

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão
secundária em fragmentos florestais degradados**

Ricardo Gomes César

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2014**

Ricardo Gomes César
Engenheiro Florestal

Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **PEDRO HENRIQUE SANTIN BRANCALION**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2014

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP**

César, Ricardo Gomes

Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados / Ricardo Gomes César. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.

103 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.
Bibliografia.

1. Ecologia da restauração 2. Manejo de lianas 3. Filtros ecológicos 4. Sucessão florestal
I. Título

CDD 634.94
C417L

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

A qualquer um que este trabalho auxilie na preservação e no melhor entendimento das comunidades naturais, dedico.

AGRADECIMENTOS

“Nossas vidas não são somente nossas. Do ventre até a cova, estamos ligados uns aos outros. Passado e presente. E em cada crime e em cada solidariedade, geramos nosso futuro.” – David Mitchell.

Viver na certeza de que receberá apoio total e incondicional para construir aquilo que se deseja é um tesouro muito valioso. Por isso, agradeço de coração aos meus pais, Francisco Ignácio Giocondo César e Marli Valverde Gomes.

Aqueles que se apoiam nos ombros de gigantes enxergam longe. Por disponibilizar um espaço nos seus ombros, agradeço ao meu orientador, Pedro Henrique Santin Brancalion.

Faz quase três anos que os caminhos do meu cotidiano estão repletos de belas magnólias. Poderia dizer que agradeço pelo carinho, pela compreensão, pelas risadas, pela ajuda em campo. Mas a verdade é que agradeço à Glaucia Zaina Gonsalves simplesmente por ela estar aqui comigo, sempre unidos pelo fino fio do querer.

O antagonismo com amor e a crítica sincera nos fazem crescer mais do que a complacência. Por crescer junto comigo, agradeço a minha irmã Sofia Gomes César.

Esgotada a poesia, vamos continuar com os agradecimentos de forma mais convencional:

Agradeço à Marisa e Magali Valverde, pelo amor, viagens e leituras de mapa astral. Aos meus avós Ricardo e Antonieta Gomes, pelo amor a natureza cultivado em mim desde pequeno.

Por me acolher com sinceridade durante minha estadia no exterior, e por contribuir com comentários mais sinceros ainda para este trabalho, agradeço sinceramente a Prof. PhD. Karen D. Holl.

Agradeço aos “Pedreiros” Felipe Nery Arantes Mello e Vanessa Jó Girão por encarmos juntos a Mata da Pedreira. Pelas risadas, pelo almoço dividido, pelos desabafos durante o projeto, pela ajuda (enorme) na coleta de dados e pela divisão de carrapatos. Sem vocês, com certeza este projeto não teria sido realizado. Agradeço especialmente a Vanessa Jó Girão, japinha guerreira que me ajudou algumas dezenas de vezes no campo e ainda aguentou minha TPM (tensão pré-mestrado). Você é fera Jó!

Agradeço muito, muito mesmo aos integrantes do GEPEM (Grupo de Estudos e Pesquisa em Ecologia e Manejo de Florestas Tropicais) que, mesmo antes do início oficial do mestrado, me ajudaram nas atividades de campo pela curiosidade e vontade de trabalhar com

ecologia de florestas tropicais. Agradeço a Marcele Almeida da Silva (Plácida), Marina Losi Monteiro (Fugitiva), Henrique Sverzut Freire de Andrade (Topeira), Regina Maria de Freitas (Saga), Isabella Quatrochi Soncim, Anna Maria Lyra (Ieie), Crislaine Almeida (Plataforma), Lilla Jessica Brokaw (Papapá), Júlia Teixeira Martins (Apolo), Mariana Schwarz (Xuepis), Kerolin Amarante (Guiça), Bianca Torres (Torresmim), Hellen Pecchi (Nintendo) e Tui Anandi.

Pela rara chance de poder desenvolver a força e a suavidade, o amor e a raiva, a criança e o guerreiro. Por ser um grupo de estudos na difícil disciplina da vida, agradeço ao Mestre Dante Moretti, Fábio Camolesi, Michel Cantagalo, Ivando Meira, Ivo Racca, João Campestrini, Raquel Galvani, Jéssica Telhada, Paulo Santini Júnior, Beatriz Abud, Christian Felix, Amarilis Ibanez e Raissa de Souza.

Agradeço aos estagiários do LASTROP, que vieram de longe para se aventurar na Mata da Pedreira: Jean Correia, Rodrigo Minici de Oliveira e Érica Moraes dos Santos.

Por alegrarem o cotidiano da vida acadêmica, dando energia e conselhos para completar este trabalho, agradeço aos queridos integrantes do LASTROP: Prof. Dr. Edson José Vidal da Silva, Mariana Luzia Bettinardi (Mezenga), Marco Antonio Anselmo Ramiro da Costa, Flávia Garcia Flórido (Forga), Daniella Schweizer, Danilo Ignacio, Denise Bizuti, Germando de Freitas Chagas (Caipirinha), Isabel Deliberali, Phillipe Waldhoff (Tintim), Renata Bergamo Caraméz e Saulo Souza.

Agradeço a FAPESP pela bolsa concedida.

