

INDIRA BIFANO COMINI

**INFESTAÇÃO DE LIANAS APÓS OCORRÊNCIA DE INCÊNDIO EM UMA
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL COM *Araucaria angustifolia*
(BERTOL.) KUNTZE**

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

Orientador: Gumercindo Souza Lima

Coorientadores: Fillipe Tamiozzo P. Torres
Carlos Moreira M. Eleto Torres

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2022**

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

T

C733i Comini, Indira Bifano, 1990-
2022 Infestação de lianas após ocorrência de incêndio em uma
floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia*
(Bertol.) Kuntze / Indira Bifano Comini. – Viçosa, MG, 2022.
1 tese eletrônica (88 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndice.

Orientador: Gumercindo Souza Lima.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Florestal, 2022.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.265>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Liana (Planta). 2. Incêndios florestais. 3. Fogo e ecologia.
4. Florestas - Manejo. I. Lima, Gumercindo Souza, 1962-.
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Florestal. Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal.
III. Título.

GFDC adapt CDD 22. ed. 634.918143

Bibliotecário(a) responsável: Bruna Silva CRB6/2552

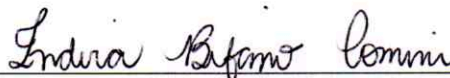
INDIRA BIFANO COMINI

**INFESTAÇÃO DE LIANAS APÓS OCORRÊNCIA DE INCÊNDIO EM UMA
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL COM *Araucaria angustifolia*
(BERTOL.) KUNTZE**

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

APROVADA: 11 de março de 2022.

Assentimento:



Indira Bifano Comini

Antora



Gumerindo Souza Lima
Orientador

Dedico este trabalho a todos aqueles que de alguma forma contribuem com a conservação da natureza no Brasil e no mundo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensa e profundamente ao Criador, Bondoso Pai que me deu a oportunidade de estar aqui.

Aos bondosos benfeitores espirituais, especialmente ao meu anjo guardião por não desistir de me dar assistência.

Aos meus queridos pais, Ana e Jose Mario, a quem eu nem tenho como agradecer o suficiente por todo suporte durante toda a minha vida.

Ao meu querido irmão Ulisses por sem um exemplo pra mim. Por me inspirar, encorajar, acolher e ajudar sempre que preciso.

À minha querida cunhada Gabrielle (a Gabis), a professora-pesquisadora-cientista mais top das galáxias (me permitam essa licença poética) que eu conheço. E não estou exagerando! Obrigada por me estender a mão, acolher, ouvir e ajudar especialmente nos momentos mais complicados. Você fez toda diferença!

A vocês dois, Uli e Gabi, obrigada por abrirem as portas da casa e do coração de vocês e me acolherem com tanto carinho.

Ao meu amado sobrinho Caio por colorir a minha vida com novas cores!

A todos os meus familiares queridos, de modo geral, meus amados avós, tios e primos, agradeço pelo apoio e preces.

Às minhas queridas amigas-irmãs Juliana Baptista (a Ju) e Cyntia Rocha (a Tyna), que sempre se fazem presente em minha vida nos melhores e piores momentos. Estamos sempre juntas!

Às minhas queridas amigas Eliana Boaventura, Lauana Blenda, Tamara Braga e Thaynarinha pelo imenso amor e acolhimento que conseguimos nos dar umas às outras em tantos momentos juntas.

A você Lau, pela imensa paciência e carinho nos nossos muitos encontros remotos pra você me ajudar com o Excel, com o Word (só você pra fazer essas tabelas gigantescas caberem bonitinhas aqui, viu!) e com várias outras dúvidas que foram surgindo.

Aos queridos amigos Bruno Schettini (o Brunão), Samuel José (o Samu), Paulo Henrique (o Villa), Vicente Júnior (o Vivi), vocês tornaram a pós mais produtiva e MUITO mais agradável. Um salve à melhor Salinha que esse Brasil já teve! A Ciência não pode parar!

Aos meus amigos queridos Robs (Robson Alves) e Joubts (Joubert Costa), pela amizade, apoio e acolhimento.

A você, meu querido amigo Ota (Otávio Verly), talvez eu nem tenha como agradecer o tanto suficiente por tantas idas a campo. Por tantas coletas de material botânico. Por tantas fotografias, buscas de informações sobre espécies de lianas e sobre especialistas de gêneros e famílias botânicas. Você é muito bom no que faz. Fico feliz em contribuir aumentando a sua expertise incluindo as lianas no seu portfólio! =D E, claro, por todo seu apoio especialmente durante o ano de 2020.

Às companheiras de república Ana Paula, Dani e Hildinha por todos os perrengues compartilhados e por todo o apoio e risadas.

Aos meus queridos amigos Cassinha Souza (a Coraçõzinha), Julyana Viana (a Juhzinha-Binitinha), Luiz Fernando Salvador (o Zé), Marcello Almeida (o Timbuca), Taíse Helena Leite por todo incentivo, apoio e presença em minha vida, mesmo que estivessem longe, especialmente nesse período de tese e pandemia. Vocês são maravilhosos!

A você Soninha que desde que cheguei em Viçosa me atendeu carinhosamente e se tornou uma amiga.

A você Efigênia que se tornou uma querida com seu cuidado, atenção e orações.

A você Ana Paula Andrade, que caminhou comigo praticamente metade desse caminho. A metade mais difícil, eu diria. Obrigada por me mostrar tanta luz onde eu muitas vezes só via escuridão. Poder fazer terapia é um privilégio, e eu sou extremamente agradecida por isso. Que bom que você caminha comigo!

A você Marilene Pereira, por toda assistência, atenção e carinho.

Aos meus queridos Meimeis pela amizade, pela troca de experiências, rolêzinhos e por todo acolhimento. Vocês são incríveis!

Às minhas queridas Miudinhas que mesmo mais afastadas nesse tempo de pandemia, tiveram um papel muito importante durante toda a minha pós-graduação.

Aos professores da Biologia Vegetal Andreza Viana Neri, João Augusto Alves Meira-Neto e Pedro Schwartsburd agradeço pelo auxílio no comecinho do trabalho.

À funcionária do Herbário Fernanda Lobão Gotti por sua imensa boa vontade e ajuda em procurar materiais e informações que eu precisei utilizar.

Aos especialistas em famílias e gêneros botânicos que me atenderam remotamente auxiliando na identificação de várias espécies de lianas: Alessandro Rapini, Carlos Victor Mendonça Filho, Fabiana Ranzato Filardi, Genise Vieira Somner, Gustavo Heiden, Jimi Nakajima, João Marcelo Alvarenga Braga, Lúcia Garcez Lohmann, Márdel Miranda Mendes Lopes, Nádia Roque, Rafael Felipe de Almeida. Mesmo quando eu já tinha perdido quase todas as esperanças de descobrir os nomes científicos, vocês se prontificaram a ajudar mesmo que de

longe, mesmo trabalhando duro em home office durante a pandemia, com a maior boa vontade. Cada resposta recebida, era um sopro de esperança pra mim. O meu sincero muito obrigada!

A todas as pessoas que foram a campo comigo por pelo menos uma vez na empreitada da coleta de dados: Fábria Souza, Isabella Faustino, Otávio Verly, seu Lair (funcionário da Mata do Paraíso), Tamara Braga, Thaynara Albuquerque.

Aos meus mais que queridos Estagiários Caroline Siconha (a Carol), Gabriel Gonçalves (o Batata), Gabriela Alves (a Gabi), Lindynez Baquim, Marlúcio Silva, Larissa Pires (a Larissinha), Sophia Ribeiro, Tiago Urgal (o Titi). Sem vocês esse trabalho não sairia do papel! Além da mão de obra fornecida em campo, vocês sempre davam uma mãozinha extra no astral, colaborando com bom humor, boa vontade e dedicação.

A você Thaynara Lopes dos Reis, que não era estagiária e me deu uma força danada com o campo por várias semanas.

Ao Tiãozinho por todo auxílio na identificação das espécies arbóreas da Mata Atlântica. Ele é o bicho mesmo!!

Aos Professores: Gumercindo Souza Lima, Carlos Moreira Miquelino Eieto Torres e Fillipe Tamiozzo Pereira Torres por fazerem parte desse trabalho como comissão orientadora.

Aos demais participantes da banca avaliadora, pela contribuição de cada um.

Ao Professor Gumercindo Souza Lima o meu mais sincero agradecimento por ter confiado a mim o desenvolvimento dessa tarefa no doutorado. E também pelas outras que tivemos oportunidade de compartilhar durante a graduação e o mestrado. Serei eternamente grata, Professor!

Ao Professor Carlos Moreira Miquelino Eieto Torres, de uma forma muito especial e carinhosa. A você que foi não só meu coorientador, mas é um amigo muito querido a quem tenho um apreço e estima imensos e enorme gratidão por todo auxílio no desenvolvimento desse trabalho.

Ao Professor Laércio Antônio Gonçalves Jacovine, que lá atrás, no mestrado, me deu a oportunidade de poder estar na pós-graduação como sua orientada e fazer parte do GEEA. A pós não teria sido a mesma sem a experiência de fazer parte do grupo. O senhor sempre será um exemplo de professor e de pessoa pra mim, Jacovine!

Ao Grupo de Estudos em Economia Ambiental e Manejo Florestal (o GEEA), que foi palco de muitas oportunidades, onde muitas “portas se abriam”, de muitos aprendizados, e principalmente, de amizades que levarei por toda a minha vida. Fazer parte do GEEA foi uma das melhores coisas da pós-graduação, foi onde me senti acolhida e tive o meu desejo de pertencimento atendido.

Aos secretários da pós-graduação Alexandre Amorim e Dilson que sempre me receberam de braços abertos e sorriso no rosto pra eu tirar todas as minhas dúvidas um tantão de vezes.

Ao Departamento de Engenharia Florestal, o querido DEF, de forma geral pelo protagonismo na Engenharia Florestal e por proporcionar uma estrutura de qualidade para as atividades acadêmicas.

Aos queridos funcionários do DEF: Elisabete Ferreira (a Bete) e Francisco Chagas (o Chiquinho), por sua atenção, bom humor e carinho de todos os dias.

À UFV por sua excelência em ensino, pesquisa e extensão. Tenho orgulho de toda a minha trajetória acadêmica ter sido realizada aqui, desde a graduação, mestrado e o doutorado. Sem dúvida, foram os melhores anos da minha vida até agora!

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (a Capes), pela concessão da bolsa de estudos e pela extensão do prazo e da bolsa em função da pandemia de Covid-19.

“Use a gratidão como um manto. E esta irá alimentar cada canto da sua vida.” (Jalal ad-Din Muhammad Rumi).

*“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor,
mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou
o que deveria ser, mas graças a Deus, não sou
o que era antes.”*

(Martin Luther King)

RESUMO

COMINI, Indira Bifano, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2022. **Infestação de lianas após ocorrência de incêndio florestal em uma floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze.** Orientador: Gumerindo Souza Lima. Coorientadores: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres e Fillipe Tamiozzo Pereira Torres.

Lianas são componentes das florestas tropicais que competem com as árvores por luz, água e nutrientes, diminuindo seu crescimento e aumentando sua mortalidade. Sua ocorrência está fortemente associada com o acontecimento de eventos perturbadores, como a fragmentação florestal, que é uma consequência do desmatamento e uma das piores causas de perda de biodiversidade. Uma das origens do desmatamento são os incêndios florestais provocados pelo homem, a fim de modificar o uso da terra, como por exemplo, cultivar pastagens onde havia florestas. Estima-se que os incêndios florestais ocorrerão com mais frequência e maior intensidade em função do cenário desencadeado pelas mudanças climáticas. A partir da alteração do regime do fogo e aumento da ocorrência de incêndios florestais, um aumento na ocorrência de lianas nas florestas tropicais também é esperado, sobretudo nas florestas sazonais. Nesse contexto, essa tese teve como objetivo discutir a temática da infestação de lianas na floresta estacional semidecidual após ocorrência de incêndio florestal, sendo dividido em três capítulos, em formato de artigo. O primeiro capítulo foi uma revisão a respeito das lianas, suas características, sua relação com a floresta e com a ocorrência de distúrbios. O segundo capítulo avaliou a densidade e diversidade de lianas após a ocorrência de incêndio florestal. E o terceiro capítulo avaliou a infestação de lianas na floresta, traçando um perfil de ocupação das árvores hospedeiras pelas lianas, após a ocorrência de incêndio florestal. O fogo foi capaz de alterar a composição e estrutura de lianas, aumentando sua abundância e diminuindo a sua diversidade. A maioria das árvores foi infestada por lianas após o incêndio e a maioria das lianas infestou o tronco de árvores, indicando que elas ainda estão subindo até o dossel da floresta, e, portanto, competem a nível de solo (por água e nutrientes), mas ainda não competem a nível de luz. Os resultados encontrados mostram que mesmo a passagem de fogo de baixa intensidade foi capaz de oferecer condições para as lianas infestarem as árvores a ponto de se tornarem 65% mais abundantes e infestarem mais de 50% das árvores da área perturbada, cinco anos após a ocorrência do incêndio florestal. Diante do cenário exposto levando em consideração as condições climáticas que tendem a favorecer a ocorrência de incêndios florestais, as lianas se tornam um ponto chave para a conservação da biodiversidade e estocagem de carbono, devendo ser consideradas nos estudos de ecologia e dinâmica florestal a fim de que seu comportamento

seja cada vez mais compreendido e soluções possam ser pensadas e propostas para que não haja perda de biodiversidade nem de estoque de carbono no futuro em função do seu aumento descontrolado causado pelo aumento da frequência de perturbações de origem antrópica.

Palavras-chave: Cipós. Distúrbios em florestas. Fogo.

ABSTRACT

COMINI, Indira Bifano, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2022. **Infestation of lianas after a wildfire in a semideciduous seasonal forest with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze**. Advisor: Gumercindo Souza Lima. Co-advisors: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres and Fillipe Tamiozzo Pereira Torres.

Lianas are components of tropical forests that compete with trees for light, water, and nutrients, reducing their growth and increasing their mortality. Its occurrence is strongly associated with the occurrence of disturbing events, such as forest fragmentation, which is a consequence of deforestation and one of the worst causes of biodiversity loss. One of the origins of deforestation is man-made forest fires, in order to change land use, such as cultivating pastures where there used to be forests. It is estimated that forest fires will occur more frequently and with greater intensity due to the scenario triggered by climate change. From the changing fire regime and increased occurrence of forest fires, an increase in the occurrence of lianas in tropical forests is also expected, especially in seasonally dry forests. In this context, this thesis aimed to discuss the theme of infestation of lianas in the semideciduous seasonal forest after a forest fire, and was divided into three chapters, in paper format. The first chapter was a review of lianas, their characteristics, their relationship to the forest, and to the occurrence of disturbance. The second chapter evaluated the density and diversity of lianas after forest fire. And the third chapter evaluated the infestation of lianas in the forest, profiling the occupation of host trees by lianas following a forest fire. Fire was able to alter the composition and structure of lianas, increasing their abundance and decreasing their diversity. Most trees were infested by lianas after the fire, and most lianas infested the tree trunk, indicating that they are still climbing up into the forest canopy, and therefore compete at the ground level (for water and nutrients), but do not yet compete at the light level. The results found show that even the passage of low intensity fire was able to provide conditions for the lianas to infest the trees to the point that they became 65% more abundant and infested more than 50% of the trees in the disturbed area, five years after the forest fire occurred. In this scenario, taking into account the climatic conditions that tend to favor the occurrence of forest fires, the lianas become a key point for biodiversity conservation and carbon storage, and should be considered in studies of forest ecology and dynamics so that their behavior is increasingly understood and solutions can be thought and proposed so that there is no loss of biodiversity or carbon stock in the future due to their uncontrolled increase caused by the increased frequency of anthropogenic disturbances.

Keywords: Lianas. Forest disturbances. Fire.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	15
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
CAPÍTULO I: O aumento de perturbações aumenta a abundância de lianas em florestas tropicais	19
1 INTRODUÇÃO.....	19
2 CARACTERÍSTICAS PARTICULARES DAS LIANAS	20
3 DIVERSIDADE DE LIANAS E ADAPTAÇÃO AOS AMBIENTES	22
4 AS LIANAS E AS ÁRVORES: UMA COMPETIÇÃO INTENSA.....	23
5 A ORIGEM DO AUMENTO DA ABUNDÂNCIA DE LIANAS: O AUMENTO DE ÁREAS ABERTAS NOS AMBIENTES FLORESTAIS	25
6 SAZONALIDADE: A VANTAGEM DAS LIANAS NA ESTAÇÃO SECA	27
7 OCORRÊNCIA DE LIANAS EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONAIS: POR QUE É PRECISO PRESTAR ATENÇÃO NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL?	28
CONSIDERAÇÕES FINAIS	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
CAPÍTULO II: Incêndio florestal modifica estrutura de lianas em uma floresta estacional semidecidual com <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze no Brasil.....	37
1 INTRODUÇÃO.....	37
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	39
2.1 Caracterização da área de estudo.....	39
2.2 Coleta de dados.....	41
3 RESULTADOS	43
3.1 Composição, densidade e diversidade de lianas e árvores	43
3.2 Distribuição de lianas e árvores por classe de diâmetro.....	46
4 DISCUSSÃO.....	48
4.1 Composição, densidade e diversidade de lianas e árvores	48
4.2 Distribuição de lianas por classe de diâmetro	50
5 CONCLUSÃO.....	52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53
CAPÍTULO III: Lianas ocupam mais da metade do número de árvores após ocorrência de incêndio em uma floresta estacional semidecidual com <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze, no Brasil.....	59
1 INTRODUÇÃO.....	59

2 MATERIAL E MÉTODOS.....	61
2.1 Caracterização da área de estudo.....	61
2.2 Coleta de dados.....	63
3 RESULTADOS	66
4 DISCUSSÃO.....	70
5 CONCLUSÃO.....	75
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
CONCLUSÕES GERAIS	81
APÊNDICE A – ARTIGOS II E III	82

INTRODUÇÃO GERAL

Lianas, as trepadeiras lenhosas, são formas de vida vegetal dependentes de suporte para alcançarem o dossel da floresta (ENGEL, *et al.*, 1998; SCHNITZER; BONGERS, 2002; ROWE, 2018), e por essa razão são chamadas de parasitas estruturais (STEVENS, 1987). Sua ocorrência principal, em termos de abundância e diversidade se dá nas florestas tropicais onde elas dispõem de uma numerosa oferta de suportes e representam aproximadamente 25% da densidade de caules lenhosos e cerca de 25% das espécies lenhosas (GENTRY, 1991; SCHNITZER; BONGERS, 2002).

Lianas são exímias competidoras por luz, água e nutrientes (GENTRY, 1991; (RODRÍGUEZ-RONDEROS *et al.*, 2016). Elas podem prejudicar as espécies arbóreas de várias maneiras: reduzindo sua área foliar e causando mudanças na estrutura da copa das árvores nos estratos médio e superior da floresta (RODRÍGUEZ-RONDEROS *et al.*, 2016); diminuindo a reprodução das copas das árvores (LÉON *et al.*, 2017); reduzindo o crescimento radial e as taxas de sequestro de carbono nas espécies colonizadas porque modificam a anatomia do xilema e a densidade da madeira nessas árvores hospedeiras (VENEGAS-GONZÁLEZ *et al.*, 2017); diminuindo o crescimento em biomassa da floresta (LAI *et al.*, 2017); reduzindo a velocidade de transporte de seiva nas árvores hospedeiras (TOBIN *et al.*, 2012).

Vários estudos têm reportado aumento na abundância de lianas em florestas tropicais, sobretudo na região neotropical (SCHNITZER; BONGERS, 2011; SCHNITZER, 2014; CAMPBELL *et al.*, 2018). Entre as razões que justificam esse aumento está a fragmentação dos habitats florestais, o aumento do período de estiagem e a diminuição da precipitação (SCHNITZER; BONGERS, 2011). O cenário previsto em decorrência das mudanças climáticas é bastante desfavorável no que diz respeito a essas características porque indica que secas extremas serão cada vez mais frequentes, criando condições para que os incêndios florestais sejam mais recorrentes e intensos, devido à elevação da temperatura, diminuição da precipitação e inflamabilidade do material vegetal (JOLLY *et al.*, 2015; DEVISSCHER *et al.*, 2016; IPCC, 2021).

Essa mudança no regime de fogo já vem acontecendo nas últimas décadas em que os incêndios florestais aumentaram devido à seca e ao aumento do desmatamento, fragmentação florestal e degradação florestal, na Amazônia Oriental, onde o final da estação seca chegou a atrasar um mês, durante os anos mais secos (ALENCAR *et al.*, 2015). Portanto, a sazonalidade que já é um fator benéfico para as lianas – porque elas não entram em repouso vegetativo como as árvores, pelo contrário, continuam seu desenvolvimento mesmo nos períodos mais

secos do ano (CHEN *et al.*, 2014; SCHNITZER; VAN DER HEIJDEN, 2019; SMITH-MARTIN *et al.*, 2019;) – trará uma preocupação maior em termos de conservação da biodiversidade em florestas sazonais como a Floresta Estacional Semidecidual, fitofisionomia componente da Mata Atlântica que é *hotspot* com até 8% da biodiversidade do planeta (MYERS *et al.*, 2000; SILVA; CASTELETI, 2003).

Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi abordar a temática das lianas na Floresta Estacional Semidecidual e verificar o potencial de aumento da abundância de lianas após a ocorrência de incêndio florestal. Para isso, o trabalho foi dividido em três capítulos, em formato de artigos:

Capítulo I: O aumento de perturbações aumenta a abundância de lianas em florestas tropicais;

Capítulo II: Incêndio florestal modifica estrutura de lianas em uma floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil;

Capítulo III: Lianas ocupam mais da metade do número de árvores após ocorrência de incêndio em uma floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, no Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, A. A.; BRANDO, P. M.; ASNER, G. P.; PUTZ, F. E. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. **Ecological Applications**, v. 25, n. 6, p. 1493–1505, 2015. <https://doi.org/10.1890/14-1528.1>

CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; MAGRACH, A.; ALAMGIR, M.; POROLAK, G.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W. F. Edge disturbance drives liana abundance increase and alteration of liana–host tree interactions in tropical forest fragments. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 8, p. 4237–4251, 2018. <https://doi.org/10.1002/ece3.3959>

CHEN, Y.; CAO, K.; SCHNITZER, S. A.; FAN, Z.; ZHANG, J.; BONGERS, F. Water-use advantage for lianas over trees in tropical seasonal forests. **New Phytologist**, v. 205, n. 1, p. 128–136, 2014. <https://doi.org/10.1111/nph.13036>

DEVISSCHER, T.; MALHI, Y.; LANDÍVAR, V. D. R.; OLIVERAS, I. Understanding ecological transitions under recurrent wildfire: a case study in the seasonally dry tropical forests of the Chiquitania, Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 273–286, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.033>

ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 43–64, 1998.

GENTRY, A. H. The distribution and evolution of climbing plants. *In*: PUTZ, F. E.;

MOONEY, H. A. (ed.). **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. p. 3–49.

IPCC. **Climate Change 2021: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. In Press, 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/#FullReport>. Acesso em: 03 set. 2021.

JOLLY, W. M.; COCHRANE, M. A.; FREEBORN, P. H.; HOLDEN, Z. A.; BROWN, T. J.; WILLIAMSON, G. J.; BOWMAN, D. M. J. S. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. **Nature Communications**, v. 6, artigo 7537, p. 1–11, 2015. <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>

LAI, H. R.; HALL, J. S.; TURNER, B. L.; VAN BREUGEL, M. Liana effects on biomass dynamics strengthen during secondary forest succession. **Ecology**, v. 98, n. 4, p. 1062–1070, 2017. <https://doi.org/10.1002/ecy.1734>

LÉON, M. M. G.; IZQUIERDO, L. M.; MELLO, F. N. A.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce community-level canopy tree reproduction in a Panamanian forest. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 2, p. 737–745, 2017. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12807>

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>

RODRÍGUEZ-RONDEROS, M. E.; BOHRER, G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Contribution of lianas to plant area index and canopy structure in a Panamanian forest. **Ecology**, v. 97, n. 12, p. 3271–3277, 2016. <https://doi.org/10.1002/ecy.1597>

ROWE, N. Lianas. **Current Biology Magazine**, v. 28, n. 6, p. R249–R252, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.01.028>

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 397–406, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01590.x>

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223–230, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02491-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02491-6)

SCHNITZER, S. A. Increasing liana abundance in neotropical forests: causes and consequences. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; PUTZ, F. E. (ed.). **Ecology of lianas**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2014. p. 451–464. <https://doi.org/10.1002/9781118392409.ch30>

SCHNITZER, S. A.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; MASCARO, J.; CARSON, W. P. Lianas in gaps reduce carbon accumulation in a tropical forest. **Ecology**, v. 95, n. 11, p. 3008–3017, 2014. <https://doi.org/10.1890/13-1718.1>

- SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p. 43–59.
- SMITH-MARTIN, C. M.; BASTOS, C. L.; LOPEZ, O. R.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Effects of dry-season irrigation on leaf physiology and biomass allocation in tropical lianas and trees. **Ecology**, v. 100, n. 11, e02827, 2019. <https://doi.org/10.1002/ecy.2827>
- STEVENS, G. C. Lianas as structural parasites: the *Bursera Simaruba* example. **Ecology**, v. 68, n. 1, p. 77–81, 1987. <https://doi.org/10.2307/1938806>
- TOBIN, M. F.; WRIGHT, A. J.; MANGAN, S. A.; SCHNITZER, S. A. Lianas have a greater competitive effect than trees of similar biomass on tropical canopy trees. **Ecosphere**, v. 3, n. 2, p. 1–11, 2012. <https://doi.org/10.1890/ES11-00322.1>
- VENEGAS-GONZÁLEZ, A.; BRANCALION, B. H. S.; ALBIERO JUNIOR, A.; CHAGAS, M. P.; ANHOLETTO JUNIOR, C. R.; CHAIX, G.; TOMAZELLO FILHO, M. What tree rings can tell us about the competition between trees and lianas? A case study based on growth, anatomy, density, and carbon accumulation. **Dendrochronologia**, v. 42, p. 1–11, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2016.11.001>

CAPÍTULO I: O aumento de perturbações aumenta a abundância de lianas em florestas tropicais

RESUMO

As lianas (trepedeiras lenhosas) são organismos vegetais que habitam diferentes locais no planeta, mas estão presentes principalmente em florestas tropicais. A abundância de lianas está aumentando na região neotropical nos últimos anos. A origem e implicações do aumento da abundância de lianas após a ocorrência de perturbações nas florestas tropicais foram revisadas nesse artigo. O aumento das perturbações como mudança no uso da terra, fragmentação florestal, elevação dos níveis de CO₂ na atmosfera, intensidade da seca sazonal e menor precipitação anual (que favorece ocorrência de incêndios florestais) e aumento da demanda evapotranspirativa, são fatores indicados como causadores do aumento da abundância das lianas na região neotropical. Esse aumento interfere negativamente no crescimento e sobrevivência de mudas e sementes de espécies arbóreas, na regeneração natural, no armazenamento de carbono e fluxos de nutrientes e água, devido ao aumento da competição entre lianas e árvores. Por isso, medidas de controle são necessárias para diminuir a fragmentação florestal e os demais fatores causadores desse aumento, como o combate às mudanças climáticas que visam à diminuição do desmatamento e a redução dos níveis de CO₂ na atmosfera – e, portanto, redução e combate aos incêndios florestais – aliadas às práticas de manejo florestal sustentável e manejo do fogo.

