



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRICULTURA E AMBIENTE**

Caracterização fitossociológica da comunidade de trepadeiras e sua rebrota após o corte em uma floresta estacional semidecídua degradada.

ISAÍ EUÁN CHI

**Araras, São Paulo
2016**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRICULTURA E AMBIENTE**

Caracterização fitossociológica da comunidade de trepadeiras e sua rebrota após o corte em uma floresta estacional semidecídua degradada.

ISAÍ EUÁN CHI

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente como requisito parcial à obtenção do título de MESTRE EM AGRICULTURA E AMBIENTE.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani.

**Araras, São Paulo
2016**

Chi, Isaí Euán

Caracterização fitossociológica da comunidade de trepadeiras e sua rebrota após o corte em uma floresta estacional semidecídua degradada / Isaí Euán Chi -- 2016. 84f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras

Orientador (a): Ricardo Augusto Gorne Viani

Banca Examinadora: Alessandra dos Santos Penha, Fabiano Turini Farah, Ricardo Augusto Gorne Viani

Bibliografia

1. Restauração florestal. 2. Manejo de florestas degradadas. 3. Trepadeiras. I. Chi, Isaí Euán. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Helena Sachi do Amaral - CRB/8 7083



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Agrárias
Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Isai Euán Chi, realizada em 16/12/2016:

Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani
UFSCar

Prof. Dr. Fabiano Turini Farah
UNESP

Profa. Dra. Alessandra dos Santos Penha
UFSCar

DEDICATÓRIA

Este trabalho é dedicado com tudo meu amor e carinho aos meus pais: Irene Chi Couoh, Amilcar Euán Miss,

Aos meus queridos irmãos: Hezequiel Euán Chi, Esteban Euán Chi, Gedioni Euán Chi.

Aos meus amigos do México e do Brasil.

Ao meio ambiente.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho de qualificação foi feito no Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de São Carlos, no qual, diretamente ou indiretamente, participaram diversas pessoas, seja ajudando-me em campo, opinando e corrigindo, tendo paciência e dando-me dicas e ânimos para melhor fazer as coisas.

À Universidade Federal de São Carlos e ao seu Centro de Ciências Agrárias.

Ao Conselho Nacional de Ciência e Tecnologia (CONACYT) pela bolsa de estudos.

Ao Grupo Coimbra de Universidades Brasileiras (GCUB) pela oportunidade de estudar o mestrado numa de suas Universidades.

À Embaixada do México no Brasil, obrigado pela atenção.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani, pela paciência e pelo profissionalismo.

Ao Parque Estadual de Vassununga e a todos seus funcionários.

Às organizações que me custearam os gastos de campo: IPEF e LOGUM.

À Consultoria Florestal e Ambiental GEOFLOR.

À equipe da ESALQ: Felipe Nery Arantes Mello, Mauricio (Magma) e Sereno.

À equipe da UFSCar: Natan Vieira, Nayara Gonçalves, Elielton Ramos, Iara Lopes e Jean Alex dos Santos.

Aos meus amigos do México: Manuela Solano Calvo, Flor Magali Aguilar Lopez, Alex Mauri Tello Lopez, obrigado pela ajuda em campo e por terem sido bons amigos.

Ao Instituto Tecnológico de Chiná, especialmente ao Prof. M.Sc. Jorge Enrique Carvajal León, Lic. Wendy Rodriguez Santos e ao diretor do Instituto, Dr. Manuel de Jesús Soria Fregoso.

Ao Tecnológico Nacional de México: TecNM, especialmente à Dr. Dra. Ofelia Angulo Guerrero, pela ajuda nos trâmites acadêmicos e legais.

Ao governo municipal de Hecelchakan (2013-2015)

Ao meu avô

Ao Prof. Dr. Claudinei Fonseca Souza, pelo bom recebimento na minha chegada no Brasil.

Aos meus companheiros da república K-Zona; João Rios, Dinamite, Ripa, Marcelo, Joab, obrigado pelo bom recebimento e atenção.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS.....	ii
ÍNDICE DE TABELAS	v
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
RESUMO	8
ABSTRACT	8
INTRODUÇÃO GERAL	8
VINULAÇÃO DO PROJETO.....	12
CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	12
REFERÊNCIAS	15
A comunidade de árvores e trepadeiras em uma Floresta Estacional Semidecídua degradada: biomassa, densidade e riqueza.	19
RESUMO	19
ABSTRACT	20
I. INTRODUÇÃO.....	21
II. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
2.1. Área de estudo.....	24
2.2. Amostragem de árvores e trepadeiras.....	25
2.4. Análise de dados	27
III. RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
Dilleniáceae	29
3.1. Densidade e biomassa de trepadeiras.....	30
3.2. Relações entre as comunidades de árvores e trepadeiras.....	34
IV. CONCLUSÕES.....	45
V. REFERÊNCIAS	45
Rebrota de trepadeiras após o corte em um fragmento de floresta estacional semidecídua.	51
RESUMO	51
ABSTRACT	52
I. INTRODUÇÃO.....	53
II. MATERIAL E MÉTODOS.....	56
2.1. Área de estudo.....	56
2.2. Corte de trepadeiras e coleta de dados.....	57
III. RESULTADOS.....	60
IV. DISCUSSÃO	70
V. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	72
VI. REFERÊNCIAS	73
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	75

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Biomassa de trepadeiras por espécie e número de indivíduos por hectare numa Floresta Semidecidual degradada no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil.	28
Tabela 2. Densidade de trepadeiras (Ind. ha ⁻¹) em florestas conservadas e degradadas, com diferentes critérios de inclusão dos indivíduos.	31
Tabela 3. Estimados da comunidade de árvores e trepadeiras em fragmentos degradados no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, São Paulo, Brasil. Amostragem: Árvores – 54 parcelas de 44 m x 45 m. Trepadeiras 51 parcelas de 3 m x 15 m.	35
Tabela 4. Descritores estruturais da comunidade de trepadeiras ≥ 0,5 cm de diâmetro de árvores ≥ 1,0 cm (DAP) em Floresta Estacional Semidecídua no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, São Paulo, Brasil. Amostragem: Árvores – 54 parcelas de 44 m x 45 m.	35
Tabela 5. Lista de espécies arbóreas no interior de um fragmento florestal degradado no Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Fonte: GEOFLOR (dados não publicados).....	36
Tabela 6. Espécies de trepadeiras avaliadas com relação à rebrota, três meses após o corte, em duas estações do ano.	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Presença de plantas trepadeiras no interior de fragmento do Parque Estadual de Vassununga e ocorrência de torres de tais plantas apoiadas sobre indivíduos arbóreos.	15
Figura 2. Fragmento florestas degradado no Parque Estadual de Vassununga (PEV) (A). Representação gráfica das bordas do Parque Estadual de Vassununga. Esquema realizado por Ricardo Viani.	15
Figura 3. Área de estudo, em verde Capetinga Leste e Oeste do PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil.	24
Figura 4. Presença de plantas trepadeiras no interior de fragmento do PEV e ocorrência de torres de tais plantas apoiadas sobre indivíduos arbóreos.	25
Figura 5. Distribuição da densidade de plantas trepadeiras (Ind. ha ⁻¹) (A) e do diâmetro do caule de plantas trepadeiras (B), amostradas em 51 parcelas de 3 x 15 m, em fragmentos degradados do PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil.	30
Figura 6. Distribuição da biomassa (Mg. ha ⁻¹) (A) e da densidade de trepadeiras (B) em classes de diâmetro do caule.	33
Figura 7. Localização da área de estudo no Parque Estadual de Vassununga, e a distribuição das parcelas do corte para um Fragmento Florestal degradado, no Município de Santa Rita do Passa Quatro, SP. Em cinza, parcelas onde se efetivo o corte. CH= Chuva; S: SECA.	56
Figura 8. Ocupação de trepadeiras no interior de um fragmento florestal degradado no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil.	57
Figura 9. Corte das trepadeiras dentro dos limites das parcelas avaliadas (3 x 15 m), numa Floresta Estacional Semidecídua degradada no Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP.	58
Figura 10. Porcentual de plantas trepadeiras que rebrotaram três meses após o corte, em estação chuvosa (colunas pretas) ou seca (colunas cinzas), em fragmentos degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Estações não in não influenciam no percentual de rebrota ($X^2 = 0,185$; $p = 0,66$). 61	
Figura 11. Distribuição das trepadeiras por número de brotos três meses após o corte na estação chuvosa (colunas pretas) ou seca (colunas cinzas), em fragmentos	

degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP.....	62
Figura 12. Número de brotos de trepadeiras por estação do ano de corte, três meses após o corte, em fragmentos degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil. Não há influência da estação de ano de corte sobre o número de brotos (Teste T de Student, $p= 0,2561$).....	63
Figura 13. Comprimento e diâmetro de brotos de trepadeiras por estação do ano de corte, três meses após o corte, em fragmentos degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil. Não há influência da estação de ano de corte sobre o número de brotos, assim como no diâmetro dos brotos (Teste T de Student, $p= 0,6484$ para comprimento e $p= 0,6484$ para diâmetro).	64
Figura 14. Número, comprimento e diâmetro dos brotos em três categorias diâmetricas após o corte, em fragmentos degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil. $X^2 = 0,426$ $p= 0,98029$	65

RESUMO

Florestas tropicais sazonais estão cada vez mais representadas por fragmentos degradados, expostos à hiperabundância de trepadeiras, que inibem a estrutura sucessional e que frequentemente são manejadas com o corte. Esta dissertação foi executada em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual degradados e dominados por trepadeiras, no Parque Estadual de Vassununga, em Santa Rita do Passa Quatro-SP. A dissertação está dividida em dois capítulos, o primeiro com objetivo de caracterizar as comunidades de trepadeiras e árvores em floresta degradada e o segundo capítulo avaliando a rebrota de trepadeiras após o corte, em duas estações do ano (chuva e seca). No capítulo 1, a biomassa e a relação de atributos da comunidade de árvores e trepadeiras foram avaliadas para testar a hipótese de que a área basal e a densidade de árvores são menores em áreas onde a biomassa e densidade de trepadeiras é maior. Foram instaladas parcelas de 44 m x 45 m, nas quais foram levantadas as árvores com altura ≥ 1 m. Em subparcelas de 3 m x 15 m foram mesuradas as trepadeiras $\geq 0,5$ cm de diâmetro. A biomassa das trepadeiras e de árvores foram calculadas com equações alométricas pré-estabelecidas. Foram encontradas 45 espécies de trepadeiras e 191 de árvores. A biomassa total de trepadeiras mais árvores foi de 181,44 Mg. ha⁻¹. A densidade das trepadeiras foi de 12.523 ind. ha⁻¹ e sua biomassa foi de 10,48 Mg.ha⁻¹ (5,77% do total). A densidade de árvores foi de 840,37 ind. ha⁻¹ e sua biomassa foi de 170,96 Mg. ha⁻¹ (94,23% do total). Foi encontrada uma relação de 14,9 indivíduos de trepadeiras por árvore e não foi encontrada uma correlação entre área basal e densidade de árvores com a biomassa de trepadeiras. No segundo capítulo, foram estabelecidas 29 parcelas de 3 x 15 m, sendo 12 parcelas com corte de trepadeiras na estação chuvosa e 17 na estação seca. O corte de trepadeiras foi feito à altura de 1 m, de forma a simplesmente romper a conexão do caule, sem envolver a retirada do material cortado. Na estação de seca, a porcentagem de rebrota foi de 59% e na chuvosa 52%. O número total de rebrotas foi de 2.178, sendo 1.114 para a estação chuvosa e 1.056 para a estação seca. O número médio de brotos por indivíduo foi de 4,2 para seca e 3,8 para chuvosa. O comprimento médio dos brotos foi de 47,36 cm para seca e 45,48 cm para chuvosa. O diâmetro médio dos brotos foi 0,29 cm para seca e 0,28 para chuvosa. Todos estes resultados não diferem entre estações do corte. A categoria diamétrica com maior número de rebrotas foi a intermediária (2,5 cm \leq DAP < 5 cm, com 3,9 brotos), seguida pela pequena (0,5 cm \leq DAP < 2,5 cm, 3) e pela maior (≥ 5 cm DAP, 1,7). O comportamento dos dados em relação ao comprimento e diâmetro dos brotos foram iguais. A rebrota variou entre espécies e, de maneira geral, a estação do ano não influencia na capacidade de rebrota. Os resultados no geral ajudam a melhor compreender o balanço entre riqueza e biomassa de árvores em fragmentos degradados e a resposta das trepadeiras hiperabundantes ao manejo, subsidiando ações de conservação e restauração dessas florestas.

Palavras-chaves: árvores, lianas, manejo, restauração ecológica, restauração florestal

ABSTRACT

The liana community and its regrowth after cutting in a degraded Seasonal Semideciduous Forest

Forests in seasonal tropical regions are increasingly represented by degraded remnants, exposed to an overabundance of lianas, which inhibit the successional advance and are often managed by cutting. The research related to this dissertation was carried out in fragments of seasonal semideciduous forest degraded and dominated by lianas, in the Vassununga State Park, in Santa Rita do Passa Quatro-SP, Atlantic Forest, Brazil. The dissertation has two chapters, the first one with the objective of characterizing the liana and tree communities in a degraded forest and the second chapter evaluating liana resprouting after cutting, in the rain and dry seasons. In chapter 1, biomass and the relationship of tree and liana communities' attributes were evaluated in order to test the hypothesis that basal area and tree density are lower in areas where liana biomass and density is higher. Plots of 44 m x 45 m were installed, and trees with height ≥ 1 m were measured and accounted. In subplots of 3 m x 15 m, the lianas ≥ 0.5 cm in diameter were measured. Liana and tree biomass were calculated with pre-established allometric equations. We found 45 liana and 191 trees species. The total biomass (lianas plus trees) was 181.44 Mg. ha⁻¹. The density of vines was 12,523 ind. ha⁻¹ and its biomass was 10.48 Mg. ha⁻¹ (5.77% of the total). The density of trees was 840.37 ind. ha⁻¹ and its biomass was 170.96 Mg. ha⁻¹ (94.23% of the total). A ratio of 14.9 individuals of lianas per tree was found, as well as no correlation was between basal area and tree density with liana biomass. In the second chapter, 29 plots of 3 x 15 m were established, 12 plots with lianas cut in the rainy season and 17 in the dry season. The cut of lianas was made at a height of 1 m, in order to simply break the stem connection, without involving the removal of the cut material. In the dry season, the percentage of regrowth was 59% and in the rainy season 52%. The total number of resprouters was 2,178, 1,114 in the rainy and 1,056 in the dry season. The average number of resprouters per individual was 4.2 for the dry and 3.8 for the rainy season. The average length of resprouters was 47.36 cm for the dry and 45.48 cm for the rainy season. The average diameter of the resprouters was 0.29 cm for the dry and 0.28 for the rainy season. All these results did not differ between seasons. The diametric category with the highest number of resprouters was the intermediate ($2.5 \text{ cm} \leq \text{DBH} < 5 \text{ cm}$, with 3.9 sprouts), followed by the small ($0.5 \text{ cm} \leq \text{DBH} < 2.5 \text{ cm}$, 3) and the largest ($\geq 5 \text{ cm DAP}$, 1.7). Similar results were four for data regarding resprouters length and diameter. Resprouting varied among species and, in general, the season of the year does not influence resprouting. The results help to better understand the balance between richness and biomass of trees in degraded fragments and the response of hyperabundant lianas to management, supporting conservation and restoration actions in these forests.

Keywords: trees, lianas, management, ecological restoration, forest restoration

INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais têm enfrentado degradação por extração seletiva de madeira, fogo, pastoreio e outros distúrbios (HOSONUMA et al., 2012). O desmatamento, como o ocorrido historicamente na Mata Atlântica, provoca usualmente a fragmentação da floresta antes contínua, gerando áreas isoladas umas das outras (HADDAD et al., 2015), entremeadas por pastagens ou por algum outro cultivo; com o passar do tempo, a fragmentação e a destruição da floresta provocam a perda de espécies e modificações nos fragmentos em relação à composição de sua fauna e flora, interações de espécies, características microclimáticas e do solo (LOVEJOY, 1980; MORATO; CAMPOS, 2000).

A fragmentação e a degradação florestal afetam a composição de espécies e o provisionamento de serviços ecossistêmicos nos fragmentos florestais (AGUIRRE; DIRZO, 2008; PÜTZ et al., 2011; FERRAZ et al., 2014; PÜTZ et al., 2014). Notavelmente, os fragmentos de florestas tropicais experimentam um aumento na abundância e biomassa de alguns grupos específicos de plantas, tais como bambus (LIMA et al., 2012) ou mais comumente, trepadeiras (SCHNITZER; BONGERS, 2011).

A fragmentação associada a perturbações antropogênicas está resultando na perda de espécies de árvores, assim como na alteração da sua composição florística das florestas ao longo do tempo (NASCIMENTO et al. 1999). A floresta estacional semidecídua é provavelmente um dos ecossistemas mais ameaçados e fragmentados da terra (LAURANCE, 2008; SANTOS et al., 2009).

Hoje em dia restam apenas de 11 a 16% de sua cobertura vegetal original e a maior parte das florestas existentes são florestas secundárias e pequenos fragmentos (<100 ha). Além disso, apenas 1% da floresta original na atualidade é protegido em unidades de conservação, a maior parte do restante foi destruído ou fragmentado em um quarto de milhão de pedaços de floresta. Oito décimos destes fragmentos sobreviventes são pequenos (< 0,5 km² de área), sendo isolados e altamente vulneráveis aos efeitos de borda (LAURANCE, 2009).

A manutenção da sua biodiversidade depende da conservação dos pequenos fragmentos que têm sido isolados e inseridos numa paisagem agrícola. Os estudos biológicos sobre esses remanescentes florestais nos últimos anos têm

melhorado e aumentado, com metas ambiciosas, principalmente em ações de manejo para sua conservação e restauração (SANTOS et al., 2009; VIANI et al., 2015). No entanto, as comunidades de trepadeiras têm sido negligenciadas na maioria desses estudos, principalmente no efeito sobre árvores (SANTOS et al., 2009).

As trepadeiras lenhosas e não lenhosas são um grupo abundante e diverso de plantas que possuem estratégias especializadas para ascenderem à copa da floresta usando a arquitetura de outras plantas como apoio mecânico. Estas plantas são encontradas nas florestas dos trópicos até as zonas boreais dos hemisférios norte e sul, assim como nos desertos e florestas tropicais úmidas, mas especialmente é nos trópicos onde se encontra maior abundância, riqueza e variedade de formas e tamanhos (GENTRY, 1991; PUTZ, 1984; ENGEL et al. 1998; SCHNITZER; BONGERS, 2002). As trepadeiras contribuem com uma proporção de 10 a 25% da riqueza de espécies da floresta, embora só representem 5% da biomassa total; as folhas das trepadeiras podem contribuir até com 40% de área foliar da floresta (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Tendem a ser intolerantes à sombra, embora muitas espécies possam germinar na sombra e ter seu caule estiolado e alongado de forma rápida nessa condição (ENGEL et al., 1998).

A abundância de trepadeiras geralmente aumenta como efeito das perturbações na floresta, principalmente a partir da queda das árvores que deixam clareiras (SCHNITZER; CARSON 2001, DALLING et al., 2012, LEDO; SCHNITZER, 2014), embora esta queda das árvores também tenha um papel importante na regeneração da floresta e manutenção da diversidade de espécies de trepadeiras (SCHNITZER; CARSON 2000, 2001, SCHNITZER et al., 2000, 2008, SCHNITZER; CARSON DE 2010, DALLING et al. 2012, LEDO; SCHNITZER 2014). No entanto, ainda existem interações planta-planta que produzem queda de árvores, deixando clareiras que ainda são desconhecidas (SCHNITZER; CARSON 2010).

