

RAIANE GONÇALVES BEÚ



**COMO AS LIANAS AFETAM ÁRVORES DE UM CERRADÃO NA TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA-CERRADO?**

**NOVA XAVANTINA
MATO GROSSO – BRASIL
2019**

RAIANE GONÇALVES BEÚ

**COMO AS LIANAS AFETAM ÁRVORES DE UM CERRADÃO NA TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA-CERRADO?**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial à obtenção do Título de “Mestre”.

Orientadora: Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon

**NOVA XAVANTINA
MATO GROSSO – BRASIL
2019**

Walter Clayton de Oliveira CRB 1/2049

B365c BEÚ, Raiane Gonçalves .
Como as Lianas Afetam Árvores de um Cerradão na
Transição Amazônia-Cerrado? / Raiane Gonçalves Beú - Nova
Xavantina, 2019.
39 f.; 30 cm.(ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso
(Dissertação/Mestrado) - Curso de Pós-graduação Stricto Sensu
(Mestrado Acadêmico) Ecologia e Conservação, Faculdade de
Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de
Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2019.
Orientador: Beatriz Schwantes Marimon

1. Infestação. 2. Potencial Hídrico Foliar. 3.
Vulnerabilidade. I. Raiane Gonçalves Beú. II. Como as Lianas
Afetam Árvores de um Cerradão na Transição Amazônia-
Cerrado?: .

CDU 581.526.43

**COMO AS LIANAS AFETAM ÁRVORES DE UM CERRADÃO NA TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA-CERRADO?**

RAIANE GONÇALVES BEÚ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 19 de fevereiro de 2019, pela BANCA EXAMINADORA.

Dra. Beatriz Schwantes Marimon
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
Dep. de Ciências Biológicas
Orientadora

Dra. Marina Corrêa Scalon
University of Oxford
School of Geography and Environment
Membro Titular

Dra. Mariney de Menezes
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
Dep. de Agronomia
Membro Titular

Dr. Ben Hur Marimon Junior
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
Dep. de Ciências Biológicas
Suplente

Dr. Edmar Almeida de Oliveira
PROFLORA Soluções Ambientais
Suplente

Em memória de meus pais

Nelson e Ezi, dedico

*A natureza que me encanta
Me domina e me fascina
Ela também me ensina*

*Nela encontro colo
Do dossel até o solo
No mais intrínseco detalhe me consolo*

*Nela encontro a paz
Reencontro o que traz
Aquele sentindo capaz
De fazer desistir jamais*

Raiane Gonçalves Beú
14 de dezembro de 2018

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus o criador e a Jesus o divino mestre, por toda proteção e cuidado!

A UNEMAT por todo o curso de graduação e mestrado. Ao CNPq pela concessão de bolsa e também a todos os brasileiros que diretamente e indiretamente auxiliaram na minha pós-graduação.

A minha orientadora Beatriz, pelo apoio, incentivo, orientação e confiança desde a graduação até aqui. Sempre farei parte do LABEV!

Ao professor Rafael Oliveira (UNICAMP) por estar sempre à disposição para ajudar.

A Imma Oliveiras pelo apoio e contribuição no projeto.

Aos membros da banca de qualificação e defesa, Marina, Simone e Mariney, por aceitarem participar e pelas contribuições no trabalho.

Ao meu amado pai, meu grande incentivador, pelo amor e cuidado. Em momentos tão difíceis eu reconheci e vivi o amor mais puro, obrigada por me amar tanto pai. Durante o mestrado deixou a morada terrena e seguiu para a pátria celestial, sei que está torcendo e mandando força para eu seguir aqui, essa conquista é nossa, meu eterno velho macanudo! (em memória).

A minha amada mãe, por ter me ensinado tanto sobre a vida, valores, perseverança e a ser forte. Por ter mostrado e vivido o amor puro para nossa família. Antecedeste meu pai na pátria celestial, sei que estás muito orgulhosa de mim. (em memória)

A vó Alta Beú pelo grande incentivo nos estudos e ensinamentos e a vó Maria pelo cuidado e carinho. (em memória)

A tia Elda, pelo cuidado e amor, pelo incentivo nos estudos e por zelar, cuidar e me amar como uma mãe.

Ao André (Paixão), meu namorado, companheiro e parceiro de luta. Obrigada por me acompanhar e ajudar em cada fase dessa etapa. Te Amo!

Ao professor Ben Hur, pela motivação em todos esses anos no LABEV.

A Halina, pela amizade, conversas e elucidações sobre ecofisiologia.

Aos meus sobrinhos, Beatriz e Victor, por todo amor que tens por mim e por trazerem mais sentido para minha vida, amo vocês!

Ao meu irmão Danilo e cunhada Fátima, pela convivência e apoio.

A minha irmã Rivany e cunhado Augusto, pelo incentivo, carinho e amparo!

Ao meu primo Elder, “amiga” Ana e Arthur pelo carinho e incentivo.

A tia Verinha, por todo apoio a mim, ao meu pai e toda família!

Ao tio Edson, um anjo em nossas vidas!

A toda equipe do LABEV por todo apoio e por ter mostrado que a união faz a força.

A minha amiga Rose e meu amigo Lennon, por todo apoio e por sempre acreditarem em mim.

A minha amiga Luciana Januário e sua família, obrigada por todo companheirismo e carinho. Amo vocês!

A minha amiga Nayane Cristina, obrigada por todo cuidado, agradeço a sua avó por ter preparado o delicioso almoço que você trazia para mim.

A minha amiga Karla Monique, pelo companheirismo durante o mestrado e por todo carinho e consideração. Te Amo!

A minha amiga Naiane Arantes, pelo carinho, cuidado e parceria. Te Amo!

As minhas amigas Renata e Isabelle por todo apoio e incentivo.

Ao Facundo e Lucas, agradeço por todo apoio e boas energias.

Ao meu grande amigo Pedro Noletto, exemplo de amizade, pelas noites que dormiu na poltrona do laboratório só para não me deixar sozinha.

Ao Elisvan, Wesley, Silvo por me ajudar nas coletas.

Aos meus amigos e companheiros de campo Carla Heloisa e Denilson vai meu agradecimento especial, pelas dezenas de madrugadas juntos coletando e medindo o PH.

A minha turma de mestrado (2017/1), pela convivência e parcerias!

Todos os amigos e parentes que cito foram fundamentais para a realização do presente trabalho, juntos são para mim uma grande família, Amo todos!

SUMÁRIO

Resumo	9
Abstract.....	10
1. Introdução.....	11
2. Material e Métodos.....	13
2.1. Área de estudo	13
2.2. Coleta de dados	14
2.3. Análise de dados	17
3. Resultados	18
4. Discussão.....	25
5. Conclusão	29
6. Referências Bibliográficas	29
7. Material suplementar.....	35

RESUMO

A abundância de lianas tem aumentado nas florestas tropicais, e apesar da sua importância ecológica, a ideia de que sua presença pode ser prejudicial tem sido difundida. Avaliamos o efeito da infestação por lianas em árvores nos seus atributos hidráulicos, morfoanatômicos e na vulnerabilidade a tempestade com ventania em um cerrado na transição Amazônia-Cerrado. Seleccionamos indivíduos arbóreos, adultos, com e sem infestação por lianas para as árvores de *Hirtella glandulosa*, *Tachigali vulgaris*, *Emmotum nitens* e *Tapirira guianensis* e avaliamos o potencial hídrico foliar (Ψ_f), margem de segurança hidráulica (MSH), área foliar específica, espessura foliar e densidade da madeira em períodos distintos (seca e chuvas). A vulnerabilidade de árvores infestadas a eventos estocásticos foi averiguada após uma tempestade com ventania, possibilitando análise de frequência das árvores derrubadas com e sem infestação de lianas. Não encontramos efeito da infestação por lianas na área foliar específica e no Ψ_f , em nenhum horário ou período avaliado. Entretanto, o coeficiente variação (CV) do Ψ_f de *H. glandulosa* foi menor para os indivíduos infestados. A MSH também não diferiu entre árvores infestadas e não infestadas por lianas, no entanto *H. glandulosa* mostrou um padrão peculiar, cujas árvores infestadas apresentaram tendência a maior MSH. A espessura foliar foi maior para as árvores de *H. glandulosa* infestadas, provavelmente contribuindo para aumentar o armazenamento de água nas folhas e foi menor para árvores infestadas de *E. nitens* podendo auxiliar em maior absorção de luz. A frequência de árvores tombadas pela tempestade de vento foi significativamente maior em árvores infestadas por lianas. Apesar do Ψ_f não ter diferido entre as árvores infestadas e não infestadas de todas as espécies, o menor CV do Ψ_f e a maior MSH das árvores de *H. glandulosa* infestadas podem representar menor risco a danos hidráulicos e maior capacidade de armazenamento de água dessa espécie, que é a mais importante do cerrado estudado. Por outro lado, árvores infestadas por lianas na comunidade foram altamente vulneráveis a danos mecânicos em resposta a uma forte ventania.

Palavras-chave: infestação, potencial hídrico foliar, vulnerabilidade.

ABSTRACT

The abundance of lianas has increased in the tropical forests, and despite of their ecological importance, the idea that their presence may be harmful has been widespread. We evaluated the effect of liana infestation upon trees on its hydraulic attributes, morphoanatomy and vulnerability to wind storm in a cerrado in the Amazonia-Cerrado transition. We selected adult trees with and without liana infestation for *Hirtella glandulosa*, *Tachigali vulgaris*, *Emmotum nitens*, and *Tapirira guianensis* and evaluated the leaf water potential (Ψ_f), hydraulic safety margin (MSH), specific leaf area, leaf thickness, and wood density in different periods (dry and rainy). The vulnerability of trees infested by lianas to stochastic events was verified after a wind storm, and we evaluated fallen trees with and without liana infestation. We did not find effect of infestation by lianas in the specific leaf area and Ψ_f at any time or period evaluated. However, the Ψ_f variation coefficient (CV) of *H. glandulosa* was lower for infested individuals. MSH also did not differ between infested and non-infested trees by lianas, however *H. glandulosa* showed a peculiar pattern, whose infested trees showed higher MSH and leaf thickness, probably contributing to increase the leaf water storage, and was lower in *E. nitens* infested trees, which may contribute to increase the light absorption. The fallen trees frequency by windstorm was significantly higher in trees infested by lianas. Although Ψ_f did not differ between infested and non-infested trees in all species, the lower CV of Ψ_f and the higher MSH of *H. glandulosa* infested trees may represent a lower risk of hydraulic damage and a higher water storage capacity, for the most important species of the cerrado studied. On the other hand, lianas infested trees in the community were highly vulnerable to mechanical damage in response to a wind storm.