Agradeço ao Engenheiro Agrônomo (que nunca vai admitir que na verdade é estatístico) Marcelo Corrêa Alves e ao Prof. Dr. Hilton Thadeu Zarate do Couto pela inestimável ajuda com as análises estatísticas.

Agradeço ao funcionário que mais recebeu agradecimentos na história da ESALQ: Jefferson Lordello Polizel, por ajudar na elaboração dos mapas.

“Ah, como os mais simples dos homens
São doentes e confusos e estúpidos
Ao pé da clara simplicidade
E saúde em existir
Das árvores e das plantas”.

Alberto Caeiro

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	14
Referências.....	17
2 FILTROS BIOLÓGICOS IMPOSTOS POR LIANAS HIPERABUNDANTES.....	21
Resumo	21
Abstract.....	21
2.1 Introdução.....	22
2.2 Material e Métodos.....	26
2.2.1 Área de estudo	26
2.2.2 Implantação das parcelas permanentes.....	26
2.2.3 Avaliação dos filtros ecológicos.....	30
2.2.3.1 Chegada de sementes.....	31
2.2.3.2 Emergência de plântulas.....	32
2.2.3.3 Estabelecimento de plântulas.....	33
2.2.3.4 Crescimento da comunidade arbórea.....	34
2.2.3.5 Densidade de lianas e a estrutura e diversidade da comunidade arbórea.....	35
2.2.4 Análise de dados.....	35
2.3 Resultados.....	36
2.3.1 Efeitos iniciais do manejo de lianas	36
2.3.1.1 Chegada de sementes.....	36
2.3.1.1 Emergência de plântulas.....	38
2.3.1.3 Estabelecimento de plântulas.....	39
2.3.1.4 Crescimento da comunidade arbórea.....	42
2.3.2. Densidade de lianas e a estrutura e diversidade da comunidade arbórea.....	42
2.4 Discussão.....	46
2.5 Conclusão	48
Referências	48
3 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS DEGRADADOS..	55
Resumo	55
Abstract.....	55
3.1 Introdução.....	56

3.2 Material e Métodos	59
3.1 Área de estudo.....	59
3.2.2 Delineamento experimental	61
3.2.3 Caracterização da vegetação	61
3.2.3.1 Comunidade arbórea	61
3.2.3.1 Comunidade de lianas	62
3.2.4 Intervenções para a restauração de fragmentos florestais degradados.....	62
3.2.4.1 Corte de lianas.....	62
3.2.4.2 Plantio de mudas	63
3.2.5 Avaliação dos efeitos iniciais do corte de lianas na estrutura e dinâmica da floresta.....	64
3.2.5.1 Abertura de dossel e produção de serapilheira.....	64
3.2.5.2 Mortalidade dos indivíduos adultos e vulnerabilidade a distúrbios.....	64
3.2.5.3 Carbono na comunidade arbórea.....	65
3.2.6 Análise dos dados.....	65
3.2.6.1 Intervenções para a restauração de fragmentos florestais degradados.....	65
3.2.6.2 Avaliação dos efeitos iniciais do corte de lianas na estrutura e dinâmica florestal	66
3.3 Resultados.....	66
3.3.1 Intervenções para a restauração de fragmentos florestais degradados.....	66
3.3.1.1 Corte de lianas.....	66
3.3.1.2 Plantio de mudas	68
3.3.2 Avaliação dos efeitos iniciais do corte de lianas na estrutura e dinâmica da floresta.....	70
3.3.2.1 Abertura do dossel e produção de serapilheira	70
3.3.2.2 Mortalidade dos indivíduos adultos e vulnerabilidade a distúrbios.....	71
3.3.2.3 Carbono na comunidade arbórea.....	72
3.4 Discussão	74
3.5 Conclusão.....	77
Referências.....	77
Anexos	83

