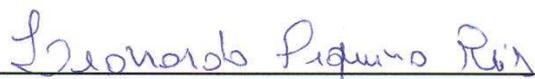
APROVADA: 07 de julho de 2017.



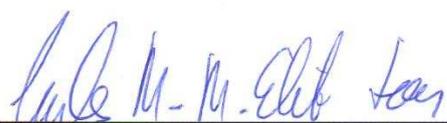
Laércio Antônio Gonçalves Jacovine
(Coorientador)



Helio Garcia Leite
(Coorientador)



Leonardo Pequeno Reis



Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres
(Orientador)

“Muitos elogiam e se encatam com a beleza da natureza, mas poucos lutam em prol da sua conservação.”

Chiquinho da Floresta –
Reflexões diárias

“Ninguém é suficientemente perfeito, que não possa aprender com o outro e, ninguém é totalmente destituído de valores que não possa ensinar algo ao seu irmão.”

São Francisco de Assis

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus pelo precioso dom da vida. À Nossa Senhora e todos os anjos e santos por sempre cuidarem e intercederem por mim.

À minha família, em especial aos meus pais, Waldomiro Soares da Rocha (*in memoriam*), que mesmo longe, nunca deixou de me amar, minha mãe, Maria de Fátima Silva Soares, pelo amor insubstituível. Ao meu irmão, Davi Silva, pelo companheirismo.

À minha namorada, Raquel Ker, por toda compreensão e carinho.

Ao professor e amigo Carlos Torres pelos valiosos ensinamentos, orientação, confiança e por me incentivar sempre.

Ao professor Laércio Jacovine pela amizade, orientação e por nunca medir esforços em me auxiliar desde o início da graduação.

Aos professores Helio Garcia e Liniker Fernandes pela orientação e pelas contribuições.

Aos professores Gustavo Eduardo Marcatti e Carlos Pedro Boechat pela disponibilidade e atenção.

Ao pesquisador Leonardo Reis por todo auxílio e contribuições valiosas.

Ao Eduardo Geicer e à Karina Milagres por toda contribuição e ajuda para realização desse trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV), ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal pela oportunidade e por todo subsídio. A todos os funcionários da

UFV e do DEF, em especial Adão, Alexandre, Antônio, Dilson, Elizabeth, Josimar, Marquione, Neuza, Paulo, Rômulo e Sebastião.

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

Ao Grupo de Estudos em Economia Ambiental (GEEA). Em especial, aos estagiários: Abel, Daniel, João, Lira, Michel, Rodrigo, Rômulo, Vanessa e tantos outros que colaboraram.

Aos amigos da Pós-Graduação. Em especial: Bruno Leão, Eliana Boaventura, Hugo Tharner, Indira Comini, Paulo Henrique, Valéria Silva, Vicente Toledo e Vinicius Rodrigues.

Aos amigos da turma de 2010. Em especial: Àguida Beatriz, João Paulo Ladeira, Lucas Arthur e Pedro Mota.

Aos amigos do ASC (Adolescentes Seguidores de Cristo) e JSC (Jovens Seguidores de Cristo) da paróquia Santa Rita de Cássia pela formação humana e cristã.

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para que obtivesse êxito.

BIOGRAFIA

SAMUEL JOSÉ SILVA SOARES DA ROCHA, filho de Waldomiro Soares da Rocha e Maria de Fátima Silva Soares, nasceu no dia 24 de abril de 1992, no município de Viçosa, Minas Gerais.

Em dezembro 2009, concluiu o ensino médio na Escola Estadual Effie Rolfs, em Viçosa-MG.

Em março de 2010, ingressou no curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa (UFV), concluindo-o no ano de 2015.

Em março de 2016, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de Mestrado, em Ciência Florestal da UFV, submetendo-se à defesa da dissertação em julho de 2017.

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	xi
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. OBJETIVO GERAL	3
3. REFERÊNCIAS	4
ARTIGO 1	6
DINÂMICA DE CARBONO EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM VIÇOSA–MG, BRASIL.....	6
1. INTRODUÇÃO.....	6
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	7
2.1. Caracterização da área de estudo.....	7
2.2. Coleta dos dados.....	8
2.3. Análise dos dados de dinâmica florestal.....	9
2.3.1 Estoque de Carbono.....	9
2.3.2. Dinâmica do Carbono Florestal	9
3. RESULTADOS.....	11
3.1. Caracterização dendrométrica.....	11
3.2. Estoque de Carbono.....	12
3.3. Dinâmica do Carbono Florestal	15
3.3.1. Ingresso e Mortalidade.....	15
3.3.2. Crescimento	18
4. DISCUSSÃO	20
5. CONCLUSÃO	22
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	23

ARTIGO 2	27
EFEITO DA SECA NA DINÂMICA DE UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM VIÇOSA–MG, BRASIL.....	27
1. INTRODUÇÃO.....	27
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
2.1. Caracterização da área de estudo.....	28
2.2. Coleta dos dados.....	29
2.3. Análise dos dados de mortalidade florestal	30
2.4. Análise do Crescimento em Carbono	30
2.5. Análise da seca	31
2.6. Análise de Correlação	33
3. RESULTADOS.....	35
4. DISCUSSÃO.....	39
5. CONCLUSÃO	42
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42
ARTIGO 3	48
MODELAGEM DA MORTALIDADE E SOBREVIVÊNCIA DE ÁRVORES EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL POR REDES NEURAIAS ARTIFICIAIS	48
1. INTRODUÇÃO.....	48
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	49
2.1. Caracterização da área de estudo.....	49
2.2. Coleta e análise dos dados	50
2.2.1. Características dendrométricas.....	50
2.2.2. Variável de competição	51
2.2.3. Variável climática.....	52
2.2.4. Treinamento e teste das redes neurais	53
3. RESULTADOS.....	55
4. DISCUSSÃO.....	57
5. CONCLUSÕES.....	59
6. REFERÊNCIAS	59
4. CONCLUSÕES GERAIS	63

RESUMO

ROCHA, Samuel José Silva Soares da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2017. **Efeito da seca na dinâmica de carbono em Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, Minas Gerais.** Orientador: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres. Coorientadores: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine e Helio Garcia Leite.

O aumento dos eventos climáticos extremos, como a seca, podem trazer consequências negativas para a dinâmica florestal. Entender esse processo na Mata Atlântica e como essas mudanças globais no clima afetam seu ecossistema, pode ser importante na compreensão do mesmo e auxiliar em estratégias de conservação e preservação. Portanto, objetivou-se avaliar a dinâmica de crescimento em carbono, bem como sua relação com o clima e prognosticar a mortalidade e sobrevivência de árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual, localizada em Viçosa – MG, Brasil. O estudo foi realizado em um fragmento regenerado de Mata Atlântica, com 17 ha. O trabalho foi dividido em três artigos. No primeiro, foi avaliada a dinâmica de carbono na área de estudo. Para isso, utilizou-se os dados de 10 parcelas permanentes, com 0,1 ha (20x50m) cada, instaladas aleatoriamente sobre a área. Nos anos de monitoramento (1994, 1997, 2000, 2004, 2008, 2010, 2013 e 2016) todos os indivíduos com DAP (Diâmetro à Altura do Peito; à 1,3 m do solo) maior ou igual 5,0 cm foram inventariados e

identificados. Para verificar diferenças estatísticas entre as estimativas dos anos aplicou-se o teste “t” pareado. O estoque de carbono pelas espécies também foi avaliado. Em relação ao estoque de carbono, observou-se uma tendência de acréscimo com o passar dos anos, de 50,36 Mg ha⁻¹, em 1994, para 75,87 Mg ha⁻¹, em 2016, um aumento acréscimo de 25,51 Mg ha⁻¹. Não foram observadas diferenças significativas pelo teste t “pareado” para os períodos de 2000-2004 (p-valor = 0,2155), 2008-2010 (p-valor = 0,8491) e 2013-2016 (p-valor = 0,4945). As espécies com maiores estimativas de estoques de carbono ao final do monitoramento foram *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg., *Newtonia contorta* (DC.) Burkart e *Casearia ulmifolia* Vahl ex Vent.. O maior estoque de carbono foi verificado para o grupo das espécies secundárias iniciais e nas classes de tamanho medianas (diâmetro entre 20-30 cm). As maiores taxas de mortalidade se concentraram nas espécies classificadas como pioneiras e em árvores de menor porte. O crescimento propriamente dito do fragmento, incremento bruto, foi de 43,21 MgC ha⁻¹, incluindo o carbono presente no ingresso. Já o crescimento líquido foi 25,52 MgC ha⁻¹, superior a mortalidade, que foi de 17,97 MgC ha⁻¹. O incremento periódico líquido anual em carbono para a comunidade foi de 1,160 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Portanto, a Floresta Estacional Semidecidual avaliada apresenta um alto potencial de estocagem de carbono e contribui efetivamente para remoção do carbono atmosférico e consequente mitigação dos impactos no clima. No segundo artigo, foi avaliada a correlação entre um índice de seca e a dinâmica de árvores na área de estudo. Neste caso, foi o Agricultural Reference Index for Drought (ARID) e os dados climatológicos foram obtidos na estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Observou-se que os valores mensais do índice de seca que indicavam seca extrema, ou seja, valores próximos a 1, que mais correlacionaram com as taxas de mortalidade durante os períodos de monitoramento foram as médias do mês de setembro, de um período de 4 anos anteriores ao monitoramento. Assim, o índice de seca proposto, ARID, forneceu uma avaliação da resposta das florestas aos eventos de seca, que afetam sua estrutura e dinâmica. No terceiro artigo, foi realizada a prognose da sobrevivência e da mortalidade individual de árvores utilizando redes neurais artificiais, com emprego de

variável climática, índice de competição e variáveis categóricas. Para isso foram utilizadas informações da qualidade do fuste, da copa e dos níveis de infestação de cipós e iluminação de copa das árvores mensuradas. O índice de competição utilizado foi o dependente da distância. A eficiência global da classificação foi acima de 92% no treinamento e acima de 93% no teste, para todas as RNAs. A taxa de acerto da classificação do número de árvores sobreviventes foi acima de 99% no teste e no treinamento para todas as RNAs. Porém, a classificação do número de árvores mortas apresentou baixa precisão. A RNA 4, com variável climática e índice de competição, foi a que apresentou a maior taxa de acerto na mortalidade (10,96 % para treino e 13,76 para o teste). Os resultados indicaram que o índice de competição e a variável climática podem ser as variáveis consideravelmente explicativas para prever a mortalidade de árvores em florestas estacionais semidecíduas

ABSTRACT

ROCHA, Samuel José Silva Soares da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2017. **Effect of drought on carbon dynamics in Seasonal Semideciduous Forest, Viçosa, Minas Gerais.** Advisor: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres. Co-advisors: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine and Helio Garcia Leite.

The increase on the number of extreme climate events, such as drought, can have negative consequences on the forest dynamics. Understanding the impact of these events and how global warming affects forests ecosystems, such as the Atlantic Forest, can be useful on improving conservation and preservation strategies. The objective of this study was to evaluate the dynamics of carbon growth, as well its relation with the climate, in order to predict the mortality and survival of trees in a semi deciduous seasonal forest, located in Viçosa, MG, Brazil. The study was carried out in an Atlantic Forest regenerated fragment, with 17 ha. The work was divided into three articles. In the first one, carbon dynamics was evaluated in the study area. For this, the data of 10 permanent plots, with 0.1 ha (20x50m) each, were randomly installed over the area. On the monitoring years (1994, 1997, 2000, 2004, 2008, 2010, 2013 and 2016), all individuals with a DBH (diameter at breast height, 1.3 m) greater than or equal to 5.0 cm were inventoried and identified. To verify statistical differences between the estimates of the years

the matched "t" test was applied. The carbon stock by species was also evaluated. In relation to carbon stock, there was a trend of increase over the years, from 50.36 Mg ha⁻¹ in 1994 to 75.87 Mg ha⁻¹ in 2016, which is an increase of 25, 51 Mg ha⁻¹. No significant differences were observed on the paired t-test for the periods 2000-2004 (p-value = 0.2155), 2008-2010 (p-value = 0.8491) and 2013-2016 (p-value = 0.4945). The species with the highest estimates of carbon stocks at the end of the monitoring were *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg., *Newtonia contorta* (DC.) Burkart and *Casearia ulmifolia* Vahl ex Vent .. The highest carbon stock was verified on the group of initial secondary species with medium size (diameter between 20-30 cm). The highest mortality rates were concentrated in the species classified as pioneers and in smaller trees. The actual growth of the fragment, gross increase, was 43.21 MgC ha⁻¹, including the carbon presented at the ingress. The net growth was 25.52 MgC ha⁻¹, higher than mortality, which was 17.97 MgC ha⁻¹. The annual net on carbon increment for the community was 1,160 Mg ha⁻¹ year⁻¹. Therefore, the evaluated semi deciduous seasonal forest presents a high potential for carbon storage and contributes effectively to the removal of atmospheric carbon. Consequently, it is able to contribute on the mitigation of the impacts of climate change. In the second article, the correlation between the Agricultural Reference Index for Drought (ARID), a drought index, and the tree dynamics on the study area was evaluated. For this study, climatological data were obtained from the meteorological station of the National Institute of Meteorology (INMET). It was observed that monthly values of the ARID index that indicates extreme drought, values close to 1, were mostly correlated with mortality rates 4 years later on the monitoring periods. Thus, the proposed dry index, ARID, provided an assessment of the response of forests to drought events. In the third article, it was performed the prognosis of individual tree survival and mortality using artificial neural networks, taking into account climatic variable, competition index and categorical variables. In order to do that, information of stem quality, canopy quality, levels of leaves infestation and canopy lighting of the trees were used. The competition index used was distance dependent. The overall efficiency of the classification was above 92% in training and above 93% in the test, for all ANNs. The accuracy rate of the classification

regarding the number of surviving trees was above 99% on both, test and training, for all ANNs. However, the classification of the number of dead trees presented low precision. RNA 4, with climatic variable and competition index, presented the highest rate of correctness in mortality (10.96% for training and 13.76% for the test). The results indicated that the competition index and the climatic variable might be the considerably explanatory variables to predict the mortality of trees in semi deciduous seasonal forests.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O clima da terra tem sofrido constantes alterações causadas pelo homem, com temperaturas médias globais fora do intervalo histórico (IPCC, 2013) e secas mais intensas (TRENBERTH et al., 2014). Dado que as elevadas temperaturas médias crescentes deverão ser acompanhadas por aumentos na frequência, magnitude e duração dos eventos climáticos extremos, as florestas em todo o mundo serão expostas a um maior estresse por seca (ALLEN et al., 2010; JUMP et al., 2017).

Assim, um desafio central para pesquisadores é entender como as mudanças climáticas controla padrões em grande escala da diversidade, composição e dinâmica de espécies (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017). Nos últimos anos, vários autores têm se dedicado nessa tarefa (BRIENEN et al., 2015; ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017; FELDPAUSCH et al., 2016; JOHNSON et al., 2016; LUCE et al., 2016; PHILLIPS et al., 2010; SCHWANTES; SWENSON; JACKSON, 2016; VOSE; CLARK; LUCE, 2016). Entretanto, as relações mecanicistas entre a seca e a dinâmica da comunidade de árvores são complexas, e a variação entre as regiões e os sítios permanece desconhecida (CLARK; VOSE; LUCE, 2016; ITOH et al., 2012).

O impacto dos eventos de seca, neste século, na dinâmica florestal pode ser substancial, particularmente em locais onde, normalmente, não são

associadas a estresses hídricos, tais como as florestas tropicais (MEIR; MENCUCCINI; DEWAR, 2015). Essas florestas têm um papel crucial do ciclo global do carbono, sendo responsáveis por 25% da sua reserva terrestre (CORLETT, 2016), e podem sofrer grandes distúrbios ocasionados por esses eventos.

No Brasil, as florestas secundárias da Mata Atlântica, apesar de fragmentada têm grande potencial em estocar carbono (FIGUEIREDO et al., 2015; SILVA; ARAÚJO, 2009; TORRES et al., 2013). Entender a dinâmica de carbono florestal na Mata Atlântica e como as mudanças globais no clima afetam seu ecossistema, bem como sua dinâmica, é fundamental na compreensão do mesmo e pode auxiliar em estratégias de conservação e preservação desse bioma, por meio da adoção de práticas e tratamentos silviculturais, tais como o refinamento, liberação e plantios de enriquecimento, que garantam a sustentabilidade da floresta.

Assim, objetivou-se com o trabalho, determinar a estocagem de carbono, avaliar a dinâmica de crescimento em carbono, bem como sua relação com o clima e prognosticar a mortalidade e sobrevivência de árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual, localizada em Viçosa – MG, Brasil.

Para atender a estes objetivos, o trabalho foi dividido em artigos, conforme descrito a seguir.

Artigo 1: Dinâmica de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa-MG, Brasil;

Artigo 2: Efeito da seca na dinâmica de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa–MG, Brasil;

Artigo 3: Modelagem da mortalidade e sobrevivência de árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar a dinâmica de crescimento em carbono, bem como sua relação com o clima e prognosticar a mortalidade e sobrevivência de árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual, localizada em Viçosa – MG, Brasil.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, C. D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate. v. 259, n. 4, p. 660–684, 5 fev. 2010.

ALLEN, C. D.; BRESHEARS, D. D.; MCDOWELL, N. G. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. **Ecosphere**, v. 6, n. 8, p. 1–55, 1 ago. 2015.

BRIENEN, R. J. W. et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, n. 7543, p. 344–348, 19 mar. 2015.

CLARK, J. S.; VOSE, J. M.; LUCE, C. H. Forest drought as an emerging research priority. **Global Change Biology**, v. 22, n. 7, p. 2317–2317, 1 jul. 2016.

CORLETT, R. T. The Impacts of Droughts in Tropical Forests. **Trends in Plant Science**, v. 21, n. 7, p. 584–593, 1 jul. 2016.

ESQUIVEL-MUELBERT, A. et al. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. **Ecography**, v. 40, n. 5, p. 618–629, 1 maio 2017.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 7, p. 2015GB005133, 1 jul. 2016.

FIGUEIREDO, L. T. M. DE et al. Carbon stock dynamics of tree stems in a tropical semideciduous forest. **CERNE**, v. 21, n. 1, p. 161–167, mar. 2015.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA (2013).

ITOH, A. et al. The Effect of Habitat Association and Edaphic Conditions on Tree Mortality during El Niño-induced Drought in a Bornean Dipterocarp Forest. **Biotropica**, v. 44, n. 5, p. 606–617, 1 set. 2012.