Keywords: infestation, leaf water potential, vulnerability.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas duas décadas foi verificado um aumento na abundância de lianas nas florestas tropicais e estudos vêm sendo realizados para compreender quais fatores podem favorecer esse aumento (PHILLIPS et al., 2002; CARVALHO; FELFILI, 2011). Uma das hipóteses é de que a elevada concentração de CO₂ na atmosfera poderia impulsionar o crescimento populacional desproporcional de lianas em relação às árvores (GRANADOS; KÖRNER, 2002; PHILLIPS et al., 2002; SCHNITZER; BONGERS, 2011). Além do mais, as lianas são indicadoras de perturbações ambientais (PUTZ, 1984), tanto aquelas de origem natural, como a formação de clareiras por queda de árvores, quanto para as de origem antrópica, como a fragmentação de habitats e o efeito de borda (SCHNITZER; BONGERS, 2002).

Apesar da importância ecológica das lianas, como por exemplo, contribuir para ampliar a diversidade de espécies (SCHNITZER; CARSON, 2001; OLIVEIRA et al., 2014) e aumentar a produção de biomassa da serapilheira de algumas florestas (GENTRY, 1992; SCHNITZER; BONGERS, 2002), a ideia de que sua presença pode ser prejudicial também tem sido difundida (ENGEL et al., 1998). Nesse caso, quando são abundantes, as lianas podem ser prejudiciais à dinâmica natural das florestas, afetando principalmente a regeneração natural, a sucessão secundária, e conseqüentemente, a estrutura e o funcionamento do ecossistema (LAURANCE et al., 2001). Efeitos significativos sobre a capacidade de armazenamento de carbono pelas lianas nas florestas tropicais foram registrados, visto que elas apresentam menor biomassa do que as árvores e favorecem o estabelecimento de espécies com crescimento rápido e com madeira de baixa densidade (LAURANCE et al., 2001; PHILLIPS et al., 2002; VAN DER HEIJDEN; PHILLIPS, 2008).

Ainda não está claro o quanto as lianas afetam as árvores infestadas em níveis fisiológicos e morfoanatômicos. Tobin et al. (2012) relataram que as lianas apresentam efeito negativo no transporte de água nas árvores de uma floresta tropical no Panamá. Também já foi constatado por meio do potencial hídrico foliar (Ψ_f), um dos métodos de avaliar o estado e a regulação hídrica nas plantas (SCHOLANDER et al., 1965; MARTÍNEZ-VILALTA; GARCIA-FORNER, 2017), que após a retirada de lianas a pressão exercida para absorver a água do solo diminuiu para as árvores suporte (PÉREZ-SALICRUP; BARKER, 2000).

As lianas se estabelecem sobre a copa das árvores suporte, competindo por luz e reduzindo drasticamente a disponibilidade de luz que chega até as folhas do dossel da floresta (AVALOS et al., 2007; GERWING et al., 2006). Além do mais, já foi verificado que a carga das lianas na copa diminui a esbelteza do tronco mesmo quando cobrem menos de 25% da copa das árvores suporte, alterando a alometria e apresentando efeitos negativos inclusive em árvores de madeira densa (DIAS et al., 2016). O peso das lianas na copa das árvores também pode provocar maior probabilidade de fraturas e queda dos troncos, aumentando a vulnerabilidade a eventos estocásticos como, por exemplo, tempestades com vento (PUTZ, 1984; GARRIDO-PÉREZ et al., 2012; REIS, 2018). Um estudo realizado por Martínez-Izquierdo et al. (2016) verificou que a infestação por lianas aumentou a mortalidade de todas as árvores suporte estudadas.

Até o momento, poucos estudos demonstraram o quanto as lianas interferem na absorção de água das árvores suporte e o quanto essas estão sujeitas a falhas hidráulicas, como a cavitação do xilema (DILLENBURG et al., 1993; PÉREZ-SALICRUP; BARKER, 2000; TOBIN et al., 2012), sendo tais estudos praticamente inexistentes para o Bioma Cerrado. Entre as fitofisionomias do Cerrado que apresentam uma quantidade significativa de lianas está o cerradão, foco do presente estudo, conhecido como savana florestal e que caracteriza a transição entres os dois maiores biomas sul-americanos, a Amazônia e o Cerrado (RATTER et al., 1973; MARIMON-JUNIOR; HARIDASAN, 2005; RIBEIRO; WALTER, 2008; ELIAS et al., 2013). Desta forma, são necessários esforços para suprir tais lacunas, inclusive na transição Amazônia-Cerrado que está sob forte pressão antrópica decorrendo em aumento do desmatamento e fragmentação, fatores esses que poderão contribuir para o aumento da abundância de lianas (PUTZ, 1984; MARIMON et al., 2014).

Diante do exposto, avaliamos o efeito da infestação por lianas nos atributos hidráulicos, morfoanatômicos e na vulnerabilidade de espécies arbóreas a um evento de ventania em um cerradão na transição Amazônia-Cerrado. Para tal, averiguamos os efeitos da infestação de lianas em quatro espécies arbóreas e elaboramos as perguntas: (i) Árvores infestadas por lianas são mais vulneráveis ao estresse hídrico? (ii) As características anatômicas do caule de árvores infestadas por lianas diferem das não infestadas? (iii) Como as árvores infestadas por lianas respondem à redução de incidência de luz e à maior carga na copa? (iv) Árvores infestadas são mais vulneráveis a tempestade com ventania? Nossas hipóteses foram: (i) Sim, árvores infestadas serão

mais vulneráveis ao estresse hídrico, apresentando o potencial hídrico foliar (Ψ_f) mais negativo e margem de segurança hidráulica (MSH) menor do que árvores não infestadas (PÉREZ-SALICRUP; BARKER, 2000); (ii) Como mecanismo compensatório ao maior estresse hídrico, as árvores infestadas podem investir em resistência mecânica apresentando maior densidade da madeira (REICH, 2014); (iii) A redução da incidência de luz na copa das árvores infestadas promoverá nelas o aumento da área foliar específica e a redução da espessura foliar em relação às não infestadas (SANTIAGO; WRIGHT, 2007); (iv) A infestação por lianas torna as árvores mais vulneráveis à quebra e fratura em um evento de tempestade com ventania em decorrência do peso e volume adicional que as lianas conferem a copa das árvores suporte (PUTZ, 1984; GARRIDO-PÉREZ et al., 2012).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo compreendeu uma fitofisionomia de cerradão localizada no Parque Municipal do Bacaba, município de Nova Xavantina, estado de Mato Grosso (Figura 1). O Parque é uma unidade de conservação com 492 ha ($14^{\circ}41'09''$ S e $52^{\circ}20'09''$ W) e com altitude média de 340 m (ABAD; MARIMON, 2008). A temperatura média da região é de $25,5^{\circ}\text{C}$ e a precipitação média anual de 1.600 mm (SEPLAN, 1999; MARIMON; FELFILI, 2006). O cerradão é uma formação florestal que caracteriza a transição Amazônia-Cerrado (RATTER et al., 1973; MARIMON JUNIOR; HARIDASAN, 2005; ELIAS et al., 2013), predominando uma cobertura arbórea e a formação de dossel entre 8 e 15 m (RIBEIRO; WALTER, 2008). O cerradão estudado foi caracterizado por Ratter et al. (1973) e por Marimon-Junior e Haridasan (2005) como sendo um “cerradão de *Hirtella glandulosa*” sobre solo areno-argiloso, distrófico e com a dominância da espécie *H. glandulosa* (Chrysobalanaceae).

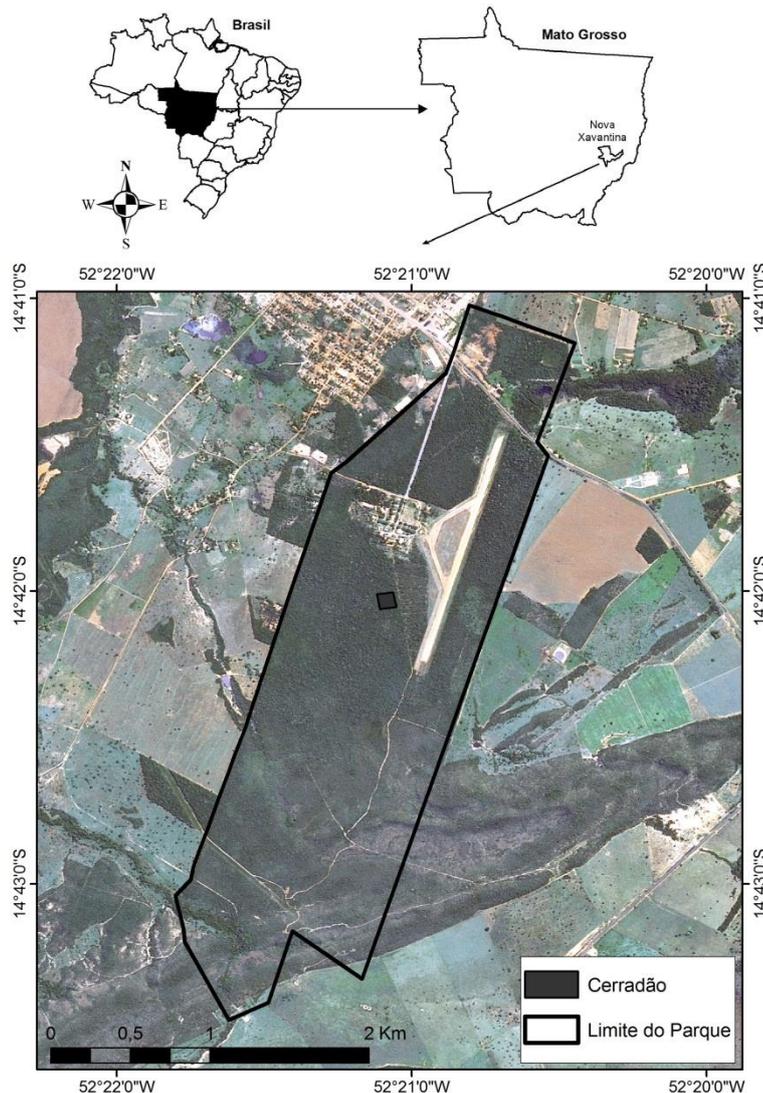


Figura 1. Localização do cerradão estudado no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT.