Más também, a abundância de trepadeiras varia a fatores abióticos como pluviosidade total, a sazonalidade da precipitação, a drenagem e a topografia do solo (SCHNITZER; BONGERS 2002, DEWALT et al., 2010). Por exemplo, na Bacia Amazônica, trepadeiras lenhosas parecem ser mais abundantes em florestas secas sazonais, mas isso poderia ser efeito de um maior número de intervenções humanas

durante o período Pré-Colombiano, quando a população ameríndia era maior do hoje em dia (PUTZ, 2011).

Investigações recentes têm demonstrado que as trepadeiras são um componente proeminente nas florestas tropicais, onde desenvolvem um rol importante nos processos ecossistêmicos, incluindo a produção de folhagem e frutos, além do sequestro de carbono, no entanto as trepadeiras têm sido ignoradas em muitos estudos e inventários florestais, mas recentemente se tem gerado um interesse considerável no reconhecimento da sua importância na ecologia funcional da floresta (SCHNITZER et al. 2015).

As trepadeiras têm caules longos e flexíveis que dependem do suporte externo para ficar em pé ou atingir áreas iluminadas do dossel (ACEVEDO-RODRIGUEZ, 2003). As seções transversais dos caules de algumas espécies de trepadeiras são semelhantes a uma árvore, mas diferem por possuírem vasos de grande diâmetro e tecidos moles abundantes (parênquima) no xilema (CARLQUIST 1991). Ter vasos grandes é importante para as plantas com caules estreitos porque a taxa de fluxo pelos vasos do xilema aumenta com a quarta potência do raio; a capacidade de condução de xilema de trepadeiras com caules ainda mais estreitos é, portanto, maior (EWERS et al., 1991).

Os caules das trepadeiras são caracterizados pela escassez de células de suporte (fibras) e pelo aumento dos diâmetros de vasos do xilema, sendo estes observáveis a olho nu. O aumento do diâmetro dos vasos do xilema triplica a condução da água, permitindo que as trepadeiras sejam capazes de manter grande quantidade de folhas em relação ao diâmetro total do seu caule. Estes tipos de caule especializado na condução de água são conhecidos apenas em plantas que têm vasos xilemáticos (elementos com paredes perfuradas), e estão ausentes naqueles que têm traqueias ou elementos imperfurados. Os elementos imperfurados, obviamente, representam um obstáculo ao livre fluxo de água, fazendo que seja mais lento, dificultando o transporte de água a longas distâncias (ACEVEDO-RODRIGUEZ, 2003).

É sabido que as plantas competem por recursos, no entanto, uma questão menos óbvia é que se as plantas competem mais pelos recursos acima do

solo (principalmente luz) ou pelos recursos abaixo do solo (água e nutrientes). A resposta a estas questões possivelmente depende dos recursos mais limitantes para qualquer ambiente, por exemplo, nas pastagens, onde a luz é abundante, provavelmente estão competindo mais por recursos subterrâneos do que para a luz. Em muitas florestas tropicais, as árvores não competem apenas com outras árvores, mas também com trepadeiras que competem agressivamente por recursos já seja por abaixo do solo ou por acima e, portanto, pode limitar o crescimento das árvores sua regeneração. Nos últimos anos tem sido estudos que envolvem a competição de trepadeiras-árvores, trepadeira-trepadeiras e árvore-árvore (SCHNITZER 2005, SCHNITZER et al. 2005, TOBIN et al. 2012, ALVAREZ-CANSINO et al. 2015).

SCHNITZER et al. (2005) demonstraram que competição de trepadeiras e árvores limita o aumento de biomassa para as árvores. Seus resultados demonstraram que onde existiam trepadeiras, a biomassa das árvores tinham em média cinco vezes menos biomassa. No mesmo estudo demonstraram que a competição abaixo do solo limita o crescimento das árvores jovens em ambientes heterogêneas de alta luz, que são comuns em florestas secundárias jovens, florestas perturbadas ou com clareiras.

Segundo SCHNITZER (2005), a abundância de trepadeiras está negativamente correlacionada com a precipitação média anual e positivamente com a sazonalidade, um padrão oposto na maioria dos outros tipos de plantas. O autor descobriu que as trepadeiras cresceram sete vezes mais em altura do que as árvores durante a estação seca numa floresta estacional, já que os sistemas radiculares e vasculares das trepadeiras são eficientes e profundas, permitindo-lhes sofrer menos estresse hídrico durante a estação seca, esta vantagem aumenta sua abundância e crescimento em relação às árvores, inibindo seu desenvolvimento e regeneração, no entanto, em florestas úmidas não ganham nenhuma vantagem, já que as plantas que competem raramente são limitadas pela água.

Apesar do aumento em importância em florestas tropicais degradadas, as trepadeiras afetam às árvores em forma diferente, mas isto depende das estruturas ou estratégias que as plantas hospedeiras possuem e que impedem ou inibem o ataque de trepadeiras (HEGARTY, 1991). No entanto, há poucos parâmetros de referência das comunidades de árvores e de trepadeiras que expressem o grau de

degradação dessas florestas e que indiquem a necessidade ou não de ações de restauração como o corte de trepadeiras (CÉSAR et al. 2016), bem como apontem ações necessárias para conservar espécies dessas duas formas de vida em fragmentos degradados.

O trabalho foi dividido em dois capítulos, sendo os objetivos do primeiro: Caracterizar as comunidades de trepadeiras e árvores em uma floresta degradada, obtendo dados de densidade, riqueza, biomassa e diversidade dessas comunidades em um fragmento degradado de Floresta Estacional Semidecídua (FES), localizado no Parque Estadual de Vassununga (PEV), em Santa Rita do Passa Quatro-SP. Já no segundo capítulo: as trepadeiras serão cortadas a 1,3m, a partir do primeiro ponto de enraizamento, isto será em duas estações do ano distintas (chuva e seca), de modo a avaliar qual a melhor estação do ano para o manejo, visando à restauração do fragmento. Posteriormente as trepadeiras foram monitoradas de modo a identificar como a espécie, a estação de corte e o diâmetro do caule afetam a sobrevivência e o crescimento dos brotos após o corte.

VINULAÇÃO DO PROJETO

O presente estudo está vinculado ao Projeto “Restauração de Fragmentos Florestais Degradados no Parque Estadual de Vassununga” como parte do projeto de Compensação Ambiental em referência à lei Federal Nº 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC). A compensação ambiental foi aplicada à empresa LOGUM. O custeio do projeto será realizado com recursos da empresa Logum AS por meio de projeto de pesquisa firmado com a equipe executora via Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais - IPEF.

O objetivo geral do projeto foi testar e avaliar métodos de restauração ecológica para um fragmento florestal degradado do PEV, visando compreender melhor os aspectos ecológicos do comportamento de trepadeiras e espécies arbóreas em fragmentos degradados e os aspectos técnicos da restauração de fragmentos florestais degradados. Em base nesse projeto surgiram subprojetos nas quais está envolvido esta dissertação.

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi desenvolvido no Parque Estadual de Vassununga (PEV), uma unidade de conservação estadual criada em 26 de outubro de 1970. No total, o parque tem 2.071,72 ha, divididos em seis glebas: Pé-de-Gigante, Capão da Várzea, Capetinga Leste, Capetinga Oeste, Praxedes e Maravilha, todas localizadas no município de Santa Rita do Passa Quatro, no estado de São Paulo. O trabalho foi desenvolvido à margem da Rodovia Anhanguera, em parcelas instaladas nas bordas das glebas Capetinga Oeste (5°38'3" longitude e 21°43'31" latitude) (331,24 ha) e Capetinga Leste (5°34'59" longitude e 2°42'58" latitude) (231,06 ha) (SÃO PAULO, 2009).

A maior parte da região possui clima classificado como Cwa, ou seja, quente com inverno seco, quando o total de chuvas no mês mais seco é menor que 30 mm e a temperatura média é maior que 22 °C no mês mais quente e menor que 17 °C no mês mais frio. A região do PEV está inserida na zona de contato entre a Cuesta Basáltica, com altitudes de 700 a 780 m, e a Depressão Periférica (Zona Mogi Guaçu), que apresenta altitudes de 540 a 650 m. Nessa área, são observados relevos do tipo: rampas, colinas amplas, médias e pequenas, escarpas, morrotes residuais e planícies fluviais (SÃO PAULO, 2009).

Os relevos da região são sustentados por arenitos das formações Pirambóia e Botucatu, basaltos e intrusivas básicas tabulares correlatas à Formação Serra Geral. Essas rochas são recobertas por sedimentos terciários da Formação Santa Rita, ocorrendo ainda sedimentos aluviais quaternários, depositados em planícies fluviais. Condicionados pelos diferentes tipos de rocha e de relevo, foram identificados na área Neossolo Quartzarênico Órtico, Latossolo Vermelho-Amarelo, associados aos materiais arenosos e aos relevos de colinas e rampas; Latossolo Vermelho distroférico, Nitossolo Vermelho, Neossolo Litólico, associados às áreas de predomínio de rochas básicas e respectivamente a relevos colinosos e escarpa; Latossolo Vermelho em áreas com influência dos dois materiais; e Gleissolo, Neossolo Flúvico e Neossolo Quartzarênico Hidromórfico, nas planícies fluviais (SÃO PAULO, 2009).

A região do PEV abriga diferentes fisionomias de dois importantes biomas brasileiros: o Cerrado e a Mata Atlântica. A Mata Atlântica encontra-se

representada pela Floresta Estacional Semidecídua strictu sensu (VELOSO et al., 1991), comumente chamada de Mata Atlântica de Interior, e se caracteriza por apresentar de 20 a 50% das árvores caducifólias no conjunto florestal, as quais perdem as folhas em decorrência da baixa precipitação pluviométrica no inverno (SÃO PAULO, 2009).

Na Floresta estacional semidecídua predominam árvores com altura superior a 15 m, como *Tabebuia serratifolia* (Bignoniaceae), *Croton floribundus* (Euphorbiaceae) e *Platypodium elegans* (Leguminosae), formando dossel contínuo; o sub-bosque é dominado por *Actinostemon communis* (Euphorbiaceae). Algumas espécies emergentes, como *Anadenanthera macrocarpa* (Leguminosae), atingem cerca de 20m. O componente herbáceo é pouco desenvolvido, formado por espécies tipicamente umbrófilas. Trepadeiras são frequentes e há maior quantidade de epífitas em relação às fisionomias de cerrado. A camada de serapilheira é espessa e contínua (PIVELLO et al., 1998).

As principais famílias e espécies de árvores que integram a área de estudo (Capetinga leste e oeste do PEV), na sua maioria são espécies nativas com exceção de *Annona muricata* L.; *Ficus insipida* Willd e *Coffea arabica* L. que são exóticas (GEOFLOR, dados não publicados). Na Zona de Amortecimento do PEV, apenas 21,43% (12.954,67 ha) da área está coberta com vegetação natural. A sua maior parte, 34,81%, está ocupada com plantio de cana-de-açúcar seguida por 21,35% de reflorestamento de eucaliptos e pinus. A terceira cultura mais expressiva é a de *Citrus* (12,02%) e 3,84% estão ocupados com pastagens; as outras culturas agrícolas ocupam 5,68% (SÃO PAULO, 2009).

No passado, a ocupação agrária na região de Santa Rita do Passa Quatro se deu inicialmente pela pecuária e agricultura de subsistência e, posteriormente, a partir de 1850, pela cultura de café; o uso do fogo na colheita de cana-de-açúcar causou a morte de muitos animais silvestres, além da caça e outros fatores que contribuíram na degradação dessa paisagem (KORMAN, 2003). Todos estes fatores tornaram boa parte do PEV ocupado por fragmentos florestais degradados, nos quais a proliferação de plantas trepadeiras, principalmente nas bordas dos fragmentos, é evidente. Com frequência, estas formam torres de plantas trepadeiras sobre as árvores (Figura 1). A Figura 2 apresenta a área de estudo, assim

como um esquema gráfico da área.



Figura 1. Presença de plantas trepadeiras no interior de fragmento do Parque Estadual de Vassununga e ocorrência de torres de tais plantas apoiadas sobre indivíduos arbóreos.

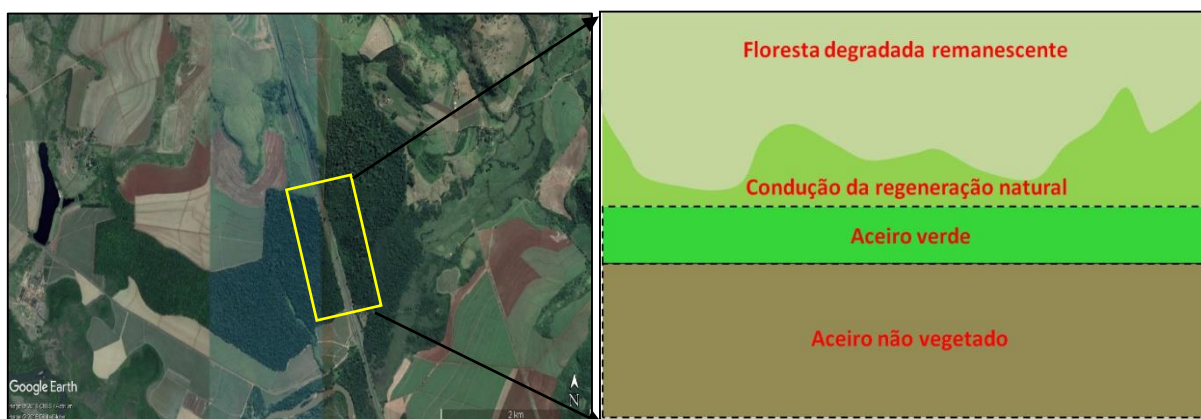


Figura 2. Fragmento florestas degradado no Parque Estadual de Vassununga (PEV) (A). Representação gráfica das bordas do Parque Estadual de Vassununga. Esquema realizado por Ricardo Viani.

REFERÊNCIAS

ACEVEDEO-RODRIGUEZ, P. Bejucos y plantas trepadoras de Puerto Rico e Islas Vírgenes. Washington, Dc: **Smithsonian Institution**, 2003. p. 497.

AGUIRRE, A.; DIRZO, R. Effects of fragmentation on pollinator abundance and fruit set of an abundant understory palm in a Mexican tropical forest. **Biological Conservation**, v. 141, n. 2, p. 375–384, 2008.

ALVAREZ-CANSINO, L.; SCHNITZER, S.A.; REID, J.P.; POWERS J.S. Liana competition with tropical trees varies with seasonal rainfall and soil moisture, but not tree species identity. **Ecology**, v.96, n.1, p. 39-45, 2015.

CARLQUIST, S. Anatomy of vine and liana stems: a review and synthesis. In: Putz FE, Mooney HA (Eds), **The Biology of Vines**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 53-72. 1991

CÉSAR, R. G.; HOLL, K.D.; GIRÃO, V.J.; MELLO, F.N.A.M.; VIDAL, E. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 201, p.309-313, 2016.

DEWALT, S.J., SCHNITZER, S.A., CHAVE, J., BONGERS, F., BURNHAM, ROBYN, J., CAI, Z., CHUYONG, G., CLARK, D.B., EWANGO, C.E.N., GERWING, J.J., GORTAIRE, E., HART, T., IBARRA-MANRÍQUEZ, G., ICKES, K., KENFACK, D., MACÍA, M.J., MAKANA, J.R., MARTÍNEZ-RAMOS, M., MASCARO, J., MOSES, S., MULLER-LANDAU, H.C., PARREN, M.P.E., PARTHASARATHY, N., PÉREZ-SALICRUP, D.R., PUTZ, F.E., ROMERO-SALTOS, H. & THOMAS, D. Annual Rainfall and Seasonality Predict Pan-tropical Patterns of Liana Density and Basal Area. **Biotropica**, [s.l.], v. 42, n. 3, p.309-317, 2010.

ENGEL, V.L.; FONSECA, R.C.B. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **SÉRIE TÉCNICA IPEF**, Piracicaba, São Paulo, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998.

EWERS, F.W, FISHER, J.B, FICHTNER, K. Water flux and xylem structure in vines. In: Putz FE, Mooney HA (Eds), *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 127-160, 1991

FERRAZ, S. F. B.; FERRAZ, K.M. P. M. B.; CASSIANO, C.C; BRANCALION,P. H. S.; DA LUZ, D.T. A.; AZEVEDO, T. N.; TAMBOSI, L. R.; METZGER, J.P.How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning?, **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 29, n. 2, p.187-200, 2014.

GENTRY, A.H. The distribution and evolution of climbing plants. **The Biology of Vines**, [s.l.], p.3-50, 1991. Cambridge University Press (CUP).

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L.A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K.F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R.D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J.O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C.D.; COOK, W, M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C.N.; KING, A. J.; LAURANCE, W F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C.R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.X.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–9, 20, 2015

HEGARTY, E.E. Vine-host interactions. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds). *The Biology of Vines*. **Cambridge University Press**, Cambridge, p.357-375, 1991.

HOSONUMA, N.; HEROLD, M.; DE SY, V.; FRIES, R.; BROCKHAUS, M.; VERCHOT, L.; ANGELSEN, A.; ROMIJN, E. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. **Environmental Research Letters**, [s.l.], v. 7, n. 4, p.044009-044021, 2012.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1137, 2009.

LAURANCE, W.F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSIDE, P.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T.E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1 p. 105-116, 2001.

LEDO, A.; SCHNITZER, S.A Disturbance and clonal reproduction determine liana distribution and maintain liana diversity in a tropical forest. **Ecology**, [s.l.], v. 95, n. 8, p.2169-2178, 2014.

LIMA, R. A. F.; ROTHER, D.C.; MULER, A.E.; LEPSCH, I.F; RODRIGUES, R.R. Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot. **Biological Conservation**, v. 147, n. 1, p. 32–39, 2012.

LOVEJOY, T. E. Discontinuous wilderness: minimum areas for conservation. **Parks**, Washington, D.C. v. 5, n. 2, p. 13–15, 1980.

MORATO, E. F.; CAMPOS, L. A. DE O. Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em um área de Amazônia Central. **Revistata brasileira de Zoologia**, v. 17, n.2, p. 429 - 444, 2000.

PIVELLO, V. R; BITENCOURT, M.D; MANTOVANI, W; JUNIOR, H.N.M; BATALHA,M.A; SHIDA, C.N. PROPOSTA de Zoneamento Ecológico para a RESERVA DE Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP), **Brazilian Journal of Ecology**, Rio Claro, SP, Brazil, v, 2 n.2 , p. 18, 1998.

PUTZ, F. E. Ecologia das Trepadeiras. 2011. Disponível em: <<http://www.ecologia.info/trepadeiras.htm>>.

PUTZ, F.E. The Natural History of Lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, [s.l.], v. 65, n. 6, p.1713-1724, dez. 1984.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J.P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 222, n. 12, p.1986-1997, jun. 2011

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; HENLE, K.; KNOGGE, C.; MARTENSEN, A.C.; METZ, M.; METZGER, J.P.; R. M.C.; PAULA, M.D. HUTH, A. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, [s.l.], v. 5, p.5037-5044, 2014.

RIBEIRO, M.METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.; PONZONI, F.; HIROTA ,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.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S.; REZENDE, A. A. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. **Biota Neotrop.**, [s.l.], v. 9, n. 4, p.175-188, 2009.

SÃO PAULO. **Plano de manejo do parque estadual de Vassununga**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2009. 328 p. 328.

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.

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.

SCHNITZER, S.A. A Mechanistic Explanation for Global Patterns of Liana Abundance and Distribution. **The American Naturalist**, [s.l.], v. 166, n. 2, p.262-276, 2005.