JOHNSON, M. O. et al. Variation in stem mortality rates determines patterns of above-ground biomass in Amazonian forests: implications for dynamic global vegetation models. **Global Change Biology**, v. 22, n. 12, p. 3996–4013, 1 dez. 2016.

JUMP, A. S. et al. Structural overshoot of tree growth with climate variability and the global spectrum of drought-induced forest dieback. **Global Change Biology**, 1 mar. 2017.

LUCE, C. H. et al. Contributing factors for drought in United States forest ecosystems under projected future climates and their uncertainty. **Forest Ecology and Management**, Special section: Drought and US Forests: Impacts and Potential Management Responses. v. 380, p. 299–308, 15 nov. 2016.

MEIR, P.; MENCUCCINI, M.; DEWAR, R. C. Drought-related tree mortality: addressing the gaps in understanding and prediction. **New Phytologist**, v. 207, n. 1, p. 28–33, 1 jul. 2015.

PHILLIPS, O. L. et al. Drought-mortality relationships for tropical forests. **The New Phytologist**, v. 187, n. 3, p. 631–646, ago. 2010.

SCHWANTES, A. M.; SWENSON, J. J.; JACKSON, R. B. Quantifying drought-induced tree mortality in the open canopy woodlands of central Texas. **Remote Sensing of Environment**, v. 181, p. 54–64, 1 ago. 2016.

SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. DE. Tree community dynamics in a semideciduous forest, in Uberlândia, Minas Gerais State, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 49–56, mar. 2009.

TORRES, C. M. M. E. et al. Quantifying biomass and carbon stock in a seasonal semideciduous forest in Viçosa, MG, Brazil. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p. 647–655, ago. 2013.

TRENBERTH, K. E. et al. Global warming and changes in drought. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 1, p. 17–22, jan. 2014.

VOSE, J. M.; CLARK, J. S.; LUCE, C. H. Introduction to drought and US forests: Impacts and potential management responses. **Forest Ecology and Management**, Special section: Drought and US Forests: Impacts and Potential Management Responses. v. 380, p. 296–298, 15 nov. 2016.

ARTIGO 1

DINÂMICA DE CARBONO EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM VIÇOSA–MG, BRASIL

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais desempenham um papel fundamental no armazenamento de carbono, sendo responsáveis por 25% da reserva terrestre (CORLETT, 2016) e, portanto, contribuem para mitigar e atenuar as mudanças climáticas (TAEROE et al., 2017). Contudo, o desmatamento e a fragmentação florestal são as principais causas da degradação destes ecossistemas em todo o mundo (CARRANZA et al., 2015; CHAKRABORTY et al., 2017) e contribuem, anualmente, com cerca de 8 a 15% das emissões globais de carbono antropogênico (HOUGHTON; BYERS; NASSIKAS, 2015).

No Brasil, a Mata Atlântica sofreu intensamente com a fragmentação devido ao desmatamento, para a urbanização e expansão da agricultura, e foi reduzida a menos de 12% de sua cobertura original, com remanescentes em estágio secundário de sucessão (RIBEIRO et al., 2009). Apesar de bastante fragmentado, o bioma é considerado um hot-spot mundial, por sua riqueza e endemismo de espécies de plantas (MYERS et al., 2000).

Em função do alto valor ecológico e das altas taxas de degradação e fragmentação do bioma, associado à preocupação mundial em relação ao clima, existe a necessidade da compreensão da dinâmica de carbono na Mata Atlântica. O entendimento da dinâmica florestal é de grande interesse para proprietários de terras, gestores de recursos e formuladores de políticas, e tem

se tornado um desafio central para pesquisadores (AMARO et al., 2013; DINIZ et al., 2015; FIGUEIREDO et al., 2015; TORRES et al., 2013) que têm se dedicado a essa tarefa.

Estudos sobre estoques e fluxos de carbono em ecossistemas florestais (BRIENEN et al., 2015; N'GBALA; GUÉI; TONDOH, 2017; PHILLIPS et al., 2016a; SULLIVAN et al., 2017) fornecem subsídios para projetos de gestão que visem a conservação e recuperação dos serviços ecossistêmicos nesses ambientes (FIGUEIREDO et al., 2015; MATTSSON et al., 2016; PHILLIPS et al., 2016a), por meio da adoção de práticas de manejo de conservação, tais como o refinamento, liberação e plantios de enriquecimento, que garantam a sustentabilidade da floresta, na tentativa de minimizar os impactos causadas pela fragmentação e maximizar a sua oferta de serviços.

Vale destacar, que o potencial de sequestro de carbono pela regeneração natural de florestas secundárias fornece uma oportunidade significativa de baixo custo para projetos nos trópicos, beneficiando simultaneamente a biodiversidade e a produção de múltiplos serviços do ecossistema (CHAZDON et al., 2016).

Diante do exposto, objetivou-se com o trabalho avaliar o estoque e a dinâmica de carbono no fuste, por 22 anos, de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG, Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na Mata da Silvicultura, em um fragmento regenerado de Mata Atlântica, com 17 ha, na cidade de Viçosa, Minas Gerais, Brasil (Figura 1). Essa área foi adquirida pela Universidade Federal de Viçosa em 1936 e, desde então, encontra-se protegida de cortes e extração de madeira (MARISCAL-FLORES, 1993), o que tem garantido a manutenção do adiantado estágio sucessional, que conta com mais de 80 anos (MEIRA NETO; ALVES; MARTINS, 2003).

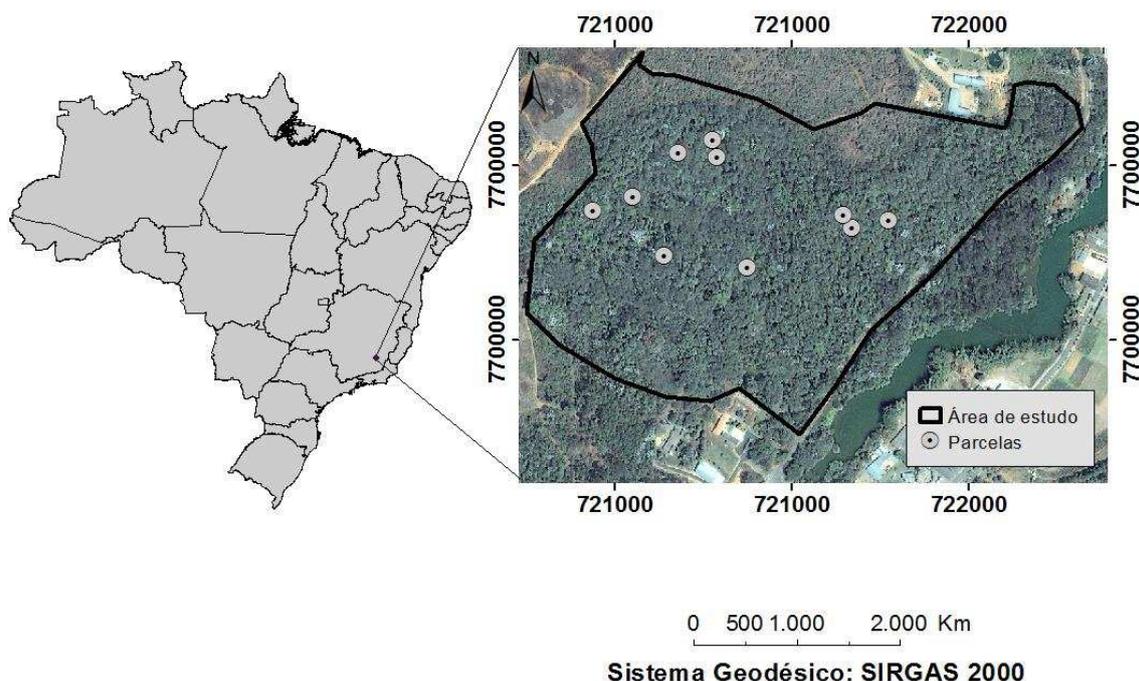


Figura 1 – Localização das parcelas permanentes na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais.

O clima local, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é do tipo Cwa, com média da temperatura, umidade e precipitação anual para o período de 1968 a 2015 de 21,9°C, 79% e 1.274 mm, respectivamente (UFV, 2016). A topografia local é acidentada, apresentando relevo forte ondulado e montanhoso, com vales estreitos e úmidos. O fragmento encontra-se em uma área com altitudes entre 670 e 730 m. Os solos da região apresentam predominância de duas classes: Latossolo vermelho-amarelo álico, que predomina no topo dos morros e encostas, e o Podzólico vermelho amarelo câmbico, que predomina nos terraços (FERREIRA JÚNIOR et al., 2012). A vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012).

2.2. Coleta dos dados

Para este estudo, 10 parcelas permanentes, com 0,1 ha (20x50m) cada, foram instaladas aleatoriamente sobre a área. Nos anos de monitoramento (1994, 1997, 2000, 2004, 2008, 2010, 2013 e 2016) todos os indivíduos com DAP (Diâmetro à Altura do Peito; 1,3 m) maior ou igual 5,0 cm foram inventariados e identificados botanicamente e tiveram seu CAP (Circunferência

à Altura do Peito; 1,3 m), altura do fuste (início da copa) e altura total (Ht) mensurados.

2.3. Análise dos dados de dinâmica florestal

2.3.1 Estoque de Carbono

O estoque de carbono foi calculado com base na equação proposta por Amaro (2010) para a mesma área, apresentada a seguir:

$$CF_{cc} = 0,0130045 \times DAP^{2,484657} \times Ht^{0,426965} \quad (1)$$

$$\bar{R}^2 = 94,74\% \quad S_{x,y} = \pm 25,1 \%$$

Em que:

CF_{cc} - Carbono do fuste com casca, $Mg \text{ ha}^{-1}$;

DAP- Diâmetro a altura do peito, cm;

Ht- Altura, m.

Foi avaliado o estoque de carbono por espécie, por parcela e por classe diamétrica, com 5 cm de amplitude. Para verificar diferenças estatísticas entre as estimativas dos anos aplicou-se o teste “t” pareado e para a estrutura diamétrica, o teste de aderência de qui-quadrado (X^2), ambos ao nível de 5% de probabilidade.

As espécies florestais foram divididas em três grupos ecológicos, conforme o estágio sucessional (LEITÃO FILHO, 1993; GANDOLFI et al. 1995): a) Pioneiras: espécies que dependem de alto índice de luminosidade, comuns em áreas abertas e clareiras; b) Secundárias iniciais: desenvolvem em condições intermediárias de luminosidade; c) Secundárias tardias: se desenvolvem em ambientes sombreados, ou seja, sub-bosque.

2.3.2. Dinâmica do Carbono Florestal

2.3.2.1 Ingresso e Mortalidade

Os ingressos foram considerados como sendo o número de árvores que atingiram ou ultrapassaram o diâmetro mínimo de 5 cm, em cada medição, a

partir da segunda. A taxa de ingresso (% ano⁻¹) foi obtida pela equação 2 (SHEIL; MAY, 1996).

$$I = \left(1 - \left(1 - i/N_t\right)^{\frac{1}{t}}\right) \times 100 \quad (2)$$

Em que:

I - Taxa de ingresso anual, % ano⁻¹;

N_t - número final de árvores sobreviventes;

I - número de ingressos;

t- tempo em anos.

As taxas de ingresso foram calculadas por espécie e por período de monitoramento.

A taxa de mortalidade (% ano⁻¹) foi calculada conforme equação 3 (SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995) .

$$M = \left(1 - \left((N_0 - m)/N_0\right)^{\frac{1}{t}}\right) \times 100 \quad (3)$$

Sendo:

M - taxa de mortalidade anual, % ano⁻¹;

N₀ - número de indivíduos da população inicial;

M - número de árvores mortas;

t - tempo em anos.

As taxas de mortalidade foram calculadas por espécie, por classe diamétrica e por período de monitoramento. Para o cálculo do carbono ingresso e morto utilizou-se a equação proposta por Amaro (2010), como descrito anteriormente.

2.3.2.2 Crescimento e Incremento

Para avaliação do crescimento foram analisados o: incremento bruto (equação 4); incremento bruto incluindo o ingresso (equação 5); incremento líquido (equação 6) e o incremento líquido incluindo ingresso (equação 7).

$$lb = (C_f - I) - (C_i - M) \quad (4)$$

$$lb_i = C_f - (C_i - M) \quad (5)$$

$$IL = (C_f - I) - C_i \quad (6)$$

$$IL_i = C_f - C_i \quad (7)$$

Em que:

C_f - Carbono final, Mg ha⁻¹;

C_i - Carbono inicial, Mg ha⁻¹;

I - ingresso em carbono, Mg ha⁻¹;

M - mortalidade em carbono, Mg ha⁻¹;

lb_i - incremento bruto, incluindo o ingresso, Mg ha⁻¹;

lb - incremento bruto, excluindo o ingresso, Mg ha⁻¹;

IL_i - incremento líquido, incluindo o ingresso, Mg ha⁻¹;

IL - incremento líquido, excluindo o ingresso, Mg ha⁻¹.

O incremento periódico anual (IPA) em carbono (Mg. ha⁻¹ ano⁻¹), foi calculado pela equação 8.

$$IPA_{ii} = \frac{IL_i}{t} \quad (8)$$

Em que:

IPA_{ii} - incremento periódico anual, Mg ha⁻¹;

IL_i - incremento líquido, incluindo o ingresso, Mg ha⁻¹; e

t – tempo, anos.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização dendrométrica

Após os 22 anos de monitoramento, a Mata da Silvicultura se encontra em estágio médio de regeneração (BRASIL, 2007), caracterizado pela predominância de espécies lenhosas com distribuição diamétrica média entre 10 (dez) centímetros a 20 (vinte) centímetros e espécies arbóreas formando um dossel definido entre 5 (cinco) e 12 (doze) metros de altura (Tabela 1).

Tabela 1 – Caracterização dendrométrica para cada período de monitoramento na Mata da Silvicultura, Viçosa ,MG

Parâmetro	Ano de Monitoramento							
	1994	1997	2000	2004	2008	2010	2013	2016
dap médio(cm)	11,69	11,88	12,03	12,09	12,23	12,36	12,83	12,53
q (cm)	14,31	14,72	14,99	15,10	15,42	15,64	16,30	16,17
Ht média (m)	10,45	11,10	11,38	12,38	12,36	12,18	12,75	12,72
Hf média (m)	6,95	7,28	7,45	7,39	7,86	7,84	8,25	8,72
Nf (fustes ha ⁻¹)	1532	1553	1513	1492	1518	1466	1388	1394
Da (ind ha ⁻¹)	1379	1391	1344	1322	1347	1301	1238	1241
B (m ² ha ⁻¹)	24,63	26,42	26,72	26,73	28,36	28,16	28,97	28,63

Em que: dap médio = diâmetro a altura do peito médio em cm; q= diâmetro quadrático médio em cm; Ht média =altura total média em m; Hf= altura do fuste média em m; DA = número de indivíduos por unidade de área; Nf = número de fustes; B= área basal em m² ha⁻¹.

Observou-se uma tendência de decréscimo do número de indivíduos e fustes para o período de 1994 a 2016 (Tabela 1). Por outro lado, observou-se que o diâmetro médio, o diâmetro quadrático médio (q), a altura total média, a altura do fuste média e a área basal apresentaram tendência de crescimento.

3.2. Estoque de Carbono

Em relação ao estoque de carbono, observou-se uma tendência de acréscimo com o passar dos anos, de 50,36 Mg ha⁻¹, em 1994, para 75,87 Mg ha⁻¹, em 2016, um aumento de 25,51 Mg ha⁻¹ (Figura 2). Não foram observadas diferenças significativas pelo teste t “pareado” para os períodos de 2000-2004 (p-valor = 0,2155), 2008-2010 (p-valor = 0,8491) e 2013-2016 (p-valor = 0,4945).

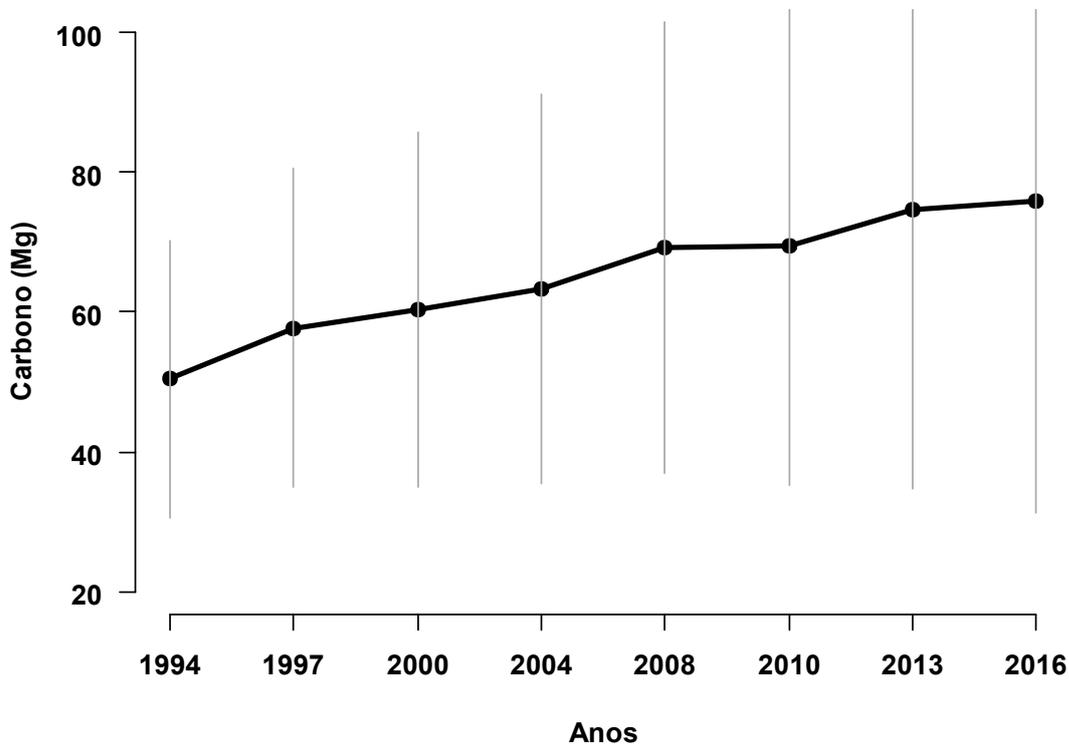


Figura 2 – Estoque de carbono (Mg ano^{-1}) para cada período de monitoramento, na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais.