RESUMO

Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados

O histórico processo de destruição da cobertura vegetal das florestas tropicais restringiu parte significativa das formações naturais deste bioma a fragmentos florestais pequenos e isolados. Nesse contexto, espécies ruderais de lianas podem se proliferar e rapidamente cobrir o dossel da floresta, prejudicando os indivíduos arbóreos e estagnando ou até mesmo regredindo os processos de sucessão florestal. O presente trabalho busca analisar as barreiras ecológicas que impedem a sucessão florestal em fragmentos florestais degradados dominados por lianas hiperabundantes, fornecer subsídios para estratégias de intervenção visando à restauração da estrutura e composição destes fragmentos e avaliar os efeitos iniciais do corte de lianas na dinâmica e crescimento da comunidade arbórea florestal. Para isso, foram instaladas 35 parcelas em um fragmento de floresta estacional semidecidual degradado e isolado pertencente ao bioma da Mata Atlântica, sendo cinco parcelas instaladas em setores menos degradados, e 30 em setores degradados dominados por lianas hiperabundantes. Destas 30 parcelas, cortaram-se todas as lianas em 20 parcelas, e avaliou-se a chegada de sementes, emergência e estabelecimento de plântulas e crescimento dos indivíduos arbóreos comparativamente entre parcelas com e sem manejo de lianas. Parâmetros da comunidade arbórea foram correlacionados com a densidade de lianas a fim de entender as relações entre estas formas de vida. O tempo necessário para o manejo de lianas foi quantificado e correlacionado com parâmetros da floresta a fim de entender quais fatores afetam o rendimento operacional desta atividade e o plantio de mudas foi testado em parcelas com e sem lianas, como técnica complementar ao manejo. Por fim, analisou-se o efeito do corte de lianas na produção de serapilheira, abertura de dossel, mortalidade dos indivíduos arbóreos e estocagem de carbono na parte aérea dos indivíduos arbóreos. Lianas não afetam a chegada de sementes ou a emergência de plântulas em fragmentos florestais degradados, porém diminuem o estabelecimento de plântulas pioneiras (provavelmente por sombreamento); no entanto, indivíduos arbóreos pioneiros compartilham habitat com as lianas, enquanto que espécies não-pioneiras têm a estrutura e diversidade de suas populações correlacionadas negativamente com a densidade de lianas. A quantidade de homens-hora para o corte de lianas em fragmentos degradados é muito maior que valores estimados para fragmentos florestais conservados, e é inversamente correlacionada com a densidade e área basal das lianas e positivamente relacionado com a densidade e área basal dos indivíduos arbóreos. O corte de lianas alterou a abertura do dossel no curto prazo e a produção de serapilheira, além de aumentar a estocagem de carbono para indivíduos arbóreos menores. O corte de lianas não afetou a mortalidade dos indivíduos arbóreos. Lianas hiperabundantes podem estagnar e até mesmo retroceder a sucessão florestal em fragmentos florestais e o corte de lianas é uma estratégia efetiva para recuperar estes processos. No entanto o manejo deve ser feito de forma contínua, dada a elevada resiliência comunidade de lianas ruderais. O plantio de mudas apresentou alta mortalidade e só é recomendando em casos de elevada abertura de dossel e baixa densidade de indivíduos arbóreos estabelecidos.

Palavras-chave: Ecologia da restauração; Manejo de lianas; Filtros ecológicos; Sucessão florestal

ABSTRACT

Hyper-abundant lianas as ecological filters for secondary succession in degraded forest remnants

The historical human-mediated loss of tropical forest cover has beleaguered significant portions of these biomes in small and degraded forest remnants scattered on the landscape. In this context, ruderal liana species may proliferate and quickly dominate forest canopy, hindering tree individuals and arresting or even reversing forest succession. This study aims at analyzing the ecological barriers that halt forest succession in degraded forest remnants dominated by hyper-abundant lianas, providing ground to develop intervention strategies to restore structure and composition of these remnants and assess the early effects of liana cutting on the dynamic and growth of the forest tree community. We installed 35 plots in a degraded and isolated semideciduous seasonal forest remnant, from which five were installed in less degraded sectors of the forest remnant and 30 were installed in degraded sectors, dominated by hyper-abundant lianas. We chose 20 out of the 30 plots to undergo cutting of all lianas. We compared seed arrival, seedling emergence and establishment and growth of established adult tree individuals among control and liana cutting plots. Tree community parameters were correlated with liana density in order to understand the relation of these two life forms in the degraded forest. Time required, in man-hours, for liana cutting was quantified and correlated with tree and liana community parameters in order to provide ground for estimating labor requirements in similar situations; seedling planting was tested as a complimentary restoration technique. Finally, we assessed the early effects of liana cutting on canopy openness, litter production, tree mortality and carbon stored in the tree community. Lianas do not affect seed arrival or seedling emergence in degraded forest remnants, however, they do increase pioneer seedling mortality (probably through shading); at the same time, established pioneer individuals share habitat with lianas, while non-pioneers have the structure and diversity of their community negatively correlated with liana density. Man-hours needed for liana cutting in degraded forest remnants are much higher than estimates for mature forests, and it is inversely correlated with liana density and basal area and positively correlated with tree density and basal area. Early effects of liana cutting included increased canopy openness, reduced litter production and increased carbon uptake by smaller trees. Liana cutting did not affect established trees mortality. Hyper-abundant lianas may stagnate and even reverse forest succession in degraded forest remnants and liana cutting is an effective strategy to recuperate successional processes. However, liana cutting must be carried out periodically, given the high resilience of ruderal lianas populations. Seedlings planting had high mortality and it is recommended only when canopy openness is high and density of established tree individuals is low.

Keywords: Restoration ecology; Liana management; Ecological barriers; Forest succession

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas florestais não são entidades estáticas, de forma que distúrbios fazem parte da dinâmica florestal e resultam em um sistema em equilíbrio dinâmico, onde vários clímaxes alternativos podem ocorrer em resposta a esses distúrbios (PICKETT; OSTFELD, 1994). No entanto, a maioria dos fragmentos florestais inseridos em paisagens antropizadas está submetido a frequentes distúrbios antrópicos, tal como incêndios, extração predatória de madeira e pastoreio por gado, podendo exceder os limites naturais de resiliência e resistência desses ecossistemas (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; TABANEZ; VIANA, 2000).