2.2. Coleta de dados

Realizamos a coleta de dados em uma parcela permanente de 1 ha que vem sendo monitorada desde o ano 2000 (MARIMON-JUNIOR; HARIDASAN, 2005). Seleccionamos espécies arbóreas e adultas com base no último inventário realizado em julho de 2017 pela equipe do projeto PELD/CNPq (Transição Cerrado-Amazônia: bases ecológicas e socioambientais para a conservação – etapa III). Seleccionamos quatro espécies arbóreas posicionadas entre as dez de maior valor de importância na comunidade (maiores densidade, dominância e frequência relativas), com DAP \geq 10 cm (Tabela S1) e que também apresentavam indivíduos classificados com os níveis de infestação por lianas de 0 (sem lianas) e 4 (> 76% da copa coberta por folhas de lianas), de acordo com o protocolo da Rede Amazônica de Inventários Florestais - RAINFOR

(<http://www.rainfor.org/>). Assim, as espécies arbóreas selecionadas foram: *Hirtella glandulosa* Spreng. (Chrysobalanaceae), *Tachigali vulgaris* L.G. Silva & H.C. Lima (Fabaceae), *Tapirira guianensis* Aubl. (Anacardiaceae) e *Emmotum nitens* (Benth.) Miers (Metteniusaceae). Para determinarmos o potencial hídrico foliar (Ψ_f) selecionamos, para cada espécie, seis indivíduos infestados e seis não infestados e três folhas para cada indivíduo. Para avaliarmos a margem de segurança hidráulica selecionamos, para cada espécie, até quatro indivíduos infestados e quatro não infestados e coletamos dois ramos para cada indivíduo.

Avaliamos o Ψ_f das árvores com uma câmara de Schölander [PMS Instrument, Modelo 1515D (SCHÖLANDER et al., 1965)]. Realizamos medições em janeiro (auge das chuvas), junho (transição entre chuvas e seca) e agosto (auge da seca). Avaliamos o Ψ_f às 0400h (ante-manhã) e às 1200h (meio-dia) em três folhas de cada indivíduo para todas as espécies selecionadas. Para as mesmas folhas que foram utilizadas para determinar o Ψ_f medimos a espessura com auxílio de um micrômetro, escaneamos, secamos e pesamos para determinar a área foliar específica.

Em abril de 2018 (final das chuvas) avaliamos a vulnerabilidade das árvores à formação de embolia. Para tanto, utilizamos a relação entre a perda percentual de condutividade (PLC) e a redução do potencial hídrico do xilema (Ψ_x). Medimos a PLC do xilema usando um medidor de fluxo ultrabaixo (PEREIRA; MAZZAFERA, 2012) estimado a partir da porcentagem de descarga de ar (PAD) por meio do método pneumático (PEREIRA et al., 2016). Utilizamos o método de desidratação em bancada para induzir a cavitação (SPERRY et al., 1988) e medimos o Ψ_x como Ψ_f , usando a câmara de pressão de Schölander. Para cada medição do Ψ_f , medimos também os valores de PLC e PAD correspondentes.

Calculamos o Ψ_{p50} (potencial hídrico em que a planta perde 50% da condutância) ajustando os dados à função logística (PAMMENTER; VAN DER WILLIGEN, 1998):

$$PAD = \frac{100}{1 + \exp\left(\frac{Sp}{25}(\Psi_x - \Psi_{p50})\right)}$$

Para estimar a vulnerabilidade à seca das espécies, calculamos a margem de segurança hidráulica (MSH) como: $\Psi_{\min} - \Psi_{p50}$. Usamos o Ψ_{\min} da folha como uma estimativa do potencial mínimo do xilema (Ψ_{\min}). Apesar do xilema estar geralmente sob tensão menor (maior Ψ) que a folha, consideramos que o erro entre o Ψ_f e do xilema

seria o mesmo para todas as espécies (PEREIRA et al., 2016) e, portanto, não afetaria significativamente nossos resultados.

Para medir a densidade da madeira coletamos amostras (até 2,5 cm) de ramos de até quatro indivíduos por espécie. Em laboratório removemos a casca e deixamos as amostras imersas em água por pelo menos 12 horas. O volume fresco foi calculado pelo método de deslocamento em massa, em seguida secamos os ramos a 60°C por 72 horas, e calculamos a densidade da madeira como sendo a massa seca por volume (g.cm^{-3}) (PETERS; ZANNE, 2001).

Casualmente, no dia 12 de outubro de 2018, entre 21:40h e 23:00h, um evento climático de tempestade com forte vendaval ocorreu na região, resultando em algumas árvores quebradas e tombadas na área estudada (Figura 2). De acordo com a Escala de Beaufort (MELBOURNE, 1978) a intensidade dos ventos esteve entre a categoria de ventania ($17,2$ e $20,7 \text{ m.s}^{-1}$) e ventania forte ($20,8$ e $24,4 \text{ m.s}^{-1}$). Esse evento foi muito oportuno, pois contribuiu indiretamente ao tema de estudo. Logo após o evento climático, coletamos as informações sobre: (i) número total de árvores caídas; (ii) número de árvores que caíram pela força do vento (efeito direto); (iii) número de árvores que foram afetadas pela queda de outras árvores (efeito indireto); e (iv) presença ou não de lianas nas árvores que caíram.



Figura 2. Árvores caídas no cerrado estudado após uma tempestade com vendaval, Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT.

2.3. Análise de dados

Inicialmente realizamos a análise estatística descritiva dos dados de potencial hídrico foliar (Ψ_f) para as espécies conforme a infestação por lianas (Tabela S2). Para avaliarmos o efeito da infestação de lianas no Ψ_f das árvores suporte utilizamos um modelo linear misto implementado no pacote *lme4* (CRAWLEY, 2013; BATES et al., 2015) e *lmerTest* (KUZNETSOVA, 2017). Construímos o modelo com o Ψ_f sendo a variável resposta e a infestação por lianas e o período do ano como sendo as variáveis preditoras de efeito fixo. Para contabilizar as pseudo-réplicas e ausência de independência temporal, inserimos o período como coeficiente angular correlacionado aos interceptos aleatórios de indivíduo, espécie e horário (ante-manhã e meio-dia). Comparamos o coeficiente de variação (CV) do Ψ_f de árvores infestadas e não infestadas por lianas dentro de cada espécie, bem como investigamos as diferenças para cada período dentro de cada espécie. Tais comparações foram feitas por meio dos testes de Fisher ou Mood, conforme o alcance da premissa de normalidade. Averiguamos o efeito da infestação por lianas na margem de segurança hidráulica para cada espécie através do teste *t* de Student. Excluimos a espécie *Tapirira guianensis* das análises de MSH devido à *outliers*. Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram averiguados por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett.

Consideramos a diferença entre o Ψ_f máximo (meio-dia) e mínimo (ante-manhã) do dia como Δ_{dia} , uma abordagem para inferir sobre o controle diário do Ψ_f . A diferença do Ψ_f do meio-dia entre os meses de agosto (período seco) e fevereiro (chuvoso) foi utilizada para verificar a variabilidade sazonal e inferir a regulação do potencial hídrico ao meio dia ($\Delta_{\text{meio-dia}}$), (MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2014; MARTÍNEZ-VILALTA; GARCIA-FORNER, 2016). Nesse sentido, averiguamos o efeito da infestação por lianas nas árvores suporte pelo Δ_{dia} utilizando um modelo linear misto, onde Δ_{dia} foi estabelecido como variável resposta e a infestação e período como variáveis preditoras de efeito fixo. Para contabilizar as pseudo-réplicas e ausência de independência temporal, inserimos o período como coeficiente angular correlacionado aos interceptos aleatórios de indivíduo e espécie. Aos dados de $\Delta_{\text{meio-dia}}$, testamos as diferenças entre árvores infestadas e não infestadas para cada espécie através do teste *t* de Student.

Análises similares de investigação do efeito da infestação por lianas em Δ_{dia} foram aplicadas à área foliar específica e espessura foliar. Entretanto, para a espessura foliar aplicamos uma variação ao modelo no qual o preditor “período” foi aplicado como coeficiente angular correlacionado apenas ao intercepto aleatório de “indivíduo”.

Relacionado à densidade da madeira, avaliamos o efeito da infestação por lianas nas árvores suporte através do teste t de Student, observado os pressupostos de normalidade e homocedasticidade.

A respeito do evento de tempestade averiguamos a proporção de árvores caídas pela força do vento com presença e ausência de lianas através do teste de Qui-Quadrado de aderência (X^2) com frequências esperadas iguais. Ainda, utilizamos o Qui-Quadrado para análise da proporção de árvores caídas indiretamente pela queda das outras árvores com presença e ausência de lianas. Para todas as análises, utilizamos o programa R (R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2016) e adotamos $\alpha = 0,05$ para considerar diferenças estatísticas significantes.

3. RESULTADOS

3.1 Potencial hídrico foliar (Ψ_f)

Verificamos que, de acordo com o modelo produzido, não houve efeito da infestação por lianas ($P = 0,624$), do período do ano ($P = 0,109$), bem como da interação de ambos ($P = 0,882$) no Ψ_f , independentemente da espécie e do horário avaliados (Figuras 3 e 4; Tabela S3). Assim, não corroboramos a hipótese de que árvores infestadas são mais vulneráveis ao estresse hídrico.