As vinte espécies com maiores estimativas de estoques de carbono ao final do monitoramento armazenaram $53,28 \text{ MgC ha}^{-1}$ (76,77%) de todo o carbono encontrado para o fragmento avaliado, já as demais, estocaram $16,12 \text{ Mg ha}^{-1}$ (23,23%) (Tabela 3). As espécies *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg., *Newtonia contorta* (DC.) Burkart e *Casearia ulmifolia* Vahl ex Vent. Foram responsáveis por mais da metade (51,17%) do estoque de carbono do fragmento.

Tabela 3 – Estoque de Carbono no fuste das árvores (Mg ha^{-1}) por espécie na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais, Brasil

Espécies	Família	GE	Carbono (Mg ha^{-1})	%
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Fabaceae	SI	24,03	31,67
<i>Newtonia contorta</i> (DC.) Burkart	Fabaceae	ST	11,60	15,29
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	Salicaceae	SI	3,19	4,21

Continua...

Continuação da Tabela 3.

<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Fabaceae	SI	3,19	4,20
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Urticaceae	PI	1,84	2,43
<i>Bathysa nicholsonii</i> K. Schum.	Rubiaceae	SI	1,80	2,37
<i>Ocotea odorifera</i> Rohwer	Lauraceae	ST	1,70	2,25
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	ST	1,50	1,97
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Fabaceae	SI	1,28	1,68
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	ST	1,06	1,39
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees & Mart.	Lauraceae	ST	0,98	1,29
<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret	Arecaceae	PI	0,92	1,21
<i>Machaerium floridum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	Fabaceae	SI	0,88	1,16
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Salicaceae	SI	0,80	1,06
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Fabaceae	SI	0,79	1,05
<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae	SI	0,72	0,95
<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius	Annonaceae	SI	0,72	0,95
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	Fabaceae	SI	0,70	0,92
<i>Rollinia laurifolia</i> Schlttdl.	Annonaceae	SI	0,68	0,90
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	SI	0,67	0,88
Sub-total			59,05	77,83
Demais espécies			16,82	22,17
Total			75,87	100,00

Em relação ao estoque por classe de tamanho, observou-se que as classes diamétricas de 22,5 e 27,5 cm contribuem para o maior aporte de carbono nos fustes das árvores (Tabela 4).

Tabela 4 – Estoque de carbono por classe diamétrica em todas as ocasiões de monitoramento, na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais

CT	Ano de monitoramento							
	1994	1997	2000	2004	2008	2010	2013	2016
7,5	2,81	2,82	2,67	2,79	2,87	2,81	2,69	2,75
12,5	4,67	4,75	4,74	4,72	4,59	4,33	4,33	3,99
17,5	5,33	5,41	5,14	5,30	6,00	5,73	6,01	5,72
22,5	7,15	7,39	7,19	7,66	6,81	6,68	6,03	5,32
27,5	4,86	5,95	6,83	6,63	7,70	7,76	7,65	7,95
32,5	4,39	4,43	4,38	4,78	4,09	4,09	4,84	5,24
37,5	4,47	4,29	3,95	4,40	5,89	4,73	5,05	5,36
42,5	4,32	4,84	5,15	5,12	4,17	3,73	4,59	2,76
47,5	1,71	3,40	4,06	4,38	6,80	7,93	5,19	5,96
52,5	1,60	2,33	2,43	3,39	3,38	3,28	5,63	3,09
57,5	0,91	1,89	2,02	0,00	0,93	1,83	3,98	6,15
62,5	2,28	2,36	3,64	3,72	2,48	2,70	0,00	1,17
67,5	0,00	0,00	0,00	1,49	0,00	0,00	1,49	0,00

Continua...

Continuação da Tabela 4.

72,5	1,70	3,29	3,52	3,77	5,59	3,89	3,77	3,78
77,5	1,75	2,01	2,01	2,26	4,52	4,08	2,37	2,05
82,5	2,38	2,53	2,69	0,00	0,00	2,45	7,41	7,88
87,5	0,00	0,00	0,00	2,83	0,00	0,00	0,00	3,09
92,5	0,00	0,00	0,00	0,00	3,32	3,35	3,62	3,62
Total	50,36	57,70	60,42	63,26	69,16	69,37	74,64	75,87

O grupo das espécies secundárias iniciais foi o que apresentou maior estoque de carbono no fragmento avaliado, seguido das secundárias tardias e das pioneiras, respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5 – Estoque de carbono, em Mg ha⁻¹ e em %, por categoria sucessional, em todas as ocasiões de monitoramento, na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais

Período	PI		SC		SI		ST	
	Mg ha ⁻¹	%	Mg ha ⁻¹	%	Mg ha ⁻¹	%	Mg ha ⁻¹	%
1994	4,01	7,96	0,56	1,12	34,91	69,34	10,87	21,59
1997	4,23	7,34	0,55	0,96	39,45	68,37	13,46	23,33
2000	4,04	6,68	0,61	1,01	40,96	67,80	14,80	24,50
2004	4,20	6,64	0,62	0,98	42,48	67,15	15,96	25,23
2008	4,48	6,47	0,69	1,00	46,15	66,73	17,84	25,79
2010	4,51	6,50	0,70	1,02	46,07	66,42	18,08	26,06
2013	4,75	6,37	0,80	1,07	48,71	65,26	20,38	27,30
2016	4,03	5,31	0,70	0,92	49,79	65,62	21,36	28,15

3.3. Dinâmica do Carbono Florestal

3.3.1. Ingresso e Mortalidade

A taxa de ingresso para o fragmento florestal avaliado, durante o todo o período de monitoramento (1994 a 2016), foi de 2,98 % ano⁻¹. Sendo que, ao longo dos anos, essa taxa variou atingindo os maiores valores, 5,22 e 2,69 % ano⁻¹, nos períodos de 1994-1997 e 2013-2016, respectivamente (Figura 3a).

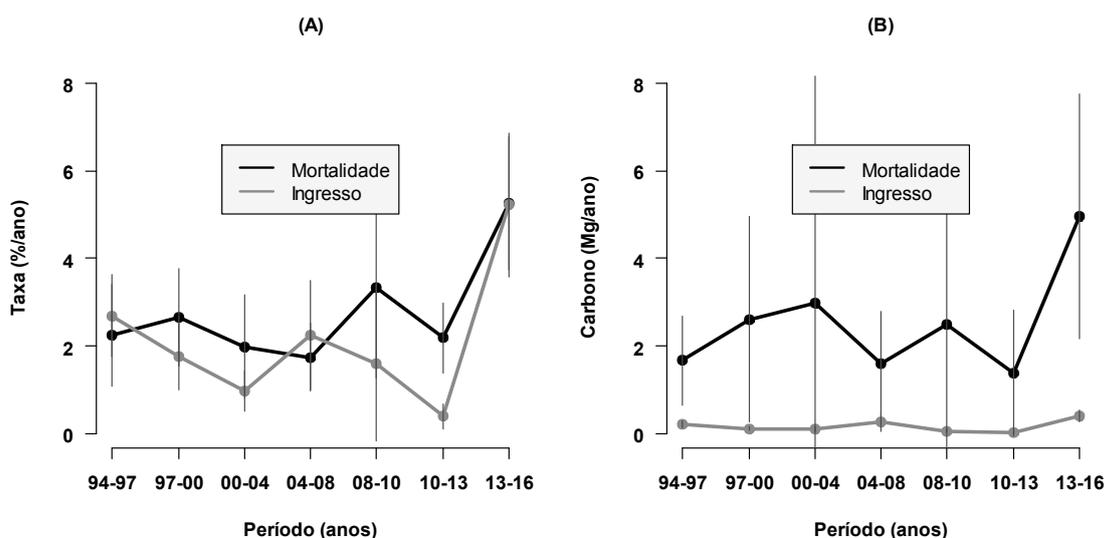


Figura 3 – Taxas (A) e Carbono (B) de Mortalidade e Ingresso dos fustes, em % ano⁻¹ e MgC ano⁻¹, respectivamente, para cada período de monitoramento, na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais.

A taxa de mortalidade para a fragmento florestal avaliado, durante o todo o período de monitoramento (1994 a 2016), foi de 4,34 % ano⁻¹. Ao longo dos anos, essa taxa variou atingindo os menores valores, 5,26 e 3,33 % ano⁻¹, nos períodos de 2013-2016 e 2008-2010, respectivamente (Figura 3-a). As maiores taxas de mortalidade se concentraram nas espécies classificadas como pioneiras (Tabela 6) e em árvores de menor porte (Tabela 7).

Tabela 6 – Taxa de mortalidade por categoria sucessional em todas as ocasiões de monitoramento, na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais

Período	Taxa de mortalidade (% ano ⁻¹)			
	PI	SC	SI	ST
1994 - 1997	6,71	3,28	1,74	1,45
1997 - 2000	10,41	1,70	2,09	1,90
2000 - 2004	3,90	1,16	1,19	0,97
2004 - 2008	2,80	2,25	1,65	1,60
2008 - 2010	5,55	8,23	3,06	2,12
2010 - 2013	1,70	2,86	2,42	1,75
2013 - 2016	7,01	7,64	4,66	5,40

Em que: PI – Pioneiras; SC – Sem Classificação; SI – Secundárias iniciais; ST – Secundárias Tardias.

Tabela 7 – Taxa de mortalidade por classe diamétrica em todas as ocasiões de monitoramento, na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais

Classe (cm)	Taxa de Mortalidade (% ano ⁻¹)							
	94-97	97-00	00-04	04-08	08-10	10-13	13-16	94-16
7,5	2,27	2,88	1,44	1,88	3,30	3,12	6,61	4,58
12,5	1,94	2,32	1,29	1,97	3,25	0,84	3,62	3,35
17,5	2,19	2,67	1,13	1,71	3,44	1,43	3,80	2,95
22,5	2,49	3,60	0,27	0,81	2,50	1,67	1,89	3,17
27,5	0,86	0,71	1,45	1,02	1,77	1,20	2,44	1,35
32,5	0,00	1,61	1,21	1,16	2,53	1,70	2,99	1,48
37,5	2,27	0,00	1,98	0,00	2,82	0,00	2,13	1,30
42,5	0,00	0,00	2,15	0,00	5,72	0,00	3,45	3,10
47,5	0,00	5,90	0,00	0,00	0,00	0,00	3,85	1,01
52,5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,01	1,30
57,5	0,00	0,00	15,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,83
Teste K-S=	1,00 ^{ns}	11,00 ^{ns}	0,74 ^{ns} *	1,00 ^{ns}	0,34 ^{ns}	1,00 ^{ns}	1,00 ^{ns}	0,25 ^{ns}

Quando comparado às taxas de mortalidade e ingresso, ao longo do período de monitoramento, verificou-se que o ingresso superou a mortalidade no primeiro (1994-1997) e no quarto período (2004-2008), para os demais houve um balanço negativo (Figura 3).

Em relação ao conteúdo de carbono das árvores ingressos, o fragmento obteve um incremento de 1,16 Mg ha⁻¹, para os 22 anos de monitoramento. Em que o período de avaliação entre 2010-2013 apresentou a menor estimativa (Figura 3b). Além disso, observou-se que o carbono contido nas árvores mortas foi de 17,70 Mg ha⁻¹ durante todo o monitoramento, o maior valor foi verificado no período de 2013-2016 (Figura 3b) e nas árvores das classes <25 cm.

Tabela 8 – Carbono da mortalidade por classe diamétrica em todas as ocasiões de monitoramento, na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais

Classe (cm)	Taxa de Mortalidade (% ano ⁻¹)							
	94-97	97-00	00-04	04-08	08-10	10-13	13-16	94-16
7,5	0,19	0,22	0,14	0,19	0,20	0,24	0,44	1,62
12,5	0,29	0,28	0,22	0,39	0,24	0,11	0,45	1,98
17,5	0,38	0,38	0,19	0,34	0,42	0,24	0,69	2,66
22,5	0,44	0,77	0,06	0,20	0,35	0,29	0,37	2,48
27,5	0,12	0,13	0,36	0,29	0,23	0,27	0,50	1,90

Continua...

Continuação da Tabela 8.

32,5	0,00	0,24	0,24	0,20	0,16	0,23	0,54	1,61
37,5	0,25	0,00	0,34	0,00	0,32	0,00	0,29	1,20
42,5	0,00	0,00	0,40	0,00	0,56	0,00	0,39	1,35
47,5	0,00	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,59	1,18
52,5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,70	0,70
57,5	0,00	0,00	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	1,02

3.3.2. Crescimento

O crescimento propriamente dito do fragmento, incremento bruto, foi de 43,22 MgC ha⁻¹, incluindo o carbono presente no ingresso e na mortalidade. Já o crescimento líquido foi 25,52 MgC ha⁻¹, superior a mortalidade, que foi de 17,97 MgC ha⁻¹. O incremento periódico líquido anual em carbono para a comunidade foi de 1,16 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela1).

Tabela 9 – Incremento total bruto e líquido em carbono para cada período de monitoramento, na Mata da Silvicultura, Viçosa, MG

Período	Carbono Final	I	Carbono Inicial	M	Ibi	Ib	ILi	IL	IPAi
	(Mg ha ⁻¹)						(Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		
94 - 97	57,699	0,211	50,355	1,678	9,022	8,811	7,344	7,133	2,448
97 - 00	60,417	0,116	57,699	2,613	5,331	5,214	2,718	2,601	0,906
00 - 04	63,262	0,095	60,417	2,979	5,824	5,728	2,845	2,750	0,711
04 - 08	69,157	0,259	63,262	1,603	7,499	7,239	5,896	5,636	1,474
08 - 10	69,367	0,060	69,157	2,481	2,691	2,632	0,210	0,150	0,105
10 - 13	74,641	0,027	69,367	1,377	6,651	6,624	5,274	5,247	1,758
13 - 16	75,871	0,392	74,641	4,965	6,195	5,803	1,229	0,838	0,410
94 - 16	75,871	1,161	50,355	17,696	43,212	42,051	25,516	24,355	1,160

Em que: I - ingresso; M - mortalidade; Ibi - incremento bruto, incluindo o ingresso; Ib - incremento bruto, excluindo o ingresso; ILi - incremento líquido, incluindo o ingresso; IL - incremento líquido, excluindo o ingresso; IPAi - incremento periódico líquido.

As espécies de maior incremento periódico líquido anual em carbono, incluindo o ingresso (IPAi) durante o período total de monitoramento (1994 a 2016) foram: *Anadenanthera peregrina* (SI); *Newtonia contorta*(ST); *Apuleia leiocarpa* (SI); *Casearia ulmifolia* (SI); *Bathysa nicholsonii* (SI); *Ocotea odorifera* (ST); *Cecropia hololeuca* (PI); *Casearia arborea* (SI); *Cariniana estrellensis* (ST) e *Platypodium elegans* (ST) (Tabela 6).

Tabela 10 – Incremento total bruto e líquido em carbono para cada espécie no período de 1994-2016, na Mata da Silvicultura, Viçosa, MG

Espécie	GE	Carbono Final	I	Carbono Inicial	M	Ibi	Ib	ILi	IL	IPAi
		(Mg ha ⁻¹)					(Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)			
<i>Anadenanthera peregrina</i>	SI	24,032	0,011	14,204	0,957	10,784	10,774	9,828	9,817	0,447
<i>Newtonia contorta</i>	ST	11,600	0,007	4,276	0,217	7,541	7,535	7,325	7,318	0,333
<i>Ocotea odorifera</i>	ST	1,705	0,025	0,622	0,056	1,139	1,114	1,083	1,058	0,049
<i>Casearia ulmifolia</i>	SI	3,191	0,008	2,149	0,708	1,750	1,742	1,042	1,034	0,047
<i>Bathysa nicholsonii</i>	SI	1,796	0,095	0,849	0,161	1,108	1,013	0,947	0,853	0,043
<i>Apuleia leiocarpa</i>	SI	3,189	0,004	2,253	0,447	1,383	1,379	0,936	0,932	0,043
<i>Cariniana estrellensis</i>	ST	1,057	0,000	0,383	0,074	0,748	0,748	0,674	0,674	0,031
<i>Nectandra lanceolata</i>	ST	0,981	0,001	0,407	0,112	0,686	0,685	0,574	0,572	0,026
<i>Schefflera morototoni</i>	SI	0,608	0,003	0,098	0,000	0,509	0,506	0,509	0,506	0,023
<i>Vitex sellowiana</i>	SI	0,724	0,000	0,328	0,002	0,398	0,398	0,396	0,396	0,018
<i>Maprounea guianensis</i>	SI	0,665	0,000	0,274	0,004	0,395	0,395	0,392	0,392	0,018
<i>Sorocea bonplandii</i>	SI	0,553	0,020	0,196	0,014	0,371	0,351	0,358	0,338	0,016
<i>Machaerium brasiliense</i>	SI	0,547	0,002	0,217	0,006	0,337	0,335	0,330	0,328	0,015
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	ST	0,472	0,001	0,187	0,000	0,286	0,285	0,286	0,285	0,013
<i>Copaifera langsdorffii</i>	ST	0,480	0,005	0,224	0,003	0,259	0,254	0,256	0,251	0,012
<i>Rollinia laurifolia</i>	SI	0,682	0,004	0,426	0,068	0,323	0,319	0,255	0,252	0,012
<i>Virola sebifera</i>	SI	0,340	0,000	0,096	0,000	0,244	0,244	0,244	0,244	0,011
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	SI	0,352	0,000	0,113	0,000	0,239	0,239	0,239	0,239	0,011
<i>Allophylus edulis</i>	SI	0,553	0,006	0,350	0,065	0,268	0,262	0,203	0,196	0,009
<i>Cecropia hololeuca</i>	PI	1,840	0,000	1,639	0,698	0,898	0,898	0,200	0,200	0,009

Em que I - ingresso; M - mortalidade; Ibi - incremento bruto, incluindo o ingresso; Ib - incremento bruto, excluindo o ingresso; ILi - incremento líquido, incluindo o ingresso; IL - incremento líquido, excluindo o ingresso; IPAi - incremento periódico líquido.

4. DISCUSSÃO

A diminuição da densidade de indivíduos com aumento do diâmetro médio é característica de florestas que estão em desenvolvimento (MAGNAGO; MARTINS; PEREIRA, 2011). Com o aumento do porte (área basal, altura e cobertura de copa), os indivíduos arbóreos tendem a ocupar áreas maiores no interior da floresta, aumentando a competição inter e intraespecífica e diminuindo a densidade populacional (MARTINS et al. 2012). Este processo, denominado autodesbate, é constatado à medida que a sucessão natural avança (HIGUCHI et al., 2008; MAGNAGO; MARTINS; PEREIRA, 2011).