Este processo histórico de intensa degradação e fragmentação reduziu a Mata Atlântica brasileira a menos de 12% da sua cobertura florestal original, sendo que 80% de seus remanescentes possuem menos que 50 ha (RIBEIRO et al., 2009). Conseqüentemente, há um aumento da área de floresta sob “efeito de borda”, o que aumenta a temperatura e a entrada de luz na floresta, reduz a umidade do ar e do solo (YOUNG; MITCHELL, 1994) e favorece a invasão biológica (TABANEZ; VIANA, 2000). Desta forma, estas alterações nas características do habitat florestal favorecem espécies heliófitas nativas, como algumas espécies de lianas (AMADOR; VIANA, 2000; TABANEZ; VIANA, 2000).

Lianas são plantas lenhosas que dependem da sustentação de outras plantas ou substrato para crescerem em altura (PUTZ; WINDSOR, 1987) e sua distribuição no mosaico florestal depende de fatores como níveis de luz, estágio sucessional da vegetação, grau de perturbação, fertilidade do solo e diâmetro dos indivíduos arbóreos (GERWING, 2004; HOMEIER et al., 2010; LAURANCE et al., 2001). Em florestas conservadas, as lianas apresentam elevada riqueza de espécies, representando, por exemplo, 11% de toda a diversidade vegetal em fragmentos de Mata Atlântica (UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004). As lianas também possuem destacada importância para a dinâmica florestal, interagindo com organismos polinizadores e dispersores de sementes, “cicatrizando” bordas e clareiras, servindo de vias de deslocamento para a fauna arborícola e contribuindo para a estocagem de carbono (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996; SAVAGE, 1992; SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005).

No entanto, em fragmentos florestais degradados, as lianas podem se tornar superabundantes (LAURANCE et al., 2001) e vir a prejudicar o crescimento dos indivíduos arbóreos (CAMPANELLO et al., 2007a), em função da competição por recursos (SCHNITZER et al., 2005), danos físicos às copas das árvores (AMADOR; VIANA, 2000) e desestruturação da floresta (FARAH et al., 2014), sendo muitas vezes consideradas “parasitas

estruturais”. Desta forma, a regeneração natural das espécies arbóreas é comprometida e o remanescente florestal permanece em um estado clímax alternativo, ou paraclímax (AMADOR; VIANA, 2000; JORDÃO, 2009). Nessas condições, o simples isolamento dos fatores de degradação não é suficiente para a restauração do fragmento (TABANEZ; VIANA, 2000) e técnicas de intervenção se fazem necessárias para restabelecer a sucessão florestal (JORDÃO, 2009). Conseqüentemente, estas florestas degradadas apresentam menor estoque de carbono (CHAVE; BERNARD; MARCA, 2001; LAURANCE, 1997).

Nestas condições, recomenda-se o corte de lianas visando reduzir a competição com os indivíduos arbóreos e restabelecer a dinâmica e estrutura florestal (AMADOR; VIANA, 2000; ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007a). No entanto, diversos estudos frisam que coberturas de lianas fazem parte do mosaico florestal, criando microambientes favoráveis à sobrevivência de plântulas (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; JORDÃO, 2009; VIEIRA; SCARIOT, 2006) e reduzindo a predação de sementes por grandes herbívoros (VIEIRA; SCARIOT, 2006). Recomenda-se assim que o manejo de lianas poupe as espécies de elevada importância ecológica (AMADOR; VIANA, 2000; ENGEL et al., 1998; VIEIRA; SCARIOT, 2006). No entanto, Jordão (2009), argumenta que, como o estrato arbóreo sob as lianas é formado principalmente por espécies de sub-bosque tolerantes à sombra, de baixo crescimento e de baixo porte, a simples remoção das lianas não é suficiente para a retomada dos processos sucessionais, sendo necessária a reintrodução de espécies arbóreas de do grupo funcional de recobrimento (RODRIGUES et al., 2009b) para a reestruturação do dossel. Tais informações indicam que o simples corte de lianas pode não ser suficiente para a restauração de fragmentos florestais degradados, sendo necessário um entendimento maior dos filtros ecológicos impostos por esse grupo de plantas que estejam envolvidos no bloqueio da sucessão secundária nessas situações, para que sejam estabelecidas formas adequadas de manejo.

Assim, o entendimento dos filtros ecológicos em que os fragmentos florestais degradados estão submetidos devido à dominância do dossel por lianas superabundantes é essencial para o desenvolvimento de metodologias de restauração ecológica. Cabe ressaltar que a restauração ecológica no Brasil tem dedicado pouca – ou quase nenhuma – atenção à restauração de fragmentos florestais degradados. Grande ênfase tem sido dada ao restabelecimento de comunidades vegetais nativas em áreas já convertidas para uso alternativo do solo. No entanto, há que se considerar que a persistência da biodiversidade em paisagens antropizadas, bem como a recolonização de áreas em processo de restauração por

espécies nativas, depende da integridade ecológica dos fragmentos remanescentes. Diante disso, fica evidente que, para o avanço dos esforços de conservação e restauração da Mata Atlântica, é preciso que os fragmentos hoje degradados sejam manejados adequadamente visando aumentar a retenção da biodiversidade, a geração de serviços ecossistêmicos e o potencial de servir de fonte de biodiversidade para áreas em processos de restauração do entorno.