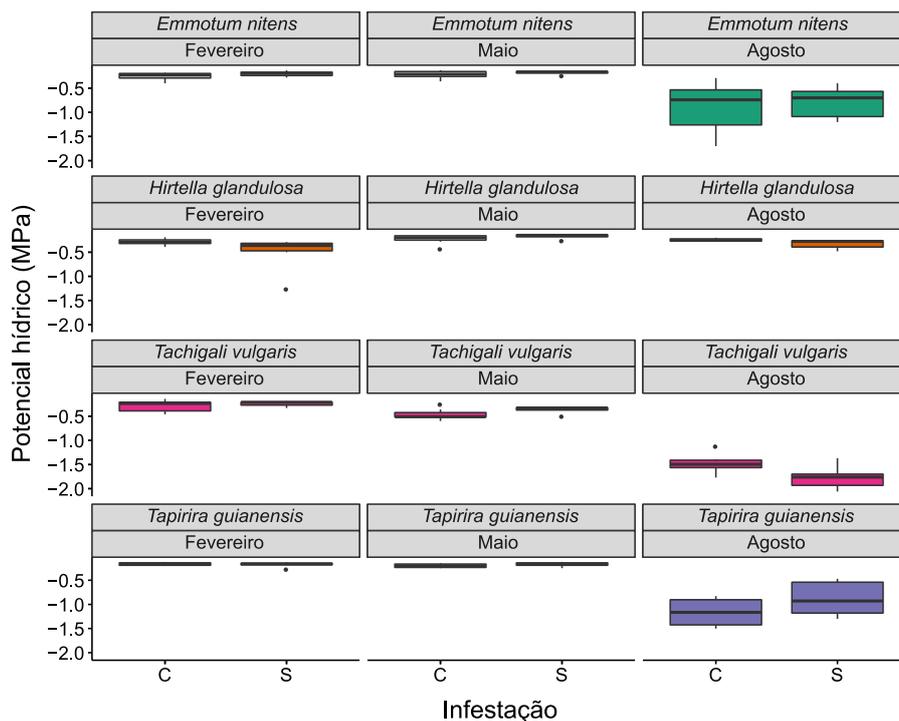


Figura 3. Potencial hídrico foliar na antemã (4h) de *Emmotum nitens*, *Hirtella glandulosa*, *Tapirira guianensis* e *Tachigali vulgaris* para os indivíduos com (C) e sem (S) infestação por lianas em fevereiro (auge das chuvas), maio (transição entre chuvas e seca) e agosto (auge da seca) em um cerrado na transição Amazônia-Cerrado.

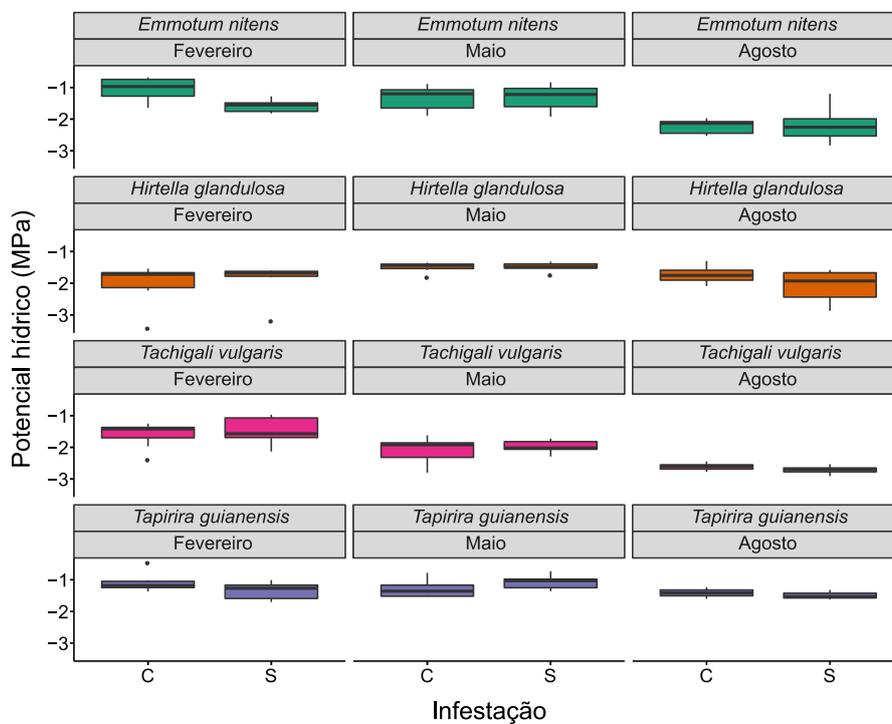


Figura 4. Potencial hídrico foliar ao meio-dia (12h) de *Emmotum nitens*, *Hirtella glandulosa*, *Tapirira guianensis* e *Tachigali vulgaris* para os indivíduos com (C) e sem (S) infestação por lianas em fevereiro (auge das chuvas), maio (transição entre chuvas e seca) e agosto (auge da seca) em um cerrado na transição Amazônia-Cerrado.

De modo geral, as árvores infestadas por lianas apresentaram valores médios do coeficiente de variação (CV) do Ψ_f similares às árvores não infestadas, tanto na ante-manhã quanto ao meio-dia (Tabela 1). Entretanto, apenas o CV de árvores infestadas de *Hirtella glandulosa* na ante-manhã foi menor em relação às árvores não infestadas (teste de Mood $Z = -1,962$; $P = 0,049$). Se considerarmos o período, a infestação somente teve efeito no CV em *Emmotum nitens* para o mês de agosto, com árvores infestadas por lianas apresentando menor CV do que as não infestadas ($F_{5;6} = 0,155$; $P = 0,042$). Demais comparações, para cada período, espécies e indivíduos infestados e não infestados, não evidenciaram diferenças nos valores do CV do Ψ_f ($P > 0,05$; Tabela 1).

Tabela 1. Coeficiente de variação (CV) do potencial hídrico foliar medido na ante-manhã e ao meio-dia em quatro espécies com e sem infestação de lianas em um cerradão na transição Amazônia-Cerrado. Sendo: *E. nitens*= *Emmotum nitens*, *H. glandulosa*= *Hirtella glandulosa*, *T. vulgaris*= *Tachigali vulgaris* e *T. guianensis*= *Tapirira guianensis*, Fev= fevereiro e Ago= agosto.

Horário	Período	Variável	<i>E. nitens</i>		<i>H. glandulosa</i>		<i>T. vulgaris</i>		<i>T. guianensis</i>	
			Com	Sem	Com	Sem	Com	Sem	Com	Sem
Ante-manhã	Geral	CV	95,966	89,292	28,094	74,729	78,544	91,098	-104,40	-97,21
		<i>P</i>	0,469		0,049		0,168		0,861	
	Fev	CV	33,047	27,593	23,203	72,771	40,823	23,809	20,658	30,616
		<i>P</i>	0,383		0,065		0,189		0,3678	
	Maio	CV	39,417	22,094	42,821	30,599	25,348	24,960	23,804	28,907
		<i>P</i>	0,097		0,596		0,730		0,966	
	Ago	CV	60,489	42,618	12,401	30,421	14,646	14,851	28,679	42,042
		<i>P</i>	0,307		0,074		0,672		0,896	
Meio-dia	Geral	CV	39,813	32,376	-26,077	-28,327	25,441	29,301	26,181	22,651
		<i>P</i>	0,635		0,755		0,888		0,764	
	Fev	CV	38,341	13,125	32,086	32,289	24,409	31,968	30,123	21,451
		<i>P</i>	0,1692		0,615		0,3418		0,848	
	Maio	CV	28,735	32,242	10,584	9,905	19,403	11,046	24,493	22,978
		<i>P</i>	0,815		0,895		0,251		0,657	
	Ago	CV	10,124	26,364	15,285	25,320	4,467	5,749	18,489	10,332
		<i>P</i>	0,042		0,123		0,498		0,596	

A respeito da variação diária do Ψ_f (Δ_{dia}), também não evidenciamos efeito da infestação por lianas ($P = 0,558$), do período do ano ($P = 0,815$), bem como da interação entre ambos ($P = 0,521$) (Figura 5, Tabela S4). De mesmo modo, nenhuma espécie avaliada apresentou diferença quanto a infestação por lianas na variação dos valores do Ψ_f máximo ($\Delta_{\text{meio-dia}}$) (Figura 5; *H. glandulosa*: $t_{11} = -0,053$, $P = 0,958$; *T. vulgaris*: $t_{11} = -0,145$, $P = 0,887$; *T. guianensis*: $t_9 = -0,192$, $P = 0,851$; *E. nitens*: $t_{11} = 1,889$, $P = 0,085$). Apesar de não ter apresentado diferença estatística significativa,

chama a atenção o $\Delta_{\text{meio-dia}}$ de *E. nitens*, onde os indivíduos infestados mostraram maior variação em relação aos não infestados, nesse caso podemos inferir menor regulação do Ψ_f para as árvores suporte de *E. nitens* (Figura 6).