SCHNITZER, S.A., MASCARO, J.; CARSON, W.P. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in tropical forests. Pag.: 196-209 *in: Tropical Forest Community Ecology*, Carson, W.P. and S.A. Schnitzer, *editors*. Wiley-Blackwell Publishing, Oxford. 2008.

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.

SCHNITZER, S.A.; Carson, W.P. Have we missed the forest because of the trees? **Trends in Ecology and Evolution**, V.15 n. 9. p. 376 – 377, 2000.

SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. **Ecology Letters**, v. 13, n. 7 p.849-857, 2010.

SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. Treefall Gaps and the Maintenance of Species Diversity in a Tropical Forest. **Ecology**, [s.l.], 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**, [s.l.], v. 93, n. 6, p.1115-1125, 2005.

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**, [s.l.], v. 3, n. 2, p.1-11, 2012.

VIANI, R.A.G.; MELLO, F.N.A.; CHI, I.E.; BRANCALION, P.H.S. A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. **GLP News**, São José dos Campos, v, 12, n.1, p. 6-9, 2015.

CAPÍTULO 1

A comunidade de árvores e trepadeiras em uma Floresta Estacional Semidecídua degradada: biomassa, densidade e riqueza.

RESUMO

A comunidade de árvores e trepadeiras em uma Floresta Estacional Semidecídua degradada: biomassa, densidade e riqueza.

A biomassa e a relação de atributos da comunidade de árvores e trepadeiras numa Floresta Estacional Semidecídua degradada foram avaliadas com o objetivo de testar a hipótese de que a área basal e a densidade de árvores são menores em áreas onde a biomassa e densidade de trepadeiras é maior. O estudo foi desenvolvido em um fragmento florestal degradado com hiperabundância de trepadeiras, localizado no Parque Estadual de Vassununga (PEV), Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil. Foram instaladas 54 parcelas de amostragem de 44 m x 45 m, nas quais foram levantadas as árvores com altura ≥ 1 m. Em 51 parcelas de 3 m x 15 m, foram medidas as trepadeiras $\geq 0,5$ cm de diâmetro à 130 cm do último ponto de enraizamento. Para o cálculo da biomassa das trepadeiras e árvores, foram utilizadas equações alométricas pré-estabelecidas. Foram encontradas 45 espécies de trepadeiras e 191 de árvores. A biomassa total entre trepadeiras e árvores foi de 181,44 Mg. ha⁻¹. A densidade das trepadeiras foi de 12.523 ind. ha⁻¹ e sua biomassa foi de 10,48 Mg.ha⁻¹ (5,77% do total). A densidade de árvores foi de 840,37 ind. ha⁻¹ e sua biomassa foi de 170,96 Mg. ha⁻¹ (94,23% do total). Foi encontrada uma relação de 14,9 indivíduos de trepadeiras por árvore e não foi encontrada uma correlação entre área basal e densidade de árvores e biomassa de trepadeiras. Os resultados ajudam a melhor compreender o balanço entre riqueza e biomassa de árvores em fragmentos degradados, subsidiando ações de conservação e restauração dessas florestas.

Palavras chave: Degradação, lianas, manejo de lianas, restauração florestal.

ABSTRACT

Trees and climber plants in a degraded Seasonal Semideciduous Forest: biomass, density and richness.

Biomass and attributes relationship of community trees and climbing plants in a seasonal forest degraded were evaluated with the aim of testing the hypothesis that basal area and density of trees is lower in areas where the biomass and climbing plants density is high. This study was developed in a degraded forest fragment with hiperabundance of climbing plants, located in the State Park Vassununga (VSP), Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brazil. Were installed 54 sample plots of 44 m x 45 m, where were taken trees with ≥ 1 m height. In 51 plots of 3 m x 15 m were measured climbing plants ≥ 0.5 cm of diameter to 130 cm from the last point of rooting. To calculate the biomass of climbing plants and trees, pre-established allometric equations were used. We found 45 species of climbing plants and 191 trees. The total biomass of climbing plants and trees was 181.44 Mg. ha⁻¹. The density of climbing plants was 12,523 ind. ha⁻¹ and the biomass was 10.48 t ha⁻¹ (5.77% of total). The density of trees was 840.37 ind. ha⁻¹ and the biomass was 170.96 Mg. ha⁻¹ (94.23% of total). We found a relationship of 14.9 climbing plants per tree and a not correlation between basal area and tree density and climbing plants biomass. The results help to better understand the balance between richness and biomass of trees in degraded fragments, supporting conservation actions and restore these forests.

Key Words: Degradation, lianas, lianas management, forest restoration.

I. INTRODUÇÃO

A fragmentação de florestas tropicais associada a outras perturbações antropogênicas está alterando a composição florística de remanescentes ao longo do tempo, com predomínio de espécies ruderais de árvores e trepadeiras e prejuízo de espécies mais sensíveis a distúrbios (SANTOS; TELLERÍA, 2006; AGUIRRE; DIRZO, 2008; TABARELLI et al., 2012).

As trepadeiras lenhosas e não lenhosas formam, nos trópicos, um grupo abundante e diverso de plantas que possuem estratégias especializadas para ascenderem à copa da floresta, usando a estrutura de outras plantas como apoio mecânico (GENTRY, 1991; PUTZ, 1984; ENGEL et al., 1998; SCHNITZER; BONGERS, 2002). Em grandes escalas espaciais, a abundância de trepadeiras varia em função de fatores abióticos como a pluviosidade total, a sazonalidade da precipitação, a drenagem e a topografia do solo (SCHNITZER; BONGERS, 2002; DE WALT et al. 2010; PUTZ, 2011). Entretanto, em escala local, a abundância varia em função da disponibilidade de suporte, intensidade de distúrbio e idade da floresta (PUTZ, 1984; SENBETA et al., 2005; MADEIRA et al., 2009).

Uma alteração comum nas florestas tropicais degradadas é a proliferação de trepadeiras (SCHNITZER; CARSON, 2001; PUJALS, 2011; NBL, 2013; LEDO; SCHNITZER, 2014). Em florestas degradadas e fragmentadas, expostas a uma maior intensidade de luz em seu interior e bordas, as trepadeiras competem agressivamente por recursos abaixo e acima do solo, limitando o crescimento e a regeneração das árvores (SCHNITZER, 2005, SCHNITZER et al., 2005, TOBIN et al., 2012, ALVAREZ-CANSINO et al., 2015). Além disso, a presença abundante de trepadeiras reduz, em média, cinco vezes a biomassa das árvores (SCHNITZER et al., 2005) e limita a capacidade de estoque de carbono da floresta (DURÁN; GIANOLI, 2013; SCHNITZER et al., 2014).

Embora os efeitos negativos da proliferação de trepadeiras sobre a comunidade de árvores em florestas tropicais degradadas sejam conhecidos, os estudos já realizados se concentram em condições de floresta tropical úmida, havendo necessidade de melhor compreensão destes em florestas estacionais, onde a dominância de trepadeiras tende a ser maior. Além disso, embora haja necessidade da restauração de fragmentos florestais degradados em paisagens fragmentadas

(BRANCALION et al., 2015; VIANI et al., 2015), poucos parâmetros de referência das comunidades de árvores e de trepadeiras expressam o grau de degradação dessas florestas e indicam a necessidade ou não de ações de restauração como o corte de trepadeiras (CÉSAR et al. 2016), bem como apontam ações necessárias para conservar espécies dessas duas formas de vida em fragmentos degradados.

A Floresta Estacional Semidecídua (FES) associada à Mata Atlântica é provavelmente um dos ecossistemas mais ricos em espécies e também ameaçados da terra, com menos de 7% da sua cobertura original remanescente (SANTOS et al., 2009; RIBEIRO et al. 2009). No Brasil, a FES foi intensamente fragmentada e degradada no século passado para expansão da agricultura, e hoje a manutenção da sua biodiversidade depende da conservação dos pequenos fragmentos isolados e inseridos numa paisagem com matriz agrícola (SANTOS et al., 2009).

Embora fragmentos pequenos, degradados e isolados ainda possam abrigar uma considerável biodiversidade (CHADZON et al., 2009), estes geralmente têm limitada capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos (FERRAZ et al., 2014), sendo necessárias ações que fomentem a recuperação da estrutura da floresta. Portanto, há demanda de conhecimento para entender o grau de degradação de fragmentos em estado crítico, como os do Parque Estadual de Vassununga, onde existe um marcante desequilíbrio da comunidade de trepadeiras. Assim, este estudo tem o objetivo de quantificar a abundância, a biomassa e a relação de árvores e trepadeiras num fragmento de FES degradado, gerando informações de referência para avaliação do grau de degradação de fragmentos florestais. Além disso, se fez um teste de Pearson com o fim de verificar se existem correlações entre: área basal das árvores e biomassa de trepadeiras, área basal das árvores e densidade de trepadeiras, densidade de árvores e biomassa de trepadeiras e densidade de árvores e densidade de trepadeiras.

II. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado nas glebas Capetinga Leste (CL) (231,06 ha) e Capetinga Oeste (CO) (331,34 ha) do Parque Estadual de Vassununga (PEV) (21°42'-43'S e 47°34'-38'O) (Figura 3). Tratam-se de fragmentos isolados e degradados de Floresta Estacional Semidecídua, localizados no Município de Santa Rita do Passa Quatro, SP. Na década de 70, as glebas Capetingas, separadas pela rodovia Anhanguera, foram atingidas por um incêndio, que alterou a estrutura da floresta, tornando-a dominada por trepadeiras (Figura 4), como é visto até os dias atuais, evidenciando o estágio de sucessão atrasada em que se encontram.

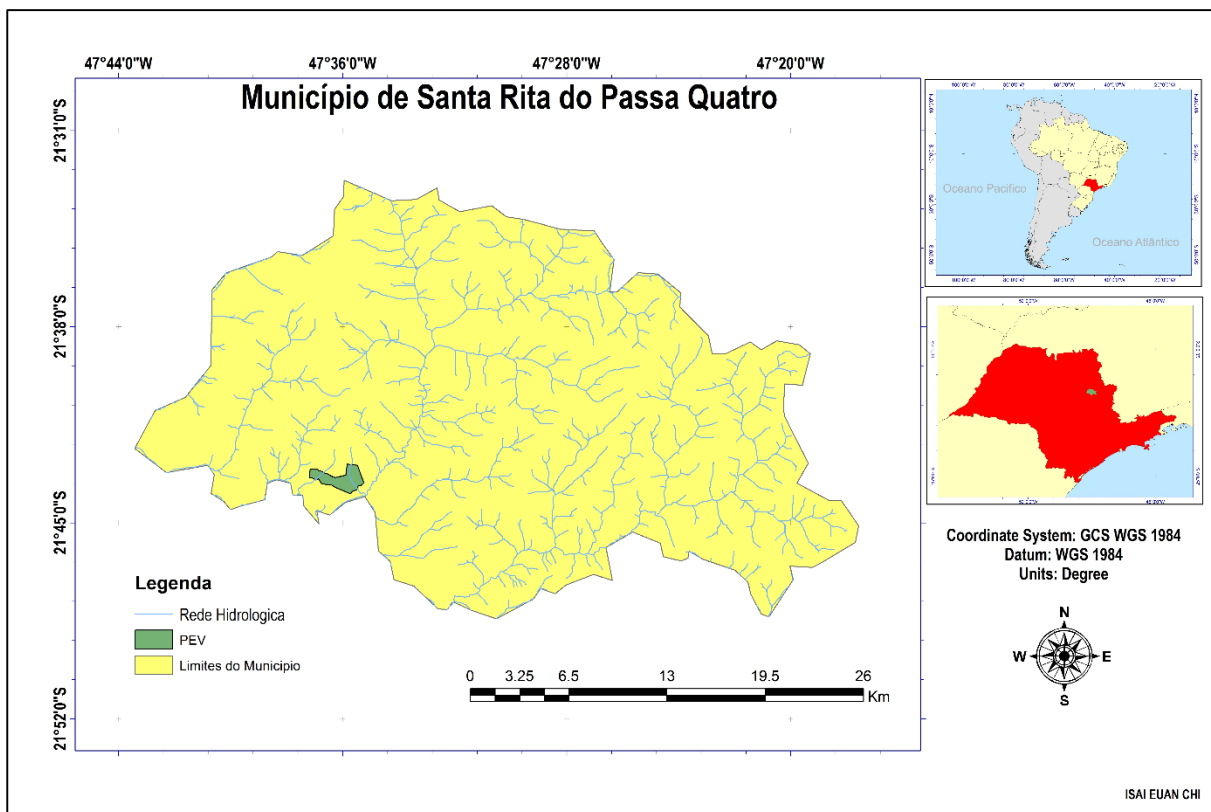


Figura 3. Área de estudo, em verde Capetinga Leste e Oeste do PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil.



Figura 4. Presença de plantas trepadeiras no interior de fragmento do PEV e ocorrência de torres de tais plantas apoiadas sobre indivíduos arbóreos.

Na área de estudo, as cotas altimétricas variam entre 600 a 780 m. O clima da região, segundo a classificação de Koppen, é do tipo Cwa, ou seja, quente e úmido com inverno com temperaturas amenas e seco. A precipitação anual varia de 1.300 a 1.700 mm e no mês mais seco (agosto), o total da precipitação é de 18,6mm. A temperatura média anual na região é de 23,3°C, sendo a média das temperaturas máximas (dezembro a fevereiro) aproximadamente 26°C e das mínimas 19,4°C (junho a agosto). A região situa-se na província morfológica das Cuestas Basálticas, onde predominam rochas sedimentares mesozóicas e rochas basálticas tabulares. Os solos predominantes são álicos e distróficos, profundos, porosos e bem drenados, com homogeneidade vertical, destacando-se o Latossolo Vermelho escuro em associação ao Latossolo Vermelho Amarelo e as Areias Quartzosas. São solos ácidos, com baixos teores de matéria orgânica, baixa soma de bases e baixa capacidade de troca de cátions (sempre inferior a 50%) (SÃO PAULO, 2009).

2.2. Amostragem de árvores e trepadeiras

Para o levantamento das árvores foram instaladas 54 parcelas de 45 m x 44 m, distribuídas igualmente na borda paralela à Rodovia Anhanguera, nas glebas Capetinga Leste e Capetinga Oeste. As árvores ≥ 1 m de altura foram etiquetadas e identificadas, tiveram o diâmetro do caule à 1,3 m de altura (DAP medido) e foram

classificadas em duas classes de tamanho (DAP < 5 cm e altura > 1 m; DAP > 5 cm). O levantamento das árvores foi realizado em 2015.

As trepadeiras foram amostradas em 51 subparcelas (25 parcelas na Capetinga Leste e 26 na Capetinga Oeste) de 3 m x 15 m, dispostas de modo sistemático, no centro de cada grande parcela de 45 m x 44 m. Dentro das parcelas de amostragem, as trepadeiras foram marcadas com placas metálicas ou plásticas numeradas e com tinta na altura de 130 cm, visando medidas posteriores.

A mensuração do diâmetro do caule das trepadeiras foi realizada entre agosto de 2014 e novembro de 2015, com paquímetro digital ou fita métrica (medição da circunferência do caule com posterior conversão em diâmetro). Foram amostradas as trepadeiras com DAP \geq 0,5 cm a partir do último ponto de enraizamento, conforme os protocolos de GERWING et al. (2006) e SCHNITZER et al. (2008). A inclusão de indivíduos a partir de 0,5 cm de DAP é indicada por GERWING et al. (2006) para o estudo da dinâmica de comunidades de trepadeiras. Nas espécies de hábito escalador, uma proporção do caule é formada pela extensão modular total do indivíduo (“genets”) e os ramos vegetativos (“ramets”) podem desenvolver sistema radicular próprio, tornando-se indivíduos separados; mesmo assim, é difícil distinguir “genets” de “ramets” sem a escavação extensiva (HERGARTY, 1991). Neste estudo foram quantificados apenas os caules enraizados que estavam dentro das parcelas, os quais foram considerados como indivíduos independentes.

O levantamento florístico das trepadeiras e dos dados fitossociológicos associados foram realizados em 28 parcelas aleatórias de 3 m x 15 m.

2.3. Estimativa da biomassa de trepadeiras e árvores

Para quantificar a biomassa verde de trepadeiras acima do solo (LAGB), foi utilizada a equação de SCHNITZER et al. (2006), pois permite estimativas com diferentes formas de amostragem (altura do diâmetro obtido, parcelas ou transecções) (VAN MELIS, 2008). A equação utilizada considera o diâmetro do caule à 130 cm do solo (D, em cm), tal como descrito abaixo:

$$\text{LAGB (kg)} = \text{EXP}(-1.484+2.657*\ln(D))$$

Para determinação da biomassa arbórea acima do solo (BASS) foi usada a equação alométrica desenvolvida por CHAMBERS et al. (2001), tal como descrito abaixo:

$$\text{BASS (kg)} = \text{EXP}(-0.37 + 0.333 \cdot \text{LN}(\text{DAP}) + 0.933 \cdot (\text{LN}(\text{DAP}))^2 - 0.122 \cdot (\text{LN}(\text{DAP}))^3)$$

2.4. Análise de dados

Para avaliar a distribuição diamétrica foi verificada a distribuição das trepadeiras em três classes de tamanho, seguindo adaptação de método proposto por VAN MELIS (2008): sarmentos de pequeno diâmetro ($0,5\text{cm} \leq \text{DAP} < 2,5$), de diâmetro intermediário ($2,5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 5 \text{ cm}$) e de grande diâmetro ($\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$).

Para a avaliação das relações entre árvores e trepadeiras nos fragmentos estudados, foi realizada uma análise de correlação de Pearson entre; (1) biomassa de trepadeiras e área basal de árvores, (2) densidade de trepadeiras e áreas basal de árvores, (3) biomassa de trepadeiras e densidade de árvores e (4) densidade de trepadeiras e densidade de árvores. Para esta análise, considerou-se as árvores estabelecidas nos limites das 51 parcelas de 3 m x 15 m de amostragem das trepadeiras.

III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostradas 46 espécies de trepadeiras distribuídas em 11 famílias e 33 gêneros; entre as famílias, Bignoniaceae destacou-se pelo elevado número de espécies (17 espécies, 37,7%). As outras famílias mais representadas em número de espécies foram Sapindaceae (oito espécies, 17,7%) e Apocynaceae (seis espécies, 13,33%). A riqueza de trepadeiras foi semelhante à de outras áreas de FES no Estado de São Paulo (HORA; SOARES, 2002; REZENDE et al. 2007)

Neste estudo, as trepadeiras apresentaram 19,39% das espécies totais amostradas, considerando também as árvores, ao passo que em florestas mais pobres, as trepadeiras podem representar 10% das espécies lenhosas (APPANAH et al., 1993) e, em florestas mais ricas em trepadeiras, este valor pode ser de até 44% (PÉREZ-SALICRUP, 2001). REZENDE et al. (2007) e HORA; SOARES (2002) encontraram 46 espécies nas suas áreas estudadas, considerando uma riqueza relativamente alta. Já o valor de equabilidade obtido no presente trabalho, foi de 0,82, o que indica uma dominância ecológica relativamente alta. *Forsteronia pubescens* (Apocynaceae) apresentou a maior biomassa e *Stizophyllum perforatum* (2105) (Bignoniaceae) apresentou o maior número de indivíduos por hectare (Tabela 1). SANTOS (2008) reporta que a espécie *Stizophyllum perforatum* é de fato uma das espécies com maior presença nas FES.

Tabela 1. Biomassa de trepadeiras por espécie e número de indivíduos por hectare numa Floresta Semidecidual degradada no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil.