Palavras-chave: distúrbios, ecologia de cipós, fragmentação florestal, trepedeiras lenhosas.

1 INTRODUÇÃO

Cipós ou lianas são termos utilizados para denominar plantas lenhosas com hábito trepador (ENGEL *et al.*, 1998; ROWE, 2018), organismos que precisam de outro como suporte para se desenvolverem e que germinam no solo e permanecem enraizados nele durante todo seu ciclo de vida (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Por essa razão são chamadas de “parasitas estruturais” (STEVENS, 1987). Essa relação de suporte entre as lianas e as árvores hospedeiras permite que as primeiras invistam mais em crescimento que em tecidos de sustentação, dessa maneira crescem rapidamente (PUTZ, 1984), mesmo em ambientes pouco iluminados (ENGEL *et al.*, 1998) com o objetivo de alcançar o dossel da floresta.

Elas se distribuem amplamente no mundo, sobretudo, em florestas tropicais, em países como Austrália (CAMPBELL *et al.*, 2018), Bolívia (PÉREZ-SALICRUP, 2001), Brasil (NEPSTAD *et al.*, 2007; LAURANCE *et al.*, 2014), Equador (HOMEIER *et al.*, 2010), Gana (ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2009), Índia (MUTHUMPERUMAL; PARTHASARATHY, 2013), Malásia (WRIGHT *et al.*, 2015), Panamá (INGWELL *et al.*, 2010). Mas também têm

ocorrência nas florestas temperadas como nos Estados Unidos (LONDRÉ; SCHNITZER, 2006; LADWIG; MEINERS, 2010; LEICHT-YOUNG *et al.*, 2010; MATTHEWS *et al.*, 2016) e são encontradas até mesmo no deserto (MASRAHI, 2014).

As lianas foram negligenciadas nos estudos de ecologia durante muitos anos, provavelmente pela dificuldade em estudar essas plantas com seu padrão particular de distribuição e reprodução vegetativa desenfreada e também pela identificação de seus indivíduos ser mais difícil (SCHNITZER; BONGERS, 2002), devido à complexidade em acessar suas folhas e flores no dossel da floresta (ISNARD; SILK, 2009). A importância de sua relação com a comunidade começou a ser reconhecida a partir da década de 1980, quando as taxas de publicações científicas que incluíam lianas começaram a aumentar consideravelmente em relação aos anos anteriores (SCHNITZER *et al.*, 2014a; MARSHALL *et al.*, 2020).

Há alguns anos a presença de lianas não era considerada como problema grave às espécies arbóreas hospedeiras (ENGEL *et al.*, 1998). Entretanto, há relatos de que a abundância de lianas está aumentando na região neotropical nas últimas décadas (SCHNITZER; BONGERS, 2011; YORKE *et al.*, 2013; SCHNITZER, 2014; PASQUINI *et al.*, 2015; CAMPBELL *et al.*, 2018). Nesse sentido, o objetivo desse artigo foi revisar essa temática trazendo aspectos relacionados à ecologia de lianas e ao aumento de sua abundância em florestas tropicais.

2 CARACTERÍSTICAS PARTICULARES DAS LIANAS

Lianas formam um grupo polifilético e evoluíram de forma independente ao longo do tempo. Elas estão presentes em mais da metade das famílias de Angiospermas (ROWE, 2018). A morfologia das lianas é característica e as distingue de plantas com outras formas de vida; sua organização mecânica e desenvolvimento estrutural são diferentes, possuem órgãos modificados especializados em escalada como caule com a capacidade de entrelaçar na árvore hospedeira, gavinhas, espinhos, raízes adventícias, pelos adesivos (Figura 1) (ANGYALOSSY *et al.*, 2014; ROWE, 2018).

Figura 1 – Lianas em árvores hospedeiras na floresta estacional semidecidual, na Mata da Biologia em Viçosa, Minas Gerais. Entrelaçamento da haste (A). Raízes adventícias (B). Gavinha (C)



Fonte: a autora.

A evolução das lianas em organismos escandentes as levou a investir mais em seu sistema de condução e flexibilidade do que em rigidez mecânica, mesmo assim depois de estabelecidas no hospedeiro elas são boas em sobreviver ao balanço dos ramos e a acidentes mecânicos, como quedas de galhos e de árvores (ROWE, 2018), podendo chegar a cerca de 90% de sobrevivência de indivíduos adultos após a queda de uma árvore (PUTZ, 1984). Como dependem de organismos suporte, seus caules – chamados de hastes – são estreitos comparados aos das árvores, mesmo possuindo área foliar análoga. Elas conseguem manter essa produtividade de folhas, que pode chegar a 40% das folhas em florestas tropicais (PUTZ, 1984), formando amplos dosses justamente por serem capazes de conduzir grande quantidade de água pelas suas hastes estreitas (ANGYALOSSY *et al.*, 2014).

Essa condução eficiente é possível porque o sistema vascular das lianas é único, altamente especializado, uma vez que esses organismos possuem restrições físicas em decorrência do hábito trepador (como o transporte de água pelas hastes muito longas e a necessidade de flexibilidade para conseguir escalar) (ANGYALOSSY *et al.*, 2014).

O sistema vascular das lianas as difere hidraulicamente porque, além de possuírem vasos estreitos em abundância, elas possuem um pequeno número de vasos que são mais largos em relação a plantas autossustentáveis com comprimentos de caule semelhantes e possuem alta densidade de vasos (de diâmetros variados) que pode ser observada em seção transversal da haste (ROSELL; OLSON, 2014). Vasos mais largos são mais susceptíveis à cavitação o que tornaria a condução mais vulnerável a falhas (SWAINE; GRACE, 2007), por isso essa conformação do sistema vascular das lianas pode ser considerada como um mecanismo que

auxilia na eficiência de sua condução. Essa característica anatômica de presença de vasos largos associados com vasos estreitos é chamada de dimorfismo dos vasos (BASTOS *et al.*, 2016).

Essa combinação da largura das células condutoras de xilema e floema, seus tecidos moles e rígidos misturados e a baixa densidade – que torna a haste mais leve – caracterizam o que é chamado de “síndrome vascular lianescente”, que são essas características comuns a quase todas as plantas escandentes (ANGYALOSSY *et al.*, 2014).

As raízes de lianas são menos estudadas que suas hastes, uma vez que elas não possuem raízes estruturadas para sustentação; mas ao invés disso possuem raízes que investem em extensão (alongamento) abaixo do solo na procura intensa por água e nutrientes (SCHNITZER *et al.*, 2014a). O dimorfismo dos vasos é uma característica anatômica evidenciada em hastes de lianas que também está presente em raízes de espécies lianescentes pertencentes à família Sapindaceae. Essa característica está associada à capacidade das raízes em conduzir água e nutrientes até as hastes de maneira eficiente (BASTOS *et al.*, 2016).

3 DIVERSIDADE DE LIANAS E ADAPTAÇÃO AOS AMBIENTES

A diversidade de lianas é superior nas florestas tropicais comparada à encontrada nas florestas temperadas (PUTZ, 1984; GENTRY, 1991; SCHNITZER; BONGERS, 2002), e em ambientes áridos (MASRAHI, 2014). Isso acontece porque as florestas tropicais oferecem uma disponibilidade maior de suportes nos quais as lianas podem se apoiar para alcançarem o dossel. Elas correspondem a cerca de 25% da densidade de caules lenhosos nas florestas tropicais (SCHNITZER; BONGERS, 2002). A maioria das espécies de lianas (85%) pertence a 26 famílias na região neotropical sendo Bignoniaceae e Fabaceae as mais importantes, respectivamente (GENTRY, 1991).

As espécies de lianas compõem cerca de 10% das espécies lenhosas nas regiões temperadas e 25% das espécies lenhosas nas regiões tropicais (GENTRY, 1991). A evolução do hábito trepador em estratégias de escalada com diferentes adaptações (entrelaçamento do caule, gavinhas, espinhos, raízes adesivas e adventícias), colabora na garantia da diversidade de espécies de lianas nos ambientes tropicais, o que não ocorre nos ambientes de clima temperado porque a maioria das espécies de lianas é intolerante às baixas temperaturas (SCHNITZER; BONGERS, 2002).

A presença de lianas em ambientes áridos se deve a adaptações na estrutura da madeira do caule que esses organismos possuem: vasos de xilema largos, alta condutividade hidráulica (ROSELL; OLSON, 2014) e parênquima radicular com acúmulo denso de grãos de amido (o

amido ajuda na sustentação, aumento do fluxo de água e redução no risco de embolização); essas adaptações permitem a sobrevivência de duas espécies de lianas (*Cocculus pendulus* (J.R. & G. Forst.) Diels e *Leptadenia arborea* (Forssk.) Schweinf.) na planície de Tihama – deserto, no sudoeste da Arábia Saudita (MASRAHI, 2014).

4 AS LIANAS E AS ÁRVORES: UMA COMPETIÇÃO INTENSA

As lianas competem com as árvores acima do solo, por luz (RODRÍGUEZ-RONDEROS *et al.*, 2016), e abaixo dele, por água e nutrientes (GENTRY, 1991). Essa competição pode reduzir a área foliar das árvores e causar mudanças na estrutura da copa nos estratos médio e superior da floresta (RODRÍGUEZ-RONDEROS *et al.*, 2016). A competição proveniente das lianas causa diminuição da reprodução da copa das árvores, pois dois anos após a retirada das lianas o número de copa com frutos foi 173% maior; indivíduos frutificantes com 50% a mais de copas cobertas por frutos e o número de espécies com frutos foi 169% maior do que nas parcelas controle em uma floresta no Panamá (LÉON *et al.*, 2017). O corte de lianas no dossel de árvores proporcionou aumento de 8% na velocidade de transporte de seiva nas árvores em uma floresta úmida sazonal no Panamá (TOBIN *et al.*, 2012).

Lianas podem limitar a reconfiguração dos estratos do dossel da floresta mantendo-os nos estratos mais baixos, uma vez que clareiras dominadas por lianas são diferentes de clareiras convencionais (aquelas em que a regeneração se dá pelo rápido recrutamento e crescimento das árvores e consequente formação do dossel). Na floresta tropical de Barro Colorado Island, no Panamá, a estimativa é de que as lianas dominem 7,5% das clareiras que são formadas todo ano e que essas clareiras dominadas continuem retardando a regeneração das espécies arbóreas por um período estimado de 13 anos (SCHNITZER *et al.*, 2000).

O crescimento rápido das lianas (PUTZ, 1984) permite que elas colonizem os ambientes perturbados em curto espaço de tempo. Essa ocupação rápida dos ambientes perturbados fornece cobertura para predadores de sementes e mudas (SCHNITZER *et al.*, 2000), desfavorecendo a regeneração natural.

A interferência na regeneração natural (SCHNITZER *et al.*, 2000) é mais uma consequência negativa para os indivíduos arbóreos. As sementes das espécies arbóreas não conseguem competir com a velocidade de crescimento das lianas que se estabelecem mais rápido (PASQUINI *et al.*, 2015) sombreando o ambiente desfavorecendo, sobretudo, as espécies arbóreas intolerantes à sombra. A sobrevivência de mudas de árvores em floresta no Panamá foi 75% maior, com crescimento três vezes maior em altura e com o dobro de biomassa

acima do solo em áreas onde as lianas foram removidas, no período de quase dois anos (MARTÍNEZ-IZQUIERDO *et al.*, 2016). As lianas influenciam na regeneração e também no crescimento e mortalidade das árvores. Elas exercem influência negativa no crescimento e na mortalidade, reduzindo o primeiro e aumentando o segundo (INGWELL *et al.*, 2010; LAI *et al.*, 2017; VENEGAS-GONZÁLEZ *et al.*, 2017). Um estudo realizado em floresta tropical no Panamá indicou um percentual de mortalidade para árvores não infestadas por lianas de 21% enquanto 42% das árvores com mais de 75% de suas copas infestadas por lianas morreram no período de dez anos (INGWELL *et al.*, 2010). Outros estudos, também realizados em floresta tropical no Panamá, indicaram uma diminuição da acumulação líquida média de biomassa da floresta de 76%, em três anos (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2015) e um aumento de 180% no acúmulo médio de biomassa em clareiras livres de lianas, em um intervalo de oito anos (SCHNITZER *et al.*, 2014b). A estimativa é de que em 60 anos a redução no crescimento em biomassa das árvores seja equivalente a 47% (LAI *et al.*, 2017).

As lianas também prejudicam o crescimento das árvores hospedeiras modificando a anatomia do xilema e a densidade da madeira, diminuindo o crescimento radial e as taxas de sequestro de carbono nas espécies colonizadas (VENEGAS-GONZÁLEZ *et al.*, 2017), podendo reduzir o crescimento em biomassa na floresta no Panamá em 22%, chegando à estimativa de redução de 47% após 60 anos (LAI *et al.*, 2017). O acúmulo médio de biomassa das árvores foi 180% maior em clareiras nas quais as lianas foram removidas no Panamá, após oito anos, indicando que manter as lianas nas clareiras significa prejuízo para a dinâmica de carbono na floresta tanto pela redução do crescimento quanto pelo aumento da mortalidade das árvores (SCHNITZER *et al.*, 2014b). Mais um estudo demonstrou a partir de uma simulação feita utilizando 3 anos de observações de um experimento de remoção de lianas no Panamá, que o estoque de carbono acima e abaixo do solo foi maior após a remoção de lianas (1,2 kg C m⁻² após 3 anos e 1,8 kg C m⁻² após 10 anos), houve um aumento na produtividade média líquida de 0,0009 para 0,075 kg C m⁻² ano⁻¹, 10 anos após a remoção, houve uma diminuição na produtividade primária bruta (40%) e líquida (53%) das árvores devido à competição por luz (MEUNIER *et al.*, 2021).

Os efeitos negativos das lianas sobre as árvores prejudicam a provisão de um serviço ecossistêmico, de importância global fornecido pelas árvores: a estocagem de carbono (SCHNITZER *et al.*, 2014b; VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2015; LAI *et al.*, 2017; VENEGAS-GONZÁLEZ *et al.*, 2017); e a manutenção da biodiversidade de uma forma geral, nos ambientes tropicais, que são os que mais sofrem os efeitos negativos da fragmentação das florestas e das mudanças climáticas.

5 A ORIGEM DO AUMENTO DA ABUNDÂNCIA DE LIANAS: O AUMENTO DE ÁREAS ABERTAS NOS AMBIENTES FLORESTAIS

As lianas crescem rápido, uma vez que não investem em sustentação direcionam energia para seu crescimento (PUTZ, 1984), isso favorece a colonização de áreas perturbadas em um espaço de tempo menor em relação às espécies arbóreas. A abundância de luz proporcionada pela abertura gerada em áreas perturbadas estimula a expansão das lianas nesses ambientes. Elas possuem quatro maneiras de colonizar e, ao contrário das outras plantas vasculares, que se reproduzem por sementes ou regeneração, elas podem colonizar áreas após a perturbação como adultos, de outras duas formas: por crescimento horizontal enraizando ao longo do chão da floresta ou caindo verticalmente do dossel da floresta e enraizando novamente (SCHNITZER; BONGERS, 2002; YORK *et al.*, 2013). Essa última conhecida como recrutamento clonal de longa distância, pode acontecer após um distúrbio em que uma haste da liana se quebra e se separa de sua “mãe” cai e enraíza novamente no solo da floresta retornando ao dossel ou quando a haste cai no solo da floresta, enraíza novamente e produz várias hastes ainda conectada à “mãe”, que permanece no dossel. Dessa forma, elas conseguem se expandir por longas distâncias alcançando várias copas longe do ponto de enraizamento inicial (YORK *et al.*, 2013).

Perturbações podem ser entendidas como mudanças na densidade do dossel (SWAINE; GRACE, 2007), provocadas de forma direta ou indireta. O aumento da ocorrência de perturbações: aumento da demanda evapotranspirativa, intensidade da seca sazonal e menor precipitação anual e a elevação dos níveis de CO₂ na atmosfera são alguns dos fatores indicados para explicar o aumento da abundância de lianas nas florestas tropicais, além da fragmentação florestal (SCHNITZER; BONGERS, 2011; LAURANCE *et al.*, 2014; SCHNITZER, 2014), considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade tropical (EWERS; DIDHAM, 2006; GIBSON *et al.*, 2011).

A fragmentação florestal, clareiras originadas por quedas de árvores, ocorrência de incêndios ou mudança no uso da terra podem dar origem a aberturas em áreas com floresta. Estimulada pela fragmentação florestal, a abundância de lianas está aumentando nas florestas tropicais, uma vez que esse processo aumenta o efeito de borda (LAURANCE *et al.*, 2011; SCHNITZER; BONGERS, 2011; CAMPBELL *et al.*, 2018; LAURANCE *et al.*, 2018). O efeito de borda é maior em fragmentos com formatos mais irregulares (em que o índice de circularidade é menor), e, portanto, se distanciam do formato circular aproximando-se de formatos mais alongados, e também mais estreitos dependendo de sua área (PIROVANI *et al.*, 2014; SILVA *et al.*, 2019). As bordas são mais susceptíveis a perturbações do que as regiões

intermediárias e centrais tanto de fragmentos florestais quanto de florestas intactas, sendo o efeito maior nos primeiros (LAURANCE *et al.*, 2011; LEDO; SCHNITZER, 2014; CAMPBELL *et al.*, 2017; CAMPBELL *et al.*, 2018). As perturbações favorecem o desenvolvimento das lianas fornecendo condições, como maior incidência de ventos quentes e secos e luz (VENEGAS-GONZÁLEZ *et al.*, 2017), à colonização do ambiente perturbado sobre os indivíduos arbóreos (LEDO; SCHNITZER, 2014; SCHNITZER, 2014; CAMPBELL *et al.*, 2018).

O fogo é um fator encontrado com menor frequência na literatura como um agente perturbador que também pode explicar o aumento da abundância de lianas em florestas tropicais (PINARD *et al.*, 1999; ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2020). As mudanças climáticas têm contribuído para que o regime do fogo seja alterado, aumentando a frequência e intensidade dos incêndios florestais, em decorrência do aumento da temperatura e diminuição da precipitação (ALENCAR *et al.*, 2015). De forma global, a duração da temporada de fogo foi aumentada em 18,7% no período de 1979 a 2013, aumentando em todos os continentes, exceto na Austrália (JOLLY *et al.*, 2015). Na Amazônia Oriental, os incêndios florestais queimaram 15%, 44% e 46% de florestas densas, florestas abertas e florestas de transição, respectivamente, no período de 1983 a 2007. Nesse período, os eventos de seca tornaram mais provável a ocorrência de incêndios florestais maiores, mais frequentes e que se estenderam por uma maior variedade de meses de estação seca. Emissões de carbono com origem nos incêndios florestais podem dobrar ou até mesmo triplicar devido à sua ocorrência mais frequente e intensa, caso medidas de uso sustentável da terra não sejam tomadas para reduzir as taxas de desmatamento e degradação (ALENCAR *et al.*, 2015).

A concentração de CO₂ na atmosfera é outro fator relacionado às mudanças climáticas que também exerce influência positiva no aumento da abundância de lianas, mas até então só foi testado em florestas temperadas. A hipótese é que havendo capacidade fotossintética semelhante por unidade de área foliar entre lianas e árvores, o crescimento das primeiras seria proporcionalmente maior e mais rápido sob elevada concentração de CO₂ porque as lianas possuem uma relação alta entre área foliar e biomassa total da planta, permitindo que elas fixem mais carbono por biomassa total da planta que as árvores (SCHNITZER; BONGERS, 2011). As lianas comparadas às árvores são capazes de usar nitrogênio e fósforo com alta eficiência e suas folhas possuem área foliar específica e taxas fotossintéticas mais altas e custos mais baixos de construção foliar e vida útil da folha – atributos que devem conduzir as lianas a uma resposta mais rápida à elevada concentração de CO₂ na atmosfera (ZHU; CAO, 2010).

6 SAZONALIDADE: A VANTAGEM DAS LIANAS NA ESTAÇÃO SECA

Estudos demonstram que lianas são mais abundantes em florestas tropicais sazonalmente secas (SCHNITZER, 2005; VAN DER SANDE *et al.*, 2013; CHEN *et al.*, 2014; DE DOORWAERDER *et al.*, 2018; SCHNITZER; VAN DER HEIJDEN, 2019; SMITH-MARTIN *et al.*, 2019).

Sua abundância se correlaciona positivamente com a sazonalidade e negativamente com a precipitação anual média (SCHNITZER, 2005). Na estação seca há mais disponibilidade de luz porque há menos nuvens e o dossel apresenta aberturas devido à queda de folhas de espécies caducifólias, além de um rigoroso controle estomático que limita a perda de água. A associação dessas características garante às lianas vantagem de crescimento em relação às árvores, pois conseguem continuar crescendo na estação seca enquanto suas concorrentes estão em repouso vegetativo (SCHNITZER; BONGERS, 2011). Em uma floresta tropical do Panamá foi registrado um crescimento em altura para lianas sete vezes maior em relação às árvores durante a estação seca. Essa vantagem não se estende à estação úmida porque o crescimento das árvores concorrentes raramente é limitado pela disponibilidade de água (SCHNITZER, 2005). O percentual de espécies de lianas em uma floresta com precipitação média anual de 1000 mm foi de 43%, enquanto esse número foi reduzido para 30% das espécies quando a precipitação média anual foi de 2000 mm, indicando adaptação de lianas a ambientes com demanda evapotranspirativa alta (SCHNITZER; BONGERS, 2011).

A diminuição da precipitação e o aumento da sazonalidade e temperatura implicam diretamente em aumento da demanda evapotranspirativa, por isso na estação seca quando essa demanda fica mais alta, em função dos outros fatores, o aumento da abundância de lianas é favorecido (SCHNITZER; BONGERS, 2011), pois se trata de fatores combinados. Os mecanismos que possibilitam às lianas essa vantagem de crescimento durante a estação seca são pouco conhecidos, porém existem estudos com descobertas recentes.

Um estudo conduzido no Panamá sugere que as lianas podem evitar a seca e não ser tolerantes a ela fisiologicamente, ou seja, podem escapar dela ao invés de apenas suportá-la. Isso quer dizer que elas teriam um sistema radicular mais profundo que as árvores também na fase de muda (VAN DER SANDE *et al.*, 2013).

Os resultados de um estudo conduzido em florestas tropicais na China indicam que as lianas durante a estação seca são capazes de utilizar uma proporção maior de água que está em maior profundidade no solo, controlar fortemente seus estômatos permitindo maximizar a fixação de carbono e minimizar a perda de água pelas folhas, diminuir significativamente o

consumo de água e reduzir a fotossíntese menos que as árvores. Além disso, durante a estação chuvosa as taxas de fotossíntese são máximas e a densidade de fluxo de seiva é superior nas lianas (CHEN *et al.*, 2014).

Outro estudo conduzido na Guiana Francesa propõe que as lianas exploram a água em camadas mais superficiais do solo na estação seca porque dessa forma suas raízes conseguem captar com eficiência e rapidez a escassa precipitação durante essa estação (DE DOORWAERDER *et al.*, 2018). Esses resultados diferem daqueles que sugerem que lianas exploram camadas mais profundas do solo para obter água durante a estação seca porque possuem raízes profundas (SCHNITZER, 2005).

Mais recentemente, foi relatado que lianas produzem folhas mais eficientes nas florestas tropicais secas, as quais são capazes de utilizar melhor a alta luminosidade que as árvores e se mostram mais eficiente na interceptação de luz, taxa fotossintética e, conseqüentemente, em crescimento (MEDINA-VEGA *et al.*, 2021). Em condições mais secas, elas exploram melhor o dossel da floresta devido à menor massa foliar por unidade de área foliar, maior dominância apical e caules mais finos (MEDINA-VEGA *et al.*, 2020).

Existe muito a ser conhecido a respeito dos mecanismos de funcionamento das lianas durante a estação seca que as permite continuar seu crescimento e sobrevivência. Um fator que estimula a busca por mais conhecimento a esse respeito são os efeitos provocados pelas mudanças climáticas: aumento do período sazonal seco e diminuição da precipitação anual (IPCC, 2021), uma vez que favorecem as lianas em detrimento das árvores prejudicando a estocagem de carbono em florestas tropicais (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2015), sobretudo em florestas sazonais.

7 OCORRÊNCIA DE LIANAS EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONAIS: POR QUE É PRECISO PRESTAR ATENÇÃO NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL?

Florestas tropicais sazonais podem sentir os efeitos do aumento da abundância de lianas com maior intensidade porque já possuem características intrínsecas que favorecem o crescimento desses organismos: o período sazonal seco e o aumento da passagem de luz pelo dossel ocasionado pela caducifolia das árvores durante esse período. Um exemplo preocupante no Brasil é a Floresta Estacional Semidecidual, uma vez que essa fitofisionomia está localizada no bioma mais degradado do país: a Mata Atlântica. O histórico de pressões sofridas na Mata Atlântica, sobretudo por atividades humanas como agricultura, caça, crescimento urbano,

exploração de madeira, fogo e fragmentação florestal foi responsável pela situação de degradação desse bioma (JOLY *et al.*, 2014).