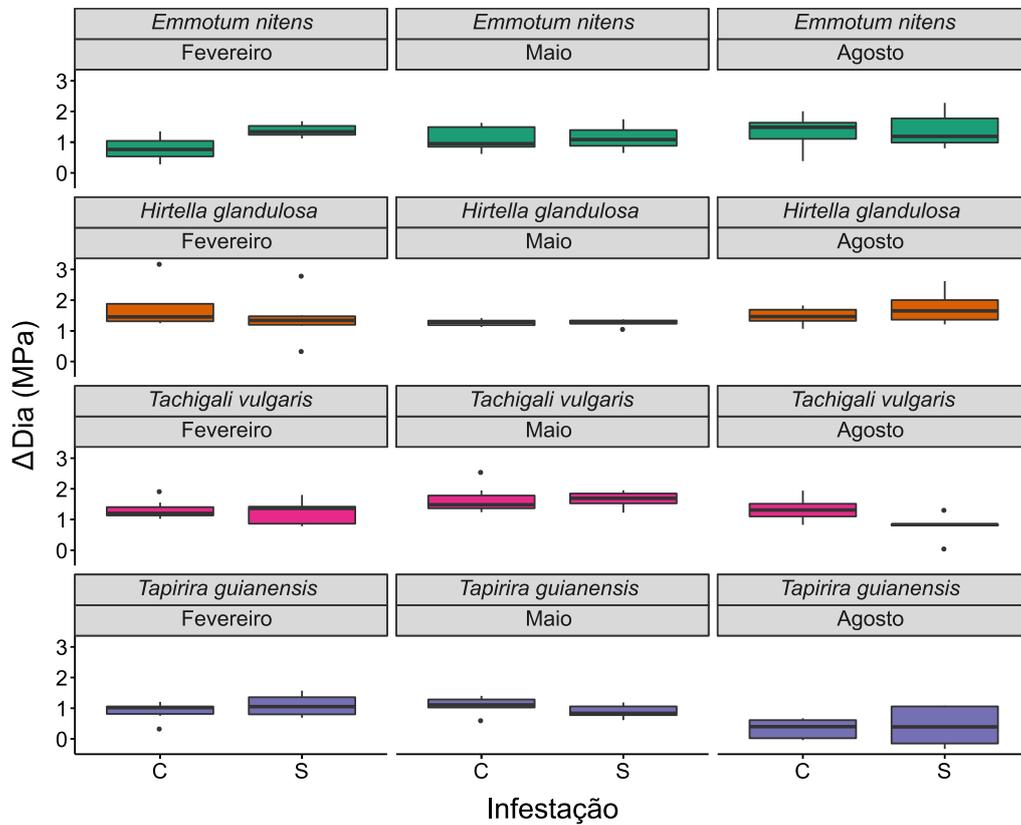


Figura 5. Variação diária do Ψ_f (Δ_{dia}) em fevereiro (auge das chuvas), maio (transição entre chuvas e seca) e agosto (auge da seca) de *Emmotum nitens*, *Hirtella glandulosa*, *Tapirira guianensis* e *Tachigali vulgaris* para os indivíduos com (C) e sem (S) infestação por lianas em um cerrado na transição Amazônia-Cerrado.

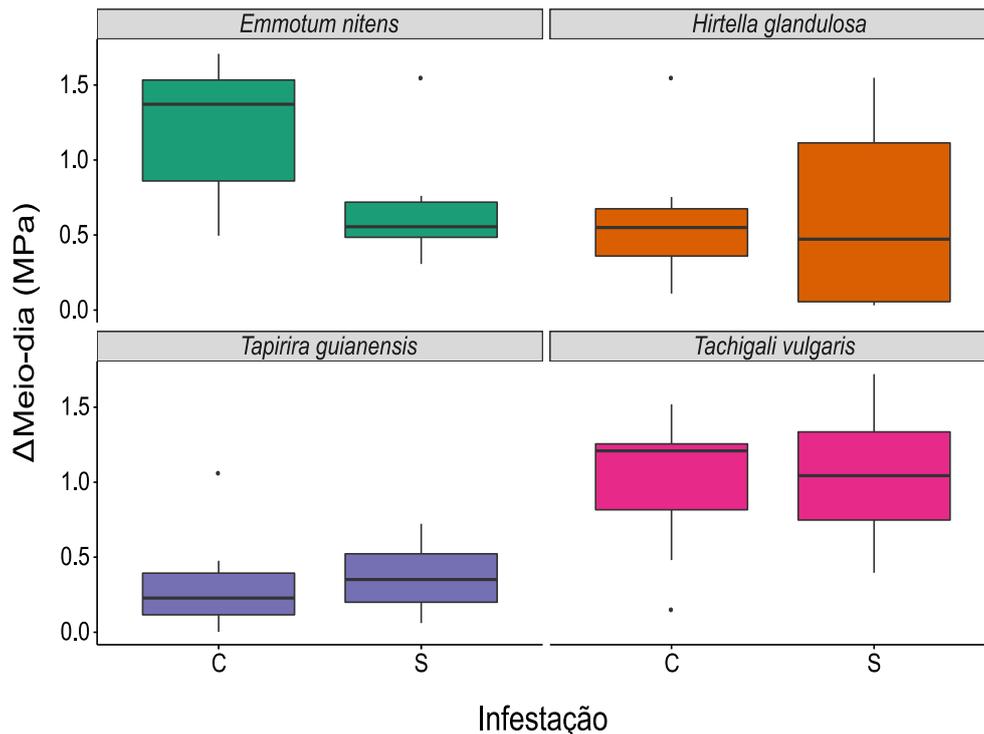


Figura 6. Variação ao meio-dia do Ψ_f ($\Delta_{\text{meio-dia}}$) de *Emmotum nitens*, *Hirtella glandulosa*, *Tapirira guianensis* e *Tachigali vulgaris* para os indivíduos com (C) e sem (S) infestação por lianas em um cerrado na transição Amazônia-Cerrado.

3.2 Margem de segurança hidráulica

Não verificamos efeito da infestação por lianas na margem de segurança hidráulica das espécies avaliadas (*E. nitens*: $t_{11} = 1,889$, $P = 0,085$; *H. glandulosa*: $t_{11} = -0,053$, $P = 0,958$; *T. vulgaris*: $t_{11} = -0,145$, $P = 0,887$), e nossa hipótese de que árvores infestadas seriam mais vulneráveis ao estresse hídrico não foi corroborada. Entretanto, apesar de não ter apresentado diferença estatisticamente significativa, *H. glandulosa* apresentou um padrão peculiar que se mostrou contrário às nossas expectativas, pois os indivíduos infestados apresentaram maior margem de segurança hidráulica em relação aos não infestados (Figura 7).

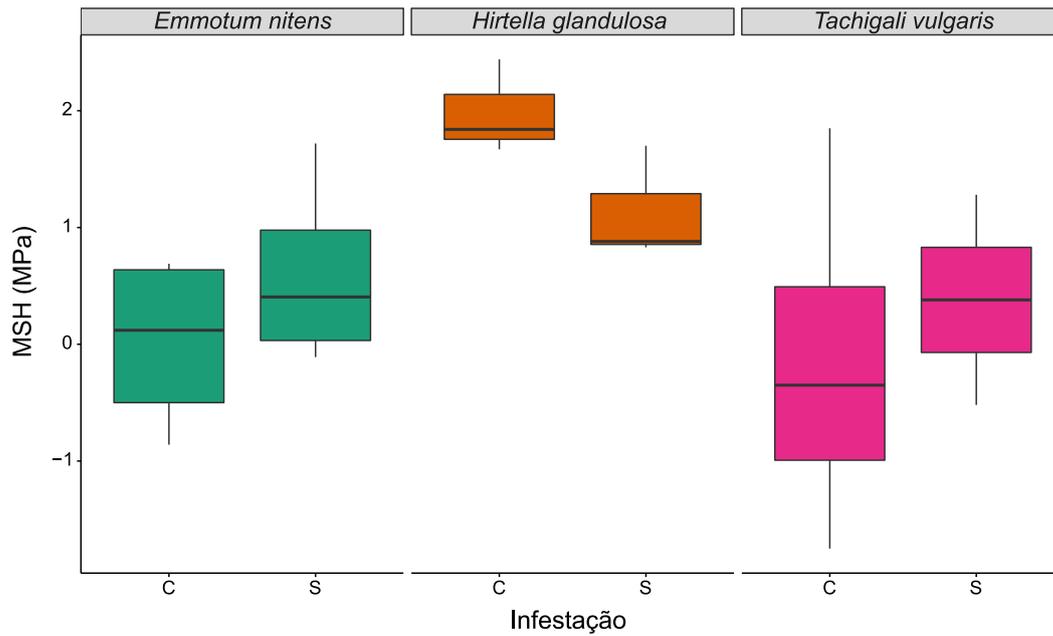


Figura 7. Margem de segurança hidráulica (MSH) com o Ψ_{p50} avaliado para indivíduos com (C) e sem (S) infestação por lianas em três espécies de um cerradão na transição Amazônia-Cerrado.

3.3 Área foliar específica e espessura foliar

Não verificamos diferenças significativas da área foliar específica entre indivíduos infestados por lianas ($P = 0,426$), período do ano ($P = 0,725$), bem como na interação entre ambos ($P = 0,517$; Tabela S5). Por outro lado, a espessura foliar apresentou efeito significativo para a espécie ($P = 0,018$), para o período ($P = 0,035$) e para a interação entre ambos ($P = 0,008$) no modelo linear misto. As folhas de indivíduos infestados por lianas de *E. nitens* apresentaram espessura inferior às folhas dos indivíduos não infestados (infestados: $0,26 \pm 0,04$ mm; não infestados: $0,3 \pm 0,05$ mm; $P = 0,029$). Por outro lado, as árvores de *H. glandulosa* infestadas por lianas apresentaram maior espessura em suas folhas ($0,27 \pm 0,06$ mm) em relação às árvores não infestadas ($0,24 \pm 0,05$ mm; Figura 8; Tabela S6).

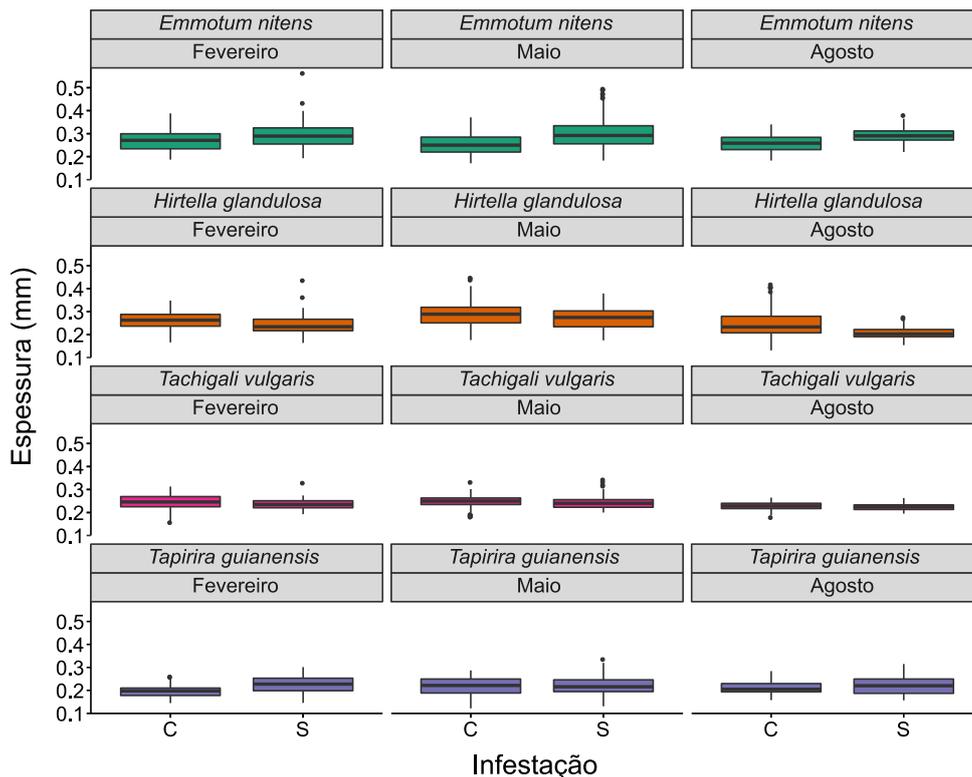


Figura 8. Espessura foliar de *Emmotum nitens*, *Hirtella glandulosa*, *Tapirira guianensis* e *Tachigali vulgaris* para os indivíduos com (C) e sem (S) infestação por lianas em fevereiro (auge das chuvas), maio (transição entre chuvas e seca) e agosto (auge da seca) em um cerradão na transição Amazônia-Cerrado.