Neste sentido, a remoção dos filtros ecológicos que impedem a sucessão florestal, por meio de ações de restauração ecológica, pode ser fundamental para restabelecer a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados, retirando-os da condição de paraclímax. Considerando que controlar a chegada e o banco de sementes das espécies de lianas provavelmente surtiria pouco efeito, dada a intensa propagação vegetativa desta forma de vida; o corte dos indivíduos adultos de lianas foi a estratégia escolhida para recuperar os processos ecológicos do fragmento florestal degradado, dado que parece ser o método mais ecológico e com melhor eficiência para o controle de lianas (SCHNITZER; BONGERS, 2002).

De acordo com o exposto, o objetivo geral do nosso estudo foi analisar o efeito da comunidade de plantas trepadeiras nos diferentes estágios de vida da comunidade arbórea em fragmentos florestais degradados, avaliando o efeito das trepadeiras na chegada de sementes, emergência de plântulas, estabelecimento de plântulas e crescimento e composição da comunidade arbórea estabelecida. Também provemos embasamento para técnicas de manejo de lianas visando à restauração desses ecossistemas.

Referências

AMADOR, D.B.; VIANA, V.M. Dinâmica de "capoeiras baixas" na restauração de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 57, p. 69-85, 2000.

CAMPANELLO, P.I.; GARIBALDI, J.F.; GATTI, G.; GOLDSTEIN, G. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 242, p. 250-259, 2007.

CHAVE, J.; BERNARD, R.; MARCA, D. Estimation of biomass in a neotropical forest of french guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, p. 79-96, 2001.

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.

FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R.; SANTOS, F.A.M.; TAMASHIRO, J.Y.; SHEPHERD, G.J.; SIQUEIRA, T.; BATISTA, J.L.F.; MANLY, B.J.F. Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species: case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, Elsevier, v. 37, p. 40-44, 2014.

GERWING, J.J. Life history diversity among six species of canopy lianas in an old-growth forest of the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdã, Holanda, v. 190, p. 57-72, 2004.

HOMEIER, J.; ENGLERT, F.; LEUSCHNER, C.; WEIGELT, P.; UNGER, M. Factors controlling the abundance of lianas along an altitudinal transect of tropical forests in Ecuador. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1399-1405, 2010.

JORDÃO, S.M.S. **Manejo de lianas em bordas de floresta estaacional semidecidual e de cerrado, Santa Rita do Passa Quatro, SP**. 2009. 248 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

LAURANCE, W.F. Biomass collapse in Amazonian Forest fragments. **Science**, Washington, v. 278, n. 5340, p. 1117-1118, 1997.

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

MORELLATO, P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Reproductive phenology of climbers in a southeastern Brazilian forest. **Biotropica**, Washington, v. 28, n. 2, p. 180-191, 1996.

PICKETT, S.T.A.; OSTFELD, R.S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R.L.; BATES, S.F. (Org.). **A new century for natural resources management**. Washington: Island Press, 1994. p. 261-278.

PUTZ, F.E.; WINDSOR, D.M. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica**, Washington, v. 19, n. 4, p. 334-341, 1987.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2004. p. 235-247.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.

ROZZA, A.A.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High**

diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. New York: New Science Publ., 2007. p. 171-196.

SAVAGE, M. Germination of forest species under an anthropogenic vine mosaic in Western Samoa. **Biotropica**, Washington, v. 24, n. 3, p. 460-462, 1992.

SCHNITZER, S.A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 117, n. 5, p. 223-228, 2002.

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**, London, v. 93, n. 6, p. 1115-1125, 2005.

TABANEZ, A.A.J.; VIANA, M. Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4, p. 925-933, 2000.

UDULUTSCH, R.G.; ASSIS, M.A.; PICCHI, D.G. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro - Araras, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, Brasília, v. 27, n. 1, p. 125-134, 2004.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Effects of logging, liana tangles and apsture on seed fate of dry forest tree species in Central Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 230, p. 197-205, 2006.

YOUNG, A.; MITCHELL Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation**, Washington, v. 67, p. 63-72, 1994.