Família	Espécie	Biomassa (Mg. ha ⁻¹)	Ind. ha ⁻¹
Bignoniaceae	<i>Bignonia sciuripabulum</i>	0,0012	24
Euphorbiaceae	<i>Dalechampia triphylla</i>	0,0015	24
Bignoniaceae	<i>Amphilophium paniculatum</i>	0,0025	24
Apocynaceae	<i>Marsdenia macrophylla</i>	0,0025	24
Bignoniaceae	<i>Pleonotoma tetraquetra</i>	0,0032	24
Sapindaceae	<i>Serjania caracasana</i>	0,0035	53
Bignoniaceae	<i>Macfadyena</i> sp.	0,0049	71
Euphorbiaceae	<i>Dalechampia pentaphylla</i>	0,0079	24
Bignoniaceae	<i>Clytostoma sciuripabulum</i>	0,0092	71
Amaranthaceae	<i>Chamissoa</i> sp.	0,0109	24

Família	Espécie	Biomassa (Mg. ha ⁻¹)	Ind. ha ⁻¹
Apocynaceae	<i>Forsteronia</i> sp.	0,0124	94
Hippocrateaceae	<i>Hippocratea</i> sp.	0,0297	24
Bignoniaceae	<i>Arrabidaea pulchra</i>	0,0371	142
Dilleniáceae	<i>Davilla rugosa</i>	0,0396	165
Bignoniaceae	<i>Pyrostegia venusta</i>	0,0401	142
Apocynaceae	<i>Condylocarpon isthmicum</i>	0,0455	142
Bignoniaceae	<i>Fridericia triplinervia</i>	0,0470	24
Dilleniaceae	<i>Doliocarpus dentatus</i>	0,0490	71
Sapindaceae	<i>Serjania laruotteana</i>	0,0636	47
Bignoniaceae	<i>Bignonia campanulata</i>	0,0643	186
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia</i> sp.	0,0668	186
Sapindaceae	<i>Serjania glabrata</i>	0,0673	47
Bignoniaceae	<i>Lundia obliqua</i>	0,0718	233
Sapindaceae	<i>Urvillea laevis</i>	0,0866	469
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma marginatum</i>	0,0891	256
Amaranthaceae	<i>Hebanthe paniculata</i>	0,0891	118
Malpighiaceae	<i>Dicella bracteosa</i>	0,1138	186
Sapindaceae	<i>Serjania meridionalis</i>	0,1185	47
Sapindaceae	<i>Serjania multiflora</i>	0,1203	186
Bignoniaceae	<i>Anemopaegma chamberlaynii</i>	0,1633	890
Apocynaceae	<i>Forsteronia australis</i>	0,1782	209
Sapindaceae	<i>Paullinia meliaefolia</i>	0,2153	209
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i>	0,2492	24
Sapindaceae	<i>Serjania fuscifolia</i>	0,2574	678
Cactaceae	<i>Pereskia aculeata</i>	0,2623	351
Fabaceae	<i>Acacia plumossa</i>	0,2648	142
Bignoniaceae	<i>Fridericia conjugata</i>	0,2698	209
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis</i> sp.	0,3465	209
Malpighiaceae	<i>Heteropterys</i> sp.	0,3787	71
Bignoniaceae	<i>Tynanthus</i> sp.	0,5766	1029
Bignoniaceae	<i>Fridericia</i> sp.	0,6039	304
Bignoniaceae	<i>Mansoa difficilis</i>	0,6261	867
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma bracteatum</i>	0,6583	492
Apocynaceae	<i>Forsteronia pilosa</i>	1,1706	280
Bignoniaceae	<i>Stizophyllum perforatum</i>	1,4206	2105
Apocynaceae	<i>Forsteronia pubescens</i>	1,5394	1332

3.1. Densidade e biomassa de trepadeiras

Um total de 2.874 indivíduos de trepadeiras com DAP $\geq 0,5$ cm foi amostrado nas 51 parcelas (0,23 ha), representando uma densidade média de 12.523 ind.ha⁻¹ (4.000 ind. ha⁻¹ a 26.666 ind. ha⁻¹); já a média aritmética foi de 1,22 cm (0,5 a 9,02 cm) (Figura 5). As trepadeiras classificadas como de pequeno diâmetro ($0,5 \leq \text{DAP} < 2,5$ cm) contribuíram com 94,85% dos indivíduos amostrados, seguidas das trepadeiras de diâmetro intermediário ($2,5 \leq \text{DAP} < 5,0$ cm) com 4,56% e das de grande diâmetro ($\text{DAP} \geq 5,0$ cm), com apenas 0,59% (17 indivíduos amostrados). Estes resultados evidenciam uma dominância de indivíduos de menor diâmetro que poderia indicar uma proliferação de novos indivíduos por disponibilidade de recursos, como luz (MELLO, 2015). Além disso, esses resultados contrastam com o observado em florestas menos perturbadas e de estágio de sucessão mais avançado, nas quais trepadeiras de diâmetro grande são mais comuns (LAURANCE et al., 2001, RICE et al. 2004, LETCHER; CHAZDON, 2009).

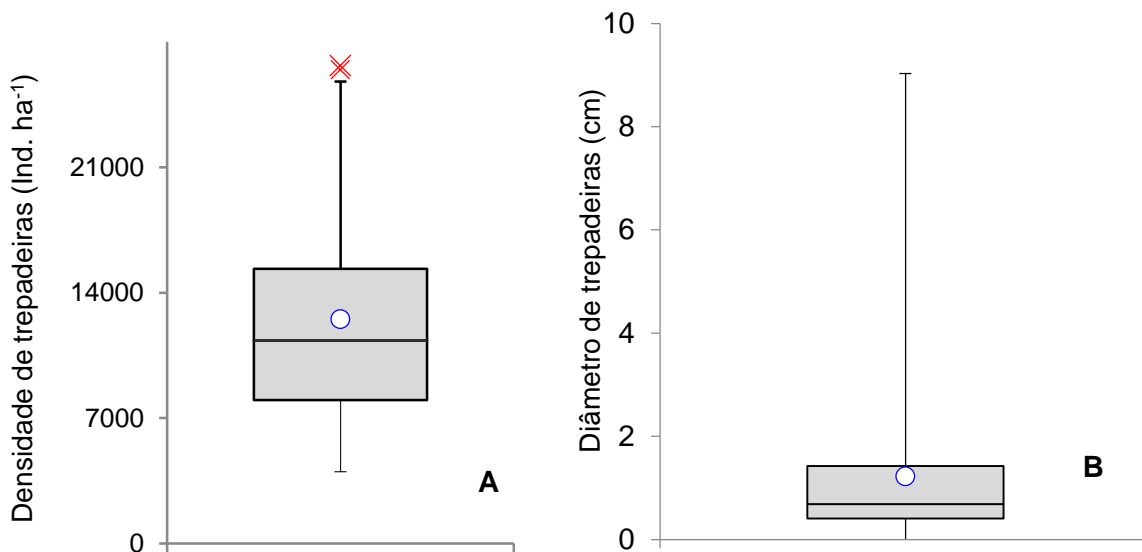


Figura 5. Distribuição da densidade de plantas trepadeiras (Ind. ha⁻¹) (A) e do diâmetro do caule de plantas trepadeiras (B), amostradas em 51 parcelas de 3 x 15 m, em fragmentos degradados do PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil.

Os resultados deste estudo evidenciam que a densidade de trepadeiras em florestas degradadas é maior em comparação com florestas conservadas (Tabela 2). MELLO (2015) reporta 19.978 ind. ha⁻¹ para uma FES em diferentes graus de degradação. Além disso, em MELLO (2015), as trepadeiras herbáceas (“vinhas”) que representaram 10% da densidade total, tenderam a decrescer de acordo com o estado de conservação da floresta, atingindo a menor densidade de indivíduos nas áreas menos degradadas, de igual forma, o autor observou uma predominância de indivíduos de pequeno diâmetro para áreas “muito degradadas” e uma predominância de indivíduos de maior diâmetro para áreas “pouco degradadas” o que evidencia o impacto da degradação em relação a abundância de trepadeiras.

Tabela 2. Densidade de trepadeiras (Ind. ha⁻¹) em florestas conservadas e degradadas, com diferentes critérios de inclusão dos indivíduos.

Grau de conservação da floresta	Critério de inclusão (DAP) (cm)	Ind. ha ⁻¹	Referência
FES conservada (Brasil)	≥ 0,5	1.427	REZENDE et al. (2007)
FES degradada (Brasil)	≥ 0,5	12.523	Presente estudo
Floresta tropical conservada (Panamá)	≥1,0	943	SCHNITZER et al. (2012)
FES degradada (Brasil)	≥1,0	6.475	Presente estudo
Floresta tropical conservada (Malásia)	≥ 2,0	376	APPANAH; PUTZ (1984)
FES degradada (Brasil)	≥ 2,0	1.311	Presente estudo

No presente estudo é notável que grande parte dos indivíduos amostrados possuem diâmetros relativamente pequenos (DAP ≤ 2,5 cm, quase 95% do total), o que poderia refletir as condições de degradação e proliferação de trepadeiras para fragmentos degradados. No entanto, é conhecido que plantas trepadeiras ocorrem com maior densidade em florestas com presença de estação seca, já que, por terem raízes mais profundas e sistemas vasculares mais eficientes

do que as árvores, não são limitadas pela falta de água e nutrientes, aumentando sua densidade e biomassa.

Outros fatores que poderiam favorecer as trepadeiras são os de ordem ambiental, tais como: como fertilidade do solo e a estrutura da floresta que podem atuar como filtros ecológicos que favorecem o desenvolvimento, e densidade de trepadeiras de pequeno tamanho, que são as mais abundantes (NOGUEIRA et al., 2010; SCHNITZER, 2015).

Além disso, a dominância de trepadeiras finas pode estar relacionada ao predomínio de espécies de trepadeiras ruderais de rápido crescimento e que atingem reduzido tamanho. Estas seriam típicas de estágios iniciais de sucessão e de ambientes fortemente degradados. Assim, mesmo sendo degradada na década de 1970, com incêndio, essa floresta parece manter-se em estágio inicial de regeneração.

Os resultados deste estudo permitem gerar informações de referência para estimar o grau de degradação dos fragmentos pela hiperabundância de trepadeiras. A biomassa total das trepadeiras foi de $10,48 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, com valores por parcela variando de $1,5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ a $53 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. As trepadeiras de pequeno diâmetro ($0,5 \leq \text{DAP} < 2,5 \text{ cm}$) representaram 45,75% ($4,79 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$); as de diâmetro intermediário ($2,5 \leq \text{DAP} < 5,0 \text{ cm}$) representaram 30,2% ($3,16 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$); e as de grande diâmetro ($\text{DAP} \geq 5,0 \text{ cm}$) contribuíram com 24,1% ($2,52 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) da biomassa. É interessante observar que apesar da classe de maior DAP ocorrer em baixa densidade, ela apresenta contribuição expressiva na biomassa (Figura 6).

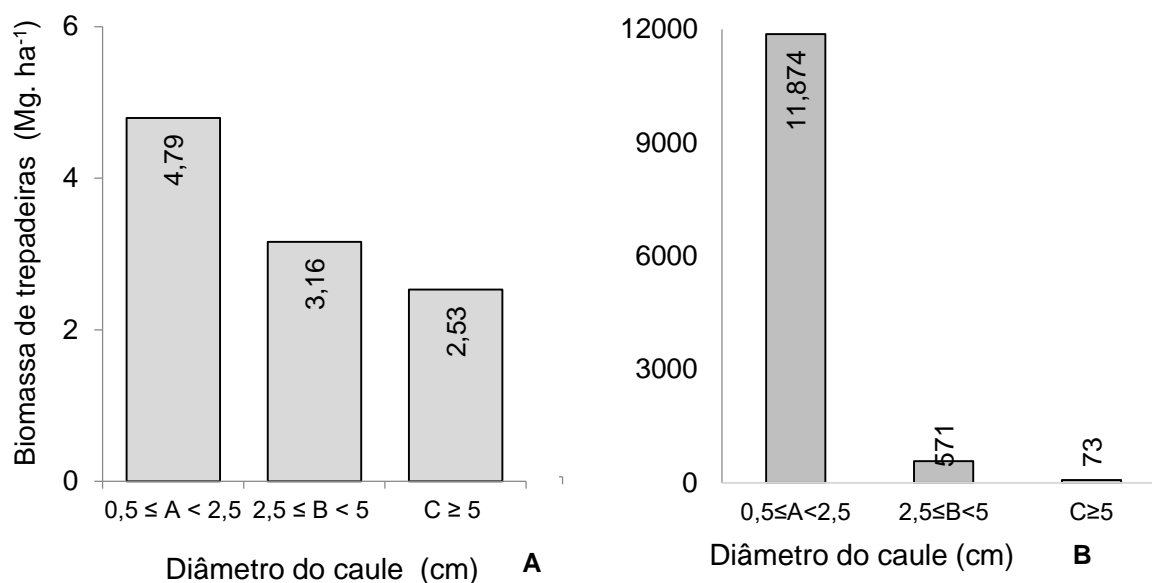


Figura 6. Distribuição da biomassa (Mg. ha⁻¹) (A) e da densidade de trepadeiras (B) em classes de diâmetro do caule.

A biomassa neste estudo foi relativamente menor (10.48 Mg.ha⁻¹) que a encontrada por DEWALT; CHAVE (2004), utilizando o mesmo critério de inclusão diâmetrica, para Florestas Neotropicais da Ilha Barro Colorado, no Panamá (17,2 Mg. ha⁻¹), Peru (15 Mg. ha⁻¹) e Brasil (11,9 Mg. ha⁻¹). Numa escala regional, existem resultados de valores de biomassa de plantas trepadeiras de 17,56 Mg. ha⁻¹ para FES na região de Piracicaba, SP (MELLO, 2015), e 6,7 Mg. ha⁻¹ numa floresta Ombrófila Densa Atlântica em Ubatuba, SP (VAN MELIS, 2008). Porém, a biomassa de plantas trepadeiras para florestas tropicais é muito variável, com valores que vão desde 0,5 Mg. ha⁻¹ até 43 Mg. ha⁻¹ (PUTZ, 1983; MOREIRA-BURGER; DELITTI, 1999; GERWING; FARIAS, 2000; CUMMINGS et al., 2002; NASCIMENTO; LAURANCE, 2002; DEWALT; CHAVE 2004; NOGUEIRA, 2006). É interessante compreender que florestas em estágio inicial de sucessão dominadas por trepadeiras de pequeno diâmetro como a deste estudo, tendem mesmo a apresentar reduzida biomassa, pois são as trepadeiras de grande diâmetro que mais acumulam biomassa, as quais estão mais presentes em florestas de estágio sucessão mais avançado. Nesse sentido, quando se pensa em inferir o grau de degradação de uma floresta com hiperabundância de trepadeiras, não basta olhar apenas para a biomassa de trepadeiras.

É importante relacionar esta biomassa com a de árvores e também avaliar a somatória de ambas as biomassa.

A biomassa de trepadeiras por intervalo de classes de diâmetro difere do encontrado por VAN MELIS (2008) numa Floresta Ombrófila Densa Atlântica conservada em Ubatuba, no qual trepadeiras de grande diâmetro (classe C, DAP \geq 5,0 cm) foram as que mais contribuíram à biomassa total (70,5%), tendo as de pequeno diâmetro (classe A, 1,0 cm \leq DAP $<$ 2,5 cm) somente 9,27% deste componente. O mesmo aconteceu em CARVALHO et al. (2011), onde as trepadeiras de classe C foram as que mais contribuíram com 75% da biomassa total e 4,52% para trepadeiras de pequeno diâmetro (DAP \leq 2,5 cm). Porém, é importante observar que estes estudos foram feitos em ecossistemas onde a água não é um fator limitante, na qual as trepadeiras de pequeno diâmetro são menos abundantes.

No presente estudo, as trepadeiras de grande diâmetro contribuíram com 24,14% e as de pequeno diâmetro com 45,7 % da biomassa total, muito superior aos estudos mencionados acima. Segundo LAURANCE et al. (2001), a maior densidade de trepadeiras não implica maior biomassa, porém, os resultados deste estudo evidenciam que em FES degradadas, trepadeiras de pequeno diâmetro, por serem muito abundantes, passam a ter uma maior relevância na composição de biomassa.

3.2. Relações entre as comunidades de árvores e trepadeiras

Foi calculada uma densidade de 840,37 árvores. ha⁻¹ (\geq 1 m de altura) e 12.523 ind. ha⁻¹ de trepadeiras (Tabela 3), o que corresponde a uma relação de 14,9 trepadeiras por árvore. Esta relação é alta quando comparada a florestas conservadas da Mata Atlântica, (uma trepadeira por árvore) (REZENDE et al., 2007) e 0,28 trepadeiras por árvore (VAN MELIS, 2008), podendo indicar que a área de estudo é severamente degradada. É interessante observar na Tabela 3 a quantidade de plantas consideradas como regenerantes (\geq 1m, DAP $<$ 5 cm) (10 plantas por hectare), em comparação com as 12.523 trepadeiras por hectare. A infestação de plantas trepadeiras na área de estudo poderia explicar esses resultados, já que as trepadeiras crescem pelo sub-bosque da floresta formando forragens que inibem a regeneração

(PEÑALOSA 1984; VIANI et al., 2015). Os resultados poderiam estar indicando a estada degradação da área, o que nos levaria a tomar decisões em relação ao manejo de trepadeiras.

A Tabela 4 apresenta os descritores estruturais da comunidade de trepadeiras e árvores. Embora a hiperabundância de trepadeiras seja bem mais alta do que das árvores, a riqueza de espécies arbóreas é maior (191) em relação a trepadeiras. O que indica uma riqueza e diversidade de espécies para a área degradada.

Tabela 3. Estimados da comunidade de árvores e trepadeiras em fragmentos degradados no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, São Paulo, Brasil. Amostragem: Árvores – 54 parcelas de 44 m x 45 m. Trepadeiras 51 parcelas de 3 m x 15 m.

Valores estimados	Árvores ($\geq 1\text{m}$, DAP < 5 cm)	Árvores (DAP ≥ 5 cm)	Árvores (Total)	Trepadeiras (DAP > 0,5 cm)	Total
Densidade (ind.ha ⁻¹)	10	830,37	840,37	12.523	13.363,66
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	0,018	17,24	17,25	2,04	19,29

Tabela 4. Descritores estruturais da comunidade de trepadeiras $\geq 0,5$ cm de diâmetro de árvores $\geq 1,0$ cm (DAP) em Floresta Estacional Semidecídua no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, São Paulo, Brasil. Amostragem: Árvores – 54 parcelas de 44 m x 45 m.

Variáveis	Trepadeiras	Árvores
Número de espécies	46	191
Número de gêneros	33	115
Número de famílias	11	46

A Tabela 5 apresenta a lista das espécies de árvores no interior do fragmento florestal degradado do PEV (GEOFLO, 2015, dados não publicados).

Tabela 5. Lista de espécies arbóreas no interior de um fragmento florestal degradado no Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Fonte: GEOFLOR (dados não publicados).