3.4 Densidade da madeira

Não encontramos efeito da infestação por lianas na densidade da madeira nas espécies *E. nitens* ($t_7 = -0,135$; $P = 0,895$), *T. guianensis* ($t_4 = -0,582$; $P = 0,591$) e *T. vulgaris* ($t_8 = -0,738$; $P = 0,481$). Entretanto, ao contrário do esperado, os indivíduos infestados de *H. glandulosa* apresentaram menor densidade da madeira em relação aos não infestados (infestados: $0,62 \pm 0,02 \text{ g.cm}^{-3}$; não infestados: $0,67 \pm 0,04 \text{ g.cm}^{-3}$; $t_{11} = -2,386$; $P = 0,036$; Figura 9) e nossa hipótese não foi corroborada.

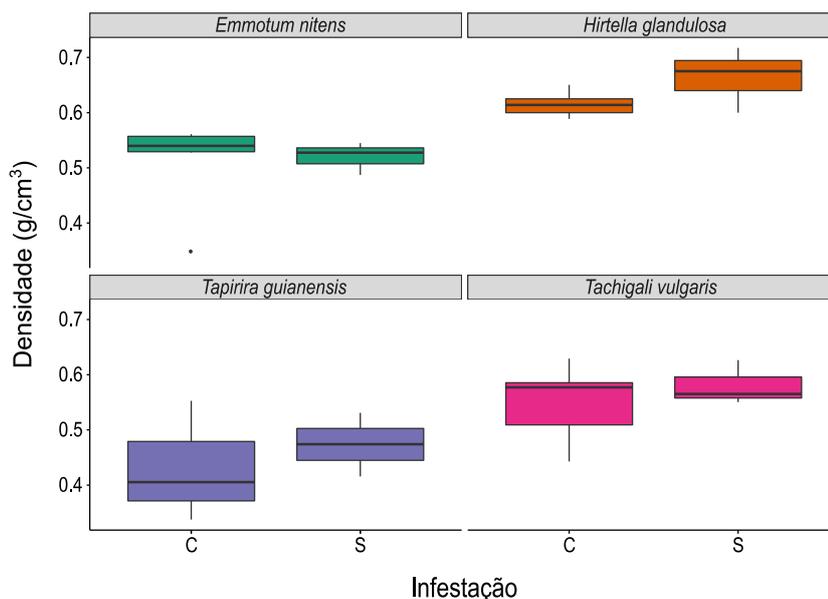


Figura 9. Densidade da madeira ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) para indivíduos com (C) e sem (S) infestação por lianas de *Emmotum nitens*, *Hirtella glandulosa*, *Tapirira guianensis* e *Tachigali vulgaris* em um cerrado na transição Amazônia-Cerrado.

3.5 Vulnerabilidade de árvores a ventania com tempestade

Registramos a queda de 61 árvores logo após uma ventania ocorrida na área de estudo. Dentre as 21 árvores que caíram por efeito direto do vento, 15 apresentavam elevada infestação por lianas na copa. Nesse caso, a frequência de infestação de lianas na copa foi significativa ($X^2 = 3,857$; $GL = 1$; $P = 0,049$) para causar a queda de árvores na comunidade, corroborando com nossa hipótese de que a infestação aumenta a vulnerabilidade das árvores suporte a eventos estocásticos. Das 40 árvores que caíram por efeitos indiretos, 38 foram tombadas por árvores infestadas, representando também um efeito significativo ($X^2 = 32,4$; $GL = 1$; $P < 0,001$) da infestação por lianas.

4. DISCUSSÃO

Verificamos que a infestação por lianas na copa não apresentou efeitos significativos nos atributos hidráulicos nas quatro espécies de árvores analisadas na transição Amazônia-Cerrado. No entanto, de forma geral o coeficiente de variação do Ψ_f apresentou efeito significativo para *Hirtella glandulosa* na ante-manhã e para *Emmotum nitens* ao meio-dia no período seco (agosto), onde as árvores com infestação

por lianas registraram menor variação em relação às aquelas não infestadas. Apesar de nenhuma espécie avaliada ter apresentado relação entre a área foliar específica e a infestação por lianas, as árvores suporte de *H. glandulosa* apresentaram maior espessura foliar e as de *E. nitens* apresentaram menor espessura. No caso de *H. glandulosa*, as árvores infestadas por lianas também apresentaram menor densidade da madeira. Por fim, comparando árvores infestadas e não infestadas por lianas logo após uma forte ventania, verificamos que as infestadas sofreram mais danos mecânicos.

Nossos resultados corroboraram com o estudo realizado por Dillenburg et al. (1993), que também não encontraram efeito da infestação de lianas no Ψ_f das árvores suporte. Os referidos autores explicaram que a ausência de diferença entre os valores do Ψ_f de árvores infestadas e não infestadas por lianas parece depender das espécies envolvidas, do habitat e do tempo e duração da interação, excluindo a água como fator determinante. Entretanto, outros estudos mostraram um efeito negativo da infestação por lianas no Ψ_f e no transporte de água nas árvores suporte. Por exemplo, Tobin et al. (2012) notaram que a remoção de lianas aumentou em 8% o transporte de água até a copa das árvores em relação às aquelas infestadas por lianas, mas relataram que esse aumento significativo foi em curto prazo, deixando de ser significativo até o final do período seco. O mesmo ocorreu no estudo realizado por Pérez-Salicrup e Barker (2000), em uma floresta tropical na Bolívia, onde observaram uma redução no Ψ_f no período seco em árvores que tiveram as lianas removidas. Alguns estudos mostraram que os efeitos das lianas podem ser particularmente intensificados durante a seca sazonal, quando a disponibilidade de umidade do solo é crítica (ANDRADE et al., 2005; SCHNITZER et al., 2005). Entretanto, tais efeitos não se confirmaram no presente estudo, pois tanto os valores do Ψ_f quanto os da sua variação (Δ_{dia} e $\Delta_{\text{meio-dia}}$) em indivíduos infestados e não infestados por lianas não diferiram entre os períodos seco e chuvoso.

O coeficiente de variação (CV) do Ψ_f apresentou diferença significativa apenas para duas espécies, sendo que as árvores infestadas apresentaram menor variação do Ψ_f em relação às não infestadas. Também cabe destaque a maior margem de segurança hidráulica (MSH) registrada nas árvores infestadas de *Hirtella glandulosa*, para a qual o CV do Ψ_f também foi menor nas infestadas. Considerando que essa espécie é a mais importante na área estudada, com as maiores densidade, frequência e dominância relativas (ELIAS et al., 2013), podemos sugerir que a infestação por lianas pode conferir maior estabilidade hidráulica aos seus indivíduos. Alguns estudos mostraram que o

sombreamento provocado pelas lianas não afetou as árvores suporte (DILLENBURG et al., 1993, 1995; TOLEDO-ACEVES; SWAINE, 2007; WHIGHAM, 2011; TOLEDO-ACEVES, 2014), o que corrobora com nossos resultados, onde o sombreamento provocado pelas lianas não afetou o Ψ_f das árvores infestadas, e até mostrou certo benefício para *H. glandulosa*. Nesse caso, sugerimos que as lianas podem favorecer a formação de um “microclima” mais favorável na copa, permitindo a manutenção de maior umidade e menor temperatura e isso poderia trazer certo efeito positivo e manter o Ψ_f mais estável para as árvores infestadas, conferindo menor variação do Ψ_f e maior segurança hidráulica (SMITH, 1973).

Também não encontramos efeito do sombreamento provocado pelas lianas na área foliar específica das árvores suporte. As árvores geralmente adotam estratégias de acordo com o custo/benefício, assim, maior área foliar pode aumentar a palatabilidade e fragilidade das folhas e aumentar o risco de perdas prematuras de tecido, nesse caso, árvores suporte poderiam ter mais custo do que benefício em aumentar a área foliar específica (VALLADARES et al. 2012). Assim, dependendo do habitat, a defesa e o armazenamento podem ter mais prioridade em situações de sombreamento em vez do ganho de biomassa (VALLADARES et al., 2012; WALTERS; REICH, 1999).

A menor espessura foliar verificada para as árvores de *Emmotum nitens* infestadas por lianas corroborou com o esperado, ou seja, menor espessura foliar em condições limitadas de luz, atributo esse que pode maximizar a absorção da luz (BOEGER; GLUZEZAK, 2006; EVANS; POORTER, 2001; NIINEMETS, 1999; SANTIAGO; WRIGHT, 2007). No entanto, ao contrário do esperado, as folhas das árvores de *H. glandulosa* infestadas por lianas apresentaram maior espessura, o que sugere que a espessura pode estar relacionada com o armazenamento de água na folha, contribuindo para manter a estabilidade hidráulica, tal como foi verificado pelo menor CV do Ψ_f e maior MSH (VILE et al., 2005; BOEGER; GLUZEZAK, 2006; NOBEL, 1999).