A Mata Atlântica possui em sua maioria (em mais de 80%), fragmentos florestais com menos de 50 ha, sendo que fragmentos considerados pequenos, geralmente, são aqueles com menos de 100 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009). O tamanho do fragmento florestal influencia diretamente no efeito de borda, conseqüentemente no avanço e colonização de lianas. Por isso, os fatores indicados pela literatura somados àqueles característicos da Floresta Estacional Semidecidual são preocupantes em termos de conservação, já que a Mata Atlântica é uma floresta tropical de alta diversidade e endemismo, incluindo de 1-8% da biodiversidade do planeta (SILVA; CASTELETTI, 2003), considerada um dos cinco principais *hotspots* de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As lianas interferem na dinâmica da floresta e do ecossistema como um todo, afetando a provisão de serviços ecossistêmicos como sequestro e estocagem de carbono e manutenção da biodiversidade. Recomenda-se que elas sejam cada vez mais incluídas nos estudos de ecologia e dinâmica florestal uma vez que sua importância e interação com as árvores e com os demais organismos e o ambiente ainda tem muito a ser conhecido.

O aumento na abundância de lianas é preocupante porque elas podem alterar a composição da comunidade de árvores, armazenamento de carbono e fluxo de nutrientes e de água (SCHNITZER; BONGERS, 2011) e que a fragmentação florestal não demonstra uma tendência de diminuição, mas pelo contrário, de crescimento (CAMPBELL *et al.*, 2018; LAURANCE *et al.*, 2018). Atividades que mitigam as emissões de gases de efeito estufa e minimizam os efeitos das mudanças climáticas auxiliam no controle da abundância de lianas, uma vez que propõem a redução do desmatamento e diminuição dos níveis de CO₂ na atmosfera. As práticas de manejo florestal sustentável baseadas no corte e extração das lianas constituem alternativa para auxiliar no controle do aumento da abundância das mesmas (GERWING; VIDAL, 2003), podendo inclusive dar um fim econômico ao material extraído (PLOWDEN *et al.*, 2003; GAMA *et al.*, 2013), além de práticas de manejo do fogo.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro. Ao Grupo de Estudos em Economia Ambiental e Manejo Florestal (GEEA) pelo suporte na execução do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADDO-FORDJOUR, P.; ANNING, A. K.; LARBI, J. A.; AKYEAMPONG, S. Liana species richness, abundance and relationship with trees in the Bobiri forest reserve, Ghana: impact of management systems. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 8, p. 1822–1828, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.051>
- ADDO-FODRJOUR, P.; KADAN, F.; RAHMAD, Z. B.; FOSU, D.; OFOSU-BAMFU. Wildfires cause shifts in liana community structure and liana-soil relationships in a moist semi-deciduous forest in Ghana. **Folia Geobotanica**, v. 55, p. 273–278, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12224-020-09380-6>
- ANGYALOSSY, V.; PACE, M. R.; LIMA, A. C. Liana anatomy: a broad perspective on structure evolution of the vascular system. *In*: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; AND PUTZ, F. E. (ed.). **Ecology of lianas**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2014. p. 252–287.
- BASTOS, C. L.; TAMAIO, N.; ANGYALOSSY, V. Unravelling roots of lianas: a case study in Sapindaceae. **Annals of Botany**, v. 118, n. 4, p. 733–746, 2016. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw091>
- CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; MAGRACH, A.; LAURANCE, S. G.; ALAMGIR, M.; POROLAK, G.; LAURANCE, W. F. Forest edge disturbance increases rattan abundance in tropical rain forest fragments. **Scientific Reports**, v. 7, n. 6071, p. 1–12, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-06590-5>
- CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; MAGRACH, A.; ALAMGIR, M.; POROLAK, G.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W. F. Edge disturbance drives liana abundance increase and alteration of liana–host tree interactions in tropical forest fragments. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 8, p. 4237–4251, 2018. <https://doi.org/10.1002/ece3.3959>
- CHEN, Y.; CAO, K.; SCHNITZER, S. A.; FAN, Z.; ZHANG, J.; BONGERS, F. Water-use advantage for lianas over trees in tropical seasonal forests. **New Phytologist**, v. 205, n. 1, p. 128–136, 2014. <https://doi.org/10.1111/nph.13036>
- DE DOORWAERDER, H.; HERVÉ-FERNÁNDEZ, P.; STAHL, C.; BURBAN, B.; PETRONELLI, P.; HOFFMAN, B.; BONAL, D.; BOECKX, P.; VERBEECK, H. Liana and tree below-ground water competition—evidence for water resource partitioning during the dry season. **Tree Physiology**, v. 38, n. 7, p. 1071–1083, 2018.

<https://doi.org/10.1093/treephys/tpy002>

ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 43–64, 1998.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, v. 81, n. 1, p. 117–142, 2006.
<https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>

GAMA, M. M. B.; VIEIRA, A. H.; ROCHA, R. B. Ecological features of titica vine (*Heteropsis flexuosa* (Kunth) GS Bunting) in Rondônia State, Northwest Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 3, p. 1117–1125, 2013.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0001-37652013000300015>

GENTRY, A. H. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. *In*: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (ed.). **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. p. 3–49.

GERWING, J. J.; VIDAL, E. Abundância e diversidade de espécies de cipó oito anos após seu corte e exploração de madeira na Amazônia Oriental. *In*: GERWING, J. J.; VIDAL, E. (ed.). **Ecologia e Manejo de Cipós na Amazônia Oriental**. Belém: Imazon, 2003. p. 25–34.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; BROOK, B. R.; GARDNER, T. A.; BARLOW, S.; PERES, C. A.; BRADSHAW, C. J. A.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; SODHI, N. S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, p. 378–381, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10425>

HOMMEIER, J.; ENGLERT, F.; LEUSCHNER, C.; WEIGELT, P.; UNGER, M. Factors controlling the abundance of lianas along an altitudinal transect of tropical forests in Ecuador. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 8, p. 1399–405, 2010.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.008>

INGWELL, L. L.; WRIGHT, S. J.; BECKLUND, K. K.; HUBBEL, S. P.; SCHNITZER, S. A. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, v. 98, p. 879–887, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01676.x>

ISNARD, S.; SILK, W. K. Moving with climbing plants from Charles Darwin's time into the 21st century. **American Journal of Botany**, v. 96, n. 7, p. 1205–1221, 2009.
<https://doi.org/10.3732/ajb.0900045>

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>

LADWIG, L. M.; MEINERS, S. J. Spatiotemporal dynamics of lianas during 50 years of succession to temperate forest. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 671–680, 2010.
<https://doi.org/10.1890/08-1738.1>

LAI, H. R.; HALL, J. S.; TURNER, B. L.; VAN BREUGEL, M. Liana effects on biomass

dynamics strengthen during secondary forest succession. **Ecology**, v. 98, n. 4, p. 1062–1070, 2017. <https://doi.org/10.1002/ecy.1734>

LAURANCE, W. F.; ANDRADE, A. S.; MAGRACH, A.; CAMARGO, J. L. C.; VALSKO, J. J.; CAMPBELL, M.; FEARNside, F. M.; EDWARDS, W.; LOVEJOY, T. E.; LAURANCE, S. G. Long-term changes in liana abundance and forest dynamics in undisturbed Amazonian forests. **Ecology**, v. 95, n. 6, p. 1604–1611, 2014. <https://doi.org/10.1890/13-1571.1>

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNside, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S. G. W. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, 2018. <https://doi.org/10.1111/brv.12343>

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; VAN HOUTAN, K. S.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>

LEDO, A.; SCHNITZER, S. A. Disturbance and clonal reproduction determine liana distribution and maintain liana diversity in a tropical forest. **Ecology**, v. 95, n. 8, p. 2169–2178, 2014. <https://doi.org/10.1890/13-1775.1>

LEICHT-YOUNG, S. A.; PAVLOVIC, N. B.; FROHNAPPLE, K. J.; GRUNDEL, R. Liana habitat and host preferences in northern temperate forests. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 9, p. 1467–1477, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.045>

LÉON, M. M. G.; IZQUIERDO, L. M.; MELLO, F. N. A.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce community-level canopy tree reproduction in a Panamanian forest. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 2, p. 737–745, 2017. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12807>

LONDRÉ, R. A.; SCHNITZER, S. A. The distribution of lianas and their change in abundance in temperate forests over the past 45 years. **Ecology**, v. 87, n. 12, p. 2973–2978, 2006. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2973:TDOLAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2973:TDOLAT]2.0.CO;2)

MARSHALL, A. R.; PLATTS, P. J.; CHAZDON, R. L.; SEKI, H.; CAMPBELL, M. J.; PHILLIPS, O. L.; GEREAU, R. E.; MARCHANT, R.; LIANG, J.; HERBOHN, J.; MALHI, Y.; PFEIFER, M. Conceptualising the global forest response to liana proliferation. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 3, artigo 35, p. 1–21, 2020. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00035>

MARTÍNEZ-IZQUIERDO, L.; GARCIA, M. M.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas suppress seedling growth and survival of 14 tree species in a Panamanian tropical forest. **Ecology**, v. 97, n. 1, p. 215–224, 2016. <https://doi.org/10.1890/14-2261.1>

MASRAHI, Y. S. Ecological significance of wood anatomy in two lianas from arid southwestern Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, v. 21, n. 4, p. 334–341, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2013.11.005>

- MATTHEWS, E. R.; SCHMIT, J. P.; CAMPBELL, J. P. Climbing vines and forest edges affect tree growth and mortality in temperate forests of the U.S. Mid-Atlantic States. **Forest Ecology and Management**, v. 374, p. 166–173, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.005>
- MEDINA-VEGA, J. A.; BONGERS, F.; POORTER, L.; SCHNITZER, S. A.; STERCK, F. J. Lianas have more acquisitive traits than trees in a dry but not in a wet forest. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 6, p. 2367–2384, 2021a. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13644>
- MEDINA-VEGA, BONGERS, F.; SCHNITZER, S. A.; STERCK, F. J. Lianas explore the forest canopy more effectively than trees under drier conditions. **Functional Ecology**, v. 35, n. 2, p. 318–329, 2021b. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13717>
- MEUNIER, F.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; SCHNITZER, S. A.; DE DEURWAERDER, H. P. T.; VERBEECK, H. Lianas significantly reduce aboveground and belowground carbon storage: a virtual removal experiment. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, artigo 663291, p. 1–15, 2021. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.663291>
- MUTHUMPERUMAL, C.; PARTHASARATHY, N. Diversity, distribution and resource values of woody climbers in tropical forests of southern Eastern Ghats, India. **Journal of Forestry Research**, v. 24, n. 2, p. 365–374, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11676-012-0315-8>
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- NEPSTAD, D. C.; THOVER, I. M.; RAY, D.; MOUTINHO, P.; CARDINOT, G. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an amazon forest. **Ecology**, v. 88, n. 9, p. 2259–2269, 2007. <https://doi.org/10.1890/06-1046.1>
- PASQUINI, S. C.; WRIGHT, S. J.; SANTIAGO, L. S. Lianas always outperform tree seedlings regardless of soil nutrients: results from a long-term fertilization experiment. **Ecology**, v. 96, n. 7, p. 1866–1876, 2015. <https://doi.org/10.1890/14-1660.1>
- PÉREZ-SALICRUP, D. R. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology**, v. 82, n. 2, p. 389–396, 2001. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0389:EOLCOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0389:EOLCOT]2.0.CO;2)
- PINARD, M. A.; PUTZ, F. P.; LICONA, J. C. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 116, n. 1–3, p. 247–252, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00447-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00447-2)
- PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200007>
- PLOWDEN, C.; UHL, C.; OLIVEIRA, F. A. The ecology and harvest potential of titica vine roots (*Heteropsis flexuosa*: Araceae) in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 182, n. 1–3, p. 59–73, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00030-](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00030-)

6

- PUTZ, F. E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713–1724, 1984. <https://doi.org/10.2307/1937767>
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- RODRÍGUEZ-RONDEROS, M. E.; BOHRER, G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Contribution of lianas to plant area index and canopy structure in a Panamanian forest. **Ecology**, v. 97, n. 12, p. 3271–3277, 2016. <https://doi.org/10.1002/ecy.1597>
- ROSELL, J. A.; OLSON, M. E. Do lianas really have wide vessels? Vessel diameter–stem length scaling in non-self-supporting plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 16, n. 6, p. 288–295, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.08.001>
- ROWE, N. Lianas. **Current Biology Magazine**, v. 28, n. 6, p. R249–R252, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.01.028>
- SCHNITZER, S. A. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **The American Naturalist**, v. 166, n. 2, p. 262–276, 2005. <https://doi.org/10.1086/431250>
- SCHNITZER, S. A. Increasing liana abundance in neotropical forests: causes and consequences. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; PUTZ, F. E. (ed.). **Ecology of lianas**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2014. p. 451–464. <https://doi.org/10.1002/9781118392409.ch30>
- SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 397–406, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01590.x>
- SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223–230, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02491-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02491-6)
- SCHNITZER, S. A.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 4, p. 655–666, 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00489.x>
- SCHNITZER, S. A.; PUTZ, F. E.; BONGERS, F.; KROENING, K. The past, present, and potential future of liana ecology. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; PUTZ, F. E. (ed.). **Ecology of lianas**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2014a. p. 3–10.
- SCHNITZER, S. A.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F. Lianas have a seasonal growth advantage over co-occurring trees. **Ecology**, v. 100, n. 5, e02655, 2019.

<https://doi.org/10.1002/ecy.2655>

SCHNITZER, S. A.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; MASCARO, J.; CARSON, W. P. Lianas in gaps reduce carbon accumulation in a tropical forest. **Ecology**, v. 95, n. 11, p. 3008–3017, 2014b. <https://doi.org/10.1890/13-1718.1>

SILVA, A. L.; LONGO, R. M.; BRESSANE, A.; CARVALHO, M. F. H. Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1254–1269, 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509830201>

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p. 43–59.

SMITH-MARTIN, C. M.; BASTOS, C. L.; LOPEZ, O. R.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Effects of dry-season irrigation on leaf physiology and biomass allocation in tropical lianas and trees. **Ecology**, v. 100, n. 11, e02827, 2019. <https://doi.org/10.1002/ecy.2827>

STEVENS, G. C. Lianas as structural parasites: the *Bursera Simaruba* example. **Ecology**, v. 68, n. 1, p. 77–81, 1987. <https://doi.org/10.2307/1938806>

SWAINE, M. D.; GRACE, J. Lianas may be favoured by low rainfall: evidence from Ghana. **Plant Ecology**, v. 192, n. 2, p. 271–276, 2007. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9319-4>

TOBIN, M. F.; WRIGHT, A. J.; MANGAN, S. A.; SCHNITZER, S. A. Lianas have a greater competitive effect than trees of similar biomass on tropical canopy trees. **Ecosphere**, v. 3, n. 2, p. 1–11, 2012. <https://doi.org/10.1890/ES11-00322.1>

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 43, p. 13267–13271, 2015. <https://doi.org/10.1073/pnas.1504869112>

VAN DER SANDE, M. T.; POORTER, L.; SCHNITZER, S. A.; MARKESTEIJN, L. Are lianas more drought-tolerant than trees? A test for the role of hydraulic architecture and other stem and leaf traits. **Oecologia**, v. 172, n. 4, p. 961–972, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2563-x>

VENEGAS-GONZÁLEZ, A.; BRANCALION, B. H. S.; ALBIERO JUNIOR, A.; CHAGAS, M. P.; ANHOLETTO JUNIOR, C. R.; CHAIX, G.; TOMAZELLO FILHO, M. What tree rings can tell us about the competition between trees and lianas? A case study based on growth, anatomy, density, and carbon accumulation. **Dendrochronologia**, v. 42, p. 1–11, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2016.11.001>

WRIGHT, S. J.; SUN, I.; PICKERING, M.; FLETCHER, C. D.; CHEN, Y. Long-term changes in liana loads and tree dynamics in a Malaysian forest. **Ecology**, v. 96, n. 10, p. 2748–2757, 2015. <https://doi.org/10.1890/14-1985.1>

YORKE, S. R.; SCHNITZER, S. A.; MASCARO, J.; LETCHER, S. G.; CARSON, W. P.

increasing liana abundance and basal area in a tropical forest: the contribution of long-distance clonal colonization. **Biotropica**, v. 45, n. 13, p. 317–324, 2013.
<https://doi.org/10.1111/btp.12015>

ZHU, S.-D.; CAO, K.-F. Contrasting cost–benefit strategy between lianas and trees in a tropical seasonal rain forest in southwestern China. **Oecologia**, v. 163, n. 3, p. 591–599, 2010.
<https://doi.org/10.1007/s00442-010-1579-3>

CAPÍTULO II: Incêndio florestal modifica estrutura de lianas em uma floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil

RESUMO

Lianas são organismos abundantes e diversos nas florestas tropicais. Sua presença está fortemente associada à ocorrência de perturbações na floresta. O aumento da ocorrência de perturbações favorece o aumento da abundância de lianas que afetam negativamente a dinâmica da floresta. Perturbações induzidas pelo fogo tendem a aumentar no cenário provocado pelas mudanças climáticas em que as secas extremas se tornam cada vez mais frequentes devido ao aumento da temperatura média do planeta. O objetivo foi responder às seguintes questões: (i) qual é a densidade e diversidade de lianas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual? (ii) existe diferença de infestação (composição, densidade, diversidade e estrutura) de lianas em área perturbada com a ocorrência de incêndio florestal e sem ocorrência de incêndio florestal? O estudo foi realizado em um fragmento de floresta estacional semidecidual com (A1) e sem (A2) ocorrência de incêndio florestal. As lianas, que estavam ascendendo ao dossel, foram medidas em inventário tipo censo com diâmetro mínimo de inclusão de 1,0 cm, a 1,30 m do ponto de enraizamento principal, com paquímetro digital de precisão. As árvores também foram medidas em inventário tipo censo, com DAP mínimo de inclusão de 5,0 cm, utilizando a fita métrica. A altura de todas as árvores foi medida com o aparelho Vertex®. O teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (K-S), a 5% de probabilidade, foi aplicado para verificar se a distribuição diamétrica dos indivíduos de lianas e de árvores diferiu estatisticamente. O fogo alterou em 36% a composição de espécies de lianas. A densidade de lianas aumentou após a ocorrência do incêndio florestal, em 65%. O fogo alterou a distribuição diamétrica dos indivíduos lianescentes. O fogo atuou como um agente de homogeneização da composição de espécies, removendo espécies sensíveis e aumentando a abundância de espécies tolerantes a ele. O aumento da densidade foi favorecido pelas condições de luminosidade fornecidas pela abertura do dossel a partir da ocorrência do incêndio florestal. O fogo alterou a distribuição diamétrica das lianas que diferiu estatisticamente pelo teste de aderência K-S, a 5% de probabilidade. O fogo altera a composição de espécies e a estrutura dos indivíduos lianescentes, aumenta a densidade e diminui a diversidade de lianas.

Palavras-chave: conservação, fogo, perturbação da floresta, trepadeiras lenhosas.

1 INTRODUÇÃO

As lianas são mais abundantes e diversas nas florestas tropicais que em qualquer outro lugar do planeta em função da quantidade de suporte encontrada nesse tipo de floresta os quais elas utilizam para se apoiarem e alcançarem o dossel (GENTRY, 1991). Elas desempenham um papel vital na comunidade fornecendo recursos fundamentais para a sobrevivência de animais como fontes diretas ou indiretas de alimento (PUTZ; WINDSOR, 1987; DUNN *et al.*, 2012; MICHEL *et al.*, 2014) e acesso pelo dossel para animais que não voam (MONTGOMERY;

SUNQUIST, 1978; PUTZ *et al.*, 2001; CAMPBELL *et al.*, 2015). As lianas, por outro lado, competem com as árvores acima do solo, por luz (RODRÍGUEZ-RONDEROS *et al.*, 2016), e abaixo dele, por água e nutrientes (GENTRY, 1991).

A presença de lianas geralmente está associada à ocorrência de perturbações na floresta. Eventos que causam mudanças na densidade do dossel são considerados perturbações (SWAINE; GRACE, 2007), como: ocorrência de incêndio florestal (ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2020), queda de galhos ou árvores formando clareiras, mudança de uso da terra, e a fragmentação florestal (consequência gerada pelo desmatamento) (SCHNITZER; BONGERS, 2011).

Essa adaptabilidade à ocorrência de eventos perturbadores ajuda as lianas a garantir seu sucesso na ocupação das florestas tropicais, especialmente nas sazonais, como a Estacional Semidecidual, uma vez que elas sofrem menos estresse hídrico no período seco devido, em parte, às suas características de raízes profundas e sistema vascular eficiente e especializado (SCHNITZER, 2005; ANGYALOSSY *et al.*, 2014; AMORIM *et al.*, 2018). Além disso, são beneficiadas pelas condições de luminosidade oferecidas no período seco em que a disponibilidade de luz é maior em função da diminuição de nuvens e da abertura do dossel devido à queda de folhas de espécies caducifólias (SCHNITZER; BONGERS, 2011).

Uma série de estudos têm identificado modificações na importância ecológica das lianas que interferem na dinâmica da floresta: aumento do número de indivíduos por hectare (densidade) (SCHNITZER; BONGERS, 2011; SCHNITZER, 2014; PASQUINI *et al.*, 2015; CAMPBELL *et al.*, 2018) e área basal (YORKE *et al.*, 2013), promovendo efeitos negativos no crescimento das árvores (RODRÍGUEZ-RONDEROS *et al.*, 2016), na mortalidade (INGWELL *et al.*, 2010) e conseqüentemente, na biomassa e estocagem de carbono (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2015).

O aumento da ocorrência de eventos extremos como secas e aumento no período de estiagem pode favorecer o surgimento de incêndios florestais (IPCC, 2021), tornando sua ocorrência cada vez mais frequente. Florestas sazonais, como a Estacional Semidecidual, ficarão ainda mais propensas a perturbações induzidas pelo fogo. Isso indica uma urgente necessidade de conhecer a composição e o comportamento de lianas na Floresta Estacional Semidecidual, que ainda é pouco estudada.

O objetivo desse trabalho foi responder às seguintes questões: (i) qual é a densidade e diversidade de lianas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual? (ii) existe diferença de infestação (composição, densidade, diversidade e estrutura) de lianas em área perturbada com a ocorrência de incêndio florestal e sem ocorrência de incêndio florestal?

2 MATERIAL E MÉTODOS

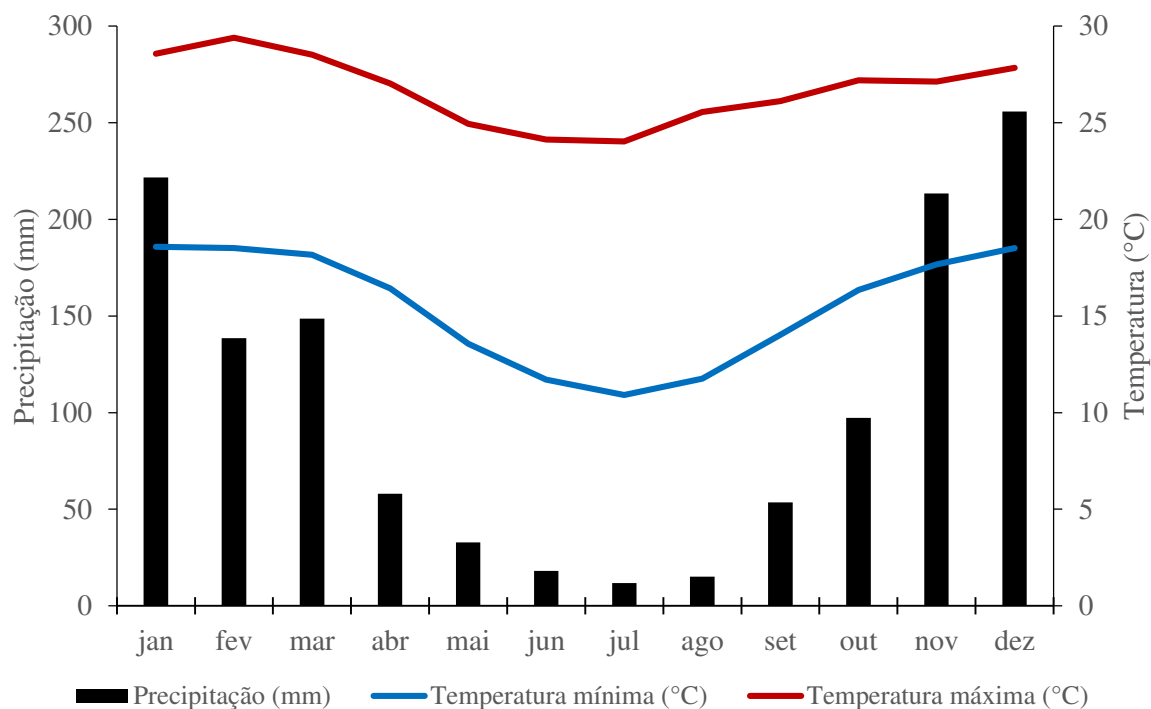
2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido na Mata da Biologia, fragmento de Floresta Estacional Semidecidual com aproximadamente 75 ha, localizado no *campus* da Universidade Federal de Viçosa (UFV) no município de Viçosa, Minas Gerais (20°45'S e 42°51'W).

Esse fragmento florestal foi totalmente desmatado em 1922 para o plantio de café. A partir de 1926, ele passou a integrar o *campus* da UFV e desde então está protegido e em processo de regeneração natural (SILVA *et al.*, 2000; PAULA *et al.*, 2002; FERREIRA JÚNIOR *et al.*, 2007a). Um plantio experimental de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze foi realizado nesse fragmento na década de 1970 e se encontra protegido e sem ações de manejo (CARDINELLI *et al.*, 2017).

O clima da região é do tipo Cwa, de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013). A precipitação média anual de 1268 mm e a temperatura média anual de 21,1 °C, foram registradas para o período entre 1971 e 2017 (UFV, 2021). A região performa seu pico de precipitação média no mês de dezembro (Figura 1). A vegetação está em uma região classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012), com 650 m de altitude. O solo da região se distingue pela presença da classe latossolo vermelho-amarelo álico que predomina no topo das elevações e encostas e da classe podzólico vermelho-amarelo câmbico predominante nos terraços fluviais (FERREIRA JÚNIOR *et al.*, 2007b; FERREIRA JÚNIOR *et al.*, 2012).