Família	Espécie	Nome Popular	Origem
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Guarité	Nativa
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito-De-Pomba	Nativa
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	Araticum-Cagão	Nativa
	<i>Annona muricata</i> L.	-	Exótica
	<i>Annona</i> sp.	-	Nativa
	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	Araticum	Nativa
	Annonaceae sp. 1	-	Nativa
	cf. <i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil. <i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	Pindaúva-Preta Pindaúva	Nativa Nativa
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	Peroba-Poca	Nativa
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	Peroba-Rosa	Nativa
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	Guatambu	Nativa
	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	-	Nativa
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Leiteiro	Nativa
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Mandioqueira	Nativa
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Mandiocão	Nativa
	<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schltl.) Frodin & Fiaschi	-	Nativa
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	Nativa
	<i>Eremanthus</i> sp.	-	Nativa
Bignoniaceae	<i>Handroanthus</i> cf. <i>heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-Rosa	Nativa
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-Amarelo	Nativa
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-Rosa	Nativa
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba	Nativa

Família	Espécie	Nome Popular	Origem
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Ipê-Felpudo	Nativa
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Claraíba	Nativa
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Feijó-Branco	Nativa
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Grão-De-Galo	Nativa
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pau-Pólvora	Nativa
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Jaracatiá	Nativa
Celastraceae	<i>Maytenus</i> cf. <i>gonoclada</i> Mart.	Cafézinha	Nativa
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	Pau-De-Lixa	Nativa
	<i>Licania</i> sp.	-	-
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	Capitão-Do-Campo	Nativa
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Maria-Preta	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	Folha-Fedorenta	Nativa
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Tapiá	Nativa
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Tapiá-Mirim	Nativa
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	Nativa
	<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	Caixeta	Nativa
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	Branquilha	Nativa
	<i>Maprounea guianensis</i>	Bonifácio	Nativa
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Leiteiro	Nativa
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Branquinho	Nativa
	<i>Acacia plumosa</i> Martius ex Colla	Arranha-Gato	Nativa
	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Farinha-Seca	Nativa
	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Angico-Vermelho	Nativa
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speng.	Angico-Rajado	Nativa
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-De-Vaca	Nativa

Família	Espécie	Nome Popular	Origem
Fabaceae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	Pata-De-Vaca-De-Campo	Nativa
	<i>Bauhinia</i> sp.	Pata-De-Vaca	Nativa
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	Araribá	Nativa
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	Nativa
	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	Bodoque	Nativa
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Rabo-De-Bugio	Nativa
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	Nativa
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Alecrim-De-Campinas	Nativa
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Nativa
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá-Chichi	Nativa
	<i>Inga</i> sp.	-	Nativa
	<i>Inga striata</i> Benth.	Ingá-Banana	Nativa
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	Feijão-Cru	Nativa
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Escada-De-Macaco	Nativa
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Jacarandá-Paulista	Nativa
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Sapuva	Nativa
	<i>Machaerium</i> cf. <i>brasiliense</i> Vogel	Sapuva	Nativa
	<i>Machaerium</i> cf. <i>villosum</i> Vogel	Jacarandá-Do-Mato	Nativa
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Jacarandá-De-Espinho	Nativa
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico-De-Pato	Nativa
<i>Machaerium</i> sp.	-	Nativa	
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Sapuvinha	Nativa	

Família	Espécie	Nome Popular	Origem
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá-Do-Campo	Nativa
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	Cabreúva	Nativa
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Olho-De-Cabra	Nativa
	<i>Ormosia</i> sp.	-	Nativa
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafistula	Nativa
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Pau-Jacaré	Nativa
	<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	Pau-Pereira	Nativa
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Coração-Negro	Nativa
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	Nativa
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) Irwin & Barneby	Aleluia	Nativa
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Pau-Cigarra	Nativa
	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	Sucupira-Amarela	Nativa
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Guruguva	Nativa
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Tamanqueira	Nativa
	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Canela-Fogo	Nativa
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Canela-Amarela	Nativa
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> Mez.	Canelinha	Nativa
	<i>Nectandra</i> sp.	Canela	Nativa
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez.	Canela-Fedorenta	Nativa
	<i>Ocotea</i> sp.	Canela	Nativa
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	-	Nativa
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-Branco	Nativa
	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Jequitibá-Rosa	Nativa
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	Dedaleiro	Nativa
Malpighiaceae	<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	-	Nativa
	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Pente-De-Macaco	Nativa

Família	Espécie	Nome Popular	Origem
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil) Ravenna	Paineira	Nativa
	<i>Eriotheca</i> cf. <i>pentaphylla</i> (Vell.) A. Robyns	Imbiruçu Branco	Nativa
	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Paineirinha	Nativa
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	Nativa
	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Algodoeiro-Do-Mato	Nativa
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	-	Nativa
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Embiruçu	Nativa
	<i>Pseudobombax</i> sp.	-	Nativa
Melastomataceae	Melastomataceae sp. 1	-	Nativa
	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	-	Nativa
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjarana	Nativa
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-Rosa	Nativa
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Marinheiro	Nativa
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Café-Bravo	Nativa
	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	Pé-De-Galinha	Nativa
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Catuaba	Nativa
	<i>Trichilia clauseni</i> C.DC.	Catigua-Vemelho	Nativa
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Pau-Ervilha	Nativa
	<i>Trichilia hirta</i> L.	-	Nativa
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Baga-De-Morcego	Nativa
	<i>Trichilia</i> sp.	-	Nativa
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	-	Nativa
	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Figueira-Branca	Nativa
	<i>Ficus insipida</i> Willd.	-	Exótica
	<i>Ficus</i> sp.	-	Nativa

Família	Espécie	Nome Popular	Origem
Moraceae	<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	Figueira-Branca	Nativa
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Taiúva	Nativa
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger et al.	Chincho	Nativa
Myrtaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Ucuúba	Nativa
	<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg	-	Nativa
	<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	Guamirim	Nativa
	<i>Campomanesia</i> cf. <i>eugenioides</i> (Cambess.) D.Legrand ex Landrum	Guabiroba-Miúda	Nativa
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Guabiroba-Amarela	Nativa
	<i>Eugenia florida</i> DC.	Guamirimzinho	Nativa
	<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	-	Nativa
	<i>Eugenia</i> sp.	-	Nativa
	<i>Marlierea</i> sp.	-	Nativa
	<i>Myrcia</i> sp.	-	Nativa
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim	Nativa
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Camboim	Nativa
	<i>Myrciaria tenella</i> (DC) O. Berg.	Camboim	Nativa
	Myrtaceae sp. 1	-	-
Myrtaceae sp. 2	-	Nativa	
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) Govaerts	-	Nativa	
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	-	Nativa	
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz1	Maria-Mole	Nativa
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	Mango-Do-Mato	Nativa
	<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Folha-De-Serra	Nativa
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	Amarelão	Nativa
	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-D'alho	Nativa

Família	Espécie	Nome Popular	Origem
Phytolaccaceae	<i>Seguieria aculeata</i> Jacq.	Cipó-Umbú	Nativa
	<i>Seguieria americana</i> L.	Agulheiro	Nativa
	<i>Seguieria langsdorffii</i> Moq.	Beija-Flor	Nativa
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	Pariparoba	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine</i> sp.	-	Nativa
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororocão	Nativa
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	Carne-De-Vaca	Nativa
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Saguaragi-Amarelo	Nativa
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Marmelada-Brava	Nativa
	<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	-	Nativa
	<i>Coffea arabica</i> L.	-	Exótica
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Cafeeiro-Do-Mato	Nativa
Rutaceae	<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	Tingui-Preto	Nativa
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Laranjeira-Do-Mato	Nativa
	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	Chupa-Ferro	Nativa
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Guarantã	Nativa
	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	Carrapateira	Nativa
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Mamica-De-Porca	Nativa
Salicaceae	<i>Zanthoxylum</i> sp.	-	Nativa
	<i>Casearia</i> cf. <i>arborea</i> (Rich.) Urb.	Cambroé	Nativa
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Cambroé	Nativa
	<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth	Fruto-Da-Cachoeira	Nativa
	<i>Casearia</i> sp.	-	Nativa
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	Nativa
	<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	-	Nativa

Família	Espécie	Nome Popular	Origem
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	-	Nativa
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl	Chal-Chal	Nativa
	<i>Allophylus melanophloeus</i> Radlk.	Chal-Chal	Nativa
	<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	Veadinho	Nativa
	<i>Allophylus</i> sp.	-	Nativa
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatã	Nativa
	<i>Matayba</i> cf. <i>elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá	Nativa
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá	Nativa
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Camboatá-Branco	Nativa
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Aguaí	Nativa
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.)Radlk.	Aguaí-Mirim	Nativa
	<i>Chrysophyllum</i> sp.	-	Nativa
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Peixe-Podre	Nativa
Solanaceae	<i>Cestrum</i> cf. <i>bracteatum</i> Link & Otto	Coerana	Nativa
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Fumo-Bravo	Nativa
	<i>Solanum</i> sp.	-	-
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Embaúba-Vermelha	Nativa
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	Nativa
	<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Gaudich. ex Griseb.	Urtigão	Nativa
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Lixeira	Nativa

A biomassa das árvores na área de estudo foi de 170,96 Mg. ha⁻¹. A biomassa das trepadeiras foi de 10,48 Mg. ha⁻¹, representando 5,77 % no total de 181,44 Mg. ha⁻¹.

Não foram encontradas correlações significativas entre estimados: área basal das árvores e biomassa de trepadeiras ($r=-0,20$, $p = 0,16$); área basal das árvores e densidade de trepadeiras ($r=0,76$, $p= 0,60$); densidade de árvores e biomassa de trepadeiras ($r= -0,051$, $p=0,72$) e densidade de árvores e densidade de trepadeiras ($r=0.17$, $p=0,22$). Embora os resultados amostrem uma correlação negativa entre biomassa de trepadeiras e área basal de árvores, não podemos afirmar que a biomassa de trepadeiras afeta negativamente no desenvolvimento das árvores, pois o incêndio prévio na área de estudo pode ter prejudicado as árvores, tendo as trepadeiras simplesmente ocupado um nicho vago e oportuno. No entanto, CÉSAR et al. (2016) mostra incremento em biomassa de árvores após corte de trepadeiras, provando que as trepadeiras prejudicam o crescimento das árvores. Além disso, as trepadeiras podem inibir a capacidade de fixação de carbono por árvores, por meio da competição por recursos (DURÁN; GIANOLI, 2013; SCHNITZER et al., 2014).

IV. CONCLUSÕES

Este estudo permitiu concluir que a comunidade de trepadeiras de pequeno porte (DAP) são de fato as mais hiperabundantes para uma FES degradada. Os resultados contribuem para um melhor entendimento em relação aos efeitos negativos de trepadeiras sobre as árvores num fragmento florestal degradado, com sucessão ecológica atrasada pelo processo de degradação, onde a disponibilidade de luz é elevada, favorecendo a proliferação de plantas trepadeiras que conseqüentemente inibem a regeneração natural das árvores.

Embora as correlações entre trepadeiras e árvores não foram significativas, foi possível observar uma baixa quantidade (10) de árvores regenerantes em relação a trepadeiras. Um melhor entendimento das interações entre trepadeiras e árvores permitirá uma maior compreensão das trajetórias de regeneração natural em florestas tropicais, subsidiando ações de conservação e restauração.

V. REFERÊNCIAS

- ADDO-FORDJOUR, P.; ANNING, A.K.; ATAKORA, EA.; AGYEI, P.S. Diversity and Distribution of Climbing Plants in a Semi-Deciduous Rain Forest, KNUST Botanic Garden, Ghana. **International Journal of Botany**, [s.l.], v. 4, n. 2, p.186-195, 2008.
- AGUIRRE, A.; DIRZO, R. Effects of fragmentation on pollinator abundance and fruit set of an abundant understory palm in a Mexican tropical forest. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 141, n. 2, p.375-384, 2008.
- ALVAREZ-CANSINO, L.; SCHNITZER, S.A.; REID, J.P.; POWERS J.S. Liana competition with tropical trees varies with seasonal rainfall and soil moisture, but not tree species identity. **Ecology**, v.96, n.1, p. 39-45, 2015.
- APPANAH, S.; GENTRY, A.H.; LAFRANKIE, J.V. 1993. Liana diversity and species richness of Malaysian rain forest. **Journal Tropical Forest Science**, v.6, n, 2, p. 116-123, 1993.
- APPANAH, S.; PUTZ, F. Climber abundance in virgin dipterocarp forest and the effect of pre-felling climber cutting on logging damage. **Malaysian Forester**, Malaysia, v. 47, p. 335-342, 1984.
- BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; CESAR, R.G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Naturais**, Belém, v.7, n.1, p. 219–34, 2012.
- CARVALHO, P. G.; VAN MELIS, J. Critérios para a amostragem de lianas: comparação e estimativa da abundância e biomassa de lianas no Cerrado. **Rev. Árvore**, [s.l.], v. 37, n. 6, p.1037-1043, 2013.
- CARVALHO, P.G.; VAN MELIS, J.; ASCENÇÃO, B.M.; CESTARI, F.M.; ALVES, LF.; GROMBONE-GUARATINI, M.T. Abundância e biomassa de lianas em um fragmento de floresta Atlântica. **Hoehnea**, [s.l.], v. 38, n. 2, p.307-314, 2011.
- CÉSAR, R. G.; HOLL, K.D.; GIRÃO, V.J.; MELLO, F.N.A.M.; VIDAL, E. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 201, p.309-313, 2016.
- CHAMBERS, J.Q.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R.J.; HIGUCHI, N. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 152, n. 1-3, p.73-84, 2001.
- CUMMINGS, D.L.; KAUFFMAN, J.B.; PERRY, D.L.; HUGHES, R.F. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 163, n. 1-3, p.293-307, 2002.
- DEWALT SJ, CHAVE J. Structure and biomass of four lowland neotropical forests. **Biotropica**, v.36, n. 1, p 7-19, 2004
- DEWALT, S.J., SCHNITZER, S.A., CHAVE, J., BONGERS, F., BURNHAM, ROBYN, J., CAI, Z., CHUYONG, G., CLARK, D.B., EWANGO, C.E.N., GERWING, J.J., GORTAIRE, E., HART, T., IBARRA-MANRÍQUEZ, G., ICKES, K., KENFACK, D., MACÍA, M.J., MAKANA, J.R., MARTÍNEZ-RAMOS, M., MASCARO, J., MOSES, S., MULLER-LANDAU, H.C., PARREN, M.P.E., PARTHASARATHY, N., PÉREZ-SALICRUP, D.R., PUTZ, F.E., ROMERO-SALTOS, H. & THOMAS, D. Annual Rainfall

and Seasonality Predict Pan-tropical Patterns of Liana Density and Basal Area. **Biotropica**, [s.l.], v. 42, n. 3, p.309-317, 2010.

DURAN, S. M.; GIANOLI, E. Carbon stocks in tropical forests decrease with liana density. **Biology Letters**, [s.l.], v. 9, n. 4, p.20130301-20130301, 2013.

ENGEL, V.L.; FONSECA, R.C.B. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **SÉRIE TÉCNICA IPEF**, Piracicaba, São Paulo, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998.

FERRAZ, S. F. B.; FERRAZ, K.M. P. M. B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P. H. S.; DA LUZ, D.T. A.; AZEVEDO, T. N.; TAMBOSI, L. R.; METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning?, **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 29, n. 2, p.187-200, 2014.

GENTRY, A.H. The distribution and evolution of climbing plants. **The Biology of Vines**, [s.l.], p.3-50, 1991. Cambridge University Press (CUP).

GENTRY, A.H; DODSON, C. Contribution of Nontrees to Species Richness of a Tropical Rain Forest. **Biotropica**, [s.l.], v. 19, n. 2, p.149-156, 1987.

GERWING J.J.; FARIAS, D.L. Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, n. 3, p. 327– 335, 2000.

GERWING, J.J.; SCHNITZER, S.A.; BURNHAM, R.J.; BONGERS, F.; CHAVE, J.; DEWALT, S.J.; EWANGO, C.E.N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTINEZRAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARATHY, N.; PEREZ-SALICRUP, D.R.; PUTZ, F.E.; THOMAS, D.W. A Standard Protocol for Liana Censuses. **Biotropica**, [s.l.], v. 38, n. 2, p.256-261, 2006.

Governo do Estado de São Paulo. **Plano de manejo do parque estadual de Vassununga**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2009. 328 p. 328.

HEGARTY, E.E. Vine-host interactions. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds). **The Biology of Vines**. Cambridge University Press, Cambridge, p.357-375, 1991.

LAURANCE WF, PÉREZ-SALICRUP D, DELAMÔNICA P, FEARNside PM, D'ANGELO S, JEROZOLINSKI A, POHL L, LOVEJOY TE. Rain Forest Fragmentation and the structure of amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n.1, p. 105-116, 2001.

LEDO, A.; SCHNITZER, S.A. Disturbance and clonal reproduction determine liana distribution and maintain liana diversity in a tropical forest. **Ecology**, [s.l.], v. 95, n. 8, p.2169-2178, 2014.

LETCHER, S.G.; CHAZDON, R. Lianas and self-supporting plants during tropical forest succession. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 257, n. 10, p.2150-2156, 2009.

MADEIRA, B.G.; SANTO, M.M.E.; NETO, S.A.; NUNES, Y.R.F.; AZOFEIFA, G.A.S.; FERNANDES, G.W.; QUESADA, M. Changes in tree and liana communities along a successional gradient in a tropical dry forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology** v.201, n. 1, p. 291-304, 2009.

MOREIRA-BURGER, D.; DELITTI, W.B.C. Fitomassa epígea da mata ciliar do rio Moji-Guaçú, Itapira, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n.3, p.429-435, 1999.

NABE-NIELSEN, J. Diversity and distribution of lianas in a Neotropical rain forest, Yasuní National Park, Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, vol. 17, n. 1, p. 1-19, 2001.

NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, W.F. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 168, n. 1-3, p.311-321, 2002.

NBL – Engenharia Ambiental Ltda e The Nature Conservancy (TNC). 2013. Manual de Restauração Florestal: Um Instrumento de Apoio à Adequação Ambiental de Propriedades Rurais do Pará. The Nature Conservancy, Belém, PA. 128 páginas.

NOGUEIRA, A. Variação da densidade, área basal e biomassa de lianas em 64 km² de floresta de terra-firme na Amazônia Central. Dissertação, INPA. 2006.

NOGUEIRA, A.; COSTA, F. R. C.; CASTILHO, C. V. Liana Abundance Patterns: The Role of Ecological Filters during Development. **Biotropica**, [s.l.], v. 43, n. 4, p.442-449, 2010.

OLIVEIRA FILHO, A.T. Composição florística e estrutura comunitária da floresta de galeria do córrego da Paciência, Cuiabá (MT). **Acta Botanica Brasilica**, v. 3, n.1, p. 91-112, 1989.

PARTHASARATHY, N.; MUTHURAMKUMAR, S.; REDDY, M.S. Patterns of liana diversity in tropical evergreen forests of peninsular India. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 190, n. 1, p.15-31, 2004.

PEREZ-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.

PHILLIPS, O.L.; MARTINEZ, R.V.; MENDOZA, A.M.; BAKER, T.R.; VARGAS, P.N. Large lianas as hyperdynamic elements of the tropical forest canopy. **Ecology**, v. 86, n. 5 p. 1250-1258, 2005.

PUTZ, F. E. Ecologia das Trepadeiras. ECOLOGIA.INFO 24. Disponível em: <http://www.ecologia.info/trepadeiras.htm>. Acesso em 01 ago. 2016.

PUTZ, F.E. Liana biomass and leaf area of a tierra firme forest in the Rio Negro basin, Venezuela, **Biotropica**, v.15, n. 3, p. 185-89, 1983.

PUTZ, F.E. The Natural History of Lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, [s.l.], v. 65, n. 6, p.1713-1724, dez. 1984.

REZENDE, A. A.; RANGA, N.T.; PEREIRA, R.A.S. Lianas de uma floresta estacional semidecidual, Município de Paulo de Faria, Norte do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, p.451-461, 2007.

RICE, K.; BROKAW, N.; THOMPSON, J. Liana abundance in a Puerto Rican forest. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 190, n. 1, p.33-41, 2004.

SAACHTI, S.S.; HOUGHTON, R.A.; DOS SANTOS ALVALÁ R.C.; SOARES, J.V.; YU, Y. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 13, n. 4, p.816-837, 2007.

- SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S.; REZENDE, A. A. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. **Biota Neotrop.**, [s.l.], v. 9, n. 4, p.175-188, 2009.
- SANTOS, T.; TELLERÍA, J.L. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, Madrid, España, v. 15, n.2, p 3-12, 2006.
- SCHAFFERS, A.P. Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation. Part II. Factors controlling species diversity. **Plant Ecology**, v. 158, n. 2, p. 247–268, 2002.
- SCHNITZER, S.A. A Mechanistic Explanation for Global Patterns of Liana Abundance and Distribution. **The American Naturalist**, [s.l.], v. 166, n. 2, p.262-276, 2005.
- 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.
- SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. Treefall Gaps and the Maintenance of Species Diversity in a Tropical **Forest Ecology**, [s.l.], v. 82, n. 4, p.913-919. 2001.
- SCHNITZER, S.A.; DEWALT, S.J.; CHAVE, J. Censusing and Measuring Lianas: A Quantitative Comparison of the Common Methods¹. **Biotropica**, [s.l.], v. 38, n. 5, p.581-591, 2006.
- 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**, [s.l.], v. 93, n. 6, p.1115-1125, 2005.
- SCHNITZER, S.A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 255, n. 3-4, p.1044-1049, 2008.
- 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**, [s.l.], v. 95, n. 11, p.3008-3017, 2014.
- SENBETA, F; SCHMITT, C; DENICH, M; DEMISSEW, S; VLEK, P.I.G; PREISINGER, H; WOLDEMARIAM, T; TEKETAY, D. The diversity and distribution of lianas in the Afromontane rain forests of Ethiopia. **Diversity and Distribution** v.11, n.5, p. 443-452, 2005.
- TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.I. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 155, p.136-140, 2012.
- 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**, [s.l.], v. 3, n. 2, p.1-11, 2012.
- VAN MELIS, J. **Lianas: Biomassa em florestas Neotropicais e relação riqueza e biomassa em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica**. 2008. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.
- VIANI, R.A.G.; MELLO, F.N.A.; CHI, I.E.; BRANCALION, P.H.S. A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. **GLP News**, v, 12, n.1, p. 6-9, 2015.

CAPÍTULO 2

Rebrota de trepadeiras após o corte em um fragmento de floresta estacional semidecídua.

RESUMO

Rebrota de trepadeiras após o corte em um fragmento de floresta estacional semidecídua.

A cobertura florestal hoje em dia está representada principalmente por remanescentes florestais degradados, expostos à proliferação de plantas trepadeiras hiperabundantes que inibem a estrutura sucessional e que frequentemente são manejadas com o corte. O presente estudo teve como objetivo avaliar a capacidade de rebrota de trepadeiras hiperabundantes em duas estações do ano (chuvosa e seca), assim como testar qual é a melhor época do corte. A nossa hipótese sugere que as trepadeiras rebrotam com mais intensidade na estação chuvosa do que seca. O estudo foi desenvolvido num fragmento florestal degradado no Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. Foram estabelecidas 29 parcelas de 3 x 15 m, sendo 12 parcelas para a estação chuvosa e 17 para a estação seca. O corte de trepadeiras foi feito à altura de 1 m, de forma a simplesmente romper a conexão do caule sem envolver a retirada do material cortado. Na estação de seca, a porcentagem de rebrota foi de 59% e na chuvosa 52%. O número total de rebrotas foi de 2.178, sendo 1.114 para a estação chuvosa e 1.056 para a estação seca. O número médio de brotos por indivíduo foi de 4,2 para seca e 3,8 para chuvosa. O comprimento médio dos brotos foi de 47,36 cm para seca e 45,48 cm para chuvosa. O diâmetro médio dos brotos foi 0,29 cm para seca e 0,28 para chuvosa. Todos estes resultados não diferem entre estação do corte. A categoria diâmetrica que apresentou maior número de rebrotas foi a intermediária ($2,5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 5 \text{ cm}$ com 3,9), seguida da categoria pequena ($0,5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 2,5 \text{ cm}$ com 3) e por último a categoria maior ($\geq 5 \text{ cm}$ DAP com 1,7 brotos). O comportamento dos dados em relação ao comprimento e diâmetro dos brotos foram iguais. Foram avaliadas 45 espécies de trepadeiras entre as duas estações. A espécie que apresentou maior número de brotos foi *Fridericia triplinervia* com 14 rebrotas, seguida da *Acacia plumossa* com 11,6 brotos. De maneira geral, a estação do ano não influencia na capacidade de rebrota. Sugerindo que a época de corte não é um fator determinante para a comunidade de trepadeiras.

Palavras-chave: Corte de trepadeiras, restauração florestal, lianas.

ABSTRACT

Regrowth of climbing plant after the cut in a semideciduous seasonal forest fragment

The forest coverage today is mainly represented by forest degraded reminiscent, exposed to the proliferation of hyperabundant climbers plants which inhibit the successional structure and that are normally handled with the cut. The present study aimed to evaluate the capacity of regrowth of hyperabundant climbing plants in two seasons of the year (rainy and dry), as well as to test which one is the best period for cutting. Our hypothesis suggests that the climbing plants regrowth with more intensity during the rainy season rather than the dry one. This study was developed in a degraded forest fragment at the Parque Estadual de Vassununga, in Santa Rita do Passa Quadro, SP, Brazil. Twenty-nine 3 x 15 m plots were established, being 12 of them for the rainy season and 17 for the dry one. The climbing plants cut was performed at 1 meter of height only aiming to break the stem connection, without removing the cut material. In the dry season, the regrowth percentage was 59% and in the rainy season 52%. The total number of sprouts 2,178, counting 1,114 for the rainy season and 1,056 for the dry one. The average number of shoots per individual was 4.2 for dry and 3.8 for rainy. The average length of the sprouts was 47.36 cm for dry and 45.48 cm for rainy. The average diameter of the sprouts was 0.29 cm for dry and 0.28 for rainy. All mentioned results have not presented significant differences between cut season. The diametric category that presented the highest number of sprouts was the intermediate one ($2.5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 5 \text{ cm}$ with 3.9), followed by the small one ($0.5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 2.5 \text{ cm}$ with 3) and at last the greater category ($\geq 5 \text{ cm}$ DAP with 1.7 sprouts). The behavior of the data in relation to the length and diameter was all alike. Forty-five species of climbing plants were the same. A total of 45 species of climbers were evaluated between the two seasons. The species that presented the highest number of sprouts was *Fridericia triplinervia* with 14 sprouts followed by *Acacia plumossa* with 11.6 sprouts. In general, Season of the year does not influence the capacity of regrowth. Suggesting that the cutting season is not a determining factor for the climbers community.

Keywords: Climbing plants cut, forest restoration, lianas

I. INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação florestal que se intensifica nos tempos recentes tem resultado na formação de paisagens com pouca diversidade de hábitat, com fragmentos isolados e de dimensões reduzidas (CALEGARI et al., 2010). Algumas consequências da fragmentação são às alterações dos microclimas, tais como: mudanças na radiação solar, umidade e padrões do vento. Essas mudanças atuam diretamente na estrutura, composição e funcionamento das florestas, facilitando a abundância de grupos comuns nas florestas degradadas, como árvores pioneiras e, em especial, trepadeiras, que aumentam suas populações nessas condições e competem vigorosamente com as espécies arbustivas e arbóreas (JORDÃO, 2009; BRACALION et al., 2012). O aumento de trepadeiras nesses fragmentos degradados pode limitar drasticamente o crescimento de espécies arbóreas, pois diminuem sua capacidade fotossintética além de competir por luz e nutrientes; (CLARK e CLARK, 1990; HEGARTY, 1991; ALVAREZ-CANSINO et al., 2015; TOLEDO-ACEVES, 2015), deixando-o em um clímax condicionado pela limitação que as trepadeiras hiperabundantes impõem ao avanço da sucessão florestal e que por consequência o fragmento fica num estado permanente de degradação (RODRIGUES et al., 2015).

Medidas de controle têm sido propostas para manejar trepadeiras que se encontram em desequilíbrio, assim como a condução da regeneração natural de espécies arbóreas para que o fragmento retorne a uma trajetória de sucessão normal (RODRIGUES et al., 2015). O corte de trepadeiras tem sido testado e recomendado como estratégia de manejo de fragmentos florestais degradados (ROCHA, 2014; VIANI et al., 2015; CÉSAR et al., 2016). O manejo é realizado pelo corte da base dos indivíduos das trepadeiras em desequilíbrio com foice ou facão, podendo ser necessária também a aplicação de herbicidas com o fim de evitar a rebrota ou nos brotos que surgirem após do corte para que as trepadeiras não voltem a ocupar o dossel (RODRIGUES et al., 2015).

No entanto, a prática do corte indiscriminado de trepadeiras, tanto em florestas contínuas como em fragmentos, não tem tido o efeito benéfico esperado na reestruturação do dossel arbóreo a médio e longo prazo (CÉSAR, 2014; GIRÃO, 2015), isto se dá porque a rebrota das trepadeiras manejadas e a recolonização do fragmento

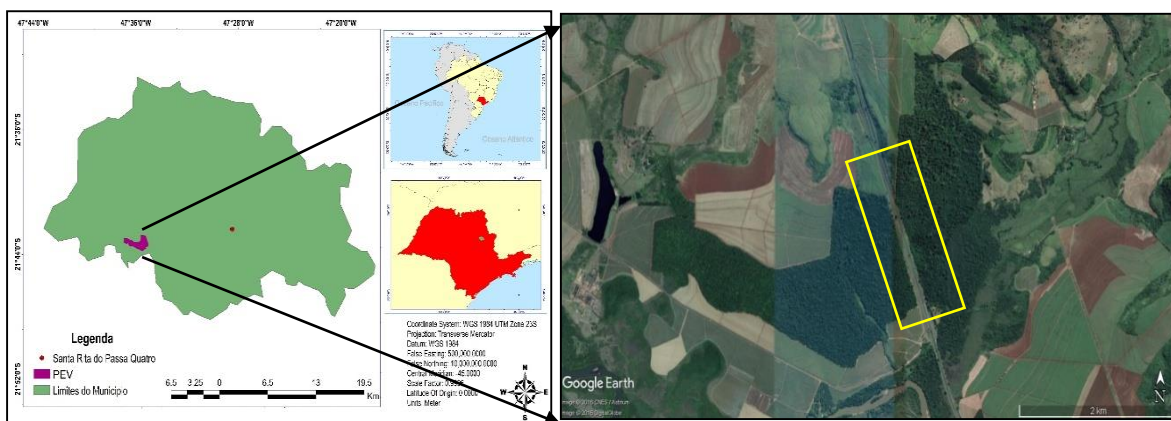
por esta forma de vida pode ocorrer com intensidade num curto espaço de tempo (ROCHA, 2014; VIANI et al., 2015), sendo tais efeitos mais sérios em fragmentos onde houve perda de diversidade e da capacidade de auto regulação (ENGEL et al., 1998). Por exemplo, CAMPANELLO et al. (2012) testaram o corte de trepadeiras numa floresta semidecídua na Argentina e após 10 anos, observaram que isto não influencia na riqueza e composição das trepadeiras, indicando uma rápida recuperação após do corte. Caso contrário aconteceu em (PARREN; BONGERS (2001) feito numa floresta estacional semidecídua africana, onde, 22 meses após o corte, 70% das trepadeiras morreram. Assim, a resposta da comunidade de trepadeiras pode ser distinta, dependendo da vegetação e o tempo após do corte, e de outros fatores ainda pouco estudados.

A maioria dos estudos feitos em relação ao corte de trepadeiras são baseados na resposta no desenvolvimento das árvores (GIRÃO, 2015; CÉSAR et al., 2016; MARSHALL et al., 2016). Embora as trepadeiras, de modo geral, sejam capazes de rebrotar após o corte (ROCHA, 2014; VIANI et al., 2015), pouco se sabe sobre que aspectos interferem na capacidade de rebrota. Há diferenças entre grupos no que se refere à intensidade da rebrota, com espécies muito mais agressivas que outras (VIDAL et al., 1997), porém, isto ainda carece de maior investigação, incluindo aqui não só trepadeiras lenhosas, mas também trepadeiras de menor diâmetro do caule. Além disso, pouco se sabe como esta rebrota varia em função da estação do ano em que as trepadeiras são manejadas, das espécies, do diâmetro de seu caule e de outros aspectos ecofisiológicos. Nesse cenário o objetivo deste trabalho foi avaliar a rebrota após o corte de trepadeiras em duas estações do ano, além de testar a hipótese de que na estação chuvosa, as condições ambientais como abundancia de água favorecem a rebrota, quando comparado a estação seca.

II. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido nas glebas Capetinga Leste e Oeste do Parque Estadual de Vassununga (PEV), localizado no município de Santa Rita do Passa Quatro. O município localiza-se entre os paralelos 21° e 22° de latitude Sul e os meridianos 47° e 48° de longitude Oeste. A Figura 7 mostra a localização das glebas e, a distribuição das parcelas de corte por estação do ano.



BLOCO 3								BLOCO 2								BLOCO 1										
C	S	CH	CH	C	S	CH	S	C	CH	C	CH	S	CH	C	S	C	S	S	C	CH	CH	C	S	S	CH	C
Rodovia Anhanguera																										
CH	C	S	C	CH	S	C	CH	S	S	C	S	CH	CH	C	C	S	CH	S	C	CH	CH	C	S	C	S	CH
BLOCO 6								BLOCO 5								BLOCO 4										

Figura 7. Localização da área de estudo no Parque Estadual de Vassununga, e a distribuição das parcelas do corte para um Fragmento Florestal degradado, no Município de Santa Rita do Passa Quatro, SP. Em cinza, parcelas onde se efetivo o corte. CH= Chuva; S: SECA.

O clima da região segundo a classificação Köppen é Cwa, ou seja, quente e úmido com inverno seco e temperaturas amenas. A precipitação da região varia de 1.300 a 1.700 mm, sendo 30 mm no mês mais seco, a temperatura média no mês quente é de 22 °C e no mês frio é de 18 °C. O PEV está inserida numa zona de contato entre Cuesta Basáltica, com cotas altimétricas variam entre 700 a 780 m, e Depressão Periférica (Zona Mogi Guaçu), que apresenta altitudes de 540 a 650 m. Nessas áreas,

são observados relevos do tipo: rampas, colinas amplas, medias e pequenas, morrotes residuais e planícies fluviais (SÃO PAULO, 2009).

O uso do solo na zona de amortecimento do PEV é ocupado principalmente por o plantio de cana de açúcar (34,81%), seguido por 21,35% de reflorestamento de Eucalyptus e Pinus. A cultura de Citrus é a terceira cultura mais expressiva (12,02%) e 3,84% estão ocupados com pastagens e 5,68% são ocupadas por outras culturas. Somente o 21,43% (12.954, ha) está coberta por vegetação natural. No caso das glebas Capetinga Leste e Oeste são 562,3 ha de vegetação natural (SAO PAULO, 2009), no entanto são áreas degradadas ocupadas por trepadeiras (Figura 8).



Figura 8. Ocupação de trepadeiras no interior de um fragmento florestal degradado no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil.

2.2. Corte de trepadeiras e coleta de dados

Foram instaladas 28 parcelas de 3 m x 15 m (0,13 ha), locadas a 14,5 m da borda paralela à Rodovia Anhanguera, sendo 15 parcelas na Capetinga Oeste e 13 na Capetinga Leste. Para o levantamento de dados de rebrota, as trepadeiras foram cortadas com facão. O corte foi feito na altura aproximada de 1 m, de forma a simplesmente romper a conexão do caule, sem envolver a retirada do material cortado (Figura 9).



Figura 9. Corte das trepadeiras dentro dos limites das parcelas avaliadas (3 x 15 m), numa Floresta Estacional Semidecídua degradada no Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP.

O corte das trepadeiras foi dividido em dois períodos: um em novembro de 2014 (12 parcelas), considerado o corte na estação chuvosa e, outro em abril de 2015 (17 parcelas), representando o corte na estação seca. Parcelas cortadas na estação chuvosa não foram cortadas novamente na estação seca. O corte escalonado foi realizado a fim de comparar o efeito da estação do ano na rebrota das trepadeiras cortadas.

A coleta dos dados de rebrota foi realizada aproximadamente três meses após o corte. Ou seja, para parcelas de corte na estação chuvosa, foi realizada entre fevereiro e março de 2015 e, para as de corte na estação seca, em julho de 2015. Foram avaliados os seguintes parâmetros: presença e número de brotos, diâmetro dos brotos à 10 cm de altura e comprimento dos brotos. Também foi registrado se as trepadeiras estavam vivas ou mortas. Foram consideradas trepadeiras mortas àquelas

que, após um pequeno ferimento no caule, não apresentaram seiva e que estavam secas.

2.3. Análise de dados

Foram avaliadas 43 espécies de trepadeiras entre as duas estações de corte, sendo 36 encontradas na estação seca e 23 espécies para a estação chuvosa.

Os dados foram organizados em planilhas no programa computacional Microsoft Excel (2010) e submetidos a análises de estatística descritiva para verificação do 1) percentual de indivíduos que morreram, que rebrotaram e que não rebrotaram; 2) da média de brotos por indivíduo rebrotado; 3) da média aritmética do diâmetro dos brotos por indivíduo rebrotado; 4) do comprimento médio dos brotos por indivíduo rebrotado; 5) da distribuição dos indivíduos com relação ao número de brotos, diâmetro médio e comprimento médio dos brotos. Todas essas variáveis foram avaliadas para as trepadeiras formando um único conjunto de dados e separadamente por estação do ano.

Para verificar se a época do corte influencia na rebrota, foi aplicado o teste Qui-quadrado para comparar a proporção de trepadeiras rebrotadas e não rebrotadas em cada estação de corte. Adicionalmente, foram comparados o número médio de brotos e o diâmetro e comprimento médio dos brotos por estação usando um teste t de *Student* não pareado.

Para avaliar se o diâmetro das trepadeiras influencia na rebrota, os indivíduos cortados na estação seca foram distribuídos em classes de diâmetro do caule, mensurados previamente ao corte com um paquímetro, sendo os percentuais de rebrotas comparados com um teste Qui-quadrado e os dados de diâmetro médio e número médios de brotos da rebrota comparados com um teste t de *Student*. Estes dados foram analisados com todas as espécies juntas. Foram consideradas as seguintes classes diamétricas: sarmentos de pequeno diâmetro ($0,5\text{cm} \leq \text{DAP} < 2,5$), de diâmetro intermediário ($2,5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 5 \text{ cm}$) e de grande diâmetro ($\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$), de acordo com o proposto por VAN MELIS (2008).

Por fim, foi realizada uma análise de correlação de Pearson entre as variáveis de rebrota (% de rebrota, diâmetro e comprimento médio dos brotos) e a abundância de trepadeiras na floresta, visando identificar se as trepadeiras com maior capacidade de rebrota são as mais abundantes na floresta degradada. Nessa análise, cada espécie foi uma repetição.

III. RESULTADOS

Para a estação chuvosa, foram avaliadas 526 trepadeiras, das quais, 275 (52%) rebrotaram e 255 (48%) não rebrotaram, sem, no entanto, estarem necessariamente mortas. Para a estação seca, foram avaliadas quanto à rebrota 451 trepadeiras, das quais 266 (59%) rebrotaram e 185 (41%) não apresentaram nenhum tipo de rebrota. A estação do corte não influenciou o percentual de rebrota das trepadeiras ($\chi^2 = 0,185$; $p = 0,66$) (Figura 10).