Este aumento do porte das árvores refletiu no estoque de carbono, sendo que os valores encontrados foram superiores aos encontrados na literatura para Floresta Estacional Semidecidual em estágio médio de sucessão (DINIZ et al., 2015; GASPAR et al., 2014; SOUZA et al., 2012; TORRES et al., 2013). Assim, a estimativa encontrada pode indicar que a floresta esteja avançando na sucessão ecológica (Tabela 1). Vale destacar que a dinâmica do estoque de carbono relaciona-se com o estágio de sucessão da floresta e, logo, com a composição florística da comunidade (SOUZA et al., 2012).

Em relação às espécies com maior capacidade de estocar carbono, nota-se que a maior parte delas são secundárias iniciais e tardias, sendo a mesma característica corroborada com a literatura, na qual as espécies *Newtonia contorta*, *Apuleia leiocarpa*, *Platypodium elegans*, *Piptadenia gonoacantha* e *Cariniana estrellensis* também foram as que mais se destacaram em estudo realizado por Gaspar et al. (2014) um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Minas Gerais. Este aumento no acúmulo de carbono é justificado pelo avanço sucessional do fragmento (SOUZA et al., 2012), o que levou a uma maior riqueza de espécies não pioneiras (Tabela 3). Os resultados indicam também o potencial dessas espécies na escotagem de carbono, fornecendo informações que balizem a implementação de práticas de manejo que envolvam essas espécies.

O maior estoque de carbono para as árvores foi verificado nas classes de tamanho medianas (diâmetro entre 20-30 cm) (Tabela 4). Embora as árvores menores, como as da classe de tamanho <20 cm, fossem a

categoria de tamanho com maior densidade na floresta, o porte reduzido das árvores interferiu na estocagem de carbono.

As taxas de ingressos e mortalidade observadas foram similares a outras Florestas Estacionais Semidecíduais (HIGUCHI et al., 2008; SILVA; ARAÚJO, 2009). No entanto, houve um desequilíbrio entre as taxas, isto ocorre em função da competição interespecífica entre as árvores que estão se desenvolvendo na área (HIGUCHI et al., 2008), provocando aumento na taxa de mortalidade.

Esse aumento foi impulsionado pelas árvores de pequeno porte, que contribuíram significativamente para a mortalidade. Estas árvores, localizadas no interior da floresta, no sub-bosque, sofrem um maior efeito da competição por luz e outros recursos e, portanto apresentam maior probabilidade de morrer (GONZALEZ-AKRE et al., 2016; MARTINS et al., 2011; RUIZ-BENITO et al., 2013). Além disso, as maiores taxas de mortalidade estão associadas à evolução da sucessão florestal. Sendo as espécies pioneiras, já no final do ciclo vital ou na regeneração, substituídas por espécies mais adaptadas ao ambiente sombreado e úmido (RUSCHEL et al., 2009).

Esse processo faz com que a perda de carbono pela morte de árvores supere aquele decorrente do ingresso (Figura 3b). Ademais, a heterogeneidade de tamanho dos indivíduos que morrem (Tabela 8), em contraposição aqueles que ingressam, visto que esses últimos geralmente ocorrem nas primeiras classes de tamanho, favorece essa maior perda por aqueles que morreram no fragmento florestal.

Além disso, nos últimos anos, a mortalidade de indivíduos está sendo influenciada pelas mudanças climáticas (BRIENEN et al., 2015; DA COSTA et al., 2010; PHILLIPS et al., 2010). Fatores como chuvas severas (MARGROVE et al., 2015), seca (FELDPAUSCH et al., 2016; PHILLIPS et al., 2016b) ou até mesmo eventos extremos como o El Niño (AWANGE; MPELASOKA; GONCALVES, 2016) estão sendo os principais causadores do aumento da mortalidade em florestas e podem ter contribuído para esse desequilíbrio das taxas.

Apesar do carbono da matéria morta ($17,405 \text{ Mg ha}^{-1}$) superar o ingresso ($1,555 \text{ Mg ha}^{-1}$), o fragmento teve um crescimento líquido positivo

(25,52 Mg ha⁻¹). Com um incremento periódico líquido anual em carbono de 1,160 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 9), valor considerado alto, quando comparado ao encontrado por Souza et al. (2011) em uma Floresta Estacional Semidecidual também em estágio médio de sucessão que obteve uma estimativa de 0,13 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, e próximo ao observado por Higuchi et al. (2004), em uma floresta primária na região amazônica, concluíram que a floresta sequestra carbono a uma taxa de 1,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Esta dinâmica, além de influenciada pelo avanço da sucessão ecológica, pode ter sido impulsionada por fatores intrínsecos a comunidade, tais como a fisiografia e edafologia do local, características das espécies e o estágio sucessional a qual o fragmento se encontra (MA et al., 2016; XU et al., 2016) e merecem atenção em futuras pesquisas.

Por fim, os resultados indicam que o fragmento está sendo um sumidouro de carbono e contribui para mitigar o seu acúmulo na atmosfera (GONZALEZ-AKRE et al., 2016; PHILLIPS et al., 1998).

5. CONCLUSÃO

A taxa média de incremento 1,16 Mg C.ha⁻¹ ano⁻¹ indica que a Floresta Estacional Semidecidual, mesmo em estágio médio de regeneração, após 80 anos, contribui efetivamente para remoção do carbono atmosférico e consequente mitigação dos impactos no clima.

As espécies *Newtonia contorta*, *Apuleia leiocarpa*, *Platypodium elegans*, *Piptadenia gonoacantha* e *Cariniana estrellensis*. São potenciais na estocagem de carbono e podem ser utilizadas em plantios de enriquecimento na área para favorecer o aumento do estoque de carbono do fragmento.

Além disso, os resultados aqui apresentados, fornecem subsídios para a elaboração de planos e ações estratégicas que visem a conservação da biodiversidade em fragmentos da Mata Atlântica.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARO, M. A. **Quantificação do estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual no Município de Viçosa-MG**. 2010. 168f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2010.

AMARO, M. A. et al. Volume, biomass and carbon stocks in a seasonal semideciduous forest in viçosa, minas gerais state. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 849–857, 2013.

AWANGE, J. L.; MPELASOKA, F.; GONCALVES, R. M. When every drop counts: Analysis of Droughts in Brazil for the 1901-2013 period. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 1472–1488, 2016.

BRASIL. **Resolução nº 392**, 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, 2007.

BRIENEN, R. J. W. et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, n. 7543, p. 344–348, 2015.

CARRANZA, M. L. et al. Measuring forest fragmentation using multitemporal forest cover maps: Forest loss and spatial pattern analysis in the Gran Chaco, central Argentina. **Landscape and Urban Planning**, v. 143, p. 238–247, 2015.

CHAKRABORTY, A. et al. Characterizing fragmentation trends of the Himalayan forests in the Kumaon region of Uttarakhand, India. **Ecological Informatics**, v. 38, p. 95–109, 2017.

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, p. e1501639, 2016.

CORLETT, R. T. The Impacts of Droughts in Tropical Forests. **Trends in Plant Science**, v. 21, n. 7, p. 584–593, 2016.

DA COSTA, A. C. L. et al. Effect of 7 yr of experimental drought on vegetation dynamics and biomass storage of an eastern Amazonian rainforest. **New Phytologist**, v. 187, n. 3, p. 579–591, 2010.

DINIZ, A. R.; MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CARVALHO, F. C.; MENEZES, C. E. G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 10, n. 3, p. 443-451, 2015.

FELDPUSCH, T. R. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 7, p. 2015GB005133, 1 jul. 2016.

FERREIRA JÚNIOR, W.G.; SCHAEFFER, C.E.G.R.; SILVA, A.F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, p.109-142, 2012.

FIGUEIREDO, L. T. M. DE et al. Carbon stock dynamics of tree stems in a tropical semideciduous forest. **CERNE**, v. 21, n. 1, p. 161–167, 2015.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p. 753-767, 1995.

GASPAR, R. DE O. et al. Análise fitossociológica e do estoque de carbono no estrato arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 313–324, 2014.

GONZALEZ-AKRE, E. et al. Patterns of tree mortality in a temperate deciduous forest derived from a large forest dynamics plot. **Ecosphere**, v. 7, n. 12, p. 1-17, 2016.

HIGUCHI, N. et al. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia central. **FLORESTA**, v. 34, n. 3, 2004.

HIGUCHI, P. et al. Tree community dynamics in a montane semi-deciduous tropical forest fragment in Lavras, Minas Gerais, on different soil classes. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 417–426, 2008.

HOUGHTON, R. A.; BYERS, B.; NASSIKAS, A. A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 12, p. 1022–1023, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2^a ed. Rio de Janeiro: 275p. 2012.

LEITÃO FILHO, H.F. **Ecologia da mata atlântica em Cubatão**. São Paulo: UNESP/ UNICAMP, 1993. 184 p.

MA, L. et al. Forest dynamics and its driving forces of sub-tropical forest in South China. **Scientific Reports**, v. 6, p. 22561, 2016.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; PEREIRA, O. J. Floristic heterogeneity of phytocenoses restinga in Rio de Janeiro and Espírito Santo states, Brazil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 2, p. 245–254, 2011.

MARGROVE, J. A. et al. Impacts of an Extreme Precipitation Event on Dipterocarp Mortality and Habitat Filtering in a Bornean Tropical Rain Forest. **Biotropica**, v. 47, n. 1, p. 66–76, 2015.

MARISCAL-FLORES, E. J. **Potencial produtivo e alternativas de manejo sustentável de um fragmento de Mata Atlântica secundária, Município de Viçosa, Minas Gerais**. 1993. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1993.

MARTINS, F. B. et al. Competition indexes for individual eucalyptus trees. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 9, p. 1089–1098, 2011.

MARTINS, S. V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. v. 1. 293p .

MATTSSON, E. et al. Heterogeneity and assessment uncertainties in forest characteristics and biomass carbon stocks: Important considerations for climate mitigation policies. **Land Use Policy**, v. 59, p. 84–94, 2016.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NETO, M.; ALVES, J. A.; MARTINS, F. R. Understory structure of Silvicultura forest, a seasonal tropical forest in Viçosa, Brazil. **Revista Árvore**, v. 27, n. 4, p. 459–471, 2003.

N'GBALA, F. N.; GUÉI, A. M.; TONDOH, J. E. Carbon stocks in selected tree plantations, as compared with semi-deciduous forests in centre-west Côte d'Ivoire. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 239, p. 30–37, 2017.

PHILLIPS, J. et al. Live aboveground carbon stocks in natural forests of Colombia. **Forest Ecology and Management**, v. 374, p. 119–128, 2016a.

PHILLIPS, O. L. et al. Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence from Long-Term Plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439–442, 1998.

PHILLIPS, O. L. et al. Drought-mortality relationships for tropical forests. **The New Phytologist**, v. 187, n. 3, p. 631–646, 2010.

PHILLIPS, R. P. et al. A belowground perspective on the drought sensitivity of forests: Towards improved understanding and simulation. **Forest Ecology and Management**, Special section: Drought and US Forests: Impacts and Potential Management Responses. v. 380, p. 309–320, 2016b.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Conservation Issues in the Brazilian Atlantic Forest. v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RUIZ-BENITO, P. et al. Patterns and Drivers of Tree Mortality in Iberian Forests: Climatic Effects Are Modified by Competition. **PLOS ONE**, v. 8, n. 2, p. e56843, 2013.

RUSCHEL, A. R. et al. Characterization and dynamics of two successional stages of secondary atlantic forest. **Revista Árvore**, v. 33, n. 1, p. 101–115, 2009.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The Interpretation and Misinterpretation of Mortality Rate Measures. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 2, p. 331–333, 1995.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and Recruitment Rate Evaluations in Heterogeneous Tropical Forests. **Journal of Ecology**, v. 84, n. 1, p. 91–100, 1996.

SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. DE. Tree community dynamics in a semideciduous forest, in Uberlândia, Minas Gerais State, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 49–56, 2009.

SOUZA, A. L. DE et al. Stocks and growths of volume, biomass, carbon and carbon dioxide in Seasonal Semideciduous Forest. **Revista Árvore**, v. 35, n. 6, p. 1277–1285, 2011.

SOUZA, A. L. DE et al. Phytosociological structure, volume stocks, biomass, carbon and carbon dioxide in Seasonal Semideciduous Forest. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 169–179, 2012.

SULLIVAN, M. J. P. et al. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, v. 7, p. 39102, 2017.

TAEROE, A. et al. Do forests best mitigate CO2 emissions to the atmosphere by setting them aside for maximization of carbon storage or by management for fossil fuel substitution? **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 117–129, 2017.

TORRES, C. M. M. E. et al. Quantifying biomass and carbon stock in a seasonal semideciduous forest in Viçosa, MG, Brazil. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p. 647–655, 2013.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA – UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. **Boletim meteorológico 2016**. Viçosa, 2016.

XU, B. et al. Decadal change of forest biomass carbon stocks and tree demography in the Delaware River Basin. **Forest Ecology and Management**, v. 374, p. 1–10, 2016.

ARTIGO 2

EFEITO DA SECA NA DINÂMICA DE UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM VIÇOSA-MG, BRASIL

1. INTRODUÇÃO

O clima da terra tem sofrido constantes alterações causadas pelo homem (IPCC, 2013; TRENBERTH et al., 2014). No Brasil, as florestas são influenciadas por essa variabilidade climática (FELDPAUSCH et al., 2016). Ocasionalmente um aumento da taxa de mortalidade das árvores durante eventos extremos, como a seca (BRIENEN et al., 2015; DA COSTA et al., 2010; FELDPASCH et al., 2016; PHILLIPS et al., 2010).

A compreensão de como as florestas perturbadas podem reagir sob essas condições pode favorecer o desenvolvimento de estratégias de adaptação às mudanças climáticas para florestas gerenciadas (NOTHDURFT, 2013). A avaliação desse evento é importante para descrever a magnitude, duração, gravidade e extensão espacial dos mesmos (PHILLIPS et al., 2010) e consequentes efeitos sobre a saúde das florestas.

O entendimento da sua correlação com dinâmica da mortalidade florestal pode ser uma peça chave na compreensão (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017) e modelagem da mortalidade futura de árvores influenciadas pelo clima e seu consequente impacto sobre o estoque de carbono das florestas. Estes estudos servem como base para auxiliar na manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos dos

fragmentos florestais (LIMA; LEÃO, 2013). Por meio deste conhecimento ainda é possível identificar as transformações ocorridas na estrutura e nos processos ecológicos da floresta como ingresso, mortalidade, sucessão e crescimento (MEIR; MENCUCCINI; DEWAR, 2015).

Porém as relações mecanicistas entre a seca e a dinâmica da comunidade de árvores são complexas, e a variação entre as regiões e os sítios permanece desconhecida (ITOH et al., 2012; MEIR; MENCUCCINI; DEWAR, 2015).

Esse desconhecimento se deve a dificuldade em avaliar a seca em ecossistemas florestais, isso ocorre pela falta de métricas robustas (PHILLIPS et al., 2010). Assim, há a necessidade de ferramentas de monitoramento das secas, com outros indicadores que possam apresentar melhores resultados.

Deste modo, objetivou-se compreender a associação entre a seca e dinâmica de árvores e avaliar a aplicabilidade de um índice de seca em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa-MG, Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na Mata da Silvicultura, em um fragmento regenerado de Mata Atlântica, com 17 ha, na cidade de Viçosa, Minas Gerais, Brasil (Figura 1). Esta área foi adquirida pela Universidade Federal de Viçosa em 1936 e, desde então, encontra-se protegida de cortes e extração de madeira (MARISCAL-FLORES, 1993), o que tem garantido a manutenção do adiantado estágio sucessional, que conta com mais de 80 anos (MEIRA NETO; ALVES; MARTINS, 2003).

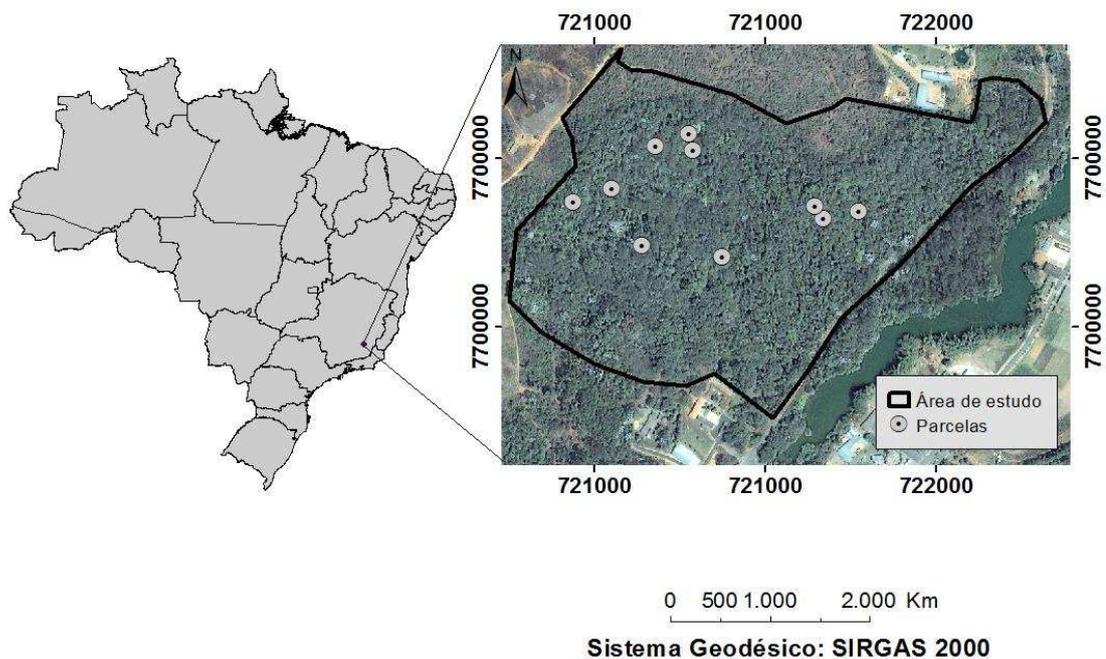


Figura 1 – Localização das parcelas permanentes na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais

O clima local, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é do tipo Cwa, com média da temperatura, umidade e precipitação anual para o período de 1968 a 2015 de 21,9°C, 79% e 1.274 mm, respectivamente (UFV, 2016). A topografia local é acidentada, apresentando relevo forte ondulado e montanhoso, com vales estreitos e úmidos. O fragmento encontra-se em uma área com altitude entre 670 e 730 m. Os solos da região apresentam predominância de duas classes: Latossolo vermelho-amarelo álico, que predomina no topo dos morros e encostas, e o Podzólico vermelho amarelo câmbico, que predomina nos terraços (FERREIRA JÚNIOR et al., 2012). A vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012).