Alguns estudos citam que a densidade da madeira é positivamente correlacionada com a resistência hidráulica (CHAVE et al., 2009; BAAS et al., 2004; PHILLIPS et al., 2010). No entanto, essa hipótese não foi corroborada por nossos resultados, pois três das quatro espécies avaliadas não apresentaram diferença significativa entre árvores infestadas e não infestadas. Ao contrário do esperado, *Hirtella glandulosa*, a espécie de maior importância na comunidade estudada, apresentou menor densidade da madeira, menor variação do Ψ_f e maior resistência

hidráulica justamente nas árvores infestadas. Entretanto, a maioria dos estudos que relata essa correlação investigou a densidade do tronco e não do ramo (CHAVE et al., 2009). O teor de água na madeira é inversamente proporcional à sua densidade, ou seja, quanto menor a densidade, menor será a quantidade de outros elementos, como lignina e celulose, e maior será a quantidade de água (HEITZ et al., 2017). Assim, sugerimos que no caso de *H. glandulosa* a menor densidade do ramo pode estar relacionada com o maior armazenamento de água, o que é vantajoso para as folhas, pois contribui para o suprimento hídrico em processos ecofisiológicos importantes (FOELKEL et al., 1971). Nesse caso, apesar da maior quantidade de água no ramo conferir essa vantagem, a menor densidade da madeira poderá deixar as árvores infestadas por lianas mais suscetíveis a danos provocados por ventos e até mesmo pelo peso extra das lianas, podendo aumentar os danos mecânicos das árvores suporte.

Tal como confirmado pelo presente estudo, parece não haver dúvidas de que a infestação por lianas na copa das árvores suporte pode provocar efeitos mecânicos danosos em decorrência do peso e do volume das lianas, assim como deixar as árvores mais vulneráveis a eventos estocásticos, como as tempestades com ventos (PUTZ, 1984; GARRIDO-PÉREZ et al., 2012). Geralmente, as lianas estão entrelaçadas na copa de uma ou mais árvores e quando uma das árvores infestada cai pode derrubar ou quebrar parte da copa das demais ao redor (PUTZ, 1984). Assim, a infestação de lianas pode aumentar ainda mais o estresse mecânico sobre os troncos e ramos das árvores e potencializar os efeitos dos eventos estocásticos nas comunidades, bem como alterar a dinâmica do ambiente e do estoque de biomassa (NEGRÓN-JUÁREZ et al., 2010). Diante disso, no atual cenário com mudanças climáticas em curso, tempestades de vento poderão se tornar cada vez mais frequentes (MENDELSON et al., 2012) e a carga de lianas sobre as árvores poderá intensificar efeitos negativos nas comunidades, especialmente aquelas hiperdinâmicas, como as florestas da transição Amazônia-Cerrado (MARIMON et al., 2014).

O desenho amostral do nosso estudo diferiu de todos os estudos publicados que investigaram o efeito ou a competição entre lianas e as árvores suporte (DILLENBURG et al., 1993; PÉREZ-SALICRUP; BARKER, 2000; TOBIN et al., 2012), pois aqui selecionamos espécies com e sem infestação em condições naturais, ou seja, escolhemos árvores que já estavam com e sem lianas, diferindo da maioria dos estudos que investigaram os efeitos das lianas nas árvores antes e após o corte das lianas sobre as mesmas. Nesse caso, pelo menos em curto prazo, o corte de lianas, ou qualquer tipo de

vegetação associada, realmente pode induzir a uma resposta fisiológica imediata à competição (SCHNITZER; CARSON, 2001) ao invés de apresentar o efeito real e temporal da infestação provocado exclusivamente pelas lianas em condições naturais. Sugerimos que novos estudos sejam realizados em condições similares, de modo a avaliarmos, em uma escala mais ampla, o efeito das lianas nas árvores suporte.

5. CONCLUSÃO

Não verificamos, para as espécies avaliadas, efeitos negativos nos atributos hidráulicos das árvores infestadas por lianas. Entretanto, demonstramos de modo inédito, a tendência a um efeito positivo da infestação por lianas no menor coeficiente de variação do Ψ_f , na maior margem de segurança hidráulica e na menor densidade da madeira para *Hirtella glandulosa*, a espécie de maior importância no cerradão estudado, a qual pode estar se beneficiando desses atributos para manter sua posição de destaque em uma comunidade florestal típica da transição Amazônia-Cerrado. Em relação às características morfoanatômicas, encontramos para duas espécies efeito da infestação por lianas, resultando em folhas mais espessas para *Hirtella glandulosa* e menos espessas para *Emmotum nitens*.

Por outro lado, verificamos no cerradão estudado um efeito de vulnerabilidade à eventos climáticos estocásticos (ventanias), onde a infestação por lianas conferiu prejuízos mecânicos, deixando as árvores suporte vulneráveis e afetando as circunvizinhas. Confirmamos as espécies avaliadas respondem de forma diferente à infestação, porém nem sempre são negativos nas árvores infestadas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAD, J. C. S.; MARIMON, B. S. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba (Nova Xavantina, MT). In: SANTOS, J. E. e GALBIATI, C. (Ed.). **Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura**. São Carlos: RiMA, 2008. p.23-56.

ANDRADE, J. L. et al. Water uptake and transport in lianas and co-occurring trees of a seasonally dry tropical forest. **Trees**, v. 19, n. 3, p. 282-289, 2005.

- AVALOS, G. et al. Colonization Strategies of Two Liana Species in a Tropical Dry Forest Canopy. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 393-399, 2007.
- BAAS, P. et al. 15 - Evolution of xylem physiology. In: HEMSLEY, A. R. e POOLE, I. (Ed.). **The Evolution of Plant Physiology**. Oxford: Academic Press, 2004. p.273-295.
- BATES, D. et al. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015.
- BOEGER, M. R. T.; GLUZEZAK, R. M.. Adaptações estruturais de sete espécies de plantas para as condições ambientais da área de dunas de Santa Catarina, Brasil. **Iheringia. Série Botânica.**, v. 61, n. 1/2, p. 73-82, 2006.
- CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011.
- CHAVE, J. et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351-366, 2009.
- CRAWLEY, M. J. **The R book**. Wiley Publishing, 2013.1076 p.
- DIAS, A. et al. How liana loads alter tree allometry in tropical forests. **Plant Ecology**, v. 218, n. 2, p. 119–125, 2016.
- DILLENBURG, L. R. et al. Photosynthetic and biomass allocation responses of *Liquidambar styraciflua* (Hamamelidaceae) to vine competition. **American Journal of Botany**, v. 82, n. 4, p. 454-461, 1995.
- DILLENBURG, L. R. et al. Effects of vine competition on availability of light, water, and nitrogen to a tree host (*Liquidambar styraciflua*). **American Journal of Botany**, v. 80, n. 3, p. 244-252, 1993.
- ELIAS, F. et al. Dinâmica da distribuição espacial de populações arbóreas, ao longo de uma década, em cerradão na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso. **Biota Amazônia**, v. 3, n. 3, p. 1-14, 2013.
- 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.
- EVANS, J. R.; POORTER, H. Photosynthetic acclimation of plants to growth irradiance: the relative importance of specific leaf area and nitrogen partitioning in maximizing carbon gain. **Plant, Cell & Environment**, v. 24, n. 8, p. 755-767, 2001.
- FOELKEL, C. E. B, et al. Métodos para determinação da densidade básica de cavacos para coníferas e folhosas. **IPEF, Piracicaba**, v. 2, n. 3, p. 65-74, 1971.
- GARRIDO-PÉREZ, E. I.; DURAN, R.; GEROLD, G. Liana-tree relationships: consequences for tree communities and tree evolution. **Interciencia**, v. 37, n. 3, p. 183-189, 2012.

- GENTRY, A. H. The distribution and evolution of climbing plants. In: PUTZ, F. E. e MOONEY, H. A. (Ed.). **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1992. p.3-50.
- GERWING, J. J. et al. A Standard Protocol for Liana Censuses1. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 256-261, 2006.
- GRANADOS, J.; KÖRNER, C. In deep shade, elevated CO₂ increases the vigor of tropical climbing plants. **Global Change Biology**, v. 8, n. 11, p. 1109-1117, 2002.
- HIETZ, et al. Wood traits related to size and life history of trees in a Panamanian rainforest. **New Phytologist**, v. 213, p. 170-180, 2017.
- KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. B. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. **2017**, v. 82, n. 13, p. 26, 2017-12-06 2017.
- LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105-116, 2001.
- MARIMON, B.; FELFILI, J. M. Chuva de sementes em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e em uma floresta mista adjacente no Vale do Araguaia, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 2, p. 423-432, 2006.
- MARIMON, B. S. et al. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 281-292, 2014.
- MARIMON JUNIOR, B. H.; HARIDASAN, M. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 913-926, 2005.
- MARTÍNEZ-IZQUIERDO, L. et al. Lianas suppress seedling growth and survival of 14 tree species in a Panamanian tropical forest. **Ecology**, v. 97, n. 1, p. 215-224, 2016.
- MARTÍNEZ-VILALTA, J. et al. A new look at water transport regulation in plants. **New Phytologist**, v. 204, n. 1, p. 105-115, 2014.
- MARTÍNEZ-VILALTA, J.; GARCIA-FORNER, N. Water potential regulation, stomatal behaviour and hydraulic transport under drought: deconstructing the iso/anisohydric concept. **Plant, Cell & Environment**, v. 40, n. 6, p. 962-976, 2017.
- MELBOURNE, W. H. Criteria for environmental wind conditions. **Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics**, v. 3, n. 2, p. 241-249, 1978.
- MENDELSON, R. et al. The impact of climate change on global tropical cyclone damage. **Nature Climate Change**, v. 2, p. 205-209, 2012.

NEGRÓN-JUÁREZ, R. I. et al. Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. **Geophysical Research Letters**, v. 37, n. 16, p. 1-5, 2010.

NIINEMETS, Ü. Research review. Components of leaf dry mass per area – thickness and density – alter leaf photosynthetic capacity in reverse directions in woody plants. **New Phytologist**, v. 144, n. 1, p. 35-47, 1999.

NOBEL, P. **Physiochemical and environmental plant physiology**. New York: Academic Press, 1999.

OLIVEIRA, E. A. et al. Diversity, abundance and distribution of lianas of the Cerrado–Amazonian forest transition, Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 231-240, 2014.

PAMMENTER, N. W.; VAN DER WILLIGEN, C. A mathematical and statistical analysis of the curves illustrating vulnerability of xylem to cavitation. **Tree Physiology**, v. 18, n. 8-9, p. 589-593, 1998.