Figura 1 – Média de precipitação e temperatura no período de 1971 a 2017 para o município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil

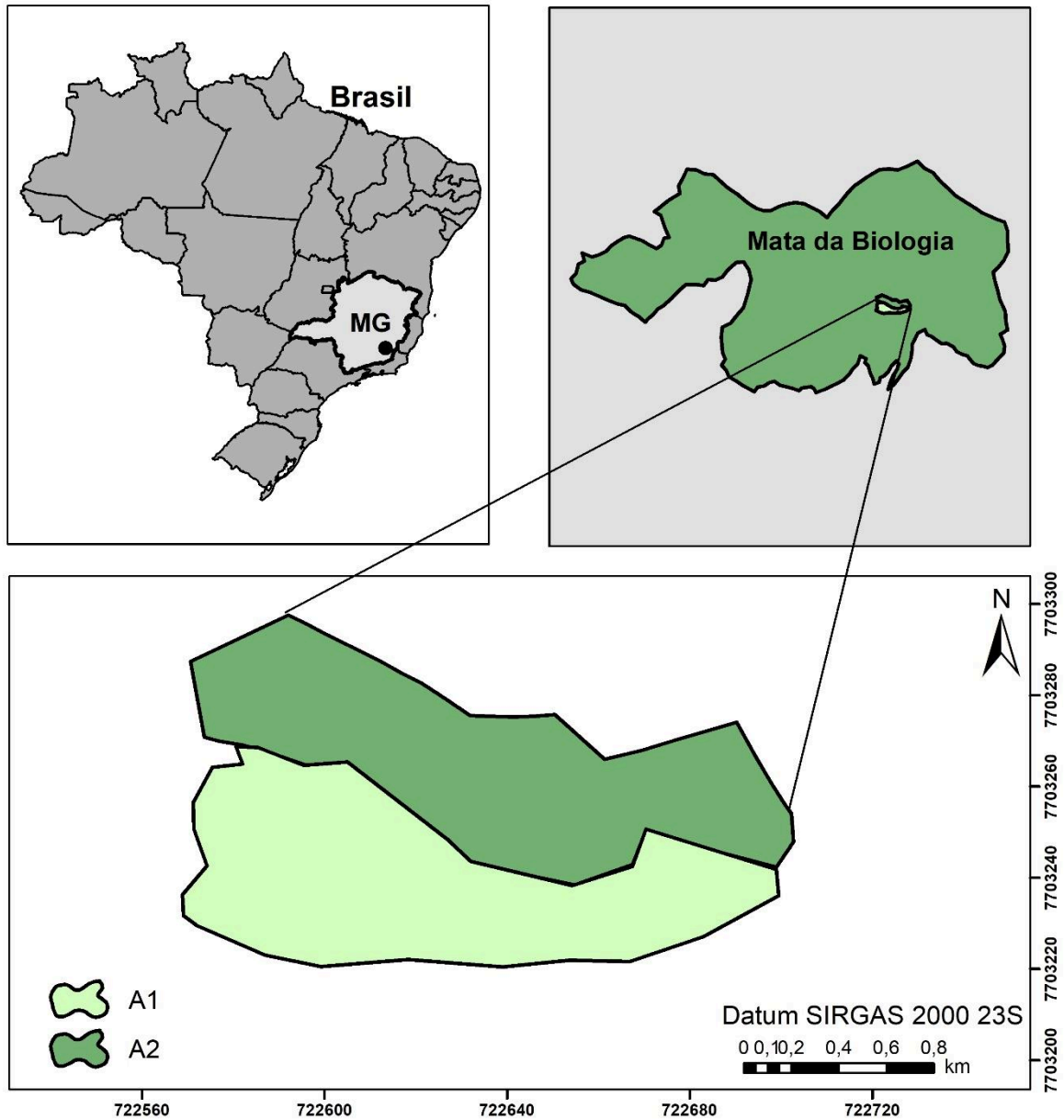


Fonte: a autora. Dados obtidos em UFV (2021).

A área de trabalho foi constituída de dois transectos adjacentes, de aproximadamente 0,4 ha cada, dentro desse plantio experimental: área com presença de lianas e com ocorrência de incêndio florestal (A1), e área com presença de lianas e sem ocorrência de incêndio florestal (A2). As duas áreas apresentavam o mesmo estágio sucessional antes da ocorrência do fogo (REIS *et al.*, 2018). Uma trilha (com comprimento de aproximadamente 130 m e largura de cerca de 50 cm) separa as duas áreas de trabalho que foram delimitadas desde a trilha até o divisor topográfico mais próximo no sentido da inclinação, compondo a sua largura, e seguindo o comprimento da trilha ao longo da porção mais baixa do terreno (parte plana) (Figura 2).

O incêndio, de origem antrópica, ocorreu em 19 de outubro de 2014 e queimou aproximadamente 30 ha, segundo o Corpo de Bombeiros da UFV (REIS *et al.*, 2018). A intensidade do fogo não foi medida, mas pôde ser designada como baixa, porque apesar de ter atingido A1 em todo seu comprimento, o fogo não foi suficiente para atravessar a trilha de apenas 50 cm e atingir A2, limitando-se à A1 (REIS *et al.*, 2018).

Figura 2 – Mapa da área de estudo e trabalho



A1: área com presença de lianas e com ocorrência de incêndio florestal; A2: área com presença de lianas e sem ocorrência de incêndio florestal.

Fonte: a autora.

2.2 Coleta de dados

O inventário de lianas, do tipo censo, foi realizado com base no protocolo padrão de medição de lianas (GERWING *et al.*, 2006; SCHNITZER *et al.*, 2008). Todas as lianas com o diâmetro mínimo de inclusão de hastes de 1,0 cm que estavam ascendendo ao dossel foram medidas. Todas elas foram consideradas como indivíduos mesmo que provavelmente houvesse clones que estivessem conectados sob o solo, porque muitas lianas caem casualmente das copas

e enraízam no solo, dificultando encontrar seus pontos originais de enraizamento (GERWING; VIDAL, 2003), exceto quando as conexões estavam visíveis possibilitando a identificação das hastes de um mesmo indivíduo. A coleta do diâmetro foi feita a 1,30 m do ponto de enraizamento principal (último ponto de enraizamento substancial antes da liana ascender ao dossel), observando as demais recomendações dos pontos de medição dos diâmetros indicados de acordo com as diferentes situações encontradas em florestas tropicais. A medição do diâmetro foi feita com paquímetro digital de precisão.

Uma adaptação ao protocolo padrão de medição de lianas utilizado foi feita para adequar a medição a uma característica específica que ocorreu no local. A *Situação S (Special Situation)* foi criada para denominar a situação em que havia um emaranhado de hastes de lianas nas árvores hospedeiras dificultando a localização e o acesso ao ponto de enraizamento principal e, portanto, a determinação do local do ponto de medição do diâmetro na haste. Em *Situações S* os diâmetros das lianas foram tomados com a fita métrica a 1,30 m do solo na posição vertical.

A identificação botânica das lianas foi feita em campo e através de fotografias de material coletado enviadas para especialistas. A classificação das espécies em famílias foi feita de acordo com o APG IV (THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016) e os nomes científicos seguiram a Lista de Espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2021).

O inventário florestal arbóreo, tipo censo, foi realizado. Todas as árvores vivas com DAP (diâmetro à altura do peito; 1,30 m) igual ou superior a 5,0 cm foram medidas. A CAP (circunferência à altura do peito; 1,30 m) e a altura das árvores foram registradas com a utilização de fita métrica e o aparelho Vertex®, respectivamente. A suta foi utilizada para medir o diâmetro das árvores nos casos em que essas possuíam lianas entrelaçadas no fuste sem espaço para a tomada da circunferência com a fita métrica. A coleta de dados em campo referente aos inventários de lianas e arbóreas foi realizada durante todo o ano de 2019.

A identificação botânica foi realizada em campo e a classificação das espécies em famílias foi feita de acordo com o APG IV (THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016) e os nomes científicos seguiram a Lista de Espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2021). As espécies foram classificadas em grupos ecológicos de acordo com a proposição feita para florestas secundárias brasileiras: pioneiras (P), secundárias iniciais (Si), secundárias tardias (St) e sem classificação (Sc) (GANDOLFI *et al.*, 1995). A *Araucaria angustifolia* foi considerada como uma espécie pioneira (RIBEIRO *et al.*, 2013).

A área de Floresta Estacional Semidecidual estudada se encontra em estágio avançado de regeneração, caracterizado por espécies com DAP médio superior a 18 cm e dossel superior a 12 m de altura, além da presença marcante de lianas (BRASIL, 2007) (Tabela 1).

Tabela 1. Medidas dendrométricas nas áreas com (A1) e sem ocorrência de incêndio florestal (A2) no fragmento de floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia*

Área	H	q	AB
A1	15,5	24,59	51,4295
A2	13,3	20,56	42,7773

H: altura média (m); q: diâmetro médio (cm); AB: área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$).

A distribuição diamétrica de árvores e lianas na A1 e na A2, considerando todos os fustes/hastes do fragmento por classe de diâmetro, foi comparada pelo teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (K-S), a 5% de significância, a fim de indicar se a distribuição diamétrica da A1 (tratamento: frequência estimada) e da A2 (controle: frequência observada) é igual ou diferente estatisticamente (REIS, 2017; VILLANOVA *et al.*, 2018). O mesmo teste de aderência foi aplicado para os grupos ecológicos das espécies arbóreas, dividindo-as em pioneiras e não pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias, e também espécies exóticas, sendo as espécies sem classificação excluídas do teste.

3 RESULTADOS

3.1 Composição, densidade e diversidade de lianas e árvores

Um total de 271 indivíduos de lianas foi registrado nas duas áreas do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em 10 famílias, 15 gêneros e 35 espécies. As famílias com maior número de espécies registradas foram Bignoniaceae Juss. (seis espécies) e Sapindaceae Juss. (cinco espécies). O gênero mais diverso foi *Amphilophium* sp. com quatro espécies. As espécies mais abundantes foram *Mikania glomerata* Spreng. (48,34%) e *Tynanthus fasciculatus* (Vell.) Miers. (15,50%), totalizando mais de 60% de todos os indivíduos registrados nas duas áreas.

Um total de 169 indivíduos de lianas foi registrado na A1, distribuídos em 9 famílias, 8 gêneros e 16 espécies. A família Bignoniaceae foi a mais diversa com quatro espécies. O gênero mais diverso foi *Amphilophium* sp. com três espécies. A espécie mais abundante foi *Mikania glomerata* com 75,15% dos indivíduos registrados em A1.

Um total de 102 indivíduos de lianas foi registrado na A2, distribuídos em 14 famílias, 12 gêneros e 25 espécies. As famílias Bignoniaceae (cinco espécies) e Sapindaceae (quatro espécies) foram as mais diversas (Tabela 2). A espécie mais abundante foi *Tynanthus fasciculatus* com 39,22% dos indivíduos registrados em A2.

Tabela 2. Densidade de lianas (hastes ha⁻¹) por espécie no fragmento de floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia*

Nome Científico A1	Família	E/N	DA	DR
<i>Mikania glomerata</i> Spreng.*	Asteraceae Bercht. & J.Presl	N	358,33	73,71
<i>Piptocarpha quadrangularis</i> (Vell.) Baker	Asteraceae Bercht. & J.Presl	N	30,56	6,29
<i>Serjania</i> sp.*	Sapindaceae Juss.	N	27,78	5,71
<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae Juss	N	16,67	3,43
<i>Paullinia rubiginosa</i> Cambess.*	Sapindaceae Juss.	N	11,11	2,29
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	Dilleniaceae Salisb.	N	8,33	1,71
Indeterminada 1	Indeterminada		5,56	1,14
<i>Tynanthus fasciculatus</i> (Vell.) Miers*	Bignoniaceae Juss	N	5,56	1,14
<i>Amphilophium</i> sp. 1*	Bignoniaceae Juss	N	2,78	0,57
<i>Amphilophium</i> sp. 2	Bignoniaceae Juss	N	2,78	0,57
Apocynaceae 1	Apocynaceae Juss.		2,78	0,57
Apocynaceae 2*	Apocynaceae Juss.		2,78	0,57
Asteraceae 1	Asteraceae Bercht. & J.Presl		2,78	0,57
Indeterminada 2	Indeterminada		2,78	0,57
Indeterminada 3	Indeterminada		2,78	0,57
<i>Rhynchosia phaseoloides</i> (Sw.) DC.	Fabaceae Lindl.	N	2,78	0,57
Total			486,11	100,00
Nome científico A2	Família	E/N	DA	DR
<i>Tynanthus fasciculatus</i> (Vell.) Miers*	Bignoniaceae Juss	N	116,67	39,62
<i>Banisteriopsis muricata</i> (Cav.) Cuatrec.	Malpighiaceae Juss.	N	22,22	7,55
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae Juss	N	19,44	6,60
<i>Paullinia rubiginosa</i> Cambess.*	Sapindaceae Juss.	N	19,44	6,60
<i>Mascagnia velutina</i> C.E.Anderson	Malpighiaceae Juss.	N	13,89	4,72
Sapindaceae 2	Sapindaceae Juss.		13,89	4,72
<i>Mikania glomerata</i> Spreng.*	Asteraceae Bercht. & J.Presl	N	11,11	3,77
<i>Abuta rufescens</i> Aubl.	Menispermaceae A.Juss.	N	8,33	2,83
<i>Abuta selloana</i> Eichler	Menispermaceae A.Juss.	N	8,33	2,83
Apocynaceae 2*	Apocynaceae Juss.		8,33	2,83
<i>Amphilophium glaziovii</i> Bureau ex K.Schum.	Bignoniaceae Juss	N	5,56	1,89
<i>Anchietea pyrifolia</i> (Mart.) G.Don.	Violaceae Batsch	N	5,56	1,89
<i>Dioscorea</i> sp.	Dioscoreaceae R.Br.	N	5,56	1,89
<i>Paullinia trigonia</i> Vell.	Sapindaceae Juss.	N	5,56	1,89
<i>Amphilophium</i> sp. 1*	Bignoniaceae Juss	N	2,78	0,94
<i>Banisteriopsis</i> sp.	Malpighiaceae Juss.	N	2,78	0,94
Indeterminada 4	Indeterminada		2,78	0,94
Indeterminada 5	Indeterminada		2,78	0,94
Indeterminada 6	Indeterminada		2,78	0,94
Indeterminada 7	Indeterminada		2,78	0,94
Indeterminada 8	Indeterminada		2,78	0,94
<i>Machaerium gracile</i> Benth.	Fabaceae Lindl.	N	2,78	0,94
<i>Machaerium</i> sp.	Fabaceae Lindl.	N	2,78	0,94
Sapindaceae 1	Sapindaceae Juss.		2,78	0,94
<i>Serjania</i> sp.*	Sapindaceae Juss.	N	2,78	0,94
Total			294,44	100,00

A1: área com ocorrência de incêndio florestal; A2: área sem ocorrência de incêndio florestal; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; E: espécie exótica; N: espécie nativa.

*Espécies presentes em A1 e A2.

Um total de 382 indivíduos arbóreos foi registrado em A1, distribuídos em 25 famílias, 45 gêneros e 51 espécies. A família mais diversa foi Fabaceae com sete espécies. Em A2, 454 indivíduos foram registrados em 33 famílias, 63 gêneros e 71 espécies. A família Fabaceae foi a mais diversa com 10 espécies. O Índice de Diversidade de Shannon-Weaver foi maior em A2 em relação à A1 (Tabela 3).

Tabela 3. Composição florística nas áreas com (A1) e sem ocorrência de incêndio florestal (A2) no fragmento de floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia*

Área	Variáveis botânicas								
	Famílias	Gêneros	Espécies	P	Si	St	Sc	E	H'
A1	25	45	51	14	20	6	6	5	2,76
A2	33	63	71	11	32	8	15	5	3,06

P: pioneiras; Si: secundárias iniciais; St: secundárias tardias; Sc: sem classificação; E: espécies exóticas; H': Índice de Diversidade de Shannon-Weaver.

A *Araucaria angustifolia* foi a espécie mais abundante em ambas as áreas, com 30,10% dos indivíduos em A1 e 21,59% em A2. Essa espécie também possui as maiores densidades e dominâncias e, portanto, maiores valores de cobertura em ambas as áreas (Tabela 4 e Tabela S1 – Apêndice A).

Tabela 4. Espécies com maior valor de cobertura (VC) no fragmento de floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia* com (A1) e sem (A2) ocorrência de incêndio florestal

Nome científico A1	GE	DA	DR	DoA	DoR	VC
<i>Araucaria angustifolia</i> *	P	319,44	29,49	39,3288	76,47	52,98
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> *	E	116,67	10,77	3,2291	6,28	8,52
<i>Cecropia glaziovii</i>	P	116,67	10,77	0,9851	1,92	6,34
<i>Croton urucurana</i>	P	94,44	8,72	0,6020	1,17	4,94
<i>Luehea grandiflora</i>	P	55,56	5,13	0,9487	1,84	3,49
<i>Vernonanthura divaricata</i>	P	41,67	3,85	0,1330	0,26	2,05
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	Si	5,56	0,51	1,6059	3,12	1,82
<i>Cabralea canjerana</i> *	Si	27,78	2,56	0,1140	0,22	1,39
<i>Allophylus edulis</i>	Si	22,22	2,05	0,2570	0,50	1,28
<i>Livistona chinensis</i> *	E	11,11	1,03	0,6644	1,29	1,16
Total		811,11	74,87	47,87	93,07	83,97

Nome científico A2	GE	DA	DR	DoA	DoR	VC
<i>Araucaria angustifolia</i> *	P	272,22	21,12	27,3592	63,96	42,54
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> *	E	205,56	15,95	5,3387	12,48	14,21
<i>Siparuna guianensis</i>	St	183,33	14,22	0,6461	1,51	7,87
<i>Livistona chinensis</i> *	E	30,56	2,37	1,6324	3,82	3,09
<i>Ficus</i> sp.	Sc	41,67	3,23	0,4604	1,08	2,15
<i>Alchornea glandulosa</i>	Si	38,89	3,02	0,4002	0,94	1,98
<i>Myrcia splendens</i>	Si	36,11	2,80	0,4088	0,96	1,88
<i>Cabralea canjerana</i> *	Si	41,67	3,23	0,2098	0,49	1,86
<i>Euterpe edulis</i>	St	27,78	2,16	0,5095	1,19	1,67
<i>Guatteria australis</i>	St	33,33	2,59	0,2048	0,48	1,53
Total		911,11	70,69	37,17	86,89	78,79

GE: grupo ecológico; E: espécie exótica; P: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa.

*Espécies presentes em A1 e A2.

A densidade de lianas foi 65% maior em A1 em relação à A2, enquanto a riqueza de espécies e a diversidade foram 36% e 53% menores, respectivamente, após a ocorrência do incêndio florestal. A densidade, riqueza e diversidade das espécies arbóreas foram 15,98%, 28,16% e 9,80% menores na área onde ocorreu o incêndio (A1), respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5. Densidade (hastes ha⁻¹/fustes ha⁻¹), riqueza e diversidade de lianas e árvores após ocorrência de incêndio florestal no fragmento de floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia*

	Área	Densidade	Riqueza	H'	J
Lianas	A1	486,11	16	1,14	0,41
	A2	294,44	25	2,43	0,76
Árvores	A1	1083	51	2,76	0,70
	A2	1289	71	3,06	0,72

A1: área com ocorrência de incêndio florestal; A2: área sem ocorrência de incêndio florestal; H': Índice de Diversidade de Shannon-Weaver; J: Índice de Equabilidade de Pielou.

3.2 Distribuição de lianas e árvores por classe de diâmetro

A distribuição de lianas variou de 1,00 cm a 4,40 cm de diâmetro na A1 e de 1,00 cm a 12,82 cm na A2, com o tamanho médio do diâmetro medindo 1,54 cm na A1 e 2,26 cm na A2 e apresentou formato de J-invertido em ambas as áreas (Figura 3A). A classe de diâmetro mais baixa – entre 1 cm e 2 cm – registrou a maioria das lianas na A1 (86,29%) e na A2 (63,21%). Lianas com diâmetro superior a 5 cm (6,60%) foram registradas apenas na A2, com 0,94% delas

na única classe de diâmetro superior a 10 cm. *Piptocarpha quadrangularis* foi a espécie que contribuiu com o maior diâmetro na A1 (4,04 cm) e *Serjania* sp. na A2 (12,82 cm).

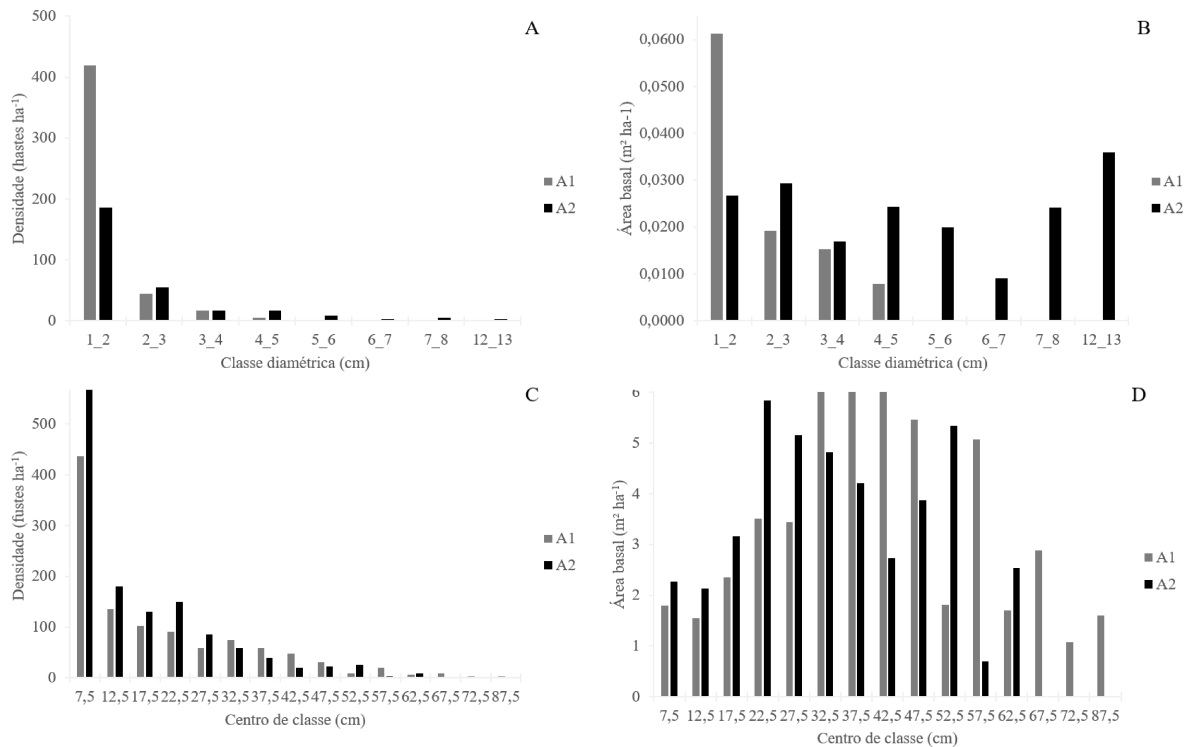
A distribuição diamétrica de hastes de lianas (hastes ha⁻¹ em cada classe de diâmetro) na A1 e na A2 apresentou diferença estatística pelo teste de aderência de K-S, a 5% de significância (Distribuição diamétrica: $D_{\text{calc}} = 0,231 > D_{\text{tab}} = 0,131$).

A área basal de lianas foi maior em A2 (0,1864 m² ha⁻¹) que em A1 (0,1036 m² ha⁻¹). Todas as classes diamétricas tiveram área basal maior em A2, exceto na primeira classe de diâmetro (Figura 3B), que teve uma área basal de 0,0612 m² ha⁻¹.

A distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos (fustes ha⁻¹ em cada classe de diâmetro), em ambas as áreas, apresentou formato de J-invertido (Figura 3C). Essas distribuições não diferiram estatisticamente pelo teste de aderência de K-S, a 5% de significância (Distribuição diamétrica: $D_{\text{calc}} = 0,037 < D_{\text{tab}} = 0,063$).

A área basal das árvores em A1 (51,4295 m² ha⁻¹) foi maior que em A2 (42,7773 m² ha⁻¹). As classes diamétricas de 32,5 a 47,5 e 57,5 foram maiores em A1, além de apenas essa área apresentar árvores nas três maiores classes de diâmetro 67,5, 72,5 e 87,5 (Figura 3D).

Figura 3 – Distribuição de lianas (A) e de árvores (C) por classe de diâmetro (cm) e área basal de lianas (B) e de árvores (D) por classe de diâmetro (cm) na área com ocorrência de incêndio florestal (A1) e na área sem ocorrência de incêndio florestal (A2)



Fonte: a autora.

O número de indivíduos de espécies pioneiras foi maior em A1 que em A2. Um total de 61,28% do número de fustes são de espécies pioneiras em A1, e 26,72% corresponderam a fustes de espécies pioneiras em A2 (Tabela 6).

A distribuição diamétrica de fustes de indivíduos arbóreos das espécies pioneiras diferiu estatisticamente pelo teste de aderência de K-S, a 5% de significância (Grupo ecológico: Pioneiras: $D_{\text{calc}} = 0,276 > D_{\text{tab}} = 0,121$; Não pioneiras: $D_{\text{calc}} = 0,039 < D_{\text{tab}} = 0,093$; Secundárias iniciais: $D_{\text{calc}} = 0,073 < D_{\text{tab}} = 0,128$; Secundárias tardias: $D_{\text{calc}} = 0,038 < D_{\text{tab}} = 0,136$). A distribuição diamétrica de fustes de espécies exóticas também diferiu estatisticamente pelo teste de aderência K-S, a 5% de probabilidade (Espécies exóticas: $D_{\text{calc}} = 0,163 > D_{\text{tab}} = 0,140$).

Tabela 6. Número de fustes por grupo ecológico (GE) por centro de classe diamétrica (cm) na área com ocorrência de incêndio florestal (A1) e na área sem ocorrência de incêndio florestal (A2)

		Centro de classe (cm)																
Área	GE	7,5	12,5	17,5	22,5	27,5	32,5	37,5	42,5	47,5	52,5	57,5	62,5	67,5	72,5	87,5	Total	
A1	P	91	28	7	10	16	25	21	17	10	3	6	2	2	1	0	239	
	Sc	5	6	2	2	2	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	20	
	Si	32	9	7	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	53	
	St	22	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	
	E	7	4	21	19	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54	
	Total	157	49	37	33	21	27	21	17	11	3	7	2	3	1	1	390	
A2	P	13	9	11	16	16	20	13	6	7	9	1	3	0	0	0	124	
	Sc	28	3	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37	
	Si	62	27	11	6	2	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	111	
	St	87	11	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	
	E	14	15	21	30	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	93	
	Total	204	65	47	54	31	21	14	7	8	9	1	3	0	0	0	464	

P: espécies pioneiras; Sc: espécies sem classificação; Si: espécies secundárias iniciais; St: espécies secundárias tardias; E: espécies exóticas.