2 FILTROS BIOLÓGICOS IMPOSTOS POR LIANAS HIPERABUNDANTES

Resumo

As florestas tropicais remanescentes encontram-se em fragmentos pequenos, isolados e comumente degradados tanto pelo efeito de borda quanto por atividades antrópicas. Tais condições favorecem a proliferação de espécies ruderais como lianas intolerantes à sombra, que podem se tornar hiperabundantes nestas condições. Nesse contexto, o presente estudo busca analisar o efeito de lianas hiperabundantes em fragmentos degradados para espécies arbóreas pioneiras e não-pioneiras e as implicações ecológicas para a sucessão florestal. Para tal, foram instaladas 30 parcelas, divididas em 10 blocos de três parcelas, cada uma com um dos seguintes tratamentos: Cl – corte de lianas, Clp – corte de lianas e plantio de mudas, P – plantio de mudas sem o corte de lianas. Avaliou-se a chegada de sementes, emergência de plântulas e sobrevivência de mudas de árvores nativas pioneiras e não-pioneiras e crescimento dos indivíduos arbóreos já estabelecidos entre tratamentos com e sem o manejo de lianas. Adicionalmente, a densidade de lianas em cada parcela foi correlacionada com parâmetros estruturais e de diversidade da comunidade arbórea pioneira e não-pioneira da parcela, a fim de analisar o efeito que a infestação de lianas gerou a longo prazo na população florestal. O corte de lianas não afetou a chegada de sementes ou a emergência de plântulas para espécies pioneiras ou não-pioneiras. No entanto, o manejo de lianas favoreceu o estabelecimento de mudas pioneiras devido à abertura do dossel pela morte dos indivíduos escaladores. A densidade de lianas estava inversamente correlacionada com a área basal, densidade, riqueza, índice de diversidade de Shannon e índice de equabilidade de Pielou dos indivíduos não-pioneiros estabelecidos na floresta; enquanto que a densidade de lianas não afetou estes parâmetros para espécies pioneiras, inclusive favorecendo a diversidade de pioneiras. Desta forma, por impor barreiras para o estabelecimento de plântulas e para os indivíduos não pioneiros, que são responsáveis por boa parte da diversidade em florestas tropicais e pelo avanço sucessional das comunidades florestais, as lianas hiperabundantes favorecem a estagnação da comunidade florestal em um estado alternativo estável dominado por árvores pioneiras de pequeno porte. Apesar de ainda serem necessários estudos sobre o efeito do manejo nas populações de lianas, recomendamos o manejo de lianas para a restauração destes ecossistemas.

Palavras-chave: Fragmentos florestais; Trepadeiras; Manejo de lianas; Ecologia da restauração

Abstract

Remaining tropical forests are found in small, isolated forest remnants which are usually degraded by both edge effect and human-mediated disturbances. Such conditions favor the proliferation of ruderal species such as shade-intolerant lianas, which may become hyper-abundant in these conditions. In this context, we aimed to analyze the effect of hyper-abundant lianas in degraded forest remnants for both pioneer and non-pioneer tree species and the ecological implications for forest succession. We installed 30 plots divided in 10 blocks of three, each one receiving one of the following treatments: Cl – liana cutting, Clp – liana cutting and seedling planting, P – seedling planting without liana cutting. We analyzed seed arrival and seedling emergence and establishment of native tree species and growth of tree community already established in the forest remnant. Additionally, we correlated liana density with structural and diversity parameters of the established pioneer and non-pioneer tree

community, in order to analyze the effects that liana infestation had in the tree community on the long term. Liana cutting did not affect seed arrival or seedling emergence for either pioneer or non-pioneer species. However, liana cutting favored establishment of pioneer seedlings due to canopy openness. Liana density was inversely correlated with basal area, density, richness, Shannon diversity index and Pielou's equability index for non-pioneer tree individuals established in the forest community; while liana density had no effect on pioneer species, even favoring pioneer species Shannon diversity index. Therefore, for imposing ecological barriers for seedling establishment and for non-pioneer established individuals, which represent most of tropical forest diversity and foments the sucessional process, hyper-abundant lianas favor arrested succession in degraded forest remnants, creating an alternative stable state dominated by low pioneer trees. Although more studies are needed regarding impacts of liana cutting on liana community, we recommend liana cutting for the restoration of degraded forest remnants.

Keywords: Ecological filters; Alternative stable state; Lianas; Restoration ecology

2.1 Introdução

Vastas áreas de cobertura florestal vêm sendo desmatadas ao redor do globo e a maioria desta perda de vegetação ocorreu em florestas tropicais, das quais já foram destruídas 1,4 % no breve período entre 2000 e 2005 (ASNER et al., 2009; ZARIN, 2012). Comumente, a cobertura vegetal restante se encontra em fragmentos pequenos e isolados (CURRAN et al., 2004; RIBEIRO et al., 2009). Além da perda direta de biodiversidade e serviços ecossistêmicos devido à perda de área florestal, a fragmentação altera os regimes de luz, umidade e temperatura na borda dos fragmentos, o que, por sua vez, pode afetar a dinâmica e composição florestal por centenas de metros adentro do remanescente florestal (BROADBENT et al., 2008; LÔBO et al., 2011). Adicionalmente, a maioria dos fragmentos florestais está sujeita a contínuos distúrbios antropogênicos, tais como pastoreio, retirada seletiva de madeira e fogo (BROADBENT et al., 2008; MELO et al., 2013; NASCIMENTO et al., 1999). Neste contexto de perturbação, os filtros ecológicos referentes à dispersão, germinação, estabelecimento e amadurecimento são mais difíceis de serem superados para diversas espécies vegetais.