2.2. Coleta dos dados

Para este estudo, 10 parcelas permanentes, com 0,1 ha (20x50m) cada, foram instaladas aleatoriamente sobre a área. Nos anos de monitoramento (1994, 1997, 2000, 2004, 2008, 2010, 2013 e 2016) todos os indivíduos com DAP (Diâmetro à Altura do Peito; 1,3 m) maior ou igual 5,0 cm foram inventariados e identificados botanicamente e tiveram seu CAP

(Circunferência à Altura do Peito; 1,3 m), altura do fuste (início da copa) e altura total (Ht) mensurados.

2.3. Análise dos dados de mortalidade florestal

A taxa de mortalidade (% ano⁻¹) foi calculada conforme proposta por (SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995)(Equação 1).

$$M = \left(1 - \left(\frac{N_0 - m}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right) \times 100 \quad (1)$$

Em que:

M - taxa de mortalidade anual, % ano⁻¹;

N₀ - número de indivíduos da população inicial;

m - número de árvores mortas;

t - tempo em anos.

O cálculo da matéria morta foi baseado nas equações selecionadas para o crescimento a seguir.

2.4. Análise do Crescimento em Carbono

O estoque de carbono foi calculado com base na equação proposta por Amaro et al. (2013) para a mesma área, apresentada a seguir:

$$CF_{cc} = 0,0130045 \times DAP^{2,484657} \times Ht^{0,426965} \quad (2)$$

$$\bar{R}^2 = 94,74\% \quad S_{x,y} = \pm 25,1 \%$$

Em que:

CF_{cc} - Carbono do fuste com casca, Mg ha⁻¹;

DAP - Diâmetro a altura do peito, cm;

Ht - Altura, m.

Para avaliação do crescimento foram analisados o: incremento bruto incluindo o ingresso (equação 3) e o incremento líquido incluindo ingresso (equação 4).

$$Ib_i = C_f - (C_i - M) \quad (2)$$

$$IL_i = C_f - C_i \quad (4)$$

Em que:

C_f - Carbono final, Mg ha⁻¹;

C_i - Carbono inicial, Mg ha⁻¹;

M - mortalidade em carbono, Mg ha⁻¹;

Ib_i - incremento bruto, incluindo o ingresso, Mg ha⁻¹;

IL_i - incremento líquido, incluindo o ingresso, Mg ha⁻¹;

2.5. Análise da seca

Para a análise de seca foi utilizado o *Agricultural Reference Index for Drought* (ARID) (WOLI et al, 2012). A equação base para o cálculo do valor diário de ARID é apresentada a seguir:

$$ARID_i = 1 - \frac{TR_i}{ET_{0,i}} \quad (5)$$

Em que:

ARID_i - ARID para o dia i;

TR_i - transpiração para o dia i (mm dia⁻¹);

ET_{0,i} - evapotranspiração de referência para o dia i (mm dia⁻¹).

Assumindo TR_i sempre menor ou igual a ET_{0,i}, os valores de ARID_i atingem de 0 a 1, na qual 1 indica déficit total de água e 0 ausência de deficiência hídrica.

Quando calculado para um período de tempo que inclui vários dias, os valores de ARID podem diminuir de um dia para o outro devido às chuvas, que causam aumento no teor de água disponível no solo. No entanto, na ausência de precipitação, os valores de ARID podem diminuir devido a um baixo valor de ET_{0,i} e não devido ao aumento de água disponível no solo. Nestes casos, o valor do índice é definido igual ao valor do dia anterior. Portanto, no presente estudo, ARID_i foi calculado usando as seguintes equações:

$$\text{se } ARID_i < ARID_{i-1} \ \& \ Chuva_i = 0 \quad (6)$$

$$ARID_i = ARID_{i-1} \quad (7)$$

$$\text{Caso contrário: } ARID_i = 1 - \frac{TR_i}{ET_{o,i}} \quad (8)$$

Em que:

$ARID_{i-1}$ - ARID para o dia $i-1$;

$Chuva_i$ - Chuva total para o dia i (mm dia^{-1}).

Para o cálculo de ARID a transpiração (mm d^{-1}) foi estimada por:

$$T_i = \min(\alpha \zeta \theta_{a,i-1}^{ad}, ET_{o,i}) \quad (9)$$

Em que:

ζ - profundidade do sistema radicular (mm);

$\theta_{a,i-1}^{ad}$ – teor de água disponível para a planta após a drenagem no final do dia anterior (mm mm^{-1}).

Para estimar a transpiração, o ARID usa uma abordagem de modelagem macroscópica - tratando todo o sistema raiz como uma única unidade e assumindo a remoção total de água da zona de raiz. Desse modo, esses modelos macroscópicos precisam de parâmetros de solo e planta prontamente disponíveis (LI et al., 2006).

Assim, os valores do ponto de murcha permanente (PMP) e capacidade de campo (CC) utilizada para a floresta foram determinados com base em uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Visconde do Rio Branco (PORTUGAL et al., 2015). De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999), esta cidade possui as mesmas características de solo, Latossolo Vermelho-amarelo distrófico, que Viçosa, além disso, ambos estão localizados na região da Zona da Mata e possuem características topográficas similares.

Os dados de temperatura máxima e mínima diária, insolação, vento, velocidade, umidade relativa e precipitação, do período de 1991 a 2016,

foram obtidos na estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizada em Viçosa, MG (INMET, 2017).

Para estimar o valor de ARID diário, a ET_o foi estimada diariamente por meio da equação FAO-56 Penman–Monteith (Equação 10) que requer temperatura do ar, velocidade do vento, radiação solar e umidade relativa (Allen et al., 1998).

$$ET_o = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34u_2)} \quad (10)$$

Em que:

R_n - saldo de radiação diário ($MJ m^{-2} dia^{-1}$);

G - fluxo total diário de calor no solo ($MJ m^{-2} dia^{-1}$);

T - temperatura média diária do ar a 2 m de altura ($^{\circ}C$);

u_2 - velocidade do vento a 2 m de altura ($m s^{-1}$);

e_s - pressão de saturação de vapor (kPA) ;

e_a - pressão atual de vapor (kPA) ;

$e_s - e_a$ - é diferença da pressão de vapor(kPA);

Δ - declividade da curva de pressão de vapor em relação à temperatura (kPA $^{\circ}C^{-1}$) ;

γ - constante psicrométrico (0.0677 kPA $^{\circ}C^{-1}$).

Para o cálculo do R_n foi utilizada a equação de Angström-Prescott (Equação 11).

$$R_s = \left(a_s + b_s \frac{n}{N} \right) R_a \quad (11)$$

Em que:

R_s - radiação solar global ($MJ m^{-2} dia^{-1}$);

n - número de horas de brilho solar ($h dia^{-1}$);

N - número de horas de brilho solar ($h dia^{-1}$);

R_a - radiação extraterreste ($MJ m^{-2} dia^{-1}$);

a_s - coeficiente que expressa a fração da radiação extraterreste que atinge a terra em dias nublados ($n = 0$) ;

$a_s + b_s$ - fração da radiação extraterreste que atinge a terra em dias ensolarados ($n = N$).

2.6. Análise de Correlação

Para avaliar a correlação da mortalidade florestal com o índice de seca ao longo do período de monitoramento da floresta empregou-se o

coeficiente de correlação de Spearman, que é uma estatística para avaliação do grau de associação de duas medidas não paramétricas (HAUKE; KOSSOWSKI, 2011; PUTH; NEUHÄUSER; RUXTON, 2015) e é dado por:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n} \quad (12)$$

Em que:

d_i - diferença entre dois postos;

n - número de observações.

Na qual, quanto maior o valor absoluto de r_s , maior a associação entre as duas variáveis. Valores positivos sugerem que valores mais altos de uma variável estão associados a valores mais elevados da outra variável, enquanto valores negativos sugerem que valores mais elevados de um estão associados a valores mais baixos de outro.

Tendo em vista que o tempo que entre a ocorrência de secas e o aparecimento de sintomas nas florestas é incerto (PHILLIPS et al., 2010) e que isso pode ocorrer em vários espaços e tempos (ou seja, duração e frequência) (HENDRIK; MAXIME, 2017). Avaliou-se a correlação entre o índice e a mortalidade para períodos a partir de 1 a 4 anos anteriores ao período de monitoramento, a fim de identificar os períodos que mais se correlacionavam com as taxas de mortalidade no fragmento. Para isso, calcularam-se médias móveis dos valores diários de ARID, para um intervalo mensal, bimestral, trimestral, quadrimestral e semestral. Posteriormente, obtiveram-se os coeficientes de Spearman para cada média que se iniciava em cada um dos meses do ano.

Por fim, para melhor visualização dos períodos que apresentavam maior correlação aplicou-se a análise do *heatmap* à matriz de correlação de Spearman. *Heatmap* é uma técnica de visualização bidimensional para dados de alta dimensionalidade. Nesta apresentação gráfica de dados, valores numéricos são exibidos por cores. O *heatmap* também reorganiza as linhas e colunas dos dados para que linhas similares, e colunas semelhantes, sejam agrupadas, com sua similaridade representada por um dendrograma (GU et al., 2012).

As análises foram realizadas com o auxílio do programa R (R Development Core Team, 2006) e do aplicativo Office Excel.

3. RESULTADOS

A taxa de ingresso para o fragmento florestal avaliado, durante o período de monitoramento (1994 a 2016), foi de 2,98 % ano⁻¹. Sendo que, ao longo dos anos, essa taxa variou atingindo os maiores valores, 5,22 e 2,69 % ano⁻¹, nos períodos de 1994-1997 e 2013-2016, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1 – Taxas de Mortalidade dos fustes (% ano⁻¹) e incremento periódico anual em carbono (Mg ha⁻¹ ano⁻¹) para cada período de monitoramento, na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais

Período de monitoramento	Intervalo (anos)	N	Taxa de Mortalidade (% ano ⁻¹)	IPAi (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
1994 - 1997	3,00	95,00	2,24	2,45
1997 - 2000	3,00	120,00	2,65	0,91
2000 - 2004	4,00	78,00	1,98	0,71
2004 - 2008	4,00	100,00	1,74	1,47
2008 - 2010	2,00	94,00	3,33	0,10
2010 - 2013	3,00	96,00	2,18	1,76
2013 - 2016	3,00	200,00	5,26	0,41
1994 - 2016	22,00	783,00	4,38	1,16

Em que: N= número de árvores mortas; IPAi= Incremento periódico anual em carbono.

O incremento periódico líquido anual em carbono para a Floresta Estacional Semidecidual ao longo de todo período de monitoramento foi de 1,16 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ (Tabela 1).

Em relação aos índices de seca, observou-se que durante o período de monitoramento da floresta, o ARID atingiu os valores máximos durante a estação do inverno no hemisfério sul, caracterizada por baixos índices pluviométricos. Além disso, durante o intervalo de 2005 – 2007 o índice alcançou os menores valores, em função do aumento da umidade durante esse período (Figura 2).

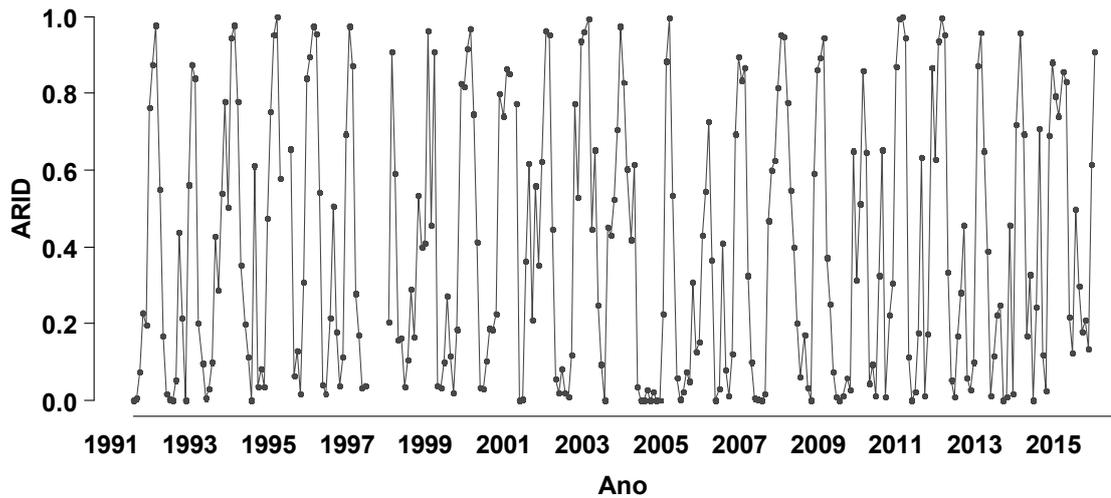


Figura 2 – Variação temporal de ARID ao longo do período de monitoramento da Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais.

Observou-se que as maiores correlações das médias móveis dos valores diários do índice de seca com a taxa de mortalidade ocorreram no período entre agosto e janeiro, regiões verdes do mapa (Figura 3). Contudo, os valores mensais do índice de seca que indicavam seca extrema, ou seja, valores próximos a 1, que mais correlacionaram com as taxas de mortalidade durante os períodos de monitoramento foram as médias do mês de setembro, de um período de 4 anos anteriores ao monitoramento (Figura 4).

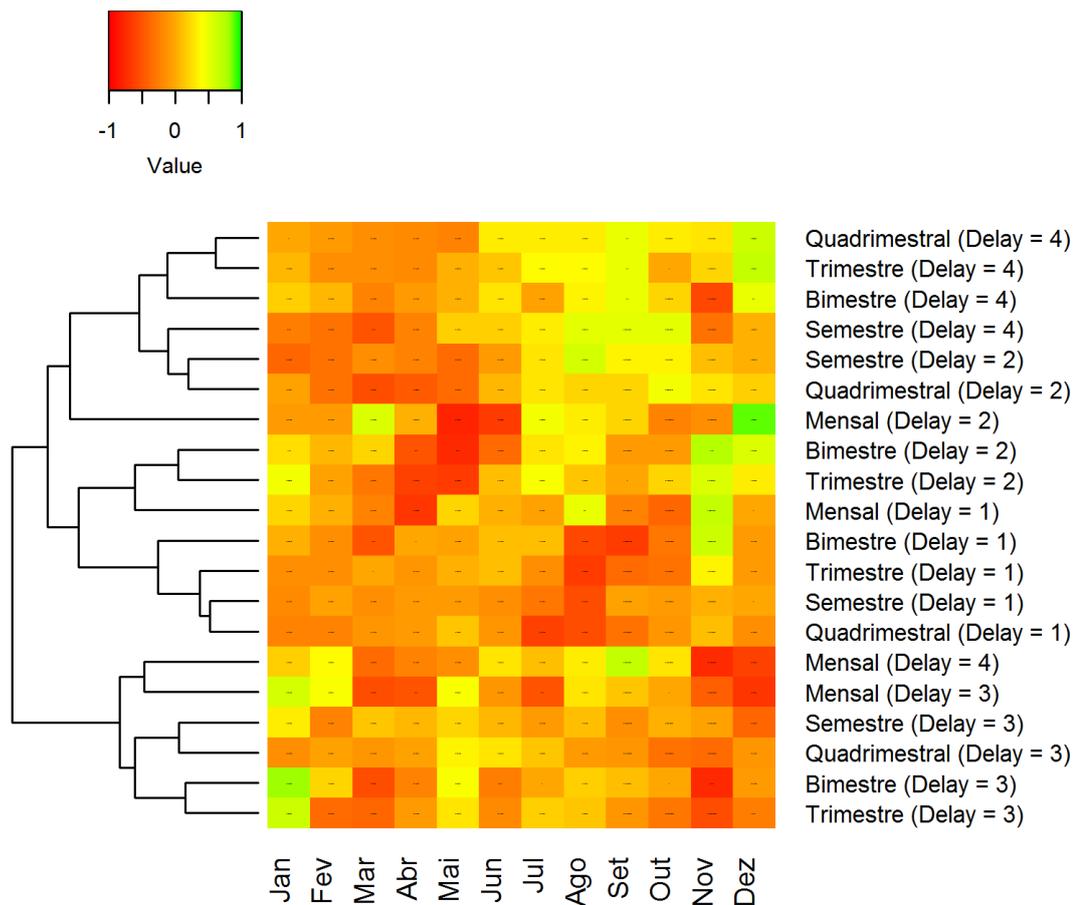


Figura 3 – Mapa de calor com coeficientes de Spearman da correlação de ARID com a taxa de mortalidade na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais

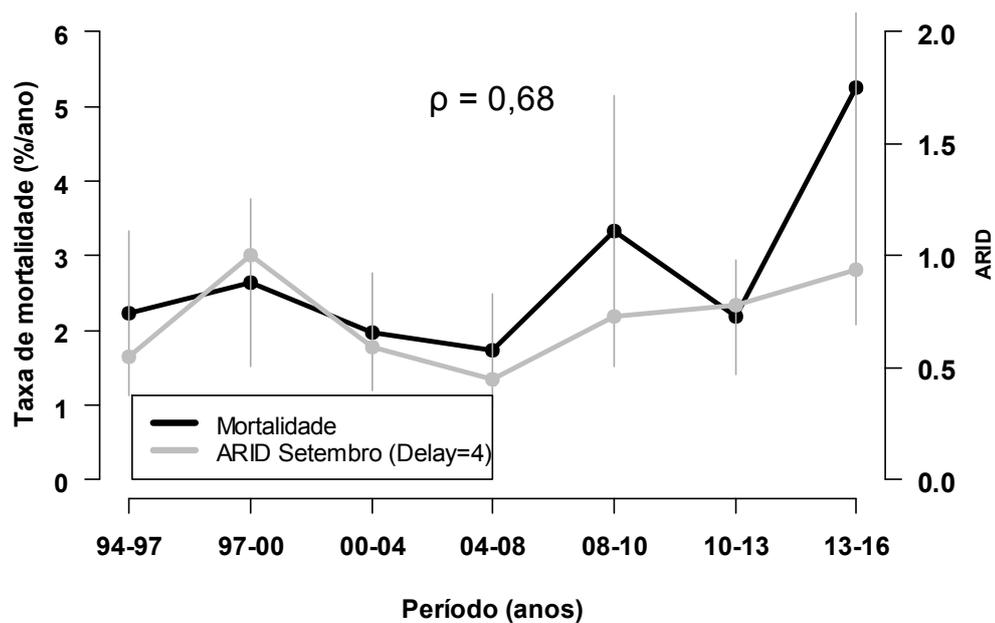


Figura 4 – Variação da taxa de mortalidade e do ARID do mês de setembro na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais.