4 DISCUSSÃO

4.1 Composição, densidade e diversidade de lianas e árvores

A ocorrência de incêndio florestal na Floresta Estacional Semidecidual ocasionou mudanças na composição, densidade e diversidade das lianas.

As espécies de lianas corresponderam a 13,91% e 21,74% das espécies lenhosas registradas no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, nas áreas com (A1) e sem (A2) ocorrência de incêndio florestal, respectivamente. Esse valor está próximo aos 25% relatados para a contribuição de lianas para espécies lenhosas em florestas tropicais (GENTRY, 1991;

SCHNITZER; BONGERS, 2002). Isso reforça que as lianas contribuem para a diversidade de plantas lenhosas (diversidade regional) e para o valor de conservação dos fragmentos florestais nas florestas semidecíduais (SANTOS *et al.*, 2009).

O fogo alterou em 36% a composição de espécies de lianas em A1 em relação a A2, fazendo com que as áreas apresentassem baixa similaridade (apenas 6 espécies em comum, 17% do número total de espécies). O fogo promove uma diminuição na heterogeneidade da composição de espécies, porque remove espécies sensíveis e aumenta a abundância de espécies tolerantes a ele; sendo, portanto, um agente de homogeneização da composição de espécies em locais queimados (ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2020), sugerindo que as espécies presentes em A2 e ausentes em A1 podem ser sensíveis ao fogo. Um estudo feito em uma floresta semidecidual úmida em Gana, também relata diferença na composição de espécies de lianas após ocorrência de incêndio florestal (ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2020). De acordo com esse estudo, existe uma tendência sucessional: tendência de recuperação da composição de espécies de lianas, fazendo com que as espécies entre as áreas queimada e não queimada se assemelhem com o tempo.

A densidade de lianas aumentou após a ocorrência do incêndio florestal, em 65%. O aumento da densidade de lianas sugere que a mortalidade causada pelo fogo foi menor do que a recuperação das hastes cinco anos após o incêndio florestal. Isso pode ser explicado pela taxa de rebrota que hastes mortas podem apresentar, como observado em uma floresta na Bolívia, a rebrota basal de hastes mortas após a passagem do fogo foi de 15 a 31% independentemente da classe diamétrica (PINARD *et al.*, 1999). O aumento na densidade de lianas observado está associado à presença dominante de uma espécie (*Mikania glomerata*) compondo a maioria dos indivíduos em A1. O fogo parece favorecer a dominância de algumas espécies, o que pode estar relacionado ao aumento da rebrota (ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2020; CHRISTO *et al.*, 2021).

As espécies de lianas possuem uma diversidade de estratégias de vida natural, o que quer dizer que a afinidade com o microambiente, a afinidade com a fase de sucessão da floresta e o modo de regeneração variam de acordo com cada espécie (GERWING, 2003). Um estudo feito no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual na Mata da Biologia, no mesmo local deste estudo, após a ocorrência do incêndio florestal, relatou que a abertura no dossel da floresta queimada aumentou (REIS *et al.*, 2018); o que sugere que a luminosidade pode ter favorecido a ocupação por *Mikania glomerata*, uma vez que a grande maioria das espécies de lianas possuem alta demanda por luz (GERWING, 2003; SFAIR *et al.*, 2013), podendo indicar que essa espécie possui afinidade com o microambiente de clareira. O aumento da densidade de uma espécie gerou uma diminuição da riqueza e conseqüentemente a perda de diversidade.

A riqueza de espécies de lianas diminuiu em 36% de uma área para outra após a passagem do fogo, diminuindo, conseqüentemente, a diversidade de espécies. A diversidade de lianas diminuiu após ocorrência de incêndio florestal porque o fogo causa mortalidade de lianas e de seus hospedeiros, como observado na floresta semidecidual em Gana (ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2020). Porém, dependendo de quais são as estratégias de vida natural adotadas pelas espécies de lianas (GERWING, 2003) e da intensidade do incêndio florestal, essa diversidade pode ser recuperada ao longo do tempo (ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2020).

4.2 Distribuição de lianas por classe de diâmetro

A ocorrência de incêndio florestal na Floresta Estacional Semidecidual ocasionou mudanças na distribuição de lianas por classe diamétrica (estrutura das lianas).

A distribuição diamétrica de lianas na A1 em relação à A2 diferiu estatisticamente pelo teste de aderência de K-S, a 5% de probabilidade. Isso significa que a distribuição dos indivíduos lianescentes nas classes de diâmetro foi modificada após a ocorrência do incêndio florestal. O fogo induziu um aumento de indivíduos de lianas nas primeiras classes diamétricas, ao contrário do que fez com os indivíduos arbóreos, os quais são removidos das primeiras classes de diâmetro após ocorrência de incêndio florestal. Uma possível explicação para essa modificação na estrutura, e conseqüente aumento na densidade de lianas, é a maior entrada de luz na área perturbada. Um estudo realizado na mesma área de floresta estacional semidecidual com plantio experimental de *Araucaria angustifolia* deste estudo, relata uma abertura significativamente maior no dossel da floresta queimada (17,85%) comparada à floresta não queimada (11,88%) (REIS *et al.*, 2018). Isso fez com que a A1 perturbada tivesse área basal de lianas menor que A2 não perturbada. Nessa área, as lianas possuem diâmetros maiores, principalmente com indivíduos nas maiores classes diamétricas, acima de 5,0 cm, contribuindo para que sua área basal fosse maior que em A1.

O fogo favoreceu as lianas na primeira classe diamétrica. A densidade da espécie *Mikania glomerata* aumentou 3800% na primeira classe diamétrica após a ocorrência do incêndio florestal. Apesar do fogo diminuir o número de indivíduos arbóreos nas primeiras classes de diâmetro, diminuindo a oferta de suporte para as lianas, o fogo favoreceu o estabelecimento das lianas que ocuparam o espaço se espalhando pela área aberta onde a entrada de luz é abundante em função do distúrbio ocorrido. Essa ocupação pode prejudicar a regeneração natural, pois as lianas inibem a sobrevivência de espécies arbóreas não pioneiras (SCHNITZER *et al.*, 2000). O rápido estabelecimento após ocorrência de distúrbio, até mesmo

de pequena escala, permite dizer que as lianas se comportam como espécies pioneiras altamente exigentes de luz (SCHNITZER *et al.*, 2002; MEDINA-VEGA, 2019).

A distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos na A1 em relação à A2 não diferiu estatisticamente pelo teste de aderência de K-S, a 5% de probabilidade. Isso significa que o fogo não alterou a estrutura da floresta. Isso pode ter ocorrido devido à baixa intensidade do fogo (REIS *et al.*, 2018). Porém houve uma diminuição dos indivíduos nas menores classes de diâmetro, em 25,94%. Isso já é esperado, pois as árvores de menor diâmetro são mais suscetíveis ao fogo, porque possuem a espessura da casca mais fina que árvores de diâmetros maiores facilitando a morte do câmbio devido à exposição do tecido cambial à temperatura das chamas (GUTSELL; JOHNSON, 1996; BALCH *et al.*, 2011; RIOS *et al.*, 2018).

A área basal arbórea em A1 é maior que em A2, em 20,23%, porque mesmo após o incêndio florestal, as árvores das maiores classes de diâmetro permaneceram vivas na área perturbada A1. A *Araucaria angustifolia* é a espécie que se destaca na contribuição da área basal, pois ela corresponde a 76,47% da área basal total em A1, e a 27,95% do número total de fustes. Essa espécie é resistente a incêndios naturais na floresta ombrófila mista, fitofisionomia na qual ocorre naturalmente, e essa resistência está associada ao porte dos seus indivíduos, que à medida que aumentam a sua altura (superior a 2,0 m) e a espessura da casca (superior a 10,0 mm) pelo seu incremento em diâmetro, a mortalidade por incêndio florestal diminui (RIBEIRO *et al.*, 2012). Além disso, o incêndio florestal foi de baixa intensidade (REIS *et al.*, 2018), portanto, até mesmo os indivíduos dessa espécie no menor centro de classe diamétrica já possuíam altura e espessura de casca suficientes para proteger o câmbio dos indivíduos sobreviventes à ocorrência do incêndio florestal.

O teste de aderência K-S, a 5% de probabilidade, para grupos ecológicos na A1 em relação à A2 foi significativo apenas para espécies pioneiras, portanto, o fogo alterou a distribuição de indivíduos por classe diamétrica apenas das espécies pioneiras. O fogo atingiu as árvores de menor diâmetro e como esperado as condições de abertura e entrada de luz fornecidas pela ocorrência do incêndio florestal, favoreceram o desenvolvimento de espécies pioneiras. No caso desse plantio, como os indivíduos de *Araucaria angustifolia* já estabelecidos tinham diâmetro suficiente para sobreviver ao fogo (RIBEIRO *et al.*, 2012), isso explica o maior número de indivíduos de espécies pioneiras na A1, uma vez que essa área possui mais indivíduos dessa espécie. Já a A2, como esperado possui mais espécies secundárias tardias, já que se trata de uma área não perturbada.

O teste de aderência K-S para a distribuição diamétrica de fustes de espécies exóticas na A1 em relação à A2 também foi significativo, a 5% de probabilidade. O fogo também reduziu

o número de indivíduos de espécies exóticas nas menores classes diamétricas. *Archontophoenix cunninghamiana* e *Livistona chinensis* são espécies exóticas presentes nas duas áreas que contribuem com os maiores VC. A presença dessas espécies exóticas provavelmente se deu pela dispersão dos frutos de indivíduos adultos estabelecidos no *campus* da UFV pela avifauna local (CARDINELLI *et al.*, 2017).

Essas mudanças na composição, densidade, diversidade e estrutura na comunidade de lianas provocadas pela ocorrência de incêndio florestal, favorecendo a ocupação delas no fragmento, afetam de forma direta a dinâmica da floresta como um todo, interferindo de forma negativa na regeneração natural, crescimento e mortalidade das árvores, na biomassa e estocagem de carbono, como já foi relatado em vários estudos (SCHNITZER *et al.*, 2000; INGWELL *et al.*, 2010; VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2015; WRIGHT *et al.*, 2015; RODRÍGUEZ-RONDEROS *et al.*, 2016). Um experimento de remoção de lianas, revelou que elas reduziram o acúmulo líquido médio de biomassa das árvores em 76% ($2,43 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$), antes da remoção; e após serem removidas na terceira medição, as parcelas com e sem lianas resultaram em $0,41 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ e $2,93 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, respectivamente, sobretudo devido ao menor crescimento das árvores em biomassa e ao aumento da mortalidade (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2015).

Por essas razões, o conhecimento do comportamento das lianas na Floresta Estacional Semidecidual, frente às perturbações causadas pelo fogo cada vez mais frequentes e intensas, torna-se cada vez mais urgente e necessário. Especialmente diante do cenário das mudanças climáticas em que a situações de secas extremas (IPCC, 2021), tem feito a Floresta Estacional Semidecidual exibir um aspecto visual semelhante a uma Floresta Estacional Decidual, com árvores sem as folhas durante mais tempo. As lianas possuem estratégias de vida que as permitem aproveitar os recursos com mais eficiência em condições de menor precipitação e sazonalidade mais forte que as árvores, inclusive a interceptação de luz no dossel, e com isso a taxa de fotossíntese e crescimento (MEDINA-VEGA *et al.*, 2021a; MEDINA-VEGA *et al.*, 2021b). Portanto, a intensificação e aumento da frequência desses eventos extremos tende a favorecer ainda mais as lianas nas florestas estacionais, sobretudo no período seco.

5 CONCLUSÃO

Esse estudo relata as mudanças ocasionadas pela ocorrência de incêndio na floresta estacional semidecidual: o fogo modifica a composição de espécies e a estrutura dos indivíduos lianescentes, aumenta a densidade e diminui a diversidade de lianas.

É importante entender como os indivíduos lianescentes se comportam após a ocorrência de perturbação induzida pelo fogo, uma vez que a ocorrência desses eventos tende a ficar cada vez mais frequente e intensa, especialmente em virtude do aumento da ocorrência de eventos de secas extremas (IPCC, 2021). Estudos futuros com monitoramento contínuo da dinâmica de lianas são recomendados para entender melhor o comportamento das lianas na floresta estacional semidecidual diante das mudanças que estão ocorrendo no clima a fim de subsidiar a tomada de decisão a respeito da conservação da biodiversidade e manejo do fogo.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro. Ao Grupo de Estudos em Economia Ambiental e Manejo Florestal (GEEA) pelo suporte na execução do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADDO-FODRJOUR, P.; KADAN, F.; RAHMAD, Z. B.; FOSU, D.; OFOSU-BAMFU. Wildfires cause shifts in liana community structure and liana-soil relationships in a moist semi-deciduous forest in Ghana. **Folia Geobotanica**, v. 55, p. 273–278, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12224-020-09380-6>
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, 711–728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- AMORIM, T. A.; NUNES-FREITAS, A. F.; ROSADO, B. H. P. Revisiting the hypothesis for increasing liana abundance in seasonal forests: a theoretical review. **Plant Soil**, v. 430, p. 1–6, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3730-6>
- ANGYALOSSY, V.; PACE, M. R.; LIMA, A. C. Liana anatomy: a broad perspective on structure evolution of the vascular system. *In*: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; PUTZ, F. E. (ed.). **Ecology of lianas**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2014. p. 252–287.
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M.; BRANDO, P. M.; PORTELA, O.; GUILHERME, P.; REUNING-SCHERER, J. D.; CARVALHO JÚNIOR, O. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 1, p. 68–77, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.029>

BRASIL. **Resolução CONAMA n. 392, de 25 de junho de 2007**. Definição de vegetação primária e secundária de regeneração de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=6991>. Acesso em: 21 jun. 2021.

CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; MAGRACH, A.; ALAMGIR, M.; POROLAK, G.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W. F. Edge disturbance drives liana abundance increase and alteration of liana–host tree interactions in tropical forest fragments. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 8, p. 4237–4251, 2018. <https://doi.org/10.1002/ece3.3959>

CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; ODELL, E.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W. F. Can lianas assist in rainforest restoration? **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 1, p. 257–273, 2015. <https://doi.org/10.1177/194008291500800119>

CARDINELLI, L. S.; FONSECA, R. S.; MARTINS, S. V. Invasão de palmeira australiana no sub-bosque de uma floresta plantada, Viçosa, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 91, p. 249–258, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.91.1177>

CHRISTO, A. V. D.; MARTINS, S. V.; BALESTRIN, D.; TORRES, F. T. P. Efeito do fogo sobre a regeneração natural e serapilheira na Mata Atlântica. **Scientia Forestalis**, v. 49, n. 130, e3501, 2021. <https://doi.org/10.18671/scifor.v49n130.10>

DUNN, J. C.; ASENSIO, N.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; SCHNITZER, S. A.; CRISTÓBAL-AZKARATE, J. The ranging costs of a fallback food: liana consumption supplements diet but increases foraging effort in howler monkeys. **Biotropica**, v. 44, n. 5, p. 705–714, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00856.x>

FERREIRA JÚNIOR, W. G.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. *In*: MARTINS, S. V. **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 141–174.

FERREIRA JÚNIOR, W. G.; SILVA, A. F.; MEIRA NETO, J. A. A.; SCHAEFER, C. E. G. R.; DIAS, A. S.; IGNÁCIO, M.; MEDEIROS, M. C. M. P. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta estacional semidecídua em Viçosa, Minas Gerais, e espécies de maior ocorrência na região. **Revista Árvore**, v. 31, n. 6, p. 1121–1130, 2007a. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000600018>

FERREIRA JÚNIOR, W. G.; SILVA, A. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; MEIRA NETO, J. A. A.; DIAS, A. S.; IGNÁCIO, M.; MEDEIROS, M. C. M. P. Influence of soils and topographic gradients on tree species distribution in a Brazilian atlantic tropical semideciduous forest. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 64, n. 2, p. 137–157, 2007b. <https://doi.org/10.1017/S0960428607000832>

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional de espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753–67, 1995.

GENTRY, A. H. The distribution and evolution of climbing plants. *In*: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (ed.). **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. p. 3–49.

GERWING, J. J. A diversidade de histórias de vida natural entre seis espécies de cipó do dossel em uma floresta nativa na Amazônia Oriental. *In*: VIDAL, E.; GERWING, J. J. (ed.). **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. Belém: Imazon, 2003. p. 95–119.

GERWING, J. J.; VIDAL, E. Abundância e diversidade de espécies de cipó oito anos após seu corte e exploração de madeira na Amazônia Oriental. *In*: VIDAL, E.; GERWING, J. J. (ed.). **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. Belém: Imazon, 2003. p. 27–34.

GERWING, J. J.; SCHNITZER, S. A.; BURNHAM, R. J.; BONGERS, F.; CHAVES, J.; DEWALTZ, S. J.; EWANGO, C. E. N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARATHY, N.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; PUTZ, F. E.; THOMAS, D. W. A standard protocol for liana censuses. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 256–261. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00134.x>

GUTSELL, S. L.; JOHNSON, E. A. How fire scars are formed: coupling a disturbance process to its ecological effect. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 26, n. 2, p. 166–174, 1996. <https://doi.org/10.1139/x26-020>

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2021.

INGWELL, L. L.; WRIGHT, S. J.; BECKLUND, K. K.; HUBBELL, S. P.; SCHNITZER, S. A. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 879–887, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01676.x>

IPCC. **Climate Change 2021: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. In Press, 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/#FullReport>. Acesso em: 03 set. 2021.

MEDINA-VEGA, J. A. **The ecology of lianas and trees in tropical forests canopies**. 2019. Tese (Doutorado em Ecologia e Manejo Florestal) – Departamento de Ciências Ambientais, Universidade de Wageningen, Wageningen, Países Baixos, 2019.

MEDINA-VEGA, J. A.; BONGERS, F.; POORTER, L.; SCHNITZER, S. A.; STERCK, F. J. Lianas have more acquisitive traits than trees in a dry but not in a wet forest. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 6, p. 2367–2384, 2021a. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13644>

MEDINA-VEGA, J. A.; BONGERS, F.; SCHNITZER, S. A.; STERCK, F. J. Lianas explore the forest canopy more effectively than trees under drier conditions. **Functional Ecology**, v. 35, n. 2, p. 318–329, 2021b. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13717>

MICHEL, N. L.; ROBINSON, W. D.; SHERRY, T. W. Liana–bird relationships: a review. *In*: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; PUTZ, F. E. (ed.). **Ecology of lianas**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2014. p. 362–397.

MONTGOMERY, G. G.; SUNQUIST, M. E. Habitat selection and use by two-toed and three-toed sloths, *In*: MONTGOMERY, G. G. (ed.). **The Ecology of Arboreal Foliovores**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1978. p. 329–359.

PASQUINI, S. C.; WRIGHT, S. J.; SANTIAGO, L. S. Lianas always outperform tree seedlings regardless of soil nutrients: results from a long-term fertilization experiment. **Ecology**, v. 96, n. 7, p. 1866–1876, 2015. <https://doi.org/10.1890/14-1660.1>

PAULA, A.; SILVA, A. F.; SOUZA, A. L.; SANTOS, F. A. M. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, p. 743–749, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622002000600010>

PINARD, M. A.; PUTZ, F. P.; LICONA, J. C. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 116, n. 1–3, p. 247–252, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00447-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00447-2)

PUTZ, F. E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713–1724, 1984. <https://doi.org/10.2307/1937767>

PUTZ, F. E.; SIROT, L. K.; PINARD, M. A. Tropical forest management and wildlife: silvicultural effects on forest structure, fruit production, and locomotion of non-volant arboreal animals, *In*: FIMBEL, R.; GRAJAL, A.; ROBINSON, J. (ed.). **The cutting edge: conserving wildlife in managed tropical forests**. New York: Columbia University Press, 2001. p. 11–34. <https://doi.org/10.7312/fimb11454-005>

PUTZ, F. E.; WINDSOR, D. M. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica**, v. 19, n. 4, p. 334–341, 1987. <https://doi.org/10.2307/2388631>

REFLORA. **Lista de espécies da flora do Brasil**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>. Acesso em: 22 jun. 2021.

REIS, B. P.; ZATELLI, K. S.; TORRES, F. T. P.; MARTINS, S. V. Influence of fire on the natural regeneration of a semideciduous seasonal rainforest fragment. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 4, e20170174, 2018. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.017417>

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

RIBEIRO, T. M.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V.; POLISEL, R. T.; DOS SANTOS, R. L. R. Fitossociologia de uma floresta secundária com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze na Estação Ecológica de Bananal, Bananal-SP. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 2, p. 159–172, 2013. <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2013.013>

RIBEIRO, T. M.; MARTINS, S. V.; IVANAUSKAS, N. M.; POLISEL, R. T.; DOS SANTOS, R. L. R. Restauração florestal com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP: efeito do fogo na estrutura do componente

arbustivo-arbóreo. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 94, p. 279–290, 2012.

RIOS, M. N. S.; SOUSA-SILVA, J. C.; MALAQUIAS, J. V. Mudanças pós-fogo na florística e estrutura da vegetação arbóreo arbustiva de um Cerrado sentido restrito em Planaltina – DF. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 469–482, 2018. <https://doi.org/10.5902/1980509832028>

RODRÍGUEZ-RONDEROS, M. E.; BOHRER, G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Contribution of lianas to plant area index and canopy structure in a Panamanian forest. **Ecology**, v. 97, n. 12, p. 3271–3277, 2016. <https://doi.org/10.1002/ecy.1597>

SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S.; REZENDE, A. A. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, p. 175–188, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000400018>

SCHNITZER, S. A. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **The American Naturalist**, v. 166, n. 2, p. 262–276, 2005. <https://doi.org/10.1086/431250>

SCHNITZER, S. A. Increasing liana abundance in neotropical forests: causes and consequences, *In*: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; PUTZ, F. E. (ed.). **Ecology of lianas**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2014. p. 451–464. <https://doi.org/10.1002/9781118392409.ch30>

SCHNITZER, S. A.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Ecology**, v. 88, n. 4, p. 655–666, 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00489.x>

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 397–406, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01590.x>

SCHNITZER, S. A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3–4, p. 1044–1049, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.012>

SFAIR, J. C.; RIBEIRO, B. R.; PIMENTA, E. P.; GONÇALVES, T.; RAMOS, F. N. A importância da luz na ocupação de árvores por lianas. **Rodriguésia**, v. 64, n. 2, p. 255–261, 2013. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602013000200005>

SILVA, A. F.; FONTES, N. R. L.; LEITÃO FILHO, H. F. Composição florística e estrutura horizontal do estrato arbóreo de um trecho da Mata da Biologia da Universidade Federal de Viçosa – Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 24, n. 4, p. 397–405, 2000.

SWAINE, M. D.; GRACE, J. Lianas may be favoured by low rainfall: evidence from Ghana. **Plant Ecology**, v. 192, n. 2, p. 271–276, 2007. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9319-4>

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical**

Journal of the Linnean Society, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.
<https://doi.org/10.1111/boj.12385>

UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. Boletim meteorológico 2021. Viçosa, MG: UFV, 2021.

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 43, p. 13267–13271, 2015.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1504869112>

VILLANOVA, P. H.; TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; SILVA, L. F.; SCHETTINI, B. L. S.; ROCHA, S. J. S. S. Prognosis of the diameter distribution and carbon stock in a secondary Atlantic Forest by Markov Chain. **Revista Árvore**, v. 42, n. 2, e420208, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-90882018000200008>

WRIGHT, S. J.; SUN, I.; PICKERING, M.; FLETCHER, C. D.; CHEN, Y. Long-term changes in liana loads and tree dynamics in a Malaysian forest. **Ecology**, v. 96, n. 10, p. 2748–2757, 2015. <https://doi.org/10.1890/14-1985.1>

YORKE, S. R.; SCHNITZER, S. A.; MASCARO, J.; LETCHER, S. G.; CARSON, W. P. Increasing liana abundance and basal area in a tropical forest: the contribution of long-distance clonal colonization. **Biotropica**, v. 45, n. 13, p. 317–324, 2013.
<https://doi.org/10.1111/btp.12015>

CAPÍTULO III: Lianas ocupam mais da metade do número de árvores após ocorrência de incêndio em uma floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia* (Bertol.)

Kuntze, no Brasil

RESUMO

A infestação de lianas está fortemente associada à ocorrência de distúrbios, principalmente o desmatamento. O uso do fogo é a forma mais empregada para desmatar áreas com florestas, sendo uma preocupação do ponto de vista da conservação porque o aumento na frequência e intensidade da ocorrência de perturbações induzidas pelo fogo já é uma tendência que ocorre em alguns locais e tem potencial de aumentar devido às mudanças climáticas. O objetivo desse trabalho foi responder às seguintes questões referentes à associação entre ocorrência de incêndio e proliferação de lianas: (i) existe diferença de infestação de lianas em área perturbada com a ocorrência de incêndio florestal e sem ocorrência de incêndio florestal? (ii) A altura das árvores influencia a infestação de lianas? (iii) O grau de iluminação da copa das árvores influencia a infestação de lianas? O trabalho foi realizado em um fragmento de floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia* com ocorrência de incêndio florestal (A1) e sem ocorrência de incêndio florestal (A2). Todos os indivíduos arbóreos vivos e mortos em pé com diâmetro à altura do peito igual ou superior a 5,0 cm foram inventariados. Todas as lianas que estavam ascendendo ao dossel com diâmetro mínimo de 1,0 cm também foram inventariadas. A ocorrência de lianas no tronco, na copa e no tronco e na copa foi registrada. O grau de infestação de lianas no tronco (T), na copa (C) e no tronco e na copa (TC) das árvores foi estimado com base em quatro classes de ocupação: classe 1 (1–25% de ocupação), classe 2 (25–50% de ocupação), classe 3 (50–75% de ocupação) e classe 4 (> 75% de ocupação). A iluminação da copa foi classificada em três classes: sombral, parcial e total. Mais da metade das árvores em A1 (50,78%) foi infestada por lianas, sendo que a maior parte da infestação ocorreu no tronco das árvores (34,90%), 19% a mais que em A2. A perturbação induzida pelo fogo também favoreceu a infestação de lianas conforme a classe de iluminação que aumentou à medida em que a incidência de luz aumentou. E, de acordo com a altura das árvores, sendo árvores mais altas infestas no tronco em 92,68% em A1 e 78,95% em A2. Os resultados mostram maior infestação na área perturbada, indicando que as lianas ainda estão subindo para alcançarem o dossel, e, portanto, ainda não competem a nível de luz, competem apenas a nível de solo (água e nutrientes). E que a maior incidência de luz e maior altura das árvores são fatores que contribuem para a maior infestação de lianas após ocorrência de incêndio florestal. Mais estudos aprofundados envolvendo lianas são necessários e urgentes para compreender o comportamento de lianas nas florestas tropicais diante das mudanças climáticas e prevenir perdas no fornecimento de serviços ecossistêmicos, como a estocagem de carbono e regulação climática.