Filtros ecológicos são qualquer fator biótico ou abiótico que limitam a dispersão, estabelecimento e amadurecimento de uma comunidade natural (NOGUEIRA; COSTA; CASTILHO, 2011). Para a restauração de ecossistemas degradados, a identificação e superação dos filtros ecológicos pela comunidade vegetal é fundamental para reestabelecer os processos ecológicos e recuperar a continuidade histórica do ecossistema. Os filtros ecológicos que geralmente são limitantes para a restauração de áreas degradadas são a chegada, predação e germinação de sementes, e estabelecimento e maturação das plântulas (HOLL et al., 2000). Logicamente, a intensidade dos filtros ecológicos em áreas degradadas

são espécie-específicos (HOLL et al., 2000) e a ocorrência de distúrbios em ecossistemas florestais degradados podem favorecer a proliferação de espécies ruderais e generalistas, à custa de espécies especialistas e dependentes de condições de interior de floresta (LAURANCE et al., 2001; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Nesse contexto, a degradação pode superar a resiliência da comunidade florestal, estabilizando o sistema em um estado alternativo persistente e resiliente; onde é necessário intervir a fim de restaurar os processos sucessionais e possibilitar a persistência de uma maior porção da biodiversidade e serviços ecossistêmicos (HOBBS et al., 2011; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; SUDING; GROSS; HOUSEMAN, 2004). Lianas intolerantes à sombra são um dos principais grupos de plantas que são favorecidos pela fragmentação e degradação, causando mudanças drásticas na estrutura e dinâmica florestal através da colonização do dossel (FARAH et al., 2014; SCHNITZER; CARSON, 2010).

Lianas são plantas lenhosas sem suporte próprio quando adultas que precisam de “hospedeiros estruturais” para alcançar o dossel (GENTRY, 1991; PUTZ; HOLBROOK, 1991). Lianas podem ocorrer em mais de 80 % das árvores em florestas tropicais maduras e representar de 10 a 44 % de toda a riqueza de espécies nesse bioma (PÉREZ-SALICRUP, 2001a; SCHNITZER; BONGERS, 2002). Em algumas florestas, as lianas representam até 22 % de todos os indivíduos lenhosos com altura maior que 2 m (PUTZ, 1984). Adicionalmente, as lianas são uma fonte de alimento importante para a fauna, produzindo frutos quando a maioria das árvores não está frutificando (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996; OPLER; BAKER; FRANKIE, 1991).

Algumas espécies de lianas se proliferam vigorosamente após distúrbios ou formações de clareiras em florestas tropicais (CASTELLANOS, 1991; ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007b), e podem estagnar a sucessão florestal (SCHNITZER et al., 2000). No entanto, fragmentação e distúrbios antropogênicos alteram a comunidade de lianas (ROBATINO, 2010; YUAN et al., 2009), favorecendo algumas poucas espécies ruderais de trepadeiras (YUAN et al., 2009). Estas espécies de lianas ruderais dominam rapidamente a comunidade vegetal, estagnando ou até mesmo revertendo a sucessão florestal (FARAH et al., 2014), prejudicando, assim, não somente espécies arbóreas, mas também espécies de lianas de estágios sucessionais mais tardios, que precisam de uma comunidade florestal mais robusta para se estruturar e alcançar o dossel (NOGUEIRA et al., 2011).

Infestação de lianas em fragmentos florestais degradados pode aumentar a homogeneidade da comunidade florestal, através da competição mais intensa com determinados grupos ecológicos de árvores e consequente desestruturação da floresta (FARAH et al., 2014). Apesar das plantas escaladoras infestarem igualmente pioneiras e não-pioneiras (INGWELL et al., 2010), e reduzir o recrutamento e a riqueza igualmente para ambos os grupos ecológicos, os efeitos da competição com lianas são mais intensos em espécies tolerantes à sombra (SCHNITZER; BONGERS, 2002; SCHNITZER; CARSON, 2010), devido ao crescimento lento e a arquitetura deste grupo ecológico. Apesar de lianas e espécies arbóreas pioneiras coexistirem em condições de florestas degradadas e clareiras (NASCIMENTO et al., 1999; SCHNITZER; CARSON, 2010), ainda não é claro quais barreiras ecológicas permitem tal coexistência (GERRIDO-PEREZ; BURNHAM, 2010).

A proliferação de lianas está fadada a tornar-se um problema crescente em florestas tropicais degradadas devido à resposta desta forma de vida ao aumento da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera. Lianas crescem mais rápido e são mais tolerantes à sombra nas concentrações atuais de carbono na atmosfera (GRANADOS; KÖRNER, 2002; KÖRNER, 2004). Não obstante, o tamanho e a densidade de populações de plantas escaladoras em florestas tropicais vêm aumentando proporcionalmente mais do que as populações das espécies arbóreas (LEWIS et al., 2004). Este cenário pode levar a uma retroalimentação positiva onde o maior crescimento de lianas suprime mais intensamente o crescimento das árvores, favorecendo ainda mais as lianas.