Quando comparado os índices de seca com as taxas de carbono da matéria morta (Figura 5a) e do carbono ingresso (Figura 5b) observou-se uma baixa correlação entre as variáveis e o ARID. Já quando comparado com os crescimentos líquido (Figura 5c) e bruto em carbono (Figura 5d) observou-se que os mesmos se correlacionaram negativamente com os valores de ARID, ou seja, em condições mais secas, maior ARID, nota-se um decréscimo do crescimento, e conseqüente impacto negativo no acúmulo de carbono pelas plantas.

Contudo, apesar dos efeitos negativos da seca, a floresta avaliada apresentou uma capacidade de resposta adequada para manter suas funções, com aumento na taxa de crescimento, em períodos mais úmidos, ou seja, com menor ARID.

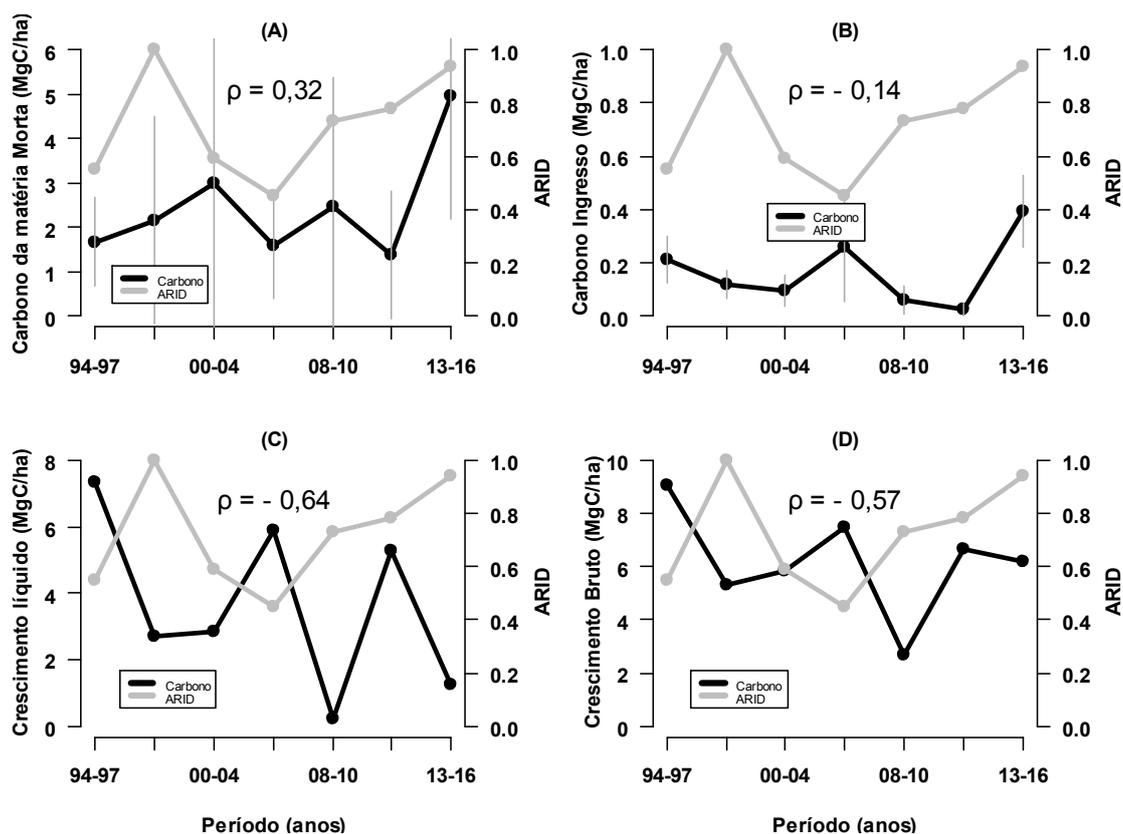


Figura 5 – Correlação de Spearman entre o índice de seca ARID do mês de setembro e Carbono Morto, em MgC ha⁻¹ (A), Carbono Ingresso MgC ha⁻¹ (B), Crescimento líquido sem ingresso MgC ha⁻¹ (C), Crescimento líquido MgC ha⁻¹ (D) na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais.

4. DISCUSSÃO

As taxas de mortalidade observadas para o fragmento (Tabela 1) estão conforme o padrão encontrado na literatura para Florestas Estacionais Semidecíduais (HIGUCHI et al., 2008; PAIVA; ARAÚJO; PEDRON, 2007; SILVA; ARAÚJO, 2009). E o incremento periódico de carbono positivo indica que o fragmento está sendo um sumidouro de carbono e contribui para mitigar o acúmulo de dióxido de carbono na atmosfera (GONZALEZ-AKRE et al., 2016; PHILLIPS et al., 1998).

Em relação aos valores de ARID, nota-se uma congruência entre o índice com as estações do ano locais, sendo que os valores máximos centram-se no período mais seco (junho, julho, agosto e setembro) (KHANNA et al., 2017). Além disso, observou-se que durante o intervalo de 2005 – 2007 o índice alcançou os menores valores, em função do aumento da umidade durante esse período (Figura 2). Isto provavelmente pode ser uma consequência do esgotamento do influxo de umidade da Bacia Amazônica (AWANGE; MPELASOKA; GONCALVES, 2016), que durante o período de 2005 sofreu uma seca sem precedentes (FELDPAUSCH et al., 2016) e que normalmente traz chuva para a região central e sudeste (LAWRENCE; VANDECAR, 2015).

Essa variabilidade temporal do índice de seca (ARID) apresentou correlação com a dinâmica florestal. No hemisfério sul, a estação do inverno corresponde aos meses de junho a setembro, e é caracterizada pelo clima frio e baixas índices pluviométricos (KHANNA et al., 2017). Assim, o impacto deste período seco, sobretudo das médias de ARID do mês de setembro, contribuiu para o aumento na taxa de mortalidade florestal ao longo dos períodos de monitoramento, afetando a capacidade do fragmento em estocar carbono.

Os resultados indicam uma correlação positiva ($r_s=0,68$) entre as variáveis. Quanto mais seco, maior o ARID, logo existe um aumento da taxa de mortalidade no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. Sobretudo, nota-se também que durante o período mais úmido (2005-2007) a taxa de mortalidade atingiu o menor valor.

Para o fragmento florestal o efeito da seca na dinâmica da comunidade não foi imediato. A maior correlação das taxas de mortalidade

com os maiores valores de ARID foi observada em um período de quatro anos anteriores a metade do período de monitoramento. Esses períodos foram marcados por eventos climáticos de ENSO tradicional (El Niño Southern Oscillation) de intensidade moderada (1991-92, 1993, 1994-95, 2002-03, 2006-07 e 2009-10) à forte (1997-98 e 2015-16) (CASHIN; MOHADDES; RAISSI, 2017), que provoca um padrão positivo de anomalias da temperatura da superfície do mar (SST) (aquecimento anômalo) sobre o Pacífico Leste Oriental e conseqüentemente geram secas extremas em regiões tropicais (CÓRDOBA-MACHADO et al., 2015).

O aumento da taxa de mortalidade pode estar relacionado com uma única seca severa ou por repetidas ocorrências de secas ao longo de anos ou décadas (MEIR; MENCUCCINI; DEWAR, 2015). SEIDL et al., (2017) verificou que para distúrbios relacionados a mudanças climáticas, incluindo a seca, o tempo de resposta da floresta na maior parte dos estudos é inferior a 6 anos. Porém, Williamson et al. (2000), encontrou uma resposta imediata na mortalidade impulsionada por seca. Vale destacar, que os resultados observados apontam para uma possível evidência do tempo de resposta da seca para florestas da Mata Atlântica. Porém, como o entendimento desse fenômeno ainda é incerto, existe a necessidade de entender com qual rapidez com que as secas realmente matam as árvores. Se a seca afetar principalmente os indivíduos senescentes ou moribundos, a resposta será imediata, mas se danificar árvores jovens, podem levar anos para ser percebido (PHILLIPS et al. 2010).

É importante destacar também que os impactos da seca são muitas vezes amplificados por meio de interações com outros fatores (ALLEN et al., 2010; MICHAELIAN et al., 2011; PHILLIPS et al., 2016), tais como pragas e incêndios, que merecem atenção em futuros trabalhos. Além disso, cabe destacar que as métricas da dinâmica florestal avaliados foram obtidas em inventários interanuais. Métricas obtidas em levantamentos intra- anuais pode melhorar a correlação de ARID com as taxas de mortalidade, pois como a seca é tipicamente um evento de sub-anual, o "intervalo de seca" considerado em levantamentos florestais interanuais inevitavelmente inclui algum período "sem seca" (PHILLIPS et al., 2010).

Além disso, observou-se que aos crescimentos em carbono líquidos (Figura 5c) e brutos (Figura 5d) se correlacionaram negativamente com os valores de ARID, ou seja, em condições mais secas, maior ARID, nota-se um decréscimo do crescimento, e conseqüente redução no acúmulo de carbono pelas plantas. Esse impacto negativo na taxa de crescimento também foi observado por Madrigal-González et al., (2017), na qual uma década após a seca observaram uma redução significativa do crescimento, recrutamento de árvores e da sobrevivência em uma floresta localizados na Península Ibérica.

Muitos estudos apontam para uma forte competição pela água entre os indivíduos como uma das principais causas dos impactos relacionados à seca nos sistemas florestais (BRZOSTEK et al., 2014; LINARES; CAMARERO; CARREIRA, 2010; MORENO-GUTIÉRREZ et al., 2012; RUIZ-BENITO et al., 2013; VAN MANTGEM; STEPHENSON, 2007; VILÀ-CABRERA et al., 2011). Uma possível explicação para esse efeito é a forte interdependência das relações hídricas das plantas vasculares e do metabolismo com a seca. Esta dependência afeta a capacidade das árvores para mobilizar hidratos de carbono, produção de compostos de defesa e cria embolias de gás presas no sistema de transporte de água no xilema (ADAMS et al., 2009; CHOAT et al., 2012; MCDOWELL et al., 2011; O'BRIEN et al., 2014). Assim, a resposta fisiológica das árvores de florestas tropicais à seca afeta sua assimilação de carbono e alocação, com conseqüente prejuízo aos mecanismos de defesa e manutenção das árvores (DOUGHTY et al., 2015), bem como o seu risco de mortalidade (FELDPAUSCH et al., 2016).

As correlações de ARID com o carbono ingresso (Figura 5a) e da matéria morta (Figura 5b) foram baixas em função da heterogeneidade de indivíduos que ingressam ou morreram. Vale salientar que apesar das maiores taxas de mortalidade para os fustes menores, de modo geral os maiores fustes contribuíram com a mortalidade da biomassa no ecossistema (GONZALEZ-AKRE et al., 2016). Isto afeta a dinâmica e estrutura dos ecossistemas florestais (MUELBERT et al., 2016; SEIDL et al., 2017) e gera grandes emissões líquidas de CO₂ para a atmosfera (MICHAELIAN et al., 2011).

Por fim, observou-se que a metodologia empregada, considerando os efeitos da seca nas taxas demográficas da floresta, avaliando simultaneamente as principais taxas e combinando os valores de precipitação, temperatura e evapotranspiração em um índice geral (ARID), supõe um passo em direção a uma avaliação abrangente da mortalidade de florestal induzidos por eventos climáticos extremos. Já que ao integrar características climáticas e edáficas o ARID torna-se um índice robusto capaz de avaliar o impacto desses eventos na dinâmica florestal.

5. CONCLUSÃO

O presente estudo mostra evidências de mecanismos demográficos subjacentes à floresta em resposta aos eventos de seca. Secas do mês de setembro que ocorrem em períodos de 4 anos anteriores ao monitoramento impactaram a floresta estudada por meio de reduções no crescimento e sobrevivência, logo afetaram a capacidade da floresta em estocar carbono.

O Índice de seca proposto, ARID, para a aplicação florestal, fornece uma avaliação da resposta das florestas aos eventos de seca, que afetam sua estrutura e dinâmica. E pode ser uma ferramenta eficaz e capaz de analisar o impacto dos fenômenos climáticos extremos esperados neste século, na provisão de serviços ecológicos e na conservação da biodiversidade da Mata Atlântica Brasileira.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, H. D. et al. Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 17, p. 7063–7066, 2009.

ALLEN, C. D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate. v. 259, n. 4, p. 660–684, 2010.

AMARO, M. A. et al. Volume, biomass and carbon stocks in a seasonal semideciduous forest in viçosa, minas gerais state. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 849–857, 2013.

AWANGE, J. L.; MPELASOKA, F.; GONCALVES, R. M. When every drop counts: Analysis of Droughts in Brazil for the 1901-2013 period. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 1472–1488, 2016.

BRIENEN, R. J. W. et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, n. 7543, p. 344–348, 2015.

BRZOSTEK, E. R. et al. Chronic water stress reduces tree growth and the carbon sink of deciduous hardwood forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 8, p. 2531–2539, 2014.

CASHIN, P.; MOHADDES, K.; RAISSI, M. Fair weather or foul? The macroeconomic effects of El Niño. **Journal of International Economics**, v. 106, p. 37–54, 2017.

CHOAT, B. et al. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. **Nature**, v. 491, n. 7426, p. 752–755, 2012.

CÓRDOBA-MACHADO, S. et al. Assessing the impact of El Niño Modoki on seasonal precipitation in Colombia. **Global and Planetary Change**, v. 124, p. 41–61, 2015.

DA COSTA, A. C. L. et al. Effect of 7 yr of experimental drought on vegetation dynamics and biomass storage of an eastern Amazonian rainforest. **New Phytologist**, v. 187, n. 3, p. 579–591, 2010.

DOUGHTY, C. E. et al. Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. **Nature**, v. 519, n. 7541, p. 78–82, 2015.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

ESQUIVEL-MUELBERT, A. et al. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. **Ecography**, v. 40, n. 5, p. 618–629, 2017.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 7, p. 2015GB005133, 2016.

FERREIRA JÚNIOR, W.G.; SCHAEFFER, C.E.G.R.; SILVA, A.F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, p.109-142, 2012.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p. 753-767, 1995.

GONZALEZ-AKRE, E. et al. Patterns of tree mortality in a temperate deciduous forest derived from a large forest dynamics plot. **Ecosphere**, v. 7, n. 12, p. 1-17, 2016.

GU, J. et al. Selection of key ambient particulate variables for epidemiological studies — Applying cluster and heatmap analyses as tools for data reduction. **Science of The Total Environment**, v. 435–436, p. 541–550, 2012.

HAUKE, J.; KOSSOWSKI, T. Comparison of Values of Pearson's and Spearman's Correlation Coefficients on the Same Sets of Data. **Quaestiones Geographicae**, v. 30, n. 2, p. 87–93, 2011.

HENDRIK, D.; MAXIME, C. Assessing drought-driven mortality trees with physiological process-based models. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 232, p. 279–290, 2017.

HIGUCHI, P. et al. Tree community dynamics in a montane semi-deciduous tropical forest fragment in Lavras, Minas Gerais, on different soil classes. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 417–426, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2^a ed. Rio de Janeiro: 275p. 2012.

INSTITUO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados meteorológicos**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/>. Acesso em: 10/04/2017.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA (2013).

ITOH, A. et al. The Effect of Habitat Association and Edaphic Conditions on Tree Mortality during El Niño-induced Drought in a Bornean Dipterocarp Forest. **Biotropica**, v. 44, n. 5, p. 606–617, 2012.

KHANNA, J. et al. Regional dry-season climate changes due to three decades of Amazonian deforestation. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 3, p. 200–204, 2017.

LAWRENCE, D.; VANDECAR, K. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 1, p. 27–36, 2015.

LEITÃO FILHO, H.F. **Ecologia da mata atlântica em Cubatão**. São Paulo: UNESP/ UNICAMP, 1993. 184 p.

LI, K. Y. et al. Root-Water-Uptake Based upon a New Water Stress Reduction and an Asymptotic Root Distribution Function. **Earth Interactions**, v. 10, n. 14, p. 1–22, 2006.

LIMA, J. P. DA C.; LEÃO, J. R. A. Dinâmica de crescimento e distribuição diamétrica de fragmentos de florestas nativa e plantada na Amazônia sul ocidental. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 1, p. 70–79, 2013.

LINARES, J. C.; CAMARERO, J. J.; CARREIRA, J. A. Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 3, p. 592–603, 2010.

MADRIGAL-GONZÁLEZ, J. et al. Resilience to drought in a dry forest: Insights from demographic rates. **Forest Ecology and Management**, v. 389, p. 167–175, 2017.

MARISCAL-FLORES, E. J. **Potencial produtivo e alternativas de manejo sustentável de um fragmento de Mata Atlântica secundária, Município de Viçosa, Minas Gerais**. 1993. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1993.

MCDOWELL, N. G. et al. The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 10, p. 523–532, 2011.

MEIR, P.; MENCUCCINI, M.; DEWAR, R. C. Drought-related tree mortality: addressing the gaps in understanding and prediction. **New Phytologist**, v. 207, n. 1, p. 28–33, 2015.

MICHAELIAN, M. et al. Massive mortality of aspen following severe drought along the southern edge of the Canadian boreal forest. **Global Change Biology**, v. 17, n. 6, p. 2084–2094, 2011.

MORENO-GUTIÉRREZ, C. et al. Stand structure modulates the long-term vulnerability of *Pinus halepensis* to climatic drought in a semiarid Mediterranean ecosystem. **Plant, Cell & Environment**, v. 35, n. 6, p. 1026–1039, 2012.

MEIRA NETO; ALVES, J. A.; MARTINS, F. R. Understory structure of Silvicultura forest, a seasonal tropical forest in Viçosa, Brazil. **Revista Árvore**, v. 27, n. 4, p. 459–471, 2003.

NOTHDURFT, A. Spatio-temporal prediction of tree mortality based on long-term sample plots, climate change scenarios and parametric frailty modeling. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 43–54, 2013.

O'BRIEN, M. J. et al. Drought survival of tropical tree seedlings enhanced by non-structural carbohydrate levels. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 8, p. 710–714, 2014.

PAIVA, L. V. DE; ARAÚJO, G. M. DE; PEDRON, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, n. 3, p. 365–373, 2007.