Palavras-chave: conservação, fogo, Mata Atlântica, trepadeiras lenhosas.

1 INTRODUÇÃO

A abundância de lianas está aumentando em florestas tropicais estimulada pelo aumento de distúrbios, como o desmatamento (LAURANCE *et al.*, 2011; SCHNITZER; BONGERS,

2011; CAMPBELL *et al.*, 2018; LAURANCE *et al.*, 2018), sendo o uso do fogo a maneira mais empregada por ser rápida, barata e eficiente (SILVA JUNIOR *et al.*, 2022).

Incêndios em florestas tropicais são um distúrbio que tende a se tornar cada vez mais recorrente e severo devido às condições climáticas mais secas (DEVISSCHER *et al.*, 2016; IPCC, 2021; SILVA JUNIOR *et al.*, 2022). As mudanças no clima também estão favorecendo a ocorrência de eventos extremos como secas e aumento no período de estiagem, o que favorece o surgimento de incêndios florestais (ALENCAR *et al.*, 2015; IPCC, 2021; SILVA JUNIOR *et al.*, 2022), tornando sua ocorrência cada vez mais frequente e intensa. Embora tenha havido aumento na ocorrência de fogo em regiões tropicais e temperadas durante anos mais úmidos que a média, a temperatura mais alta aumenta a inflamabilidade do material vegetal nessas regiões também (IPCC, 2021).

Florestas sazonais, como a Estacional Semidecidual, ficarão ainda mais propensas a perturbações induzidas pelo fogo, o que gera grande preocupação, uma vez que essa fitofisionomia compõe a Mata Atlântica, bioma de alta diversidade e endemismo (de 1 a 8% da biodiversidade do planeta) (SILVA; CASTELETI, 2003), considerada um dos cinco principais *hotspots* de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000). Os incêndios florestais modificam a comunidade de lianas, alterando a composição de espécies tornando-a mais homogênea, reduzindo a riqueza de espécies (ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2020).

As lianas influenciam na regeneração, no crescimento e mortalidade das árvores, reduzindo o crescimento e aumentando a mortalidade (INGWELL *et al.*, 2010; LAI *et al.*, 2017; VENEGAS-GONZÁLEZ *et al.*, 2017). Essa influência exercida pelas lianas no comportamento das espécies arbóreas altera a provisão de um serviço ecossistêmico, de importância global fornecido pelas árvores, ameaçado pelos efeitos das mudanças climáticas: a estocagem de carbono (SCHNITZER *et al.*, 2014; VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2015; LAI *et al.*, 2017; VENEGAS-GONZÁLEZ *et al.*, 2017).

Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi responder às seguintes questões: (i) existe diferença de infestação de lianas em área perturbada com a ocorrência de incêndio florestal e sem ocorrência de incêndio florestal? (ii) A altura das árvores influencia a infestação de lianas? (iii) O grau de iluminação da copa das árvores influencia a infestação de lianas?

2 MATERIAL E MÉTODOS

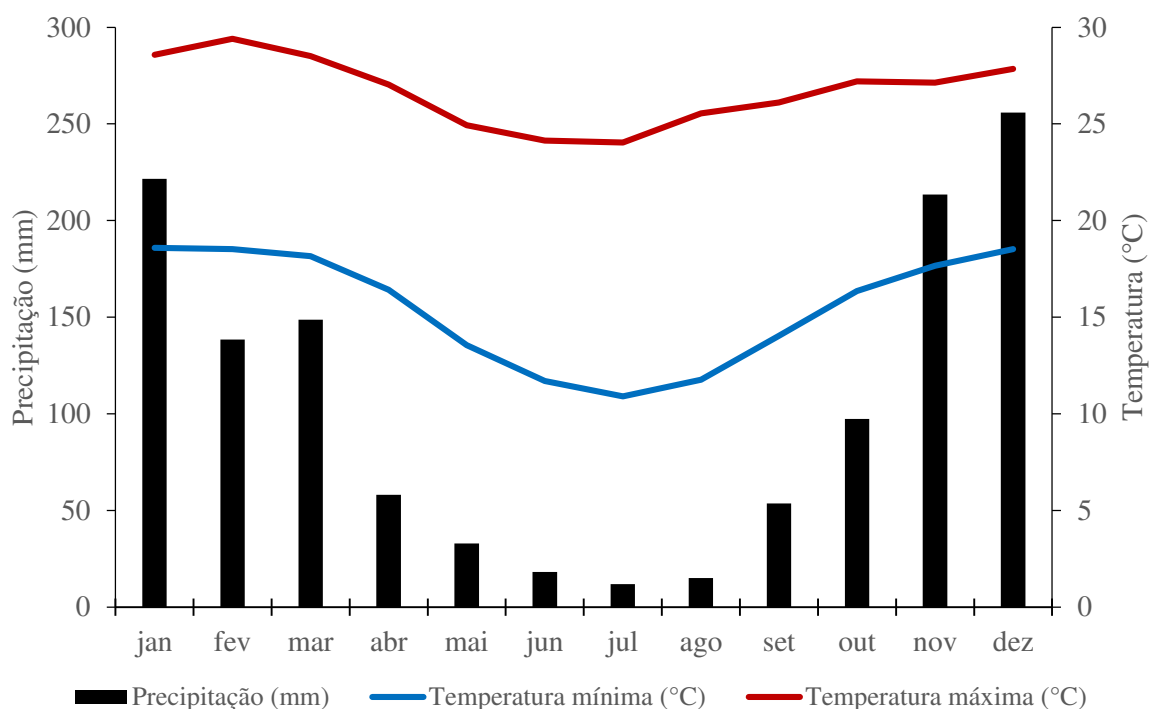
2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido no *campus* da Universidade Federal de Viçosa (UFV), no município de Viçosa, Minas Gerais (20°45'S e 42°51'W), em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual denominado Mata da Biologia, com aproximadamente 75 ha.

Esse fragmento florestal foi totalmente desmatado para o plantio de café em 1922. A partir de 1926, ele passou a integrar o *campus* da UFV, e desde então está protegido e em processo de regeneração natural (SILVA *et al.*, 2000; PAULA *et al.*, 2002; FERREIRA JÚNIOR *et al.*, 2007a). Na década de 1970, um plantio experimental de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze foi realizado nesse fragmento e se encontra protegido e sem ações de manejo (CARDINELLI *et al.*, 2017).

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (ALVARES *et al.*, 2013). A precipitação média anual de 1268 mm e a temperatura média anual de 21,1 °C, foram registradas para o período entre 1971 e 2017 (UFV, 2021). A região performa seu pico de precipitação média no mês de dezembro (Figura 1). A vegetação está em uma região classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012), com 650 m de altitude. O solo da região se distingue pela presença da classe latossolo vermelho-amarelo álico que predomina no topo das elevações e encostas e da classe podzólico vermelho-amarelo câmbico predominante nos terraços fluviais (FERREIRA JÚNIOR *et al.*, 2007b; FERREIRA JÚNIOR *et al.*, 2012).

Figura 1 – Média de precipitação e temperatura no período de 1971 a 2017 para o município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil

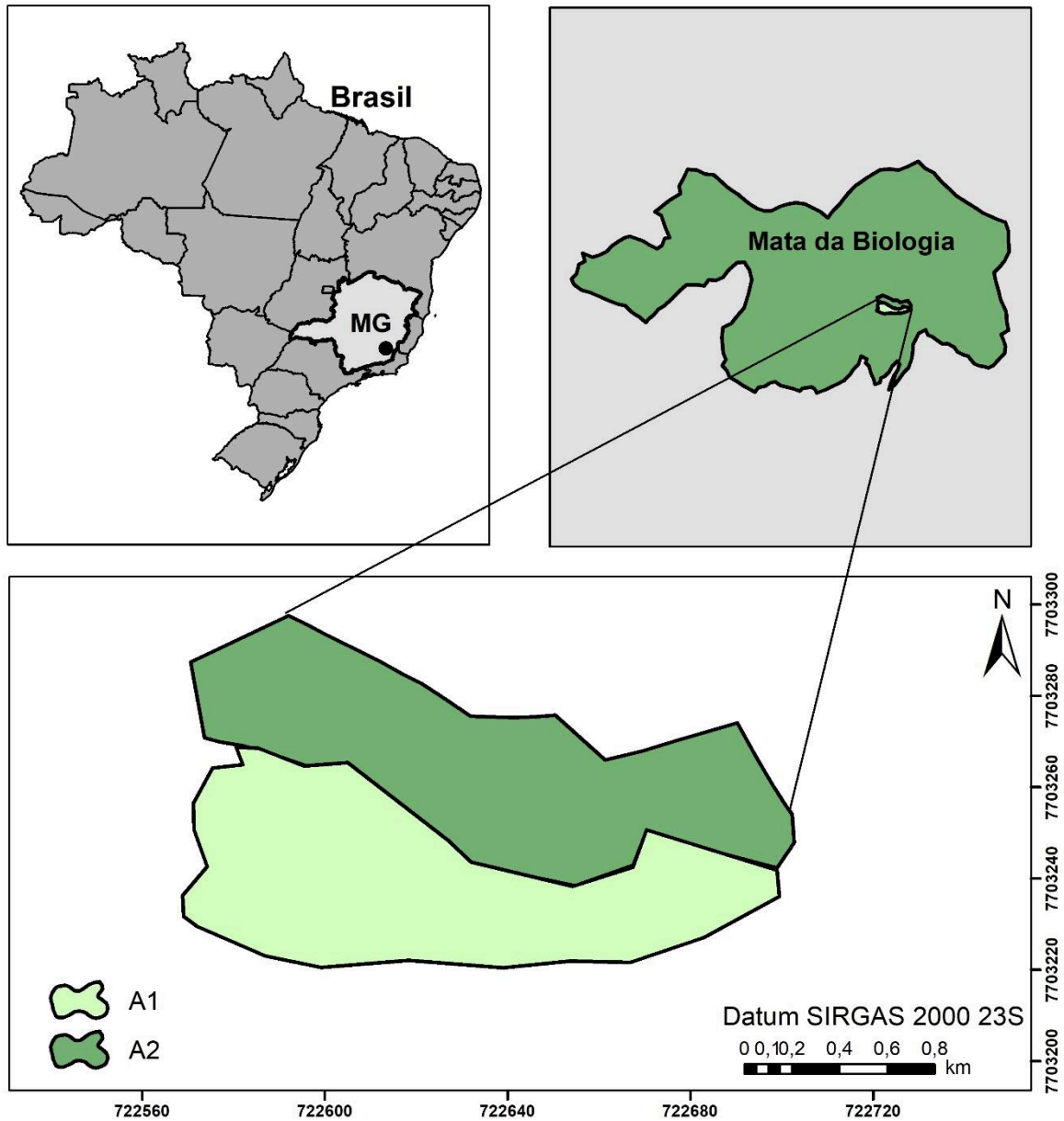


Fonte: a autora. Dados obtidos em UFV (2021).

A área de trabalho foi constituída de dois transectos adjacentes, de aproximadamente 0,4 ha cada, dentro desse plantio experimental: área com presença de lianas e com ocorrência de incêndio florestal (A1), e área com presença de lianas e sem ocorrência de incêndio florestal (A2). As duas áreas apresentavam o mesmo estágio sucessional antes da ocorrência do fogo (REIS *et al.*, 2018). Uma trilha (com comprimento de aproximadamente 130 m e largura de cerca de 50 cm) separa as duas áreas de trabalho que foram delimitadas desde a trilha até o divisor topográfico mais próximo no sentido da inclinação, compondo a sua largura, e seguindo o comprimento da trilha ao longo da porção mais baixa do terreno (parte plana) (Figura 2).

O incêndio florestal, de origem antrópica, ocorreu em 2014 e queimou aproximadamente 30 ha, segundo o Corpo de Bombeiros da UFV (REIS *et al.*, 2018). A intensidade do fogo não foi medida, mas pôde ser designada como baixa, porque apesar de ter atingido A1 em todo seu comprimento, o fogo não foi suficiente para atravessar a trilha de apenas 50 cm e atingir A2, limitando-se à A1 (REIS *et al.*, 2018).

Figura 2 – Mapa da área de estudo



A1: área com presença de lianas e com ocorrência de incêndio florestal; A2: área com presença de lianas e sem ocorrência de incêndio florestal.

Fonte: a autora.

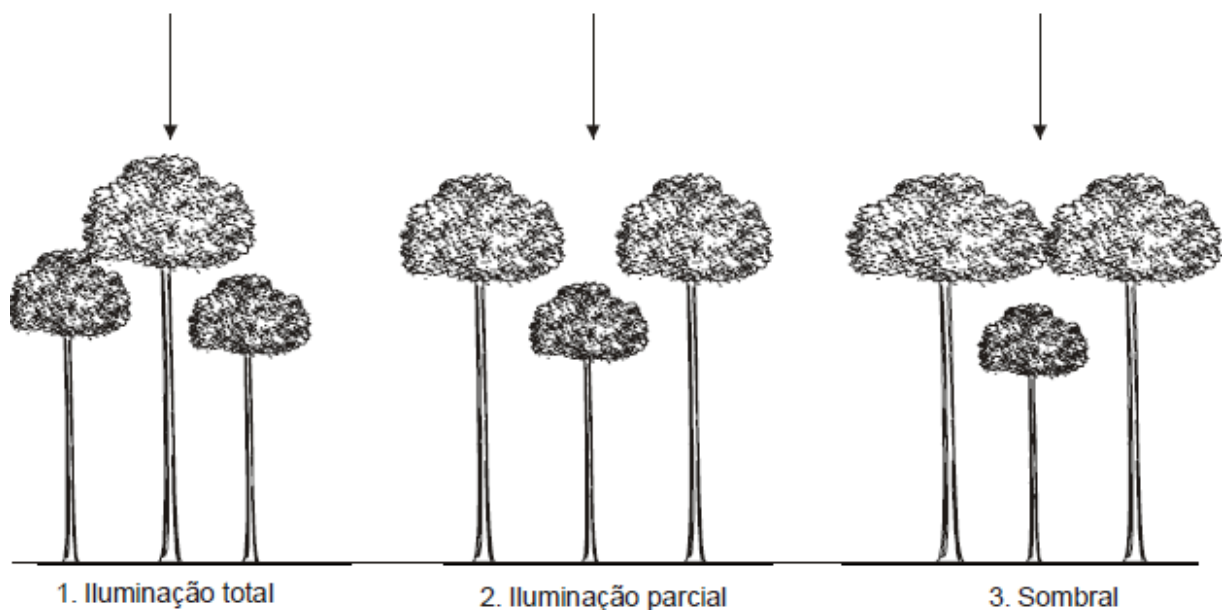
2.2 Coleta de dados

O inventário florestal arbóreo, do tipo censo, foi realizado durante o ano de 2019. Todos os indivíduos, vivos e mortos, com DAP (diâmetro à altura do peito; 1,30 m) igual ou superior a 5,0 cm foram mensurados e organizados em classes diamétricas com amplitude de 5,0 cm. A CAP (circunferência à altura do peito; 1,30 m) foi tomada com a fita métrica e a altura de todos os indivíduos foi estimada com o aparelho Vertex ®. A suta foi utilizada nos casos em que

havia lianas entrelaçadas ao fuste das árvores impedindo a passagem da fita métrica para a coleta da medida da CAP. Os estratos verticais (EVs) foram determinados pela diferença e pela soma entre a média (14,9 m, em A1 e 12,97 m em A2) e o desvio-padrão (8,08 m, em A1 e 7,23 m em A2) das alturas das árvores, em metros, constituindo o estrato inferior (E1) e o estrato superior (E3), respectivamente. Os valores intermediários compuseram o estrato médio (E2). Em A1, árvores com até 6,8 m ficaram no E1, árvores entre 6,8 m e 23,0 m ficaram no E2 e árvores acima de 23,0 m ficaram no E3. Em A2, árvores com até 5,74 m ficaram no E1, árvores entre 5,74 m e 20,2 m ficaram no E2 e árvores acima de 20,2 m ficaram no E3. A identificação botânica foi realizada em campo e a classificação das espécies em famílias foi feita de acordo com o APG IV (THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016) e os nomes científicos seguiram a Lista de Espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2021).

A coleta de dados para análise da Estrutura Interna foi realizada em ambas as áreas para todas as árvores medidas no inventário, inclusive as árvores mortas. A iluminação foi classificada em: sombral, parcial ou total (AMARAL *et al.*, 1998) (Figura 3).

Figura 3 – Classes de iluminação de copa



Fonte: AMARAL *et al.*, 1998.

A presença ou ausência de lianas nas árvores foi distribuída nas classes: tronco (T), copa (C), tronco e copa (TC) e nenhuma liana (N). Lianas da classe C, presentes apenas na copa, foram aquelas em que elas subiam na copa das árvores apoiadas em outros suportes que não a árvore hospedeira (árvores sem diâmetro mínimo para entrar no inventário, árvores fora da área de medição, arbustos ou outras lianas). O Índice de Ocupação de Copa (COI) foi utilizado, a

fim de descrever a carga de lianas presente nas copas (C) das árvores hospedeiras e também foi aplicada para a classe de presença de lianas no tronco (T), e conseqüentemente, para a classe de presença de lianas no tronco e copa (TC): classe 1 (1–25% de ocupação), classe 2 (25–50% de ocupação), classe 3 (50–75% de ocupação) e classe 4 (> 75% de ocupação) (CLARK; CLARK, 1990). A Estrutura Interna foi realizada pelo mesmo observador. Todas as lianas presentes na observação visual que compôs a Estrutura Interna foram consideradas para a estimativa da infestação de lianas (T, C e TC).

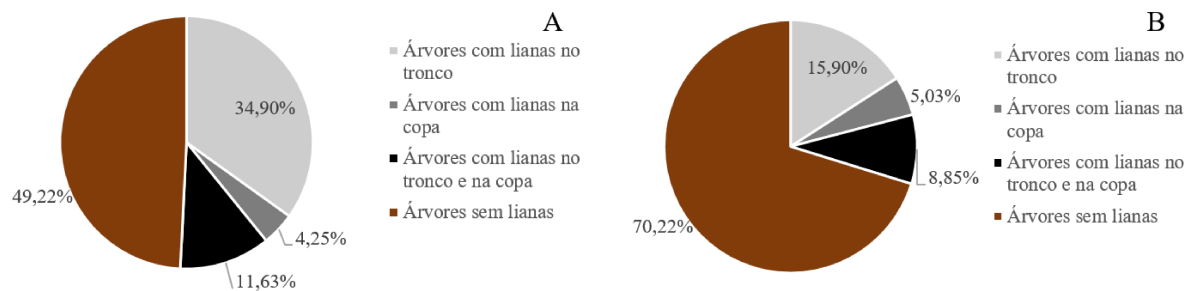
Lianas, com diâmetro mínimo de inclusão de 1,0 cm, que estavam ascendendo ao dossel, foram medidas compondo um inventário tipo censo (GERWING *et al.*, 2006; SCHNITZER *et al.*, 2008), realizado durante o ano de 2019. Todas elas foram consideradas como indivíduos mesmo que provavelmente houvesse clones que estivessem conectados sob o solo, porque muitas lianas caem casualmente das copas e enraízam no solo, dificultando encontrar seus pontos originais de enraizamento (GERWING; VIDAL, 2003), exceto quando as conexões estavam visíveis possibilitando a identificação das hastes de um mesmo indivíduo. O diâmetro das lianas foi medido utilizando-se o paquímetro digital de precisão. A identificação botânica das lianas foi realizada em campo e através de fotografias de material coletado em campo enviadas a especialistas. A classificação das espécies em famílias foi feita de acordo com o APG IV (THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016) e os nomes científicos seguiram a Lista de Espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2021).

As lianas registradas na Estrutura Interna não foram usadas para o cálculo da área basal porque apenas sua presença ou ausência nas árvores e o seu índice de ocupação foram avaliados. Já as lianas inventariadas, essas foram correspondidas com as árvores às quais estavam subindo e tiveram seus diâmetros medidos, permitindo a estimativa da área basal para lianas. Os dados de área basal foram associados ao índice de ocupação de lianas (obtido na Estrutura Interna) nas árvores inventariadas pelo número correspondente a cada árvore. Portanto, a área basal de lianas utilizada correspondeu às lianas inventariadas que estavam subindo em árvores vivas ou mortas com diâmetro mínimo de inclusão no inventário. A análise gráfica entre os dados referentes à área basal e índice de ocupação de lianas inventariadas foi feita utilizando-se o pacote ggplot do *software* R (R CORE TEAM, 2021).

3 RESULTADOS

Lianas ocuparam 50,78% das árvores na área perturbada com ocorrência de incêndio florestal (A1) (Figura 4A). Essa ocupação de árvores infestadas por lianas em A1 foi 21% maior em relação à área controle (A2) sendo a maioria da infestação registrada no tronco das árvores: 19% a mais (Figura 4 e Tabela S2 – Apêndice A).

Figura 4 – Infestação de lianas nas árvores em A1 (Figura 4A) e em A2 (Figura 4B)

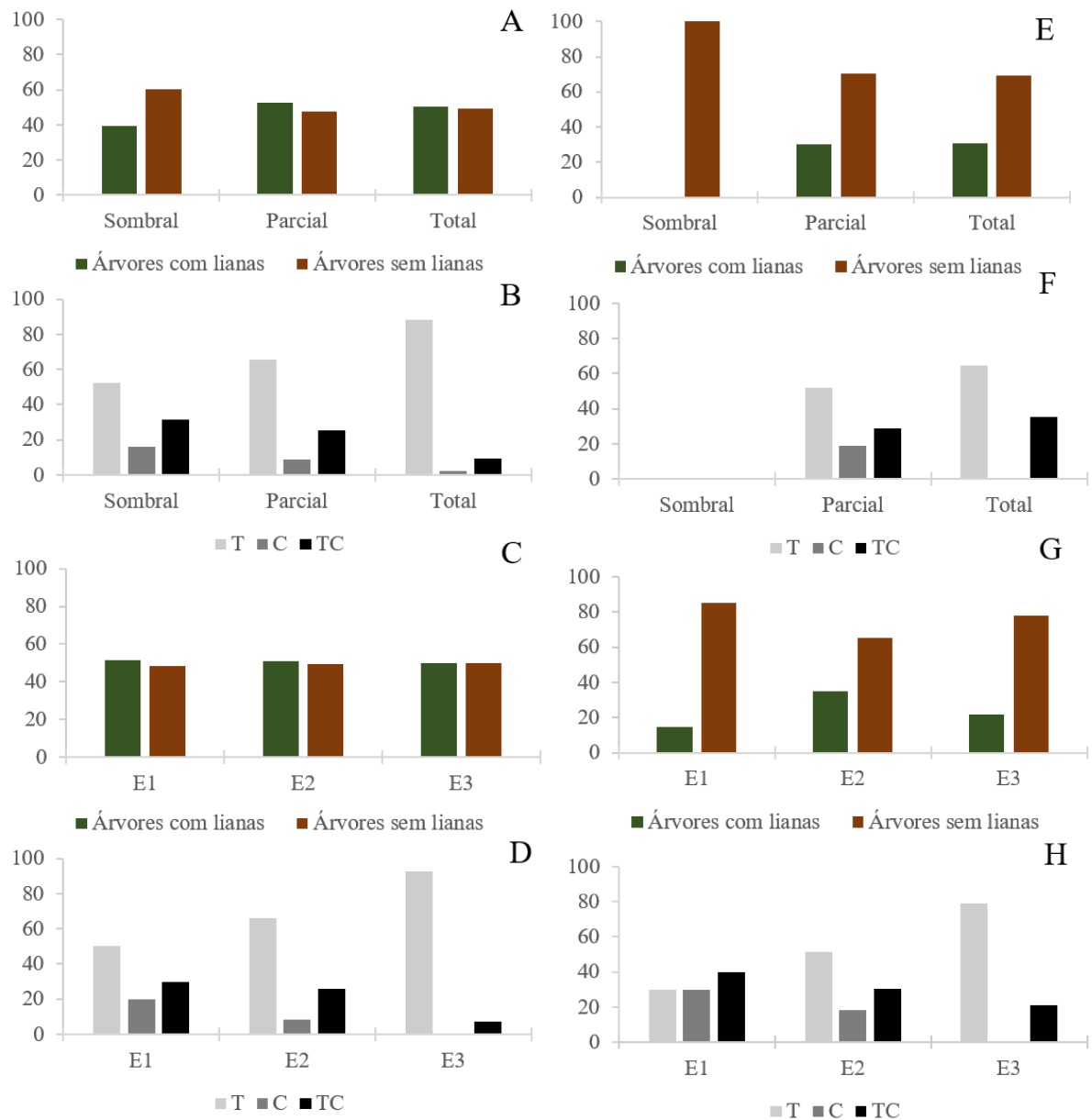


Fonte: a autora.

A área A1 possui lianas em árvores em todas as classes de iluminação, inclusive na classe Sombrial (39,58%) (Figura 5A), na qual as árvores não possuem lianas em A2 (Figura 5E). À medida em que a incidência de luz aumentou de acordo com a classe de iluminação, o percentual de árvores com lianas no tronco das árvores em A1 foi maior, passando de 52,63% na classe de iluminação Sombrial para 88,10% na classe de iluminação Total (Figura 5B). Já o percentual de lianas no tronco e copa foi menor, passando de 31,58% na classe de iluminação Sombrial para 9,52% na classe de iluminação Total, à medida em que a incidência de luz aumentou de acordo com a classe de iluminação. Esses resultados indicam que as lianas em A1 ainda não atingiram o dossel da floresta perturbada.

O percentual de árvores com lianas em relação à altura das árvores foi maior em A1 que A2, sendo que na A1, em todos os estratos, aproximadamente 50% das árvores estavam infestadas por lianas (Figura 5C), o que não acontece na área A2 (Figura 5G). Em A1, a ocorrência de lianas no tronco foi maior à medida em que o estrato vertical foi maior, passando de 50,00% no E1 para 92,68% no E3 (Figura 5C). A mesma tendência foi registrada em A2 para lianas no tronco das árvores passando de 30,00% no E1 para 78,95% no E3 (Figura 5H). O percentual de árvores com lianas na copa foi maior em A2, passando de 30,00% no E1 para 18,49% no E2, enquanto em A1, passou de 20,00% no E1 para 8,33% no E2 (Figura 5D e 5H).