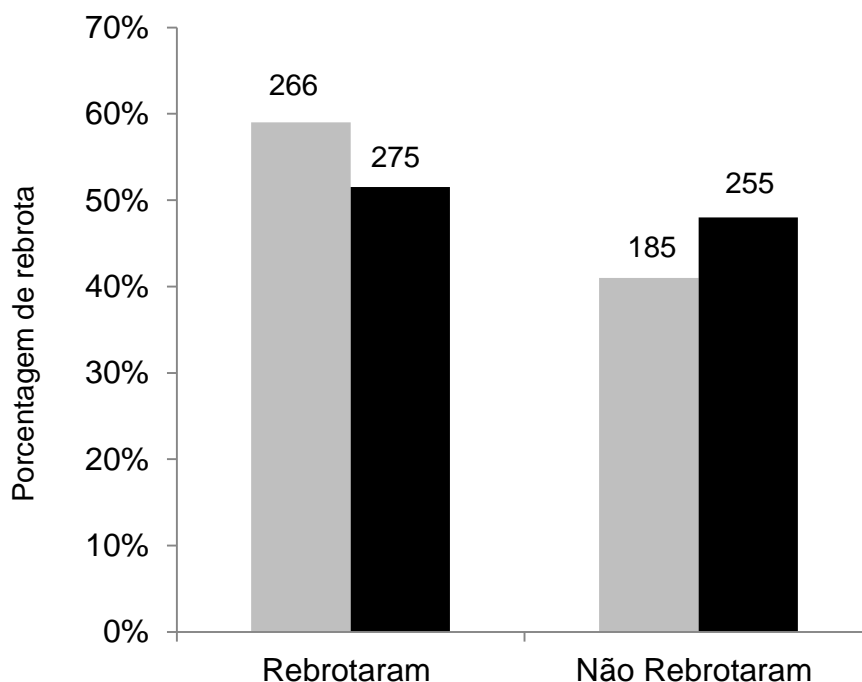


Figura 10. Percentual de plantas trepadeiras que rebrotaram três meses após o corte, em estação chuvosa (colunas pretas) ou seca (colunas cinzas), em fragmentos degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Estações não influenciam no percentual de rebrota ($\chi^2 = 0,185$; $p = 0,66$).

A porcentagem de trepadeiras que apresentaram entre um e dois brotos foi 44,7% para as duas estações do ano, já as que apresentaram entre três e quatro brotos foram 20,7% para a estação seca e 29,1% para a estação chuvosa, representando 65,4% e 73,8% respectivamente para cada estação. A porcentagem de trepadeiras que apresentou entre cinco e 24 brotos foi 34,7% e 26,30% respectivamente. A maior parte das trepadeiras rebrotadas teve de 1 a 4 brotos, entretanto, algumas apresentaram mais de 20 brotos após o corte (Figura 11).

De maneira geral, o número de brotos foi de 2.178, sendo 1.114 para estação seca e 1.056 para a estação de chuva. O número médio de brotos por indivíduo entre as duas estações foi de 4,04 brotos por indivíduo, já para a estação chuvosa foi de 3,8 e para a estação seca foi de 4,2. No entanto, não houve efeito da estação de corte sobre o número de brotos por trepadeira (teste t de Student, $p=0,2561$) (Figura 12).

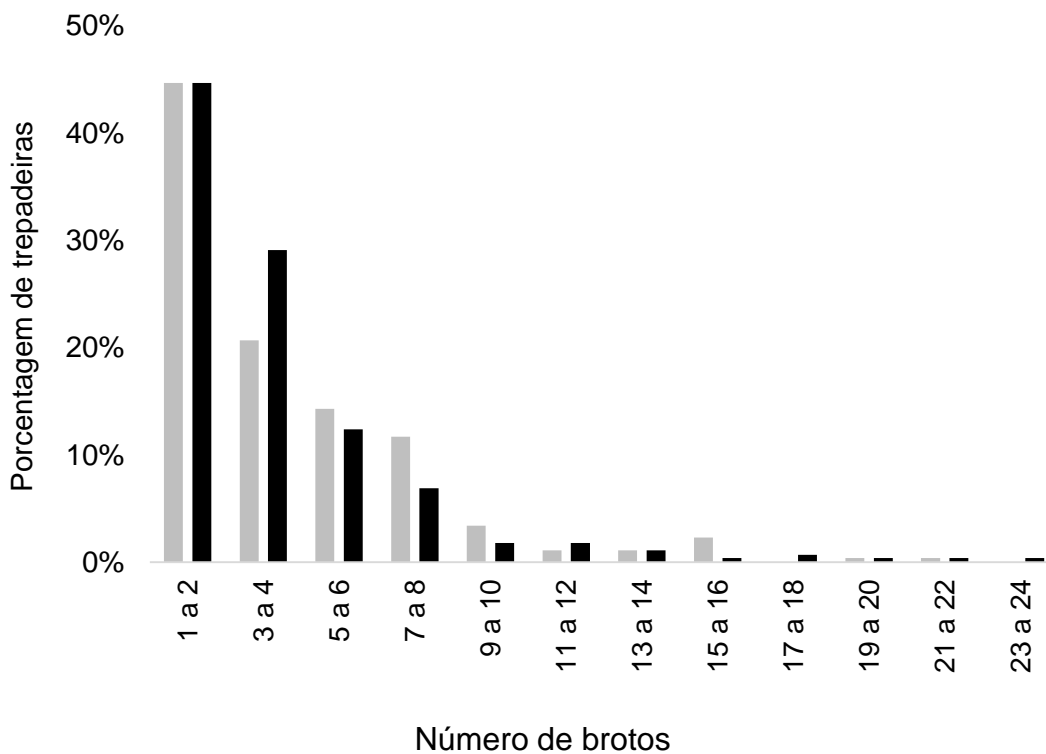


Figura 11. Distribuição das trepadeiras por número de brotos três meses após o corte na estação chuvosa (colunas pretas) ou seca (colunas cinzas), em fragmentos degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP.

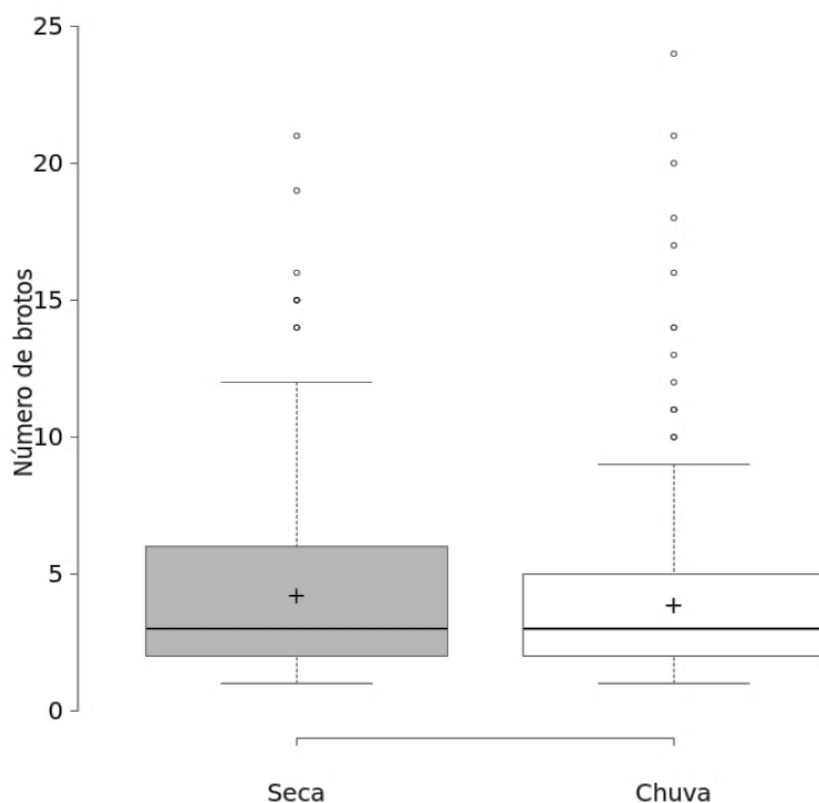


Figura 12. Número de brotos de trepadeiras por estação do ano de corte, três meses após o corte, em fragmentos degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil. Não há influência da estação de ano de corte sobre o número de brotos (Teste T de Student, $p = 0,2561$).

O comprimento médio dos brotos das trepadeiras foi de 46,42 cm, correspondendo a 47,36 cm para estação seca e 45,48 cm para estação chuvosa. O diâmetro médio (cm) dos brotos das trepadeiras três meses após o corte foi de 0,28 cm, sendo 0,29 cm para a estação seca e 0,28 cm para a estação chuvosa. Não houve efeito da estação do ano em que as trepadeiras foram cortadas sobre o comprimento (teste t de Student, $p = 0,6484$) e o diâmetro dos brotos (teste t de Student, $p = 0,5117$) (Figura 13).

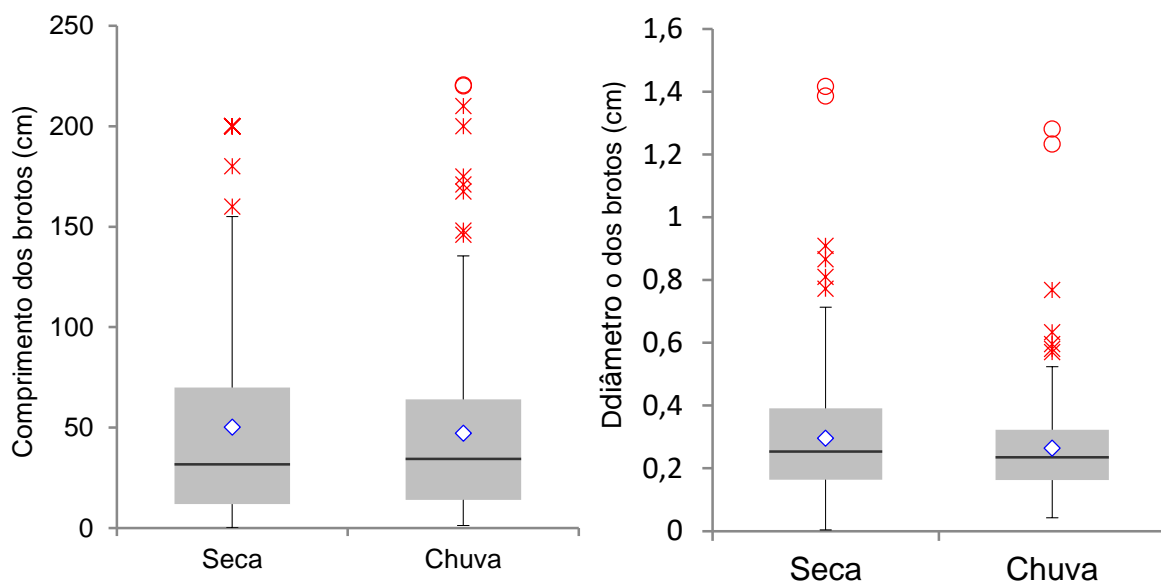


Figura 13. Comprimento e diâmetro de brotos de trepadeiras por estação do ano de corte, três meses após o corte, em fragmentos degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil. Não há influência da estação de ano de corte sobre o número de brotos, assim como no diâmetro dos brotos (Teste T de Student, $p= 0,6484$ para comprimento e $p= 0,6484$ para diâmetro).

As trepadeiras classificadas como de pequeno diâmetro ($0,5 \leq \text{DAP} < 2,5$ cm) apresentaram em média 3,9 brotos, seguidas das trepadeiras de diâmetro intermediário ($2,5 \leq \text{DAP} < 5,0$ cm) com 3,0 brotos e as de grande diâmetro ($\text{DAP} \geq 5,0$ cm), com 1,7 brotos. Em relação ao comprimento, as trepadeiras classificadas como de diâmetro intermediário ($2,5 \leq \text{DAP} < 5,0$ cm) foram as que apresentaram o maior comprimento (55,73 cm), seguido das trepadeiras de pequeno diâmetro ($0,5 \leq \text{DAP} < 2,5$ cm) com 45,27 cm e finalmente as trepadeiras de grande diâmetro ($\text{DAP} \geq 5,0$ cm) com 29,68 cm. Já para o diâmetro dos brotos, novamente as trepadeiras de diâmetro intermediário ($2,5 \leq \text{DAP} < 5,0$ cm) foram as que apresentaram o maior valor com 0,30 cm, seguidamente das trepadeiras de diâmetro pequeno ($0,5 \leq \text{DAP} < 2,5$ cm) com 0,28 cm e, finalmente as trepadeiras de grande diâmetro com 0,23 cm. Segundo os resultados de Chi- quadrado ($X^2= 0,426$, $p=0,98029$), o diâmetro do caule não influencia nos brotos, comprimento e diâmetro das trepadeiras (Figura 14).

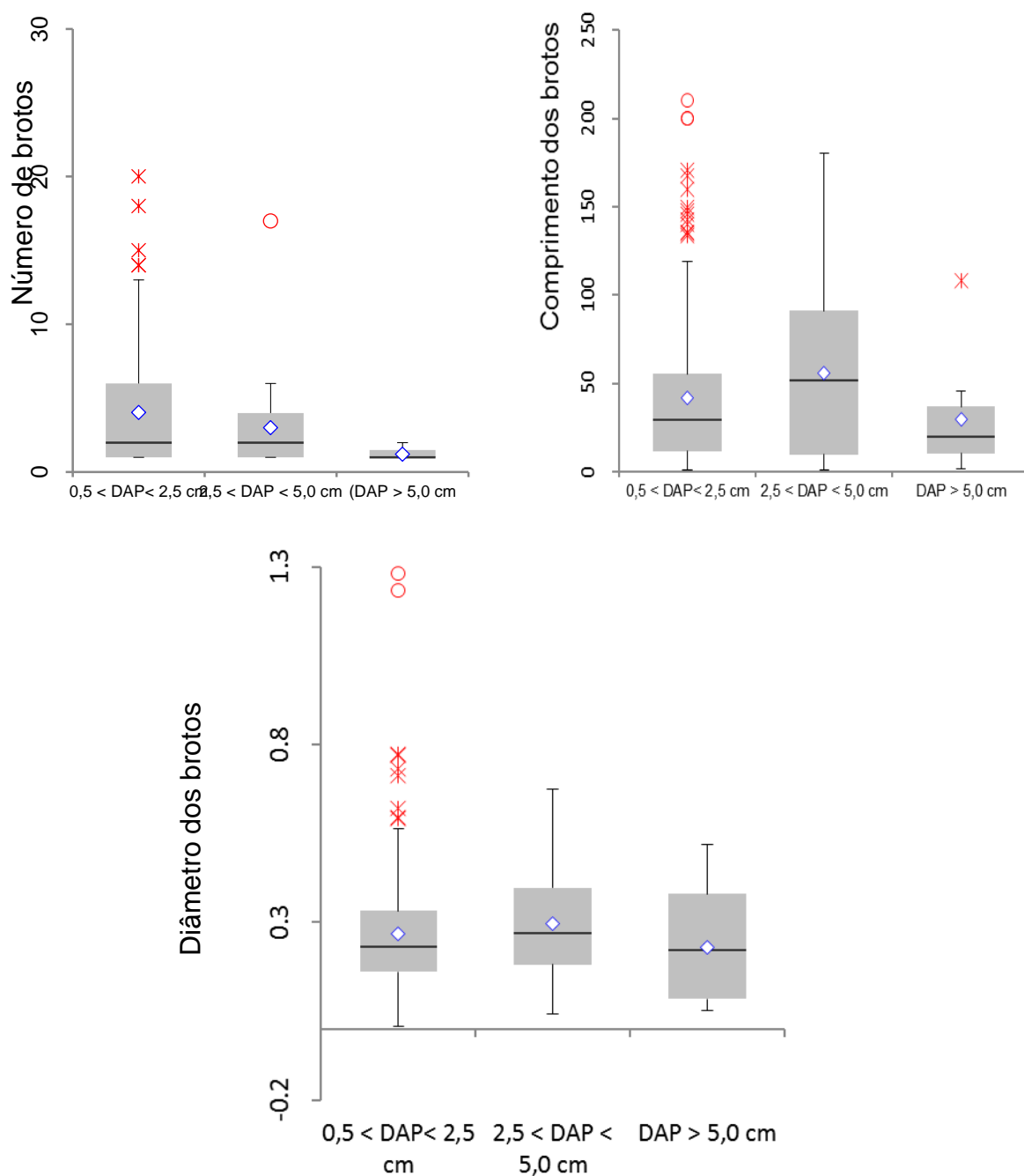


Figura 14. Número, comprimento e diâmetro dos brotos em três categorias diâmetricas após o corte, em fragmentos degradados de Floresta Estacional Semidecidual no PEV, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Brasil. $X^2 = 0,426$ $p = 0,98029$

As trepadeiras que cresceram mais em comprimento por dia, foram as de diâmetro intermediário com 0,62 cm/dia. Seguidamente, as trepadeiras de pequeno diâmetro (0,5 cm/dia) e finalmente as trepadeiras de grande diâmetro (0,33 cm/dia).

Nas três categorias diâmetricas se observaram indivíduos que cresceram acima de 1,0 cm/dia.

As espécies que não rebrotaram na estação seca foram: *Dalbergia frutescens*; *Amphilophium paniculatum*; *Adenocalymma marginatum* e *Aristolochia* sp. Já na estação de chuva foram *Chaminossoa* sp. *Forsteronia* sp; *Bignonia sciuripabulum* e *Acacia plumossa*. Existiram espécies que estiveram presentes na estação seca, mas não na estação de chuva. Na estação seca, a espécie que apresentou maior número de brotos foi *Fridericia triplinervia* com 14 brotos, seguidamente *Acacia plumossa* com 11,6 brotos, no entanto, da primeira espécie somente foi achada uma só em campo, o que poderia subestimar os resultados. Para a estação seca, a espécie com maior número de brotos foi *Mansoa difficilis* com 7,67 brotos, seguidamente, *Forsteronia pubescens* com 6,46 brotos (Tabela 6).

Não foram encontradas correlações significativas entre abundância de trepadeiras e porcentagem de rebrota ($r= 0,067$; $p= 0,73$), abundância de trepadeiras e comprimento dos brotos ($r=0,02$; $p=0,90$) e abundância de trepadeiras e diâmetro dos brotos ($r=-0,21$; $p=0,27$). O que rejeita a hipótese inicial que diz que a abundância de trepadeiras esta relacionada, com (% de rebrota, diâmetro e comprimento médio dos brotos).

Tabela 6. Espécies de trepadeiras avaliadas com relação à rebrota, três meses após o corte, em duas estações do ano.