PHILLIPS, O. L. et al. Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence from Long-Term Plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439–442, 1998.

PHILLIPS, O. L. et al. Drought-mortality relationships for tropical forests. **The New Phytologist**, v. 187, n. 3, p. 631–646, 2010.

PHILLIPS, R. P. et al. A belowground perspective on the drought sensitivity of forests: Towards improved understanding and simulation. **Forest Ecology and Management**, Special section: Drought and US Forests: Impacts and Potential Management Responses. v. 380, p. 309–320, 2016.

PORTUGAL, A. F. et al. Características químicas e físicas de um argissolo submetido a diferentes usos agrícolas. **Ceres**, v. 54, n. 315, 2015.

PUTH, M.-T.; NEUHÄUSER, M.; RUXTON, G. D. Effective use of Spearman's and Kendall's correlation coefficients for association between two measured traits. **Animal Behaviour**, v. 102, p. 77–84, 2015.

R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RUIZ-BENITO, P. et al. Patterns and Drivers of Tree Mortality in Iberian Forests: Climatic Effects Are Modified by Competition. **PLOS ONE**, v. 8, n. 2, p. e56843, 2013.

SEIDL, R. et al. Forest disturbances under climate change. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 6, p. 395–402, 2017.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The Interpretation and Misinterpretation of Mortality Rate Measures. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 2, p. 331–333, 1995.

SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. DE. Tree community dynamics in a semideciduous forest, in Uberlândia, Minas Gerais State, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 49–56, 2009.

TRENBERTH, K. E. et al. Global warming and changes in drought. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 1, p. 17–22, 2014.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA – UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. **Boletim meteorológico 2016**. Viçosa, 2016.

VAN MANTGEM, P. J.; STEPHENSON, N. L. Apparent climatically induced increase of tree mortality rates in a temperate forest. **Ecology Letters**, v. 10, n. 10, p. 909–916, 2007.

VILÀ-CABRERA, A. et al. Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. **Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America**, v. 21, n. 4, p. 1162–1172, 2011.

WILLIAMSON, G.B. et al., Amazonian wet forest resistance to the 1997–98 El Niño drought. **Conservation Biology**, v. 14, n. 14, p. 1538–1542, 2000.

WOLI, P., JONES, J.W., INGRAM, K.T., FRAISSE, C.W. Agricultural reference index for drought (ARID). **Agronomy journal**, v. 104, n. 2, p. 287-300, 2012.

ARTIGO 3

MODELAGEM DA MORTALIDADE E SOBREVIVÊNCIA DE ÁRVORES EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL POR REDES NEURAIS ARTIFICIAIS

1. INTRODUÇÃO

A mortalidade de árvores é um importante processo na dinâmica florestal (GOETZ et al., 2012; MICHAELIAN et al., 2011) e um dos mais complexos fenômenos na modelagem de florestas (GONZALEZ-AKRE et al., 2016). Apesar de uma variedade de estresses e distúrbios poderem predispor e desencadear a mortalidade das árvores (por exemplo, sombreamento, ventos, incêndios florestais, pragas, geadas ou inundações), a mortalidade provocada pela seca representa uma das principais causas dos recentes aumentos no número de árvores mortas (ALLEN et al., 2010; ALLEN; BRESHEARS; MCDOWELL, 2015; HARTMANN et al., 2015).

Como a seca pode ocorrer em vários espaços e tempos (ou seja, duração e frequência), com diferentes severidades e interagem com muitos outros agentes de mortalidade das árvores, é importante compreender melhor a complexidade das alterações na dinâmica florestal induzida pela seca (HENDRIK; MAXIME, 2017; MANSO et al., 2015). Desse modo, o desenvolvimento de um modelo para prever esse processo é fundamental para melhorar a capacidade de compreensão da dinâmica da vegetação (MEIR; MENCUCCINI; DEWAR, 2015).

Modelos em nível de árvore individual que integrem variáveis climáticas, índices de competição e características dendrométricas (quali e quantitativas) dos indivíduos podem servir como base para prognosticar a mortalidade de árvores em florestas. Além de fornecer subsídios para avaliação dos seus consequentes impactos na dinâmica florestal, tal como nos estoques e perdas de carbono ocasionadas por variações no clima (ALLEN; BRESHEARS; MCDOWELL, 2015; ANDEREGG et al., 2012; IPCC, 2014).

Este tipo de modelagem, pode ser feita empregando regressão ou inteligência artificial, principalmente, Redes Neurais Artificiais (RNA) (HASENAUER; MERKL; WEINGARTNER, 2001; REIS et al., 2016; VAHEDI, 2016). Contudo, uma vez que a natureza exata de tais relacionamentos nos ecossistemas naturais é incognoscível e devido as relações complexas entre fatores biologicamente dependentes e independentes, espera-se que os modelos RNA possam ser mais precisos do que os modelos de Regressão (VAHEDI, 2016, 2017).

Desse modo, objetivou-se prognosticar a sobrevivência e a mortalidade individual de árvores utilizando Redes Neurais Artificiais, com emprego de variável climática, índice de competição e variáveis categóricas uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na Mata da Silvicultura, em um fragmento regenerado de Mata Atlântica, com 17 ha, na cidade de Viçosa, Minas Gerais, Brasil (Figura 1). Esta área foi adquirida pela Universidade Federal de Viçosa em 1936 e, desde então, encontra-se protegida de cortes e extração de madeira (MARISCAL-FLORES, 1993), o que tem garantido a manutenção do adiantado estágio sucessional, que conta com mais de 80 anos (MEIRANETO; ALVES; MARTINS, 2003).

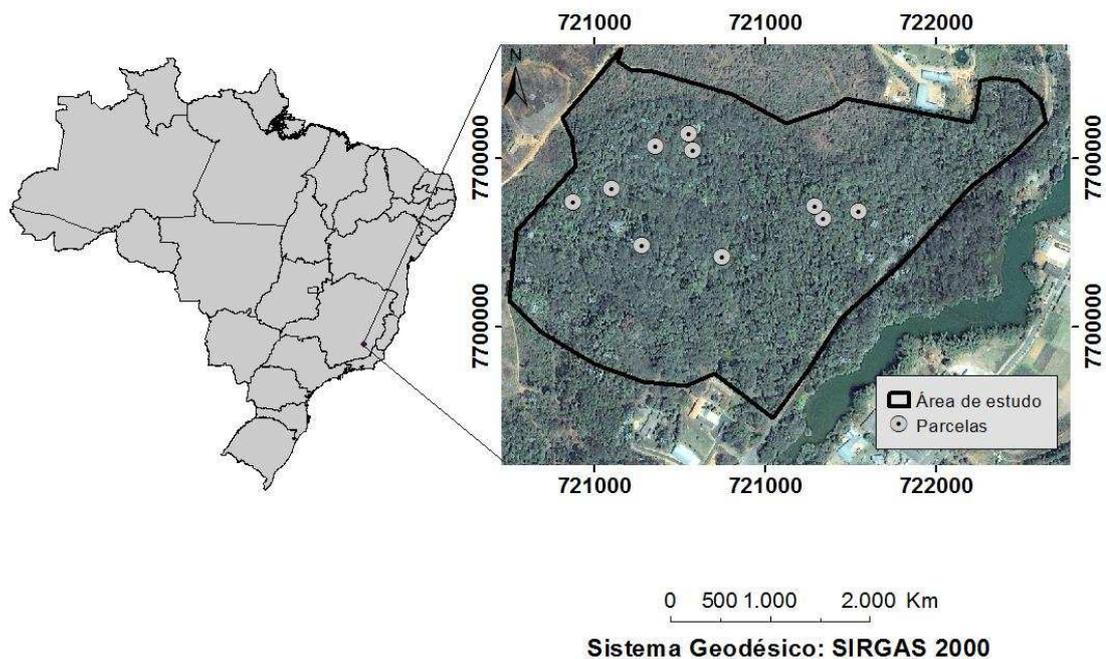


Figura 1 – Localização das parcelas permanentes na Mata da Silvicultura, Viçosa, Minas Gerais

O clima local, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é do tipo Cwa, com média da temperatura, umidade e precipitação anual para o período de 1968 a 2015 de 21,9°C, 79% e 1.274 mm, respectivamente (UFV, 2016). A topografia local é acidentada, apresentando relevo forte ondulado e montanhoso, com vales estreitos e úmidos. O fragmento encontra-se em uma área com altitude entre 670 e 730 m. Os solos da região apresentam predominância de duas classes: Latossolo vermelho-amarelo álico, que predomina no topo dos morros e encostas, e o Podzólico vermelho amarelo câmbico, que predomina nos terraços (FERREIRA JÚNIOR et al., 2012). A vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012).

2.2. Coleta e análise dos dados

2.2.1. Características dendrométricas

Para este estudo, 10 parcelas permanentes, com 0,1 ha (20x50m) cada, foram organizadas aleatoriamente sobre a área. Nos anos de monitoramento (1994, 1997, 2000, 2004, 2008, 2010, 2013 e 2016) todos os indivíduos com DAP (Diâmetro à Altura do Peito; 1,3 m) maior ou igual 5,0

cm foram inventariados e identificados botanicamente e tiveram seu CAP (Circunferência à Altura do Peito; 1,3 m), altura do fuste (início da copa) e altura total (Ht) mensurados.

Coletaram-se, também, informações da qualidade do fuste, da copa e dos níveis de infestação de cipós e iluminação de copa das árvores mensuradas (Tabela 1).

Tabela 1 – Critérios para classificação das árvores em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG

Classe	Critérios
<i>Cipós</i>	
1	Ausente
2	Presente no fuste
3	Presente na copa
4	Presente no fuste e na copa
<i>Iluminação da copa</i>	
1	Total
2	Parcial
3	Sombra
<i>Qualidade do fuste</i>	
1	Ausência de dano
2	Com alguns danos pequenos
3	Danos severos

As espécies florestais foram divididas em três grupos ecológicos, conforme o estágio sucessional (LEITÃO FILHO, 1993; GANDOLFI et al. 1995): a) Pioneiras: espécies que dependem de alto índice de luminosidade, comuns em áreas abertas e clareiras; b) Secundárias iniciais: desenvolvem em condições intermediárias de luminosidade; c) Secundárias tardias: se desenvolvem em ambientes sombreados, ou seja, sub-bosque.

2.2.2. Variável de competição

O índice de competição utilizado neste estudo foi o dependente da distância (IDD) proposto por Hegyi (1974) (Equação 1). Foram considerados competidores todos os indivíduos com DAP > 5 cm em um raio competitivo de 6 (seis) metros a partir da árvore-objeto.

$$IDD = \sum_{j=1}^{n_j} \frac{DAP_i}{DAP_j \cdot L_{ij}} \quad (1)$$

Em que:

dap_i = diâmetro com casca do fuste da árvore-objeto, medido a 1,30 m;

dap_j = diâmetro com casca do fuste da árvore competidora, medido a 1,30 m de altura (cm);

n_j= número de fustes competidores limitados a um raio de competição de 6 m;

L_{ij}= distância entre a árvore-objeto e a árvore competidora (cm).

Não foram utilizados outros índices de competição, pois de maneira geral, todas as categorias de índices (dependentes, semi-independentes e independentes da distância) podem ser utilizadas em modelos de crescimento e mortalidade de árvores individuais e não apresentam diferenças significativas (CASTRO et al., 2014; REIS et al., 2016).

2.2.3. Variável climática

Para a análise de seca foi utilizado o *Agricultural Reference Index for Drought* (ARID) (WOLI et al., 2012). A equação base para o cálculo do valor diário de ARID é apresentada a seguir:

$$ARID_i = 1 - \frac{TR_i}{ET_{o,i}} \quad (2)$$

Em que:

ARID_i: ARID para o dia i;

TR_i: transpiração para o dia i (mm dia⁻¹);

ET_{o,i}: evapotranspiração de referência para o dia i (mm dia⁻¹).

Assumindo TR_i sempre menor ou igual a ET_{o,i}, os valores de ARID_i atingem de 0 a 1, na qual 1 indica déficit total de água e 0 ausência de deficiência hídrica.

Para avaliar a correlação da mortalidade florestal com o índice de seca ao longo do período de monitoramento da floresta empregou-se o coeficiente de correlação de Spearman, que é uma estatística para avaliação

do grau de associação de duas medidas não paramétricas (HAUKE; KOSSOWSKI, 2011; PUTH; NEUHÄUSER; RUXTON, 2015).

Os dados de temperatura máxima e mínima diária, insolação, vento, velocidade, umidade relativa e precipitação, do período de 1991 a 2016, foram obtidos na estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizada em Viçosa, MG (INMET, 2017).

2.2.4. Treinamento e teste das redes neurais

Para a construção das redes, as parcelas permanentes foram divididas aleatoriamente em dois grupos: um grupo composto por 6 (seis) parcelas para o treinamento das RNA e outro com 4 (quatro) parcelas, para a generalização das RNA treinadas (validação), perfazendo um total de 60% de dados para o treinamento e 40% para a generalização.

Na modelagem da mortalidade e sobrevivência das árvores individuais, as variáveis de entrada, número de treinamento e saída são apresentados na Tabela 2. Foi avaliado o efeito da inserção de variáveis climáticas e de competição no treinamento das redes (Figura 2).

Tabela 2 – Variáveis utilizadas no treinamento das RNA para estimar a mortalidade em uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG

Rede	Tipo	Variáveis de entrada		Número de treinamento	Saída
		Numéricas	Catégoricas		
1	MLP	$DAP_1, Ht_1, Hc_1, A_1, A_2,$	F, GE, C, IC, QF	300	M/S
2	MLP	$DAP_1, Ht_1, Hc_1, A_1, A_2, IDD$	F, GE, C, IC, QF	300	M/S
3	MLP	$DAP_1, Ht_1, Hc_1, A_1, A_2, ARID$	F, GE, C, IC, QF	300	M/S
4	MLP	$DAP_1, Ht_1, Hc_1, A_1, A_2, IDD, ARID$	F, GE, C, IC, QF	300	M/S

Em que: DAP_1 = Diâmetro a altura do peito no ano 1, em cm; Ht_1 = Altura no ano 1, em m; Hc_1 = Altura da copa no ano 1, em m; A_1 e A_2 = Ano atual e futuro, respectivamente; F= Família botânica do indivíduo; GE = Grupo ecológico; C= Cipós; IC= Nível de iluminação da copa; IDD= índice de competição dependente da distância; ARIDi= *Agricultural Reference Index for Drought*; M = Classificação do indivíduo como morto; S = Classificação do indivíduo como sobrevivente.

O treinamento e construção das redes foram realizados no software Statistica 10.0 (StaSoft Inc, 2012). Foi utilizada a arquitetura de rede do tipo MLP (Multilayer Perceptron), que consistem em duas camadas de neurônios artificiais que processam os dados (camada intermediária e camada de saída) e uma camada de neurônios artificiais que apenas recebem os dados (camada de entrada) e direciona-os à camada intermediária. Foram testadas as funções de ativação Identidade, Logística, Tangente hiperbólica, Softmax e exponencial nas camadas intermediária e de saída.

Foram avaliadas as taxas de acertos da classificação e as distribuições diamétricas projetadas e observadas dos indivíduos sobreviventes. Para testar a significância estatística das distribuições, foi utilizado o teste de aderência de qui-quadrado (X^2) ao nível de 5% de probabilidade. Foi utilizado software Excel 2007®.

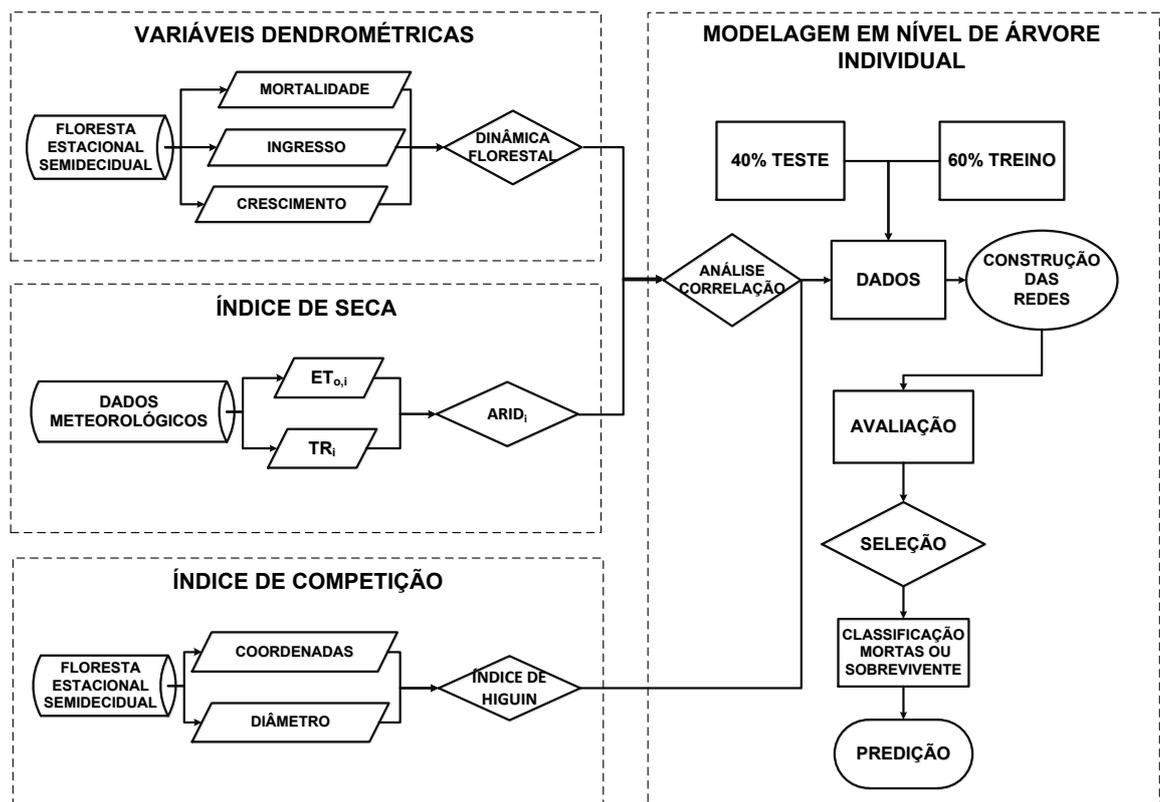


Figura 2 – Procedimento metodológico para modelagem em nível de árvore individual utilizando redes neurais artificiais em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG

3. RESULTADOS

A eficiência global da classificação foi acima de 92% no treinamento e acima de 93% no teste, para todas as RNA (Tabela 3). A taxa de acerto da classificação do número de árvores sobreviventes foi acima de 99% no teste e no treinamento para todas as RNA.