Figura 5 – Infestação de lianas em função das classes de iluminação das árvores hospedeiras em A1 (Figura 5A e 5B) e em A2 (Figura 5E e 5F) e infestação de lianas em função do estrato vertical (EV) das árvores hospedeiras em A1 (Figura 5C e 5D) e em A2 (Figura 5G e 5H)



T: infestação de lianas no tronco; C: infestação de lianas na copa; TC: infestação de lianas no tronco e na copa; E1: estrato inferior; E2: estrato médio; E3: estrato superior.

Em A1: E1: árvores com até 6,8 m de altura; E2: árvores entre 6,8 m e 23,0 m de altura; e E3: árvores acima de 23 m de altura.

Em A2: E1: árvores com até 5,74 m de altura; E2: árvores entre 5,74 m e 20,2 m de altura; e E3: árvores acima de 20,2 m de altura.

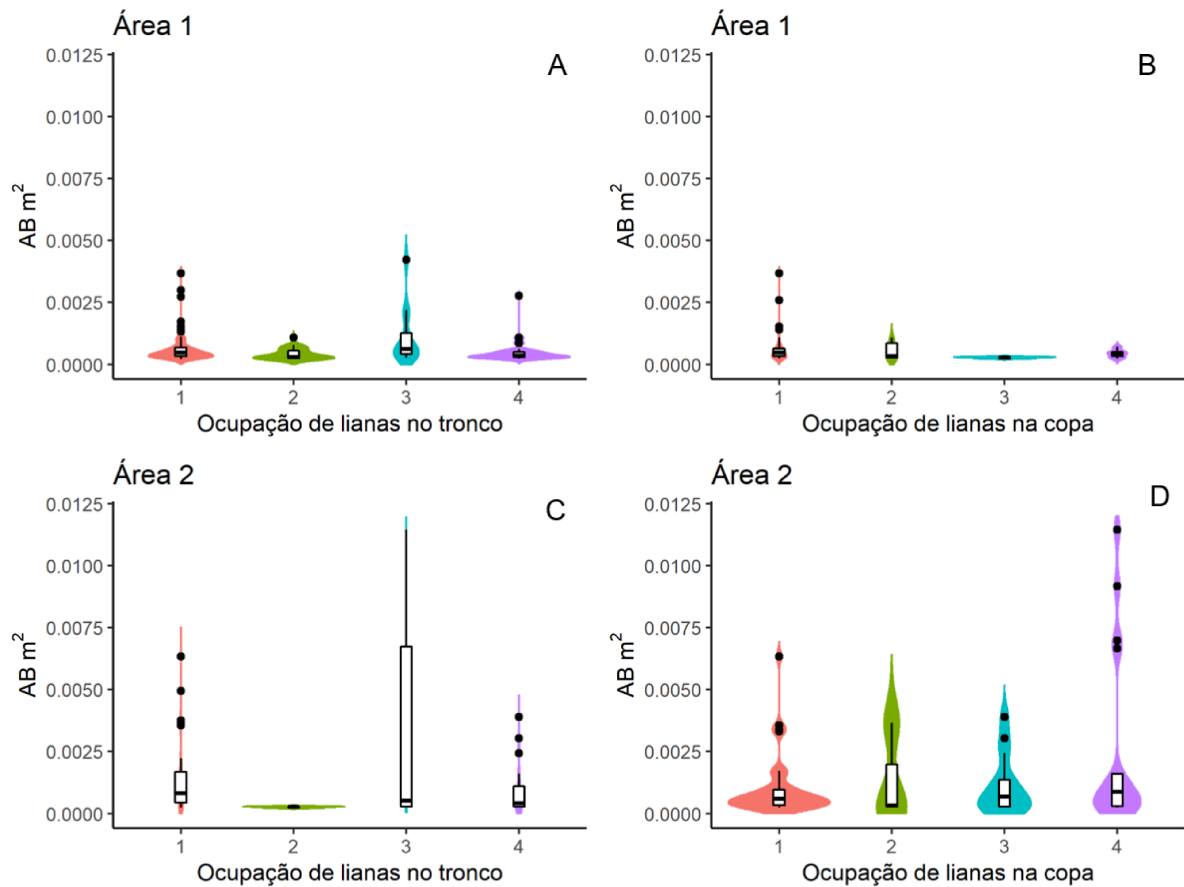
Fonte: a autora.

A área basal total de lianas no tronco em A1 foi de 0,0323 m² e em A2 de 0,0400 m², portanto, foi 19,25% menor na A1 em relação à A2. A soma da área basal de lianas no tronco foi maior na classe 1 tanto em A1 (0,0149 m²) quanto em A2 (0,0187 m²). A área basal de lianas

no tronco teve uma distribuição nas quatro classes de ocupação mais homogênea em A1 em relação à A2, em que a área basal é maior na classe de ocupação 3 (Figura 6A e 6C). Em A2, a distribuição da área basal de lianas nas classes de ocupação foi mais heterogênea. A1 seguiu a mesma tendência de A2 em que a ocupação de lianas na classe 3 é a que se destaca, com os dados acima da mediana com os maiores valores de área basal, e, portanto, acima da média (média de ocupação de lianas na classe 3: 0,0004 m² em A1 e 0,011 m² em A2).

A área basal total de lianas na copa em A1 foi de 0,0135 m² e em A2 de 0,0499 m², portanto, foi 72,94% menor em A1 em relação à A2. A soma da área basal de lianas na copa foi maior na classe 1 tanto em A1 (0,0099 m²) quanto em A2 (0,0273 m²). A área basal de lianas na copa teve uma distribuição mais homogênea em A1 em relação à A2, em que a área basal é maior na classe de ocupação 2 (Figura 6B e 6D). A A1 seguiu a mesma tendência de A2 em que a ocupação de lianas na classe 2 é a que se destaca, registrando os dados acima da mediana com os maiores valores de área basal, e, portanto, acima da média (média de ocupação de lianas na classe 2: 0,00023 m² em A1 e 0,0007 m² em A2). A maior média de área basal de lianas na copa foi registrada na classe de ocupação 4 (0,0009 m²).

Figura 6 – Área basal (AB, m²) de lianas em função do índice de ocupação de lianas no tronco e na copa em A1 (Figura 6A e Figura 6B) e área basal (AB, m²) de lianas em função do índice de ocupação de lianas no tronco e na copa em A2 (Figura 6C e Figura 6D)

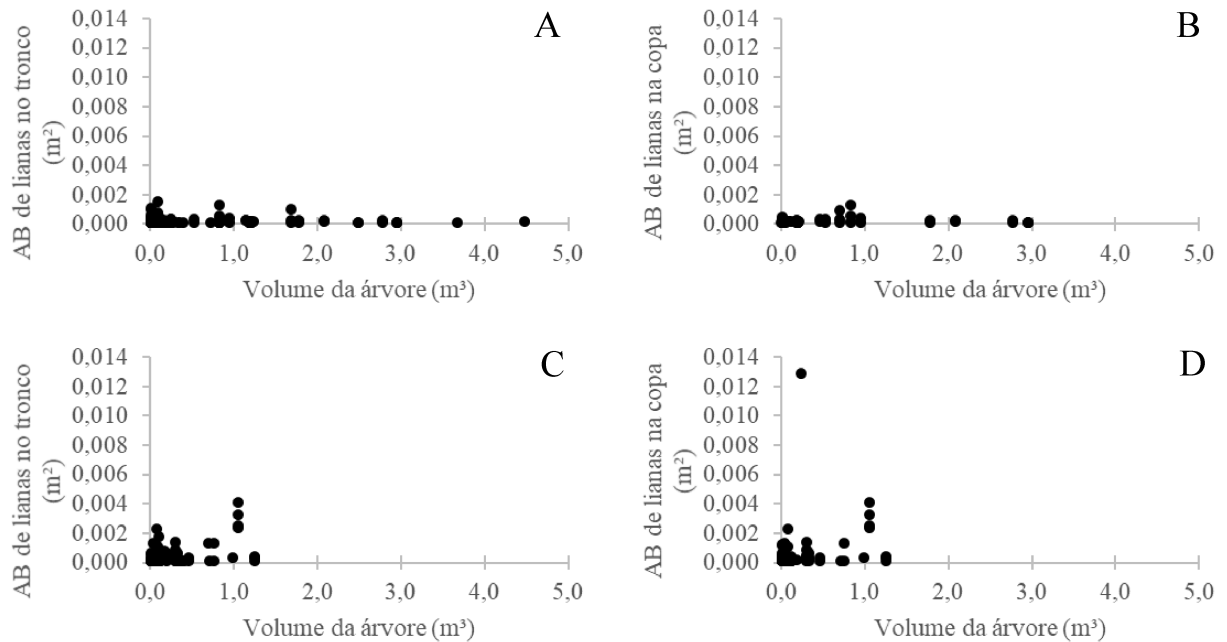


1: classe de ocupação de lianas de 1–25%; 2: classe de ocupação de lianas de 25–50%; 3: classe de ocupação de lianas de 50–75%; 4: classe de ocupação de lianas > 75%.

Fonte: a autora.

As lianas seguiram a mesma tendência de infestação no tronco e na copa das árvores em A1 e A2. As lianas tiveram área basal menor e infestaram o tronco e a copa de árvores com volumes de até 4,4845 m³ em A1. Já em A2, as lianas tiveram área basal maior, infestando árvores com volumes menores, de até 1,2529 m³.

Figura 7 – Área basal (AB, m²) de lianas no tronco e na copa e volume (m³) de cada árvore hospedeira em A1 (Figura 7A e Figura 7B) e área basal (AB, m²) de lianas no tronco e na copa e volume (m³) de cada árvore hospedeira em A2 (Figura 7C e Figura 7D)



Fonte: a autora.

4 DISCUSSÃO

A infestação de lianas se associa fortemente à ocorrência de distúrbios na floresta, mesmo os de pequena escala. Lianas ocuparam mais da metade de árvores em A1 indicando que a perturbação induzida pelo fogo favoreceu a proliferação das mesmas. Distúrbios na floresta fornecem condições como aumento da abertura do dossel que consequentemente intensifica a entrada de luz (ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2009), e maior incidência de ventos quentes e secos (VENEGAS-GONZÁLEZ *et al.*, 2017), que podem favorecer a proliferação de lianas na colonização do ambiente perturbado sobre os indivíduos arbóreos (LEDO; SCHNITZER, 2014; SCHNITZER, 2014; CAMPBELL *et al.*, 2018). Elas colonizam o ambiente perturbado rapidamente porque investem energia em seu crescimento ao invés de investi-la em sua sustentação (PUTZ, 1984), utilizando os indivíduos arbóreos como suporte. A luz abundante e o estresse hídrico prolongado são condições que propiciam às lianas melhor crescimento em relação às árvores (SCHNITZER, 2018), ambas as condições são naturalmente fornecidas pela floresta estacional semidecidual de forma simultânea no período sazonal seco, e potencializadas quando ocorrem perturbações. O aumento na abundância de lianas pode estar associado também à maior ocorrência de coinfestação, quando a mesma árvore hospedeira é infestada por mais de uma liana (MULLER-LANDAU; PACALA, 2020). Em florestas

secundárias tropicais estima-se que as lianas podem ser uma parte natural da sucessão, levando cerca de 70 anos após a perturbação para que sua abundância comece a diminuir (MARSHALL *et al.*, 2020).

Lianas infestaram mais o tronco das árvores do que suas copas indicando que elas ainda estão no processo de ascensão ao dossel do fragmento em A1. Portanto, ainda estão competindo com as árvores apenas a nível de solo, por água e nutrientes. Lianas são altamente competitivas e possuem algumas vantagens em relação às árvores como maior tolerância a herbívoros (ASTHON; LERDAU, 2008) e potencial para serem alelopáticas, em condições de sombreamento que as excluiria do dossel da floresta (LADWIG *et al.*, 2012). Nesse ponto, elas ainda não competem com as árvores a nível de luz, por não estarem no dossel, o que seria vantajoso em termos de se realizar práticas de manejo de conservação, pois removê-las ainda no tronco, impediria uma futura infestação de copa na mesma árvore (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008a), e a retirada delas não derrubaria as árvores hospedeiras nem causaria a queda de outras árvores, pois ainda não estão conectadas em copas diferentes.

As lianas ocuparam mais árvores na classe de iluminação Parcial devido às características da floresta. A A1 possui um dossel basicamente formado por araucárias, tanto no estrato médio quanto no superior. Essa espécie compõe os indivíduos mais altos do fragmento, confirmando a tendência de lianas buscarem indivíduos mais altos porque a copa deles oferece maior disponibilidade de luz (SFAIR *et al.*, 2013). A copa das araucárias permite passagem de luz para os estratos inferiores, portanto, árvores na classe de iluminação Parcial sombreadas pelas araucárias são beneficiadas por receber quantidade de luz maior do que se estivesse sombreada por uma espécie com copa mais fechada. Além disso, se trata de uma floresta estacional semidecidual, e por isso, parte das espécies no fragmento são caducifólias, aumentando a passagem de luz para os estratos médio e inferior. Um estudo realizado na região neotropical, confirmou que lianas tiveram uma forte relação positiva com a altura do dossel em habitats florestais, se beneficiando do suporte oferecido pelas árvores para alcançarem o dossel e saírem da baixa disponibilidade de luz que chega ao sub-bosque (MEYER *et al.*, 2019). O fato de as lianas infestarem as árvores mais altas (SFAIR *et al.*, 2013), sugere que elas ainda irão ocupar as árvores do E3 na busca das melhores condições possíveis de luminosidade. Afinal, é na copa das árvores que elas irão acessar melhores condições de luminosidade, agentes polinizadores e dispersores de sementes (MEYER *et al.*, 2019), além de poderem realizar o recrutamento clonal de longa distância, em que as lianas descem até o solo enraízam novamente e voltam a ascender ao dossel, alcançando outras copas a longas distâncias em relação ao ponto de enraizamento inicial, podendo estar ainda conectadas à haste “mãe” ou não (YORKE *et al.*,

2013). O sucesso da colonização por sementes depende das necessidades de regeneração das lianas, das condições de luz no sub-bosque e da disponibilidade de suporte para as lianas jovens ascenderem ao dossel; enquanto o sucesso da colonização por brotos vegetativos depende da disponibilidade de suporte, quando esses brotos caem no solo, e da proximidade entre árvores não infestadas, quando os brotos vão de uma copa a outra (MULLER-LANDAU; PACALA, 2020). Também é na copa que a competição com as árvores se intensifica, especialmente quando a infestação de lianas ocorre em copas mais expostas à luz do que em copas sombreadas (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008a).

A maior infestação de lianas na copa de A2 em relação à A1 ocorreu porque a média de altura das árvores em A2 é menor que em A1, o que faz com que os estratos agrupem indivíduos mais baixos nessa área favorecendo o alcance da copa. Além disso, a proximidade entre as árvores em A2 é maior que em A1, aumentando as chances de infestação de lianas de uma copa a outra (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008a), onde não houve perturbação induzida pelo fogo e, portanto, não gerou abertura no dossel. Esse resultado permite inferir que a infestação de lianas nesse fragmento não ocorre preferencialmente de uma copa infestada a outra copa, mas a nível de árvore individual, porque no E3 não houve infestação na copa em nenhuma das áreas, mas houve no tronco e na copa, simultaneamente, significando que as lianas escalaram o tronco da árvore para alcançar a sua copa ao invés de passar de uma copa para outra. A maior média em altura observada em A1 ocorreu provavelmente porque as árvores nessa área já eram altas antes da ocorrência do incêndio, e depois da passagem do fogo, elas foram beneficiadas pela diminuição da competição e puderam ter mais acesso a água e nutrientes.

A menor área basal de lianas no tronco em A1 pode ser explicada pela composição de espécies e distribuição diamétrica dos indivíduos. Provavelmente isso acontece porque as lianas mais abundantes nessa área são de uma única espécie *Mikania glomerata* Spreng. e seus indivíduos possuem diâmetros similares, se concentrando nas menores classes. A distribuição da área basal de lianas nas classes de ocupação no tronco provavelmente se justifica pelo mesmo motivo. Como a A1 possui menos espécies de lianas que a A2 e possui uma espécie dominante (*M. glomerata* representa mais de 70% da densidade relativa de lianas em A1), os diâmetros similares não geram variação considerável na área basal. Além disso, o tipo de casca e a flexibilidade do tronco podem ter influenciado a infestação de lianas no tronco das árvores, de modo que árvores com a casca mais lisa ou que sofre descamação tiveram menor risco de infestação, assim como troncos mais flexíveis (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008a; COX *et al.*, 2019), como na família *Arecaceae*. Suas estratégias de escalada também irão variar conforme o tipo de suporte, por exemplo, gavinhas requerem suportes pequenos para se agarrarem; o

entrelaçamento da haste no tronco da árvore hospedeira requer um limite máximo do diâmetro do tronco no qual a haste consiga circunda-lo; e raízes adesivas requerem superfícies com certo grau de rugosidade (não lisas) para se fixarem não podendo se mover entre galhos ou árvores (MULLER-LANDAU; PACALA, 2020), isso pode ter favorecido *M. glomerata* uma vez que o fogo diminuiu a disponibilidade de suporte e essa espécie escala entrelaçando sua haste no tronco da árvore.

A maior área basal de lianas na copa em A2 pode ser explicada pela proximidade das árvores. Em A2 não houve perturbação, tratando-se de uma área mais fechada em relação à A1 em que as árvores mais próximas umas das outras se tornam mais propensas ao crescimento das lianas passando de uma copa infestada a outras copas de árvores vizinhas livres de infestação (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008a). A carga de lianas na copa pode causar perdas de lianas quando árvores com galhos infestados são derrubados, quando lianas são arrancados da árvore ou cortadas por um galho vizinho ou queda de outra árvore, ou quando os cipós morrem devido à senescência, doenças ou outras causas. A maior flexibilidade de tronco e galhos, autopoda de galhos e/ou folhas grandes e queda de casca são hipóteses de traços de defesas utilizados pelas árvores para aumentar a taxa de perdas de lianas (MULLER-LANDAU; PACALA, 2020). Lianas tendem a infestar menos a copa de árvores de rápido crescimento, que são constituídas por madeira de baixa densidade, altas, que possuem troncos longos sem galhos, que possuem folhas longas (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008a) e grandes ramos flexíveis ou frondes (Arecaceae) (COX *et al.*, 2019) A associação da infestação de lianas a essas características das árvores hospedeiras pode ser melhor percebida em áreas sem perturbação (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008a), conforme foi observado nesse trabalho em A1 e A2. A infestação de lianas na copa pode prejudicar a árvore, porque o peso na copa pode levá-la a uma falha mecânica. Dessa forma é mais importante que a árvore consiga evitar que lianas infestem sua copa que seu tronco, e isso é evidenciado pelo maior número de traços indicados para diminuir as chances de infestação na copa comparado ao número de traços indicado para diminuir as chances de infestação no tronco, apenas um (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008a). A carga de lianas na copa significa para lianas maior chance de infestação de outras árvores a partir de uma árvore infestada, o que deve necessariamente balancear os benefícios de uma alta carga de lianas na copa da árvore com o prejuízo que essa mesma carga pode causar ao hospedeiro, e por consequência a elas mesmas (MULLER-LANDAU; PACALA, 2020). Além disso, quando a infestação atinge a copa a competição com as árvores aumenta já que as lianas passam a competir também por luz, além de água e nutrientes.

Área basal de lianas não acompanhou a volumetria das árvores hospedeiras. Isso pode significar mais uma vez que a disponibilidade de suporte e as características das árvores disponíveis são fatores mais relevantes (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008b) que o volume da árvore hospedeira. O maior volume das árvores em A1 pode indicar que as árvores consigam evitar a infestação de lianas em suas copas até determinado momento, enquanto a regeneração não oferecer suporte suficiente para que elas infestem de uma copa a outra sem precisar subir pelo tronco das árvores de maior volume, conforme acontece em A2, onde árvores com volumes maiores não foram infestadas por lianas.

O que determina a proporção de árvores infestadas por lianas é conhecido: a colonização de lianas, a perda de lianas e a demografia do hospedeiro. O que não se conhece são essas taxas, sua variação de acordo com a proporção infestada e os controles sobre essas taxas, por exemplo, em que grau a disponibilidade de sementes e brotos, a luz e/ou a vegetação do sub-bosque que fornece suporte limita a taxa de colonização, sendo necessário determinar até que ponto a infestação atingiria o limite de árvores infestadas (MULLER-LANDAU; PACALA, 2020). Independentemente do que ainda é desconhecido sobre lianas, a influência delas sobre milhões de hectares de florestas afetando, por exemplo de forma global, a estocagem de carbono é concreta (MARSHALL *et al.*, 2020). Além disso, lianas e frequência de incêndios florestais foram apontadas como as causas de mortalidade com maior taxa de aumento em florestas tropicais úmidas, além da interferência humana direta, superando a seca e as mudanças climáticas (MCDOWELL *et al.*, 2018), por isso práticas de manejo de conservação podem ser uma alternativa conjunta para conter sua proliferação, não apenas nas florestas úmidas, mas sobretudo nas florestas tropicais secas, após distúrbios de grande escala, além da formulação e execução de políticas públicas que contribuam direta ou indiretamente. No Brasil, existe o Projeto de Lei nº 11.276, de 2018, que institui a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo “com o objetivo de disciplinar e promover a articulação interinstitucional relativa ao manejo integrado do fogo, à redução da incidência e dos danos dos incêndios florestais no território nacional e à restauração do papel ecológico e cultural do fogo” (BRASIL, 2021), que poderia contribuir não só com a diminuição da proliferação de lianas em decorrência de incêndios florestais, como com a diminuição das emissões de gases de efeito estufa de forma direta. Por essas razões, estudos futuros com monitoramento de lianas a longo prazo são necessários e urgentes para o entendimento das lianas dentro da ecologia e dinâmica da floresta e mudanças globais.

5 CONCLUSÃO

Esse estudo relata mudanças na infestação de lianas após a ocorrência de incêndio na floresta estacional semidecidual: a maioria das árvores está infestada por lianas e elas infestam em maior quantidade o tronco das árvores após a ocorrência do incêndio florestal. Significa que ainda estão subindo para alcançar o dossel, portanto ainda não competem a nível de luz.

Se daqui há alguns anos as lianas serão motivo de perda de biodiversidade na floresta estacional semidecidual não se sabe, porém, os seus impactos negativos sobre o componente arbóreo comprometendo a provisão de seus serviços ecossistêmicos (por exemplo, estocagem de carbono, regulação climática), já são bastante conhecidos, e podem ajudar a impulsionar mais estudos que considerem o componente lianescente, monitorando-o de modo a compreender seu comportamento na dinâmica da floresta para que hipóteses como essa não tenham chance de vir a acontecer.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro. Ao Grupo de Estudos em Economia Ambiental e Manejo Florestal (GEEA) pelo suporte na execução do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDO-FORDJOUR, P.; OBENG, S.; ADDO, M. G.; AKYEAMPONG, S. Effects of human disturbances and plant invasion on liana community structure and relationship with trees in the Tinte Bepo forest reserve, Ghana. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 5, p. 728–734, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.010>

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

AMARAL, P.; VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; VIDAL, E. **Florestas para sempre: um manual para a produção de madeira na Amazônia**. Belém: Imazon. 130 pp. 1998.

ASHTON, I. W.; LERDAU, M. T. Tolerance to herbivory, and not resistance, may explain differential success of invasive, naturalized, and native North American temperate vines.

Diversity and Distributions, v. 14, n. 2, p. 169–178, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00425.x>

BRASIL. Projeto de Lei nº 11276, de 26 de julho de 2018. **Institui a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/CCIVIL_03/Projetos/PL/2018/msg774-dezembro2018.htm 1703491. Acesso em: 16 fev. 2022.

CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; MAGRACH, A.; ALAMGIR, M.; POROLAK, G.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W. F. Edge disturbance drives liana abundance increase and alteration of liana–host tree interactions in tropical forest fragments. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 8, p. 4237–4251, 2018. <https://doi.org/10.1002/ece3.3959>

CARDINELLI, L. S.; FONSECA, R. S.; MARTINS, S. V. Invasão de palmeira australiana no sub-bosque de uma floresta plantada, Viçosa, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 91, p. 249–258, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.91.1177>

CLARK; D. B.; CLARK, D. A. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 3, p. 321–331, 1990. <https://doi.org/10.1017/S0266467400004570>

COX, C. J.; EDWARDS, W.; CAMPBELL, M. J.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G. W. Liana cover in the canopies of rainforest trees is not predicted by local ground-based measures. **Austral Ecology**, v. 44, n. 5, p. 759–767, 2019. <https://doi-org.ez35.periodicos.capes.gov.br/10.1111/aec.12746>

DEVISSCHER, T.; MALHI, Y.; LANDÍVAR, V. D. R.; OLIVERAS, I. Understanding ecological transitions under recurrent wildfire: a case study in the seasonally dry tropical forests of the Chiquitania, Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 273–286, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.033>

FERREIRA JÚNIOR, W. G.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. *In*: MARTINS, S. V. **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 141–174.

FERREIRA JÚNIOR, W. G.; SILVA, A. F.; MEIRA NETO, J. A. A.; SCHAEFER, C. E. G. R.; DIAS, A. S.; IGNÁCIO, M.; MEDEIROS, M. C. M. P. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta estacional semidecídua em Viçosa, Minas Gerais, e espécies de maior ocorrência na região. **Revista Árvore**, v. 31, n. 6, p. 1121–1130, 2007a. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000600018>

FERREIRA JÚNIOR, W. G.; SILVA, A. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; MEIRA NETO, J. A. A.; DIAS, A. S.; IGNÁCIO, M.; MEDEIROS, M. C. M. P. Influence of soils and topographic gradients on tree species distribution in a Brazilian atlantic tropical semideciduous forest. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 64, n. 2, p. 137–157, 2007b. <https://doi.org/10.1017/S0960428607000832>

GERWING, J. J.; SCHNITZER, S. A.; BURNHAM, R. J.; BONGERS, F.; CHAVES, J.; DEWALTZ, S. J.; EWANGO, C. E. N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARATHY, N.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; PUTZ, F.

E.; THOMAS, D. W. A standard protocol for liana censuses. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 256–261. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00134.x>

GERWING, J. J.; VIDAL, E. Abundância e diversidade de espécies de cipó oito anos após seu corte e exploração de madeira na Amazônia Oriental. *In*: VIDAL, E.; GERWING, J. J. (ed.). **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. Belém: Imazon, 2003. p. 27–34.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2021.