Espécie	Família	Ind. ha ⁻¹	Estação seca				Estação chuvosa					
			Número de trepadeiras	% de rebrota	Comprimento médio dos brotos (cm)	Diâmetro médio dos brotos (mm)	Número médio de brotos	Número de trepadeiras	% de rebrota	Comprimento médio dos brotos	Diâmetro médio dos brotos	Número médio de brotos
<i>Acacia plumossa</i>	Fabaceae	351	4	75	26,64	1,16	11,6	1	0	0	0	0
<i>Adenocalymma bracteatum</i>	Bignoniaceae	492	10	60	69,77 ^{NS}	2,71 ^{NS}	5,5 ^{NS}	5	60	44,33 ^{NS}	3,92 ^{NS}	2,33 ^{NS}
<i>Adenocalymma marginatum</i>	Bignoniaceae	256	1	0	0	0	0	9	100	41,48	3,07	3,63
<i>Amphilophium paniculatum</i>	Bignoniaceae	24	1	0	0	0	0	-	-	-	-	-
<i>Anemopaegma chamberlaynii</i>	Bignoniaceae	890	13	76,9	27,56 ^{NS}	1,96 ^{NS}	4,5 ^{NS}	22	72,72	46,81 ^{NS}	2,69 ^{NS}	3,8 ^{NS}
<i>Aristolochia</i> sp.	Aristolochiaceae	186	1	0	0	0	0	2	50	15	2,96	1
<i>Arrabidaea pulchra</i>	Bignoniaceae	142	4	100	23,39	2,09	8	-	-	-	-	-
<i>Banisteriopsis</i> sp.	Malpighiaceae	209	10	80	96,93	3,41	5,75	-	-	-	-	-
<i>Bignonia campanulata</i>	Bignoniaceae	186	5	80	17,69 ^{NS}	1,7 ^{NS}	4,5 ^{NS}	3	66,66	18,06 ^{NS}	1,91 ^{NS}	7 ^{NS}
<i>Bignonia sciuripabulum</i>	Bignoniaceae	24	-	-	-	-	-	1	0	0	0	0
<i>Chamissoa</i> sp.	Amaranthaceae	24	-	-	-	-	-	1	0	0	0	0
<i>Condylocarpon isthmicum</i>	Apocynaceae	142	3	66,66	53,8	1,81	5	-	-	-	-	-
<i>Clytostoma sciuripabulum</i>	Bignoniaceae	71	3	66,66	93,75	3,94	1,5	-	-	-	-	-
<i>Dalbergia frutescens</i>	Fabaceae	24	1	0	0	0	0	-	-	-	-	-
<i>Dalechampia triphylla</i>	Euphorbiaceae	24	-	-	-	-	-	1	100	105	12,81	1
<i>Davilla rugosa</i>	Dilleniaceae	165	4	75	38,91 ^{NS}	2,7 ⁺	4,3 ^{NS}	3	100	6,46 ^{NS}	2,04 ⁺	4 ^{NS}

Espécie	Família	Ind. ha ⁻¹	Estação seca				Estação chuvosa					
			Número de trepadeiras	% de rebrotagem	Comprimento médio dos brotos (cm)	Diâmetro médio dos brotos (mm)	Número médio de brotos	Número de trepadeiras	% de rebrotagem	Comprimento médio dos brotos	Diâmetro médio dos brotos	Número médio de brotos
<i>Dicella bracteosa</i>	Malpighiaceae	186	4	50	23,33 ^{NS}	2,29 ^{NS}	3,5 ^{NS}	3	100	43,33 ^{NS}	2,49 ^{NS}	3 ^{NS}
<i>Dolioscarpus dentatus</i>	Dilleniaceae	71	-	-	-	-	-	2	100	30,25	2,8	3
<i>Forsteronia australis</i>	Apocynaceae	209	5	20	12	0,98	1	-	-	-	-	-
<i>Fridericia conjugata</i>	Bignoniaceae	142	7	85,71	48,5	3,74	2,5	-	-	-	-	-
<i>Forsteronia pilosa</i>	Apocynaceae	280	8	50	53,88	1,22	2	-	-	-	-	-
<i>Forsteronia pubescens</i>	Apocynaceae	1332	28	67,85	33,6 ^{NS}	2,29 ^{NS}	4,6 ^{NS}	14	92,85	52,2 ^{NS}	2,4 ^{NS}	6,46 ^{NS}
<i>Forsteronia</i> sp.	Apocynaceae	94	3	33,33	2,17	0,20	3	1	0	0	0	0
<i>Fridericia</i> sp.	Bignoniaceae	304	2	50	5,38	0,71	6	-	-	-	-	-
<i>Fridericia triplinervia</i>	Bignoniaceae	24	1	100	50,85	2,53	14	-	-	-	-	-
<i>Hebante paniculata</i>	Amaranthaceae	118	3	33,33	143	2,61	2	2	50	32	2,92	3
<i>Heteropterys</i> sp.	Malpighiaceae	71	1	100	200	13,87	1	-	-	-	-	-
<i>Hippocratea</i> sp.	Hippocrateaceae	24	1	100	200	5,3	2	-	-	-	-	-
<i>Lundia obliqua</i>	Bignoniaceae	233	6	100	16,46	1,82	4,6	1	100	30	2,3	5
<i>Macfadyena</i> sp.	Bignoniaceae	71	-	-	-	-	-	3	33,33	17,5	1,96	2
<i>Mansoa difficilis</i>	Bignoniaceae	867	20	75	57,11 ^{NS}	2,56 ^{NS}	3,8 ^{NS}	5	80	38,23 ^{NS}	2,92 ^{NS}	7,67 ^{NS}
<i>Marsdenia macrophylla</i>	Apocynaceae	24	1	100	41	2,35	2	-	-	-	-	-
<i>Paullinia meliaefolia</i>	Sapindaceae	209	1	100	9,5	2,03	2	8	100	80,37	3,17	5,2
<i>Pereskia aculeata</i>	Cactaceae	351	5	60	36,4	5,00	5,33	-	-	-	-	-
<i>Pyrostegia venusta</i>	Bignoniaceae	142	3	66,66	15,08	1,9	5	-	-	-	-	-

Espécie	Família	Ind. ha ⁻¹	Estação seca				Estação chuvosa					
			Número de trepadeiras	% de rebrotagem	Comprimento médio dos brotos (cm)	Diâmetro médio dos brotos (mm)	Número médio de brotos	Número de trepadeiras	% de rebrotagem	Comprimento médio dos brotos	Diâmetro médio dos brotos	Número médio de brotos
<i>Serjania caracasana</i>	Sapindaceae	53	2	100	7,5	1,18	2	-	-	-	-	-
<i>Serjania fuscifolia</i>	Sapindaceae	678	15	60	91,55 ^{NS}	3,87 ^{NS}	2,2 ^{NS}	10	40	91 ^{NS}	3,24 ^{NS}	1,67 ^{NS}
<i>Serjania glabrata</i>	Sapindaceae	47	2	50	10	1,59	1	-	-	-	-	-
<i>Serjania meridionalis</i>	Sapindaceae	47	1	100	200	8,66	1	-	-	-	-	-
<i>Serjania multiflora</i>	Sapindaceae	186	6	83,33	46,20	3,32	3,1	-	-	-	-	-
<i>Stizophyllum perforatum</i>	Bignoniaceae	2105	38	100	45,31 ^{NS}	3,24 ^{NS}	4,9 ^{NS}	41	85,36	47,76 ^{NS}	3,06 ^{NS}	5,67 ^{NS}
<i>Tynanthus</i> sp.	Bignoniaceae	1029	21	69,53	41,13 ^{NS}	2,7 ^{NS}	3,25 ^{NS}	3	66,66	5 ^{NS}	0,69 ^{NS}	1 ^{NS}
<i>Urvillea laevis</i>	Sapindaceae	469	5	20	13	1,62	2	7	28,57	5,25	1,36	2

NS= Valor de médias não significativas segundo o teste t de Student não pareado

IV. DISCUSSÃO

É sabido que as trepadeiras interagem de forma negativa com as árvores, uma vez que aumentam suas taxas de mortalidade (SFAIR, 2013). Segundo BRANCALION et al., (2015) nos fragmentos florestais onde as trepadeiras impedem o avanço da sucessão florestal, podem ser efetivadas medidas de controle (corte) para que o fragmento retorne a uma trajetória de sucessão normal. De maneira geral, as trepadeiras são capazes de rebrotar após o corte (ROCHA, 2014; VIANI et al., 2015) umas com mais intensidade do que outras, mas é pouco conhecido as condições que favorecem o prejudicam o corte de trepadeiras. Os resultados deste estudo evidenciam isto, já que aproximadamente a metade das trepadeiras rebrotaram.

No presente estudo, é evidente que a maioria das trepadeiras de pequeno porte ($0,5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 2,5$) foram as que mais apresentaram rebrota ($X^2= 0,853$; $p=0,65279$), sendo que as de diâmetros maiores foram as que emitiram menos rebrota e, quando presentes foram as que cresceram mais lentamente. Este padrão foi encontrado por ROCHA (2014). Uma possível explicação pela qual as trepadeiras de pequeno diâmetro foram as que mais apresentaram rebrota é pela abundância destas, já que de maneira geral ocuparam mais do 90% das parcelas amostradas (ver capítulo 1), sendo um padrão comum em florestas degradadas.

Segundo os resultados do teste Chi- Quadrado, a categoria do caule das trepadeiras não tem influência em relação ao número e diâmetro dos brotos. No entanto, se teve influência no comprimento, o que sugere que as trepadeiras se desenvolvem melhor no diâmetro intermediário do caule ($2,5 < \text{DAP} < 5,0 \text{ cm}$). O que permite emprestar mais atenção na hora da toma de decisões para o manejo. Embora as trepadeiras sejam favorecidas pelas atividades antropogênicas, maximizando sua abundância, são necessários estudos específicos para a toma de decisão enquanto a sua remoção total.

Além disso, a resposta da comunidade de trepadeiras enquanto a rebrota pode ser distinta, dependendo da vegetação e o tempo após do corte. Por exemplo PARREN; BONGERS (2001) avaliaram a sobrevivência de 184 trepadeiras numa floresta estacional semidecídua africana em diferentes tempos após do corte, após de seis meses, 34% de trepadeiras morreu, após de 11

meses, 50%, após de 15 meses, 59% e já após de 22 meses, 70%. Caso contrário aconteceu no estudo de CAMPANELLO et al. (2012) feito numa floresta semidecídua na Argentina, onde o corte de trepadeiras após de 10 anos não teve efeito na riqueza e composição de trepadeiras, indicando uma rápida recuperação após do corte. PÉREZ-SALICRUP (2001); CÉSAR et al. (2016) demonstraram que o corte de trepadeiras favorece o crescimento de plântulas no sistema florestal, mas não a sua sobrevivência, PÉREZ-SALICRUP (2001) também demonstrou que o corte após de 18 meses não afetou a densidade de trepadeiras, no entanto, a abertura do dossel aumentou significativamente, mas só em 4% das parcelas avaliadas após de 28 meses.

GERWING; VIDAL (2002) e SCHNITZER; BONGERS (2002) recomendam fazer o corte de trepadeiras em espécies arbóreas de interesse comercial ao invés de ser feito em toda a área. Nesse contexto sugerimos que o corte de trepadeiras seja limitado só para árvores com presença maior de trepadeiras, com fim de ter menor impacto negativo na estrutura dessa forma de vida, porém, são necessários maiores estudos em relação ao corte de trepadeiras ao longo do tempo, para áreas degradadas onde a hiperabundância de trepadeiras inibe o desenvolvimento e das plantas regenerantes.

No presente trabalho, somente foram registradas 95 trepadeiras mortas entre as estações (31 para chuva e 64 para seca) o que corresponderia ao 8,7% do total das trepadeiras avaliadas, após de três meses do corte.

Como observado, trepadeiras rebrotaram em média 55,5% entre estação seca (59%) e chuvosa (52%), sendo 4 brotos por indivíduo., maior aos resultados de ROCHA (2014) (2,1 brotos/ind.), o número de brotos no presente trabalho pode ser considerado grosseiramente alta, já que embora 45,5% de trepadeiras não apresentaram rebrota, a possibilidade de desenvolvimento dos presentes brotos irá aumentar em 2 vezes nos novos inventários, tendo em conta que o crescimento médio das trepadeiras é de 0,48 cm/dia, havendo indivíduos que cresceram até 2 cm/dia. Porém, pouco se sabe sobre a capacidade de rebrota das trepadeiras por espécie, nossos resultados mostraram grande variedade quanto a número de brotos, por exemplo *Adenocalymma bracteatum* e *Banisteriopsis* sp. apresentaram entre 1 e 15 brotos, enquanto *Forsteronia pubescens* apresentou entre 1 e 21 brotos, a grande margem entre o número de

brotos poderia ser resultado da incidência de luz, assim como diâmetro do caule ou o tamanho da raiz do indivíduo, no entanto em média o número de brotos entre espécies não apresentam muitas diferenças, sendo 3,4 brotos na estação de chuva e 3 brotos para (Teste T de Student, $p= 0,2561$).

Enquanto a rebrota por estação do ano; nossos resultados não apresentaram muita diferença, porém, a porcentagem de rebrotas foi maior na estação seca (59%) contra 52% na estação chuvosa, caso contrário em ROCHA (2014) onde encontrou diferenças significativas no número de rebrotas por estação do ano, sendo maior para a estação chuvosa.

Este Estudo não assumiu uma associação positiva entre a capacidade de rebrota com a estação chuvosa, como era esperado. Segundo FIGUEROA et al., (2008), uma planta tem a capacidade de rebrotar logo após o corte, no entanto, a estação de seca pode levá-la a morte, já que as reservas das plantas na base do caule que foram cortadas podem não ser suficientes para a produção de rebrotas. Porém, SCHNITZER (2005) menciona que as trepadeiras estão negativamente correlacionadas com a precipitação média anual e positivamente com a sazonalidade, um padrão oposto na maioria dos outros tipos de plantas. O mesmo autor descobriu que as trepadeiras crescem mais em altura na estação seca do que na estação de chuva; nossos resultados corroboram ligeiramente aquelas observações, já que os nossos resultados em relação a porcentagem de brotos, número brotos, comprimento e diâmetro dos brotos sempre foram mais altos na estação de seca do que na chuva, não entanto, não apresentaram diferenças significativas.

Nossos resultados indicam que a época do corte pouco influencia na capacidade de rebrota, essa informação pode ajudar a tomar melhores decisões na época do corte, já que as condições ambientais em muitos casos podem prejudicar ou favorecer os trabalhos mecânicos do corte.

V. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Em termos práticos e segundo os resultados deste trabalho, o corte de trepadeiras pode ser feito na estação chuvosa ou seca, já que os resultados em relação à rebrota foram similares. Mesmo assim, outros fatores devem ser avaliados ou considerados, inclusive logísticas, para verificar a época apropriada para o corte, como: a época com mais facilidade de acesso à área, rendimento das atividades em funções ao clima e à época do ano e disponibilidade de mão de obra.

Os resultados deste estudo permitiram concluir que o corte indiscriminado de trepadeiras pode reduzir temporalmente a densidade de trepadeiras, já que em primeira instância pouco mais do 45% de trepadeiras não apresentaram rebrota, sugerindo a mortalidade destas, mesmo assim, o número médio de brotos foi de 4 brotos por indivíduo, supondo o desenvolvimento total dos brotos, estas poderiam aumentar até 2 vezes a densidade inicial, trazendo maiores problemas, por isso é recomendável que o corte seja feito não somente uma vez, se não ao longo do tempo, ou pelo menos até que o sistema florestal seja estabilizado. No entanto, o custo do manejo pode ser não viável.

VI. REFERÊNCIAS

ALVAREZ-CANSINO, L.; SCHNITZER, S.A.; REID, J.P.; POWERS J.S. Liana competition with tropical trees varies with seasonal rainfall and soil moisture, but not tree species identity. **Ecology**, v.96, n.1, p. 39-45, 2015.

BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; CESAR, R.G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Naturais**, Belém, v.7, n.1, p. 219–34, 2012.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432 p.

CALEGARI, L.; MARTINS, S.M.; GLERIANI, J.M.; SILVA, E.; BUSATO, L.C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Rev. Árvore**, [s.l.], v. 34, n. 5, p.871-880, out. 2010.

CALEGARI, L.; MARTINS, S.M.; GLERIANI, J.M.; SILVA, E.; BUSATO, L.C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Rev. Árvore**, [s.l.], v. 34, n. 5, p.871-880, out. 2010.

CAMPANELLO, P.I.; VILLAGRA, M.; GARIBALDI, J.F.; RITTER, L.J.; ARAUJO, J.J.; GOLDSTEIN, G. Liana abundance, tree crown infestation, and tree regeneration ten years after liana cutting in a subtropical forest. **Forest Ecology And Management**, [s.l.], v. 284, p.213-221, 2012.

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.

CÉSAR, R. G.; HOLL, K.D.; GIRÃO, V.J.; MELLO, F.N.A.M.; VIDAL, E. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 201, p.309-313, 2016.

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

GENTRY, A.H. The distribution and evolution of climbing plants. **The Biology of Vines**, [s.l.], p.3-50, 1991. Cambridge University Press (CUP).

Governo do Estado de São Paulo. **Plano de manejo do parque estadual de Vassununga**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2009. 328 p. 328.

HEGARTY, E.E. Vine-host interactions. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds). **The Biology of Vines**. Cambridge University Press, Cambridge, p.357-375, 1991.

JOHNS, A. D. Effects of selective timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. **Biotropica**, v. 20, n. 1, p. 31-37, 1988.

JORDÃO, S. M. S. **Alterações iniciais na dinâmica de regeneração de um fragmento florestal degradado após manejo de trepadeiras superabundantes**. 2009. 249 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP, Piracicaba, 2009.

MARSHALL, A.M.; COATES, M.A.; ARCHER, J.; KIVAMBE, E.; MNENDENDO, H.; MTOKA, S.; MWAKISOMA, R.; FIGUEIREDO, R.J.R.L.; NJILIMA, F.M. Liana cutting for restoring tropical forests: a rare palaeotropical trial. **African Journal Of Ecology**, [s.l.], p.1-16, 2016.

NBL – Engenharia Ambiental Ltda e The Nature Conservancy (TNC). Manual de Restauração Florestal: Um Instrumento de Apoio à Adequação Ambiental de Propriedades Rurais do Pará. **The Nature Conservancy**, Belém, PA. p. 128, 2013.

PARREM, M.; BONGERS, F. Does climber cutting reduce felling damage in southern Cameroon? **Forest Ecology and Management**, Holanda, v. 141, n.____ p. 175-188, 2001.

PÉREZ- SALICRUP. Effect of Liana Cutting on Tree Regeneration in a Liana Forest in Amazonian Bolivia. **Ecology**, Bolivia, v. 82, n. 2, p. 389-396, 2001.

PUTZ, F. E. Ecologia das Trepadeiras. ECOLOGIA.INFO 24. Disponível em: <http://www.ecologia.info/trepadeiras.htm>. Acesso 7 nov. 2016.

PUTZ, F.E. Silvicultural effects of lianas. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A., ed. The biology of vines. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. p. 493-501.

ROCHA, E. X. **Composição de espécies de lianas e sua resposta ao corte em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Araras, SP.** 2014. 73 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Agricultura e Ambiente, Centro de Ciências Agrárias, UFSCAR, Araras, 2014. Cap. 73.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S, NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO T., VIDAL, C. BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.261, n.10, p.1605-1613, 2011.

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.

SCHNITZER, S.A. A Mechanistic Explanation for Global Patterns of Liana Abundance and Distribution. **The American Naturalist**, [s.l.], v. 166, n. 2, p.262-276, 2005.

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.

VIANI, R.A.G.; MELLO, F.N.A.; CHI, I.E.; BRANCALION, P.H.S. A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. **GLP News**, v, 12, n.1, p. 6-9, 2015.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho contribuiu no conhecimento que nas últimas décadas está sendo gerada em relação à hiperabundância de trepadeiras em florestas degradadas, motivando a geração de novas investigações em quanto a sua importância, e manejo.

Foi demonstrado no primeiro capítulo a grande presença de trepadeiras de pequeno diâmetro para um fragmento degradado de FES, no entanto, é necessário reforçar estudos que demonstrem a importância deste grupo de plantas, por exemplo, ocorrência de espécies por disponibilidade de luz, gerando novas hipóteses que contradigam que as trepadeiras são exclusivamente um grupo de plantas heliófilas e não ombrófilas.

Já no segundo capítulo, o trabalho foi focado na capacidade das trepadeiras em relação à rebrota. Pode-se considerar que o método empregado no controle foi eficiente em primeira instância, já que após de três meses mais do 45% de trepadeiras não apresentaram rebrotas, no entanto, as trepadeiras apresentaram em média 4 brotos por indivíduo tendo a possibilidade de desenvolver-se drasticamente e assim duplicar a densidade de trepadeiras na área, é por isso que é recomendável manter o controle constantemente.