Tabela 3 - Medidas de precisão do treinamento e teste das redes neurais artificiais (RNA) na classificação da sobrevivência e mortalidade em uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, Minas Gerais

RNA	MLP	Função de ativação		Treino			Teste		
		Camada intermediária	Camada de saída	TA (%) S	TA (%) M	EG (%)	TA (%) S	TA (%) M	EG (%)
1	83-10-2	Logística	Exponencial	99,97	1,75	92,64	100,00	3,36	93,23
2	84-18-2	Exponencial	Softmax	99,47	8,77	92,72	99,60	10,40	93,35
3	90-15-2	Exponencial	Exponencial	99,86	4,81	92,77	99,92	4,36	93,23
4	91-15-2	Logística	Softmax	99,26	10,96	92,69	99,37	13,76	93,37

Em que: MLP: multi-layer Perceptron. TA: Taxa de acerto (%); IEG: índice de eficiência global (%).

Porém, a classificação do número de árvores mortas apresentou baixa precisão. A RNA 4, com variável climática e índice de competição, foi a que apresentou a maior taxa de acerto na mortalidade (10,96 % para treino e 13,76 para o teste), já a RNA 1, que não utilizou índice de seca e o índice de competição apresentou a menor taxa de acerto (1,75% para treino e 3,36% para o teste). Nota-se, portanto, que a inclusão de tais variáveis promoveu melhoria na classificação pelas redes.

A distribuição de diâmetro dados estimados e observados das árvores sobreviventes apresentou forma de J-invertido (Figura 2).

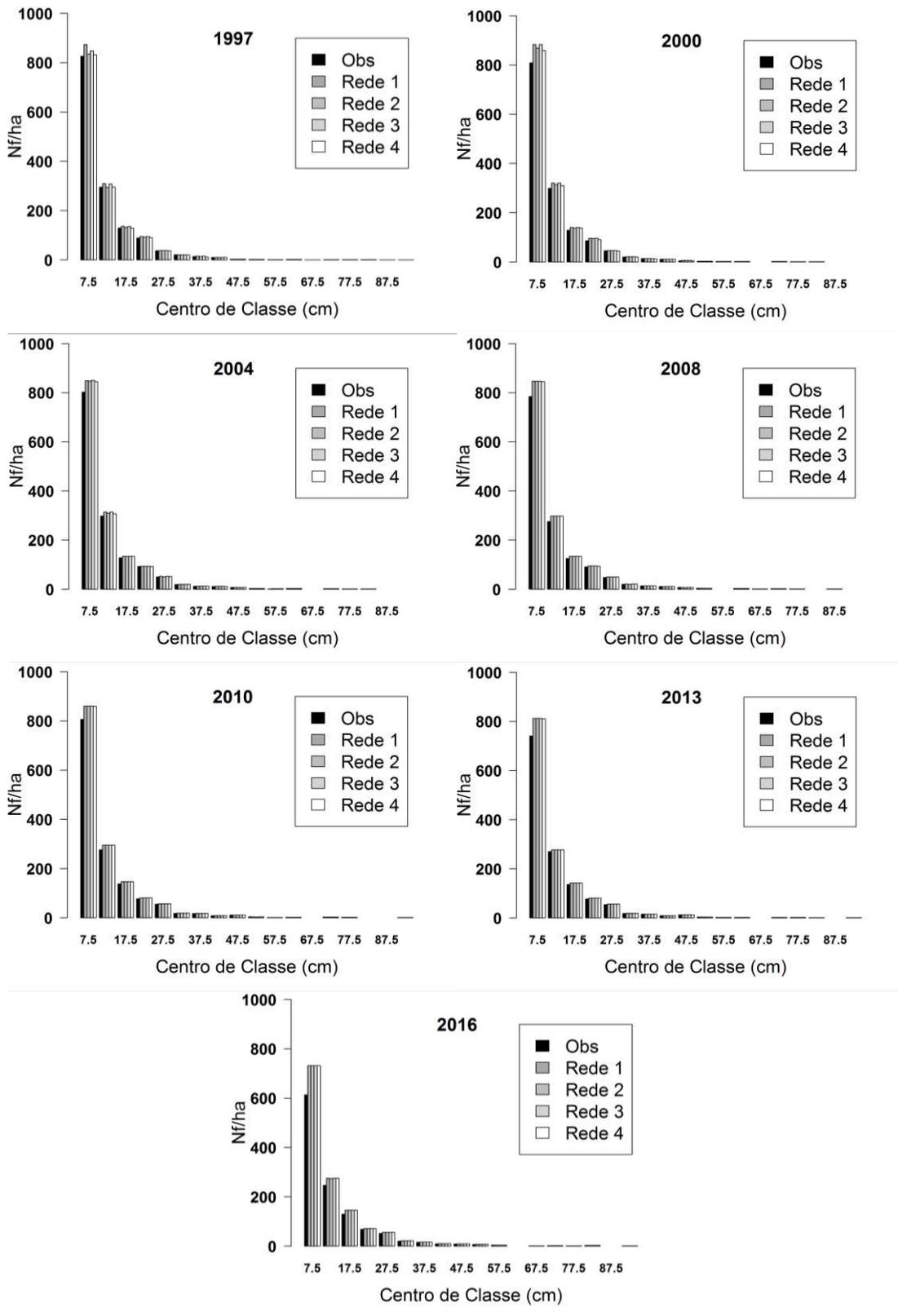


Figura 2- Distribuição diamétrica observada e estimada pelas RNA das árvores sobreviventes.

A distribuição diamétrica estimada dos anos de 1997-2000 e 2013-2016 para as redes 3 e 4 foram diferentes ($p < 0,05$) da observada (Tabela 4), nesses anos ocorreu uma superestimação da sobrevivência no menor centro de classe de diâmetro (7,5 cm) (Figura 2).

Tabela 4- Teste Qui-quadrado (χ^2) de aderência entre a distribuição diamétrica observada e estimada das árvores sobreviventes na mata da Silvicultura em Viçosa, MG

Período	RNA 1	RNA 2	RNA 3	RNA 4
1994-1997	0,232 ^{ns}	4,086 ^{ns}	1,856 ^{ns}	0,478 ^{ns}
1997-2000	6,535 ^{ns}	9,851 ^{ns}	9,851*	4,262*
2000-2004	3,862 ^{ns}	4,467 ^{ns}	4,682 ^{ns}	3,324 ^{ns}
2004-2008	7,260 ^{ns}	7,141 ^{ns}	7,141 ^{ns}	6,811 ^{ns}
2008-2010	6,108 ^{ns}	5,775 ^{ns}	5,775 ^{ns}	5,652 ^{ns}
2010-2013	7,128 ^{ns}	7,128 ^{ns}	7,128 ^{ns}	6,794 ^{ns}
2013-2016	25,067*	25,263*	25,263*	25,263*

p-valor=0,05; GL=17.

4. DISCUSSÃO

Os resultados demonstram o potencial da utilização de Redes Neurais Artificiais na prognose da sobrevivência de árvores em florestas da Mata Atlântica, tendo em vista o desempenho excelente na classificação da sobrevivência dos indivíduos. Esses modelos podem contribuir para futuros estudos sobre o manejo florestal, com a criação de cenários e simulações em situações climáticas extremas e prever a longevidade dos indivíduos (HOLZWARTH et al., 2013). Isso permitiria determinar o tempo de residência do carbono e, como resultado, o estoque de carbono na biomassa florestal.

Por outro lado, obteve-se um baixo desempenho para classificação da mortalidade, o mesmo foi verificado por Castro (2014) e Reis (2016). Esta subestimação das taxas de mortalidade provavelmente ocorre, pois segundo os mesmos, o baixo número de indivíduos mortos quando comparado àquelas sobreviventes é insuficiente para uma boa classificação pelas redes. Uma grande limitação para a análise dos processos florestais a longo prazo, como a mortalidade, é a disponibilidade de dados (HALLINGER et al., 2016).

Além disso, o problema da modelagem da mortalidade em florestas tropicais está na estocasticidade desse componente, que a torna de difícil

prognose (MANSO et al., 2015; REIS, 2016). Isso ocorre, pois a mortalidade arbórea pode ser afetada por uma variedade de fatores ambientais, fisiológicos, patológicos e entomológicos, bem como eventos aleatórios, difíceis de prever (HALLINGER et al., 2016; HÜLSMANN et al., 2016). Geralmente, a morte da árvore resulta de interações complexas entre múltiplos fatores e muitas vezes é um processo gradual (KIM et al., 2017). E isso pode tornar o processo da modelagem da mortalidade de árvores mais complexa.

Ademais, nota-se que a inserção de variável meteorológico associada ao índice de competição promove melhorias na classificação das redes. Isso deve ao fato da mortalidade em florestas estar fortemente associado a efeito do clima e da competição entre os indivíduos (KIM et al., 2017). Assim, variáveis que descrevem a competição são essenciais para a modelagem da mortalidade e sobrevivência.

Dentre outros fatores, a mortalidade arbórea é induzida pela competição por recursos (SÁNCHEZ-SALGUERO et al., 2015). A disponibilidade de água para as plantas é modulada pela magnitude das secas e intensidade da competição (PRIMICIA et al., 2015). Assim, as árvores menos competitivas para os recursos mais limitados são mais sensíveis ao estresse adicional e provavelmente serão as primeiras a morrer (GROTE et al., 2016), corroborando a importância do uso dessas variáveis na modelagem em nível individual da mortalidade de árvores em florestas inequidistantes (SÁNCHEZ-SALGUERO et al., 2015).

Além disso, a inclusão de variáveis categóricas no modelo, tal como verificado por Reis (2016), também contribuem para a prognose da mortalidade florestal. Ao fazê-la, uma ampla gama de causas de morte de árvores individuais (como ataques de patógenos, danos mortais a pequenas árvores por queda de boles, raios, etc.) é levada em consideração de forma implícita (BIRCHER; CAILLERET; BUGMANN, 2015).

Por fim, vale ressaltar que em função da alta capacidade e eficiência da técnica RNA no processamento de dados (VAHEDI, 2016), vários outros fatores ecológicos e ambientais, tais como o relevo e grau de distúrbio, poderiam ser adicionados como variáveis categóricas nos modelos, e isso, ao contrário dos métodos tradicionais, podem aumentar a precisão e certeza

dos modelos para estimação da mortalidade de árvores. Assim, a técnica de RNA permitiria a inclusão nos modelos de novas variáveis com base em teoria biológica e processos dinâmicos apoiado na realidade ecológica, não em correlações acidentais ou aleatórias (VAHEDI, 2017).

E para melhorar prognose dos indivíduos mortos seria interessante novos estudos que abrangem outras condições, além da utilização de um maior conjunto de dados que podem gerar melhores resultados, sobretudo na classificação de indivíduos mortos.

5. CONCLUSÕES

O modelo dinâmico e determinístico em nível de árvore individual proposto, por meio da utilização de redes neurais artificiais, representa um novo passo para modelagem da sobrevivência de árvores, ao integrar variáveis dendrometrias e meteorológicas.

A prognose da mortalidade de árvores com Redes Neurais Artificiais, apresenta baixa taxa de acerto, contudo os resultados indicaram que o índice de competição e a variável climática podem ser as variáveis consideravelmente explicativas para prever a mortalidade de árvores em florestas estacionais semidecíduas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, C. D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate. v. 259, n. 4, p. 660–684, 2010.

ALLEN, C. D.; BRESHEARS, D. D.; MCDOWELL, N. G. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. **Ecosphere**, v. 6, n. 8, p. 1–55, 1 ago. 2015.

ANDEREGG, W. R. L. et al. The roles of hydraulic and carbon stress in a widespread climate-induced forest die-off. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 1, p. 233–237, 2012.

BIRCHER, N.; CAILLERET, M.; BUGMANN, H. The agony of choice: different empirical mortality models lead to sharply different future forest dynamics. **Ecological Applications**, v. 25, n. 5, p. 1303–1318, 2015.

CASTRO, R. V. O. **Modelagem de árvore individual para uma Floresta Estacional Semidecidual utilizando redes neurais**. 2012. 116f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2012.

CASTRO, R. et al. Competição em Nível de Árvore Individual em uma Floresta Estacional Semidecidual. **Silva Lusitana**, v. 22, n. 1, p. 43–66, 2014.

FERREIRA JÚNIOR, W.G.; SCHAEFFER, C.E.G.R.; SILVA, A.F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, p.109-142, 2012.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p. 753-767, 1995.

GOETZ, S. J. et al. Observations and assessment of forest carbon dynamics following disturbance in North America. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 117, n. G2, p. G02022, 2012.

GONZALEZ-AKRE, E. et al. Patterns of tree mortality in a temperate deciduous forest derived from a large forest dynamics plot. **Ecosphere**, v. 7, n. 12, p. 1-17. 2016.

GROTE, R. et al. Importance of tree height and social position for drought-related stress on tree growth and mortality. **Trees**, v. 30, n. 5, p. 1467–1482, 1 out. 2016.

HALLINGER, M. et al. Factors driving tree mortality in retained forest fragments. **Forest Ecology and Management**, v. 368, p. 163–172, 2016.

HARTMANN, H. et al. Research frontiers in drought-induced tree mortality: crossing scales and disciplines. **New Phytologist**, v. 205, n. 3, p. 965–969, 2015.

HASENAUER, H.; MERKL, D.; WEINGARTNER, M. Estimating tree mortality of Norway spruce stands with neural networks. **Advances in Environmental Research**, International Symposium on Environmental Software Systems (ISESS 2000). v. 5, n. 4, p. 405–414, 2001.

HAUKE, J.; KOSSOWSKI, T. Comparison of Values of Pearson's and Spearman's Correlation Coefficients on the Same Sets of Data. **Quaestiones Geographicae**, v. 30, n. 2, p. 87–93, 2011.

HEGYI, F. A simulation model for managing jack-pine stands. In: FRIES, G. Growth models for tree and stand population. **Stockolm: Royal College of forestry, Research note**, n.30, p.74-90, 1974.

HENDRIK, D.; MAXIME, C. Assessing drought-driven mortality trees with physiological process-based models. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 232, p. 279–290, 2017.

HOLZWARTH, F. et al. Many ways to die – partitioning tree mortality dynamics in a near-natural mixed deciduous forest. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 1, p. 220–230, 2013.

HÜLSMANN, L. et al. Does one model fit all? Patterns of beech mortality in natural forests of three European regions. **Ecological Applications**, v. 26, n. 8, p. 2465–2479, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª ed. Rio de Janeiro: 275p. 2012.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados meteorológicos**. Disponível em: . Acesso em: 10/04/2017. KIM, M. et al. Modeling stand-level mortality based on maximum stem number and seasonal temperature. **Forest Ecology and Management**, v. 386, p. 37–50, 2017.

LEITÃO FILHO, H.F. **Ecologia da mata atlântica em Cubatão**. São Paulo: UNESP/ UNICAMP, 1993. 184 p.

MANSO, R. et al. Incorporating stochasticity from extreme climatic events and multi-species competition relationships into single-tree mortality models. **Forest Ecology and Management**, v. 354, p. 243–253, 2015.

MARISCAL-FLORES, E. J. **Potencial produtivo e alternativas de manejo sustentável de um fragmento de Mata Atlântica secundária, Município de Viçosa, Minas Gerais**. 1993. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1993.

MEIR, P.; MENCUCCINI, M.; DEWAR, R. C. Drought-related tree mortality: addressing the gaps in understanding and prediction. **New Phytologist**, v. 207, n. 1, p. 28–33, 2015.

MICHAELIAN, M. et al. Massive mortality of aspen following severe drought along the southern edge of the Canadian boreal forest. **Global Change Biology**, v. 17, n. 6, p. 2084–2094, 2011.

MEIRA NETO; ALVES, J. A.; MARTINS, F. R. Understorey structure of Silvicultura forest, a seasonal tropical forest in Viçosa, Brazil. **Revista Árvore**, v. 27, n. 4, p. 459–471, 2003.

PRIMICIA, I. et al. Age, competition, disturbance and elevation effects on tree and stand growth response of primary *Picea abies* forest to climate. **Forest Ecology and Management**, v. 354, p. 77–86, 2015.

PUTH, M.-T.; NEUHÄUSER, M.; RUXTON, G. D. Effective use of Spearman's and Kendall's correlation coefficients for association between two measured traits. **Animal Behaviour**, v. 102, p. 77–84, 2015.

REIS, L. P. **Modelagem de floresta inequidânea: redes neurais artificiais aplicadas em uma floresta manejada no leste da Amazônia**. 2017. 91f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2017.

REIS, L. P. et al. Prognosis on the diameter of individual trees on the eastern region of the amazon using artificial neural networks. **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 161–167, 2016.

SÁNCHEZ-SALGUERO, R. et al. Disentangling the effects of competition and climate on individual tree growth: A retrospective and dynamic approach in Scots pine. **Forest Ecology and Management**, v. 358, p. 12–25, 2015.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA – UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. **Boletim meteorológico 2016**. Viçosa, 2016.

VAHEDI, A. A. Artificial neural network application in comparison with modeling allometric equations for predicting above-ground biomass in the Hyrcanian mixed-beech forests of Iran. **Biomass and Bioenergy**, v. 88, p. 66–76, 2016.

VAHEDI, A. A. Monitoring soil carbon pool in the Hyrcanian coastal plain forest of Iran: Artificial neural network application in comparison with developing traditional models. **CATENA**, v. 152, p. 182–189, 2017.

4. CONCLUSÕES GERAIS

O fragmento de Mata Atlântica avaliado, com 80 anos e em estágio médio de regeneração, apresenta um estoque de carbono crescente. Contudo, os efeitos de eventos climáticos extremos futuros, por exemplo as secas, podem comprometer esse estoque, tendo em vista que ao longo dos últimos 22 anos de monitoramento, observou-se que as secas impactaram a floresta avaliada por meio de reduções no crescimento e sobrevivência, logo afetaram a capacidade da floresta em estocar carbono.

Por fim, o modelo em nível de árvore individual proposto, por meio da utilização de redes neurais artificiais, representa um novo passo para modelagem da sobrevivência de árvores, ao integrar variáveis dendrométricas e meteorológicas.

Esse modelo pode ser utilizado para prever os impactos das secas na dinâmica florestal futura de fragmentos da Mata Atlântica e direcionar planos e ações que visem a conservação e manutenção dos serviços nesse bioma.