INGWELL, L. L.; WRIGHT, S. J.; BECKLUND, K. K.; HUBBEL, S. P.; SCHNITZER, S. A. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 879–887, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01676.x>

IPCC. **Climate Change 2021: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. In Press, 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/#FullReport>. Acesso em: 03 set. 2021.

LADWIG, L. M.; MEINERS, S. J.; PISULA, N. L.; LANG, K. A. Conditional allelopathic potential of temperate lianas. **Plant Ecology**, v. 213, n. 12, p. 1927–1935, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11258-012-0087-4>

LAI, H. R.; HALL, J. S.; TURNER, B. L.; VAN BREUGEL, M. Liana effects on biomass dynamics strengthen during secondary forest succession. **Ecology**, v. 98, n. 4, p. 1062–1070, 2017. <https://doi.org/10.1002/ecy.1734>

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNSTIDE, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S. G. W. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, 2018. <https://doi.org/10.1111/brv.12343>

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; VAN HOUTAN, K. S.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>

LEDO, A.; SCHNITZER, S. A. Disturbance and clonal reproduction determine liana distribution and maintain liana diversity in a tropical forest. **Ecology**, v. 95, n. 8, p. 2169–2178, 2014. <https://doi.org/10.1890/13-1775.1>

MARSHALL, A. R.; PLATTS, P. J.; CHAZDON, R. L.; SEKI, H.; CAMPBELL, M. J.; PHILLIPS, O. L.; GEREAU, R. E.; MARCHANT, R.; LIANG, J.; HERBOHN, J.; MALHI, Y.; PFEIFER, M. Conceptualising the global forest response to liana proliferation. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 3, artigo 35, p. 1–21, 2020. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00035>

MCDOWELL, N.; ALLEN, C. D.; ANDERSON-TEIXEIRA, K.; BRANDO, P.; BRIENEN, R.; CHAMBERS, J.; CHRISTOFFERSEN, B.; DAVIES, S.; DOUGHTY, C.; DUQUE, A.; ESPIRITO-SANTO, F.; FISHER, R.; FONTES, C. G.; GALBRAITH, D.; GOODSMAN, D.; GROSSIORD, C.; HARTMANN, H.; HOLM, J.; JOHNSON, D. J.; KASSIM, A. R.; KELLER, M.; KOVEN, C.; KUEPPERS, L.; KUMAGAI, T.; MALHI, Y.; MCMAHON, S. M.; MENCUCCINI, M.; MEIR, P.; MOORCROFT, P.; MULLER-LANDAU, H. C.; PHILLIPS, O. L.; POWELL, T.; SIERRA, C. A.; SPERRY, J.; WARREN, J.; Xu, C.; Xu, X. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. **New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 851–869, 2018. <https://doi-org.ez35.periodicos.capes.gov.br/10.1111/nph.15027>

MEYER, L.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; LOHMANN, L. G.; HORTAL, J.; BARRETO, E.; RANGEL, T.; KISSLING, W. D. Canopy height explains species richness in the largest clade of Neotropical lianas. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 1, p. 26–37, 2019. <https://doi-org.ez35.periodicos.capes.gov.br/10.1111/geb.13004>

MULLER-LANDAU, H. C.; PACALA, S. W. What determines the abundance of lianas and vines? *In*: DOBSON, A. P.; TILMAN, D.; HOLT, R. D. (ed.). **Unsolved problems in ecology**. Princeton: Princeton University Press, 2020. p. 239–264. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.35086.87360>

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>

PAULA, A.; SILVA, A. F.; SOUZA, A. L.; SANTOS, F. A. M. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, p. 743–749, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622002000600010>

PUTZ, F. E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713–1724, 1984. <https://doi.org/10.2307/1937767>

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2021. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 24 jan. 2022.

REFLORA. **Lista de espécies da flora do Brasil**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>. Acesso em: 22 jun. 2021.

REIS, B. P.; ZATELLI, K. S.; TORRES, F. T. P.; MARTINS, S. V. Influence of fire on the natural regeneration of a semideciduous seasonal rainforest fragment. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 4, e20170174, 2018. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.017417>

SCHNITZER, S. A. Increasing liana abundance in neotropical forests: causes and consequences *In*: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; PUTZ, F. E. (ed.). **Ecology of lianas**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2014. p. 451–464. <https://doi.org/10.1002/9781118392409.ch30>

SCHNITZER, S. A. Testing ecological theory with lianas. **New Phytologist**, v. 220, n. 2, p.

366–380, 2018. <https://doi.org/10.1111/nph.15431>

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 397–406, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01590.x>

SCHNITZER, S. A.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 4, p. 655–666, 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00489.x>

SCHNITZER, S. A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3–4, p. 1044–1049, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.012>

SFAIR, J. C.; RIBEIRO, B. R.; PIMENTA, E. P.; GONÇALVES, T.; RAMOS, F. N. A importância da luz na ocupação de árvores por lianas. **Rodriguésia**, v. 64, n. 2, p. 255–261, 2013. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602013000200005>

SILVA, A. F.; FONTES, N. R. L.; LEITÃO FILHO, H. F. Composição florística e estrutura horizontal do estrato arbóreo de um trecho da Mata da Biologia da Universidade Federal de Viçosa – Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 24, n. 4, p. 397–405, 2000.

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p. 43–59.

SILVA JUNIOR, C. A.; LIMA, M.; TEODORO, P. E.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; ROSSI, F. S.; FUNATSU, B. M.; BUTTURI, W.; LOURENÇONI, T.; KRAESKI, A.; PELISSARI, T. D.; MORATELLI, F. A.; ARVOR, D.; LUZ, I. M. S.; TEODORO, L. P. R.; DUBREUIL, V.; TEIXEIRA, V. M. Fires drive long-term environmental degradation in the Amazon Basin. **Remote Sensing**, v. 14, n. 2, p. 338–356, 2022. <https://doi.org/10.3390/rs14020338>

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

UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. Boletim meteorológico 2021. Viçosa, MG: Ufv, 2021.

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; HEALEY, J. R.; PHILLIPS, O. L. Infestation of trees by lianas in a tropical forest in Amazonian Peru. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 6, p. 747–756, 2008a. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18459>

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; PHILLIPS, O. L. What controls liana success in Neotropical forests? *Global Ecology and Biogeography*, v. 17, n. 3, p. 372–383, 2008b. <https://doi-org.ez35.periodicos.capes.gov.br/10.1111/j.1466-8238.2007.00376.x>

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. **Proceedings of the National Academy of**

Sciences of the United States of America, v. 112, n. 43, p. 13267–13271, 2015.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1504869112>

VENEGAS-GONZÁLEZ, A.; BRANCALION, B. H. S.; ALBIERO JUNIOR, A.; CHAGAS, M. P.; ANHOLETTO JUNIOR, C. R.; CHAIX, G.; TOMAZELLO FILHO, M. What tree rings can tell us about the competition between trees and lianas? A case study based on growth, anatomy, density, and carbon accumulation. **Dendrochronologia**, v. 42, p. 1–11. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2016.11.001>

YORKE, S. R.; SCHNITZER, S. A.; MASCARO, J.; LETCHER, S. G.; CARSON, W. P. increasing liana abundance and basal area in a tropical forest: the contribution of long-distance clonal colonization. **Biotropica**, v. 45, n. 13, p. 317–324, 2013.
<https://doi.org/10.1111/btp.12015>

CONCLUSÕES GERAIS

Esse estudo relata as mudanças na composição de espécies, densidade, diversidade e estrutura de lianas causadas por incêndio em um fragmento de floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia*, cinco anos após a sua ocorrência. Além de contextualizar o leitor a respeito de toda a temática que envolve lianas e sua importância na dinâmica dentro dos ambientes de florestas tropicais de forma global.

Os estudos sobre lianas ainda são recentes, têm por volta de 40 anos. Mas mesmo nesse pouco tempo, o suficiente já foi descoberto para indicar a inclusão de lianas em estudos mais profundos de ecologia e dinâmica florestal porque lianas são de fato influenciadoras no comportamento do componente arbóreo, e demandam preocupação quando seu impacto negativo sobre as árvores ultrapassa o que seria considerado “natural”. Mas não se sabe qual é esse limite, portanto, recomenda-se que mais estudos sejam realizados com monitoramentos a longo prazo por meio de inventários, por exemplo, a fim de gerar mais conhecimento sobre como as lianas se comportam hoje e se comportarão em cenários futuros mais pessimistas no que diz respeito às mudanças climáticas. Estudos como esse poderão auxiliar na tomada de decisão sobre o que fazer para que a provisão dos serviços ecossistêmicos seja mantida de maneira equilibrada e saudável.

APÊNDICE A – ARTIGOS II E III

Tabela S1. Densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR), e valor de cobertura (VC) das espécies arbóreas no fragmento de floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia* com (A1) e sem (A2) ocorrência de incêndio florestal

Espécies A1	DA	DR	DoA	DoR	VC
<i>Araucaria angustifolia</i>	319,44	29,49	39,3288	76,471	52,98
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	116,67	10,77	3,2291	6,279	8,52
<i>Cecropia glaziovii</i>	116,67	10,77	0,9851	1,915	6,34
<i>Croton urucurana</i>	94,44	8,72	0,6020	1,171	4,94
<i>Luehea grandiflora</i>	55,56	5,13	0,9487	1,845	3,49
<i>Vernonanthura divaricata</i>	41,67	3,85	0,1330	0,259	2,05
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	5,56	0,51	1,6059	3,123	1,82
<i>Cabralea canjerana</i>	27,78	2,56	0,1140	0,222	1,39
<i>Allophylus edulis</i>	22,22	2,05	0,2570	0,500	1,28
<i>Livistona chinensis</i>	11,11	1,03	0,6644	1,292	1,16
<i>Siparuna guianensis</i>	22,22	2,05	0,0646	0,126	1,09
<i>Cedrela fissilis</i>	2,78	0,26	0,9656	1,877	1,07
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	19,44	1,79	0,1475	0,287	1,04
<i>Eugenia uniflora</i>	19,44	1,79	0,0852	0,166	0,98
<i>Alchornea glandulosa</i>	13,89	1,28	0,2461	0,479	0,88
<i>Casearia gossypiosperma</i>	13,89	1,28	0,1290	0,251	0,77
<i>Prunus serrulata</i>	13,89	1,28	0,0966	0,188	0,73
<i>Guatteria australis</i>	13,89	1,28	0,0589	0,115	0,70
<i>Eugenia sp.</i>	11,11	1,03	0,1313	0,255	0,64
<i>Ficus sp.</i>	8,33	0,77	0,2460	0,478	0,62
<i>Machaerium nyctitans</i>	11,11	1,03	0,1101	0,214	0,62
<i>Ceiba speciosa</i>	11,11	1,03	0,0926	0,180	0,60
<i>Guarea kunthiana</i>	8,33	0,77	0,1351	0,263	0,52
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	5,56	0,51	0,1380	0,268	0,39
<i>Caryota urens</i>	5,56	0,51	0,0693	0,135	0,32
<i>Lecythis pisonis</i>	5,56	0,51	0,0593	0,115	0,31
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	5,56	0,51	0,0521	0,101	0,31
<i>Platymiscium pubescens</i>	5,56	0,51	0,0250	0,049	0,28
<i>Stryphnodendron adstrigens</i>	5,56	0,51	0,0219	0,043	0,28
<i>Anadenanthera peregrina</i>	5,56	0,51	0,0211	0,041	0,28
<i>Piptocarpha sp.</i>	5,56	0,51	0,0188	0,036	0,27
<i>Annona sp.</i>	5,56	0,51	0,0184	0,036	0,27
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	2,78	0,26	0,1114	0,217	0,24
<i>Allophylus sp.</i>	2,78	0,26	0,0903	0,175	0,22
<i>Magnolia champaca</i>	2,78	0,26	0,0863	0,168	0,21
<i>Handroanthus serratifolius</i>	2,78	0,26	0,0579	0,113	0,18
<i>Alchornea triplinervia</i>	2,78	0,26	0,0509	0,099	0,18
<i>Dalbergia nigra</i>	2,78	0,26	0,0488	0,095	0,18
<i>Lacistema pubescens</i>	2,78	0,26	0,0364	0,071	0,16

Espécies A1	DA	DR	DoA	DoR	VC
<i>Pleroma granulorum</i>	2,78	0,26	0,0260	0,051	0,15
<i>Platypodium elegans</i>	2,78	0,26	0,0259	0,050	0,15
<i>Trichilia pallida</i>	2,78	0,26	0,0190	0,037	0,15
<i>Trema micrantha</i>	2,78	0,26	0,0143	0,028	0,14
<i>Solanum leucodendron</i>	2,78	0,26	0,0106	0,021	0,14
<i>Trichilia catigua</i>	2,78	0,26	0,0093	0,018	0,14
<i>Sorocea bonplandii</i>	2,78	0,26	0,0081	0,016	0,14
<i>Solanum cernuum</i>	2,78	0,26	0,0072	0,014	0,14
<i>Jacaranda puberula</i>	2,78	0,26	0,0070	0,014	0,14
<i>Prunus myrtifolia</i>	2,78	0,26	0,0068	0,013	0,13
<i>Nectandra oppositifolia</i>	2,78	0,26	0,0067	0,013	0,13
<i>Euterpe edulis</i>	2,78	0,26	0,0062	0,012	0,13
Total	1083,33	100,00	51,4295	100,000	100,00
Espécies A2	DA	DR	DoA	DoR	VC
<i>Araucaria angustifolia</i>	272,22	21,12	27,3592	63,96	42,54
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	205,56	15,95	5,3387	12,48	14,21
<i>Siparuna guianensis</i>	183,33	14,22	0,6461	1,51	7,87
<i>Livistona chinensis</i>	30,56	2,37	1,6324	3,82	3,09
<i>Ficus sp.</i>	41,67	3,23	0,4604	1,08	2,15
<i>Alchornea glandulosa</i>	38,89	3,02	0,4002	0,94	1,98
<i>Myrcia splendens</i>	36,11	2,80	0,4088	0,96	1,88
<i>Cabralea canjerana</i>	41,67	3,23	0,2098	0,49	1,86
<i>Euterpe edulis</i>	27,78	2,16	0,5095	1,19	1,67
<i>Guatteria australis</i>	33,33	2,59	0,2048	0,48	1,53
<i>Guarea kunthiana</i>	19,44	1,51	0,5171	1,21	1,36
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	16,67	1,29	0,5640	1,32	1,31
<i>Anadenanthera peregrina</i>	11,11	0,86	0,4679	1,09	0,98
<i>Dalbergia nigra</i>	16,67	1,29	0,2835	0,66	0,98
<i>Luehea grandiflora</i>	16,67	1,29	0,2075	0,49	0,89
<i>Machaerium nyctitans</i>	16,67	1,29	0,1708	0,40	0,85
<i>Casearia gossypiosperma</i>	16,67	1,29	0,1278	0,30	0,80
<i>Protium heptaphyllum</i>	16,67	1,29	0,1239	0,29	0,79
<i>Cedrela fissilis</i>	5,56	0,43	0,4659	1,09	0,76
<i>Prunus myrtifolia</i>	13,89	1,08	0,0696	0,16	0,62
<i>Prunus serrulata</i>	11,11	0,86	0,1415	0,33	0,60
<i>Caryota urens</i>	8,33	0,65	0,2054	0,48	0,56
<i>Sapium grandulosum</i>	2,78	0,22	0,3344	0,78	0,50
<i>Lecythis pisonis</i>	11,11	0,86	0,0577	0,13	0,50
<i>Trichilia lepidota</i>	11,11	0,86	0,0503	0,12	0,49
<i>Allophylus edulis</i>	8,33	0,65	0,1398	0,33	0,49
<i>Ceiba speciosa</i>	8,33	0,65	0,1340	0,31	0,48
<i>Annona sp.</i>	8,33	0,65	0,1023	0,24	0,44
<i>Eugenia uniflora</i>	8,33	0,65	0,0600	0,14	0,39
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	5,56	0,43	0,0958	0,22	0,33
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	5,56	0,43	0,0479	0,11	0,27

Espécies A2	DA	DR	DoA	DoR	VC
<i>Bathysa nicholsonii</i>	5,56	0,43	0,0400	0,09	0,26
<i>Platymiscium pubescens</i>	5,56	0,43	0,0358	0,08	0,26
<i>Nectandra oppositifolia</i>	5,56	0,43	0,0342	0,08	0,26
<i>Pleroma granulorum</i>	2,78	0,22	0,1260	0,29	0,26
<i>Eriobotrya japonica</i>	5,56	0,43	0,0281	0,07	0,25
<i>Hyptidendron asperrimum</i>	2,78	0,22	0,1201	0,28	0,25
<i>Cecropia glaziovii</i>	5,56	0,43	0,0256	0,06	0,25
<i>Citrus</i> sp.	5,56	0,43	0,0220	0,05	0,24
<i>Jacaranda puberula</i>	5,56	0,43	0,0204	0,05	0,24
<i>Lacistema pubescens</i>	5,56	0,43	0,0175	0,04	0,24
<i>Myrciaria</i> sp. 2	5,56	0,43	0,0155	0,04	0,23
<i>Platypodium elegans</i>	5,56	0,43	0,0120	0,03	0,23
<i>Stryphnodendron adstrigens</i>	2,78	0,22	0,0992	0,23	0,22
<i>Casearia ulmifolia</i>	2,78	0,22	0,0749	0,18	0,20
<i>Aspidosperma</i> sp.	2,78	0,22	0,0594	0,14	0,18
<i>Guapira opposita</i>	2,78	0,22	0,0582	0,14	0,18
<i>Ixora</i> sp.	2,78	0,22	0,0577	0,13	0,18
<i>Solanum leucodendron</i>	2,78	0,22	0,0542	0,13	0,17
<i>Croton floribundus</i>	2,78	0,22	0,0458	0,11	0,16
<i>Chrysophyllum flexuosum</i>	2,78	0,22	0,0403	0,09	0,15
<i>Mangifera indica</i>	2,78	0,22	0,0306	0,07	0,14
<i>Trema micrantha</i>	2,78	0,22	0,0277	0,06	0,14
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2,78	0,22	0,0241	0,06	0,14
<i>Xylopia sericea</i>	2,78	0,22	0,0226	0,05	0,13
<i>Machaerium brasiliense</i>	2,78	0,22	0,0156	0,04	0,13
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	2,78	0,22	0,0149	0,03	0,13
<i>Nectandra</i> sp.	2,78	0,22	0,0139	0,03	0,12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	2,78	0,22	0,0104	0,02	0,12
<i>Myrsine coriacea</i>	2,78	0,22	0,0101	0,02	0,12
<i>Myrciaria</i> sp. 1	2,78	0,22	0,0097	0,02	0,12
<i>Piptocarpha</i> sp.	2,78	0,22	0,0097	0,02	0,12
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	2,78	0,22	0,0088	0,02	0,12
<i>Trichilia catigua</i>	2,78	0,22	0,0081	0,02	0,12
<i>Xylosma prockia</i>	2,78	0,22	0,0076	0,02	0,12
<i>Miconia</i> sp.	2,78	0,22	0,0073	0,02	0,12
<i>Sorocea bonplandii</i>	2,78	0,22	0,0069	0,02	0,12
<i>Vassobia</i> sp.	2,78	0,22	0,0067	0,02	0,12
<i>Piper</i> sp.	2,78	0,22	0,0065	0,02	0,12
<i>Eugenia</i> sp.	2,78	0,22	0,0062	0,01	0,11
<i>Solanum swartzianum</i>	2,78	0,22	0,0062	0,01	0,11
Total	1288,89	100,00	42,7773	100,00	100,00

Tabela S2. Infestação de lianas no tronco (T), na copa (C), e no tronco e copa (TC) por espécie na área com ocorrência de incêndio florestal (A1) e na área sem ocorrência de incêndio florestal (A2) no fragmento de floresta estacional semidecidual com *Araucaria angustifolia*

Família	Espécies A1	Número árvores	% árvores infestadas	% árvores infestadas T	% árvores infestadas C	% árvores infestadas TC
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> sp.	2	100,00	0,00	0,00	100,00
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i>	1	100,00	0,00	0,00	100,00
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	1	100,00	0,00	100,00	0,00
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i>	3	100,00	0,00	33,33	66,67
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i>	1	100,00	0,00	0,00	100,00
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i>	4	100,00	50,00	25,00	25,00
Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Lacistemataceae	<i>Lacistema pubescens</i>	1	100,00	0,00	100,00	0,00
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	1	100,00	0,00	100,00	0,00
Sapindaceae	<i>Allophylus</i> sp.	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	8	100,00	62,50	37,50	0,00
Solanaceae	<i>Solanum cernuum</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	10	90,00	50,00	10,00	30,00
Rosaceae	<i>Prunus serrulata</i>	6	83,33	50,00	0,00	33,33
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i>	5	80,00	40,00	20,00	20,00
Asteraceae	<i>Vernonanthura divaricata</i>	15	80,00	26,67	6,67	46,67
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i>	3	66,67	0,00	33,33	33,33
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	3	66,67	66,67	0,00	0,00
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i>	35	65,71	40,00	2,86	22,86
Annonaceae	<i>Annona</i> sp.	2	50,00	50,00	0,00	0,00
Bignoniaceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i>	2	50,00	0,00	0,00	50,00
Fabaceae	<i>Platymiscium pubescens</i>	2	50,00	50,00	0,00	0,00
Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstrigens</i>	2	50,00	50,00	0,00	0,00
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i>	2	50,00	0,00	50,00	0,00
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	2	50,00	50,00	0,00	0,00
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	50,00	50,00	0,00	0,00
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i>	43	48,84	44,19	0,00	4,65
Indeterminada	Indeterminada	27	48,15	40,74	0,00	7,41
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i>	136	47,79	41,18	1,47	5,15
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	11	45,45	27,27	9,09	9,09
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	9	44,44	22,22	11,11	11,11
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	5	40,00	0,00	20,00	20,00
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i>	5	40,00	40,00	0,00	0,00

Família	Espécies A1	Número árvores	% árvores infestadas	% árvores infestadas T	% árvores infestadas C	% árvores infestadas TC
Arecaceae	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	42	38,10	28,57	0,00	9,52
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	7	28,57	0,00	0,00	28,57
Arecaceae	<i>Livistona chinensis</i>	4	25,00	0,00	0,00	25,00
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	4	25,00	0,00	0,00	25,00
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i>	20	20,00	20,00	0,00	0,00
Arecaceae	<i>Caryota urens</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Magnoliaceae	<i>Magnolia champaca</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Melastomataceae	<i>Pleroma granulosum</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Myrtaceae	<i>Eugenia sp.</i>	4	0,00	0,00	0,00	0,00
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Solanaceae	<i>Solanum leucodendron</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Total Geral		447	50,78	34,90	4,25	11,63

Família	Espécie A2	Número árvores	% árvores infestadas	% árvores infestadas T	% árvores infestadas C	% árvores infestadas TC
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Apocynaceae	<i>Aspidosperma sp.</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Bignoniaceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i>	2	100,00	50,00	0,00	50,00
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	1	100,00	0,00	0,00	100,00
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	100,00	0,00	100,00	0,00
Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstrigens</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i>	2	100,00	100,00	0,00	0,00
Melastomataceae	<i>Miconia sp.</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	1	100,00	0,00	0,00	100,00
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	1	100,00	0,00	100,00	0,00
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	100,00	0,00	0,00	100,00
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i>	1	100,00	100,00	0,00	0,00
Solanaceae	<i>Solanum leucodendron</i>	1	100,00	0,00	0,00	100,00
Solanaceae	<i>Vassobia sp.</i>	1	100,00	0,00	0,00	100,00
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i>	13	76,92	46,15	7,69	23,08
Annonaceae	<i>Annona sp.</i>	3	66,67	0,00	33,33	33,33
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i>	6	66,67	16,67	33,33	16,67

Família	Espécie A2	Número árvores	% árvores infestadas	% árvores infestadas T	% árvores infestadas C	% árvores infestadas TC
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i>	2	50,00	50,00	0,00	0,00
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i>	6	50,00	16,67	0,00	33,33
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	6	50,00	16,67	0,00	33,33
Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i>	2	50,00	50,00	0,00	0,00
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	2	50,00	0,00	0,00	50,00
Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i>	4	50,00	50,00	0,00	0,00
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i>	2	50,00	50,00	0,00	0,00
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	67	49,25	11,94	19,40	17,91
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i>	7	42,86	28,57	0,00	14,29
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i>	12	41,67	41,67	0,00	0,00
Arecaceae	<i>Caryota urens</i>	3	33,33	33,33	0,00	0,00
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	6	33,33	16,67	0,00	16,67
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i>	6	33,33	0,00	16,67	16,67
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	3	33,33	33,33	0,00	0,00
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i>	6	33,33	16,67	0,00	16,67
Indeterminada	Indeterminada	10	30,00	20,00	0,00	10,00
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i>	119	26,05	17,65	0,84	7,56
Rosaceae	<i>Prunus serrulata</i>	4	25,00	25,00	0,00	0,00
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	14	21,43	14,29	7,14	0,00
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	15	20,00	6,67	0,00	13,33
Arecaceae	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	74	13,51	12,16	1,35	0,00
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	15	13,33	0,00	13,33	0,00
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	10	10,00	10,00	0,00	0,00
Annonaceae	<i>Xylopia sericea</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Arecaceae	<i>Livistona chinensis</i>	11	0,00	0,00	0,00	0,00
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> sp.	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Euphorbiaceae	<i>Sapium grandulosum</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i>	4	0,00	0,00	0,00	0,00
Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Fabaceae	<i>Platymiscium pubescens</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Lacistemataceae	<i>Lacistema pubescens</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00
Lamiaceae	<i>Hyptidendron asperrimum</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i>	4	0,00	0,00	0,00	0,00
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	3	0,00	0,00	0,00	0,00
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	3	0,00	0,00	0,00	0,00
Melastomataceae	<i>Pleroma granulosum</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00

Família	Espécie A2	Número árvores	% árvores infestadas	% árvores infestadas T	% árvores infestadas C	% árvores infestadas TC
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Myrtaceae	<i>Myrciaria</i> sp. 1	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Myrtaceae	<i>Myrciaria</i> sp. 2	2	0,00	0,00	0,00	0,00
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i>	5	0,00	0,00	0,00	0,00
Rubiaceae	<i>Bathysa nicholsonii</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00
Rubiaceae	<i>Ixora</i> sp.	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp.	2	0,00	0,00	0,00	0,00
Salicaceae	<i>Casearia ulmifolia</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Salicaceae	<i>Xylosma prockia</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	3	0,00	0,00	0,00	0,00
Solanaceae	<i>Solanum swartzianum</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00
Total Geral		497	29,78	15,90	5,03	8,85