PEREIRA, L. et al. Plant pneumatics: stem air flow is related to embolism – new perspectives on methods in plant hydraulics. **New Phytologist**, v. 211, n. 1, p. 357-370, 2016.

PEREIRA, L.; MAZZAFERA, P. A low cost apparatus for measuring the xylem hydraulic conductance in plants. **Bragantia**, v. 71, n. 4, p. 583-587, 2012.

PÉREZ-SALICRUP, D. R.; BARKER, M. G. Effect of liana cutting on water potential and growth of adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) trees in a Bolivian tropical forest. **Oecologia**, v. 124, n. 4, p. 469-475, 2000.

PHILLIPS, O. L. et al. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. **Nature**, v. 418, p. 770-774, 2002.

PUTZ, F. E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713-1724, 1984.

PETERS O.; ZANNE A.E. Wood density. 2011. Disponível em: <<http://prometheuswiki.publish.csiro.au/tikiindex.php?page=Wood+density+protocol>>. Acessado em 10 Dez. 2018.

R DEVELOPEMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing 2016.

RATTER, J. A. et al. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso: I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition Area. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences**, v. 266, n. 880, p. 449-492, 1973.

REIS, S. M. A. **Efeito de fatores bióticos e abióticos na estrutura de florestas da borda sul-Amazônica**. Tese de doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia, Rede BIONORTE, 165 f., 2018,

RIBEIRO, J.; WALTER, B. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P., et al (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília-DF: Embrapa Cerrados/Embrapa Informação Tecnológica, 2008. cap. 1, p.151-212.

REICH, P. B. The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 275-301, 2014.

SANTIAGO, L. S.; WRIGHT, S. J. Leaf functional traits of tropical forest plants in relation to growth form. **Functional Ecology**, v. 21, n. 1, p. 19-27, 2007.

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223-230, 2002.

_____. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 397-406, 2011.

SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, v. 82, n. 4, p. 913-919, 2001.

SCHNITZER, S. A.; KUZEE, M. E.; BONGERS, F. Disentangling above- and below-ground competition between lianas and trees in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 6, p. 1115-1125, 2005.

SCHÖLANDER, P. F. et al. Sap pressure in vascular plants: negative hydrostatic pressure can be measured in plants. **Science**, v. 148, n. 3668, p. 339-346, 1965.

SEPLAN. **Dados secundários do DSEE/MT: zoneamento**. SECRETARIA DE ESTADO DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL DE MATO GROSSO. Cuiabá-MT: Governo de Mato Grosso. CD-Rom versão 1.01. 1999.

SMITH, A. P. Stratification of temperature and tropical forests. **The American Naturalist**, v. 107, n. 957, p. 671-683, 1973.

SPERRY, J. S.; DONNELLY, J. R.; TYREE, M. T. A method for measuring hydraulic conductivity and embolism in xylem. **Plant, Cell & Environment**, v. 11, n. 1, p. 35-40, 1988.

TOBIN, M. F. et al. Lianas have a greater competitive effect than trees of similar biomass on tropical canopy trees. **Ecosphere**, v. 3, n. 2, p. 1-11, 2012.

TOLEDO-ACEVES, T.; SWAINE, M. D. Above- and below-ground competition between the liana *Acacia kameruensis* and tree seedlings in contrasting light environments. **Plant Ecology**, v. 196, n. 2, p. 233-244, 2007.

TOLEDO-ACEVES, T. Above- and belowground competition between lianas and trees. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F., et al (Ed.). **Ecology of Lianas**. Oxford: Wiley-Blackwell Publishing, 2014. cap. 12, p.147-163.

VALLADARES, Fernando; SALDANA, Alfredo; GIANOLI, Ernesto. Costs versus risks: architectural changes with changing light quantity and quality in saplings of

temperate rainforest trees of different shade tolerance. **Austral Ecology**, v. 37, n. 1, p. 35-43, 2012.

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, 2008.

VILE et al. Specific leaf area and dry matter content estimate thickness in laminar leaves. **Annals of Botany**, v. 96, n. 6, p.1129-1136, 2005.

WALTERS, M. B.; REICH, P. B. Low-light carbon balance and shade tolerance in the seedlings of woody plants: do winter deciduous and broad-leaved evergreen species differ?. **The New Phytologist**, v. 143, n. 1, p. 143-154, 1999.

WHIGHAM, D. The influence of vines on the growth of *Liquidambar styraciflua* L. (Sweetgum). **Canadian Journal of Forest Research**, v. 14, n. 1, p. 37-39, 2011.

7. MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Diâmetro à altura do peito (DAP) médio e altura média das árvores selecionadas em um cerradão na transição Amazônia-Cerrado.

Espécies	DAP (cm)	Altura (m)
<i>Emmotum nitens</i>	20,6	12,7
<i>Hirtella glandulosa</i>	18,5	10,4
<i>Tachigali vulgaris</i>	15,9	12,7
<i>Tapirira guianensis</i>	15,9	11,3

Tabela S2. Estatística descritiva para dados de potencial hídrico foliar em cada espécie, infestação por lianas e período do ano em um cerradão na transição Amazônia-Cerrado.

Espécie	Infestação	Período	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
<i>Emmotum nitens</i>	Com	Fevereiro	-0,65	0,5	-1,64	-0,18
		Maio	-0,83	0,65	-1,89	-0,13
		Agosto	-1,57	0,8	-2,53	-0,29
	Sem	Fevereiro	-0,89	0,74	-1,82	-0,13
		Maio	-0,74	0,66	-1,92	-0,13
		Agosto	-1,48	0,85	-2,83	-0,4
<i>Hirtella glandulosa</i>	Com	Fevereiro	-1,16	1,01	-3,42	-0,19
		Maio	-0,86	0,67	-1,81	-0,16
		Agosto	-0,99	0,79	-2,09	-0,2
	Sem	Fevereiro	-1,22	0,89	-3,19	-0,29
		Maio	-0,89	0,7	-1,74	-0,13
		Agosto	-1,21	0,99	-2,87	-0,25
<i>Tachigali vulgaris</i>	Com	Fevereiro	-0,94	0,73	-2,39	-0,14
		Maio	-1,33	0,89	-2,8	-0,25
		Agosto	-2,09	0,61	-2,77	-1,12
	Sem	Fevereiro	-0,86	0,73	-2,13	-0,19
		Maio	-1,26	0,87	-2,29	-0,3
		Agosto	-2,19	0,54	-2,91	-1,37
<i>Tapirira guianensis</i>	Com	Fevereiro	-0,62	0,54	-1,37	-0,12
		Maio	-0,8	0,61	-1,53	-0,15
		Agosto	-1,25	0,31	-1,6	-0,83
	Sem	Fevereiro	-0,76	0,65	-1,7	-0,13
		Maio	-0,62	0,5	-1,36	-0,12
		Agosto	-1,11	0,43	-1,62	-0,47

Tabela S3, Resultado para os preditores fixos de infestação por lianas e período do ano no modelo linear misto para o potencial hídrico foliar, gl = graus de liberdade.

	Coeficiente	Erro padrão	gl	<i>t</i>	<i>P</i>
Intercepto	-0,716	0,654	1,094	-1,096	0,458
Infestação	0,041	0,084	59,166	0,493	0,624
Período	-0,098	0,047	3,505	-2,078	0,116
Infestação:Período	-0,003	0,019	39,002	-0,149	0,882

Tabela S4, Resultado para os preditores fixos de infestação por lianas e período do ano no modelo linear misto para a variação diária (Δ_{dia}) do potencial hídrico foliar, gl = graus de liberdade.

	Coeficiente	Erro padrão	gl	<i>t</i>	<i>P</i>
Intercepto	1,327	0,149	6,694	8,935	< 0,001
Infestação	-0,092	0,156	47,112	-0,589	0,559
Período	-0,030	0,036	5,332	-0,840	0,437
Infestação:Período	0,022	0,034	46,585	0,646	0,521

Tabela S5, Resultado para os preditores fixos de infestação por lianas e período do ano no modelo linear misto para a área foliar específica, gl = graus de liberdade.

	Coeficiente	Erro padrão	gl	<i>t</i>	<i>P</i>
Intercepto	84,035	15,861	27,733	5,298	< 0,001
Infestação	17,878	22,258	42,225	0,803	0,426
Período	-2,895	8,175	39,358	-0,354	0,725
Infestação:Período	-7,588	11,621	47,682	-0,653	0,517

Tabela S6, Resultado para os preditores fixos de infestação por lianas, espécie e período do ano no modelo linear misto para a espessura foliar, gl = graus de liberdade.

	Coeficiente	Erro padrão	gl	<i>t</i>	<i>P</i>
Intercepto	0,301	0,017	44,528	17,559	< 0,001
Infestação	-0,030	0,022	45,672	-1,361	0,180
Espécie (<i>Hirtella glandulosa</i>)	-0,028	0,024	45,119	-1,167	0,249
Espécie (<i>Tachigali vulgaris</i>)	-0,059	0,025	44,400	-2,311	0,026
Espécie (<i>Tapirira guianensis</i>)	-0,073	0,024	46,296	-3,093	0,003
Período	-0,001	0,002	39,349	-0,408	0,685
Infestação: Espécie (<i>H. glandulosa</i>)	0,103	0,032	47,348	3,214	0,002
Infestação: Espécie (<i>T. vulgaris</i>)	0,041	0,032	45,593	1,261	0,214
Infestação: Espécie (<i>T. guianensis</i>)	0,001	0,033	46,172	0,037	0,970

Infestação: Período	-0,001	0,003	40,776	-0,312	0,757
Espécie (<i>H. glandulosa</i>): Período	-0,007	0,003	39,375	-2,041	0,048
Espécie (<i>T. vulgaris</i>): Período	0,000	0,004	39,013	-0,066	0,948
Espécie (<i>T. guianensis</i>): Período	0,000	0,003	45,168	0,090	0,929
Infestação: Espécie (<i>H. glandulosa</i>): Período	-0,005	0,005	42,096	-1,109	0,274
Infestação: Espécie (<i>T. vulgaris</i>): Período	-0,001	0,005	40,416	-0,134	0,894
Infestação: Espécie (<i>T. guianensis</i>): Período	0,004	0,005	45,101	0,896	0,375