Parte significativa da biota tropical está restringida a fragmentos florestais degradados e pequenos, localizados em terras privadas, onde o manejo de lianas pode ser uma ferramenta crucial para a persistência da biodiversidade em paisagens antrópicas. Por exemplo, no hotspot da Mata Atlântica, 80 % dos fragmentos possuem menos que 50 ha, e somente cerca de 1 % da cobertura vegetal deste bioma está protegida em unidades de conservação (RIBEIRO et al., 2009). Apesar de programas internacionais estabelecerem objetivos ambiciosos para a restauração de áreas degradadas (MENZ; DIXON; HOBBS, 2013; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009a), poucos trabalhos (ANTUNES; BRANDÃO, 2010; CAMPANELLO et al., 2007b; ROZZA et al., 2007b; VITELLI et al., 2009) e políticas públicas abordam a problemática da restauração de fragmentos florestais degradados, a principal fonte de biodiversidade para os programas de restauração em paisagens antropizadas.

Como lianas competem intensamente com árvores, aumentando a mortalidade e reduzindo o crescimento e produção de sementes destas (CLARK; CLARK, 1990; INGWELL et al., 2010; PHILLIPS et al., 2005; ROZZA et al., 2007b; SCHNITZER et al., 2005; TOBIN et al., 2012), e apresentam elevada densidade em diversos fragmentos florestais degradados (FARAH et al., 2014; ROZZA et al., 2007a). Assim, reduzir temporariamente a comunidade de lianas parece ser a melhor estratégia para a retomada dos processos sucessionais de fragmentos florestais degradados. Considerando que controlar a chegada e o banco de sementes das espécies de lianas provavelmente surtiria pouco efeito, dada à intensa propagação vegetativa desta forma de vida; o corte dos indivíduos adultos de lianas foi a estratégia escolhida para recuperar os processos ecológicos do fragmento florestal degradado. O manejo de lianas não objetiva “erradicar” as lianas do sistema florestal, o que não ocorrerá, pois o corte não será realizado em área total e mesmo as lianas em áreas que serão cortadas apresentam elevada chance de rebrota (GERWING; VIDAL, 2002). Neste contexto, o corte de lianas ruderais em setores da floresta onde estas são hiperabundantes pode restaurar os processos sucessionais em fragmentos florestais degradados, ao favorecer o desenvolvimento de espécies arbóreas de crescimento rápido que reestruturem rapidamente o dossel florestal, suprimindo assim as espécies de trepadeiras heliófitas e permitindo que espécies de dossel mais longevas presentes na área se desenvolvam.

A fim de analisar o efeito do manejo das lianas na comunidade arbórea de fragmentos degradados, nos baseamos no conceito de filtros ecológicos para a restauração florestal propostos por Holl et al. (2000), que discute que a chegada, predação e germinação de sementes de espécies arbóreas e o crescimento e desenvolvimento das plântulas de espécies arbóreas são os alicerces para a recuperação de ecossistemas florestais. Desta forma, analisamos o efeito do corte de lianas nos seguintes filtros ecológicos: chegada de sementes, emergência de plântulas, estabelecimento de plântulas e estrutura e composição da comunidade arbórea estabelecida de espécies arbóreas pioneiras e não-pioneiras em uma floresta estacional semidecidual pertencente ao bioma Mata Atlântica, no estado de São Paulo.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

O presente trabalho foi realizado durante 26 meses (setembro de 2011 a novembro de 2013) no remanescente florestal de 14 hectares (ha) localizado na cidade de Piracicaba – SP, nas coordenadas aproximadas de 22° 42' 40"S e 47° 37' 30"O. O fragmento está isolado há mais de 100 anos e é conhecido localmente como “Mata da Pedreira”. A altitude do fragmento é de aproximadamente 550 m e a matriz circundante é composta por pastagens e urbanização (Figura 1). O clima da área de estudo é classificado como Cwa, de acordo com Köppen-Geiger, com verões quentes e úmidos e invernos secos (KOTTEK et al., 2006). A temperatura média anual foi de 22,4 °C e 21,6 °C durante o período de estudo e de 1917-2010, respectivamente; enquanto a precipitação média anual foi de 1294 mm e 1128 mm durante o período de estudo e de 1917-2010, respectivamente (ANEXO A).

A formação florestal do fragmento estudado é definida como floresta estacional semidecidual, de acordo com Veloso, Rangel Filho e Lima (1991) e está inserido dentro do bioma da Mata Atlântica. Esta formação é a segunda mais ameaçada da Mata Atlântica, com somente 7,1 % de cobertura florestal remanescente (RIBEIRO et al., 2009). Como a maioria dos remanescentes florestais no sudeste brasileiro, nossa área de estudo sofreu diversas perturbações antrópicas em sua história (BROADBENT et al., 2008; NASCIMENTO et al., 1999). O distúrbio antrópico recente mais relevante foi um incêndio ocorrido 30 anos antes do presente trabalho, o qual queimou boa parte do fragmento (CATHARINO, 1989). Tais distúrbios criaram um mosaico de diferentes estágios sucessionais no fragmento, com setores de alta densidade de lianas hiperabundantes e árvores e arbustos pioneiros e outros setores menos degradados, com maior área basal arbórea (ANEXO B).

2.2.2 Implantação das parcelas permanentes

Foram instaladas 35 parcelas circulares com raio de 10 m (314,15 m²) no fragmento florestal. Todas as parcelas estavam separadas por no mínimo quatro metros uma da outra. A densidade de lianas foi estimada instalando em cada parcela permanente três sub-parcelas, localizadas 13 m ao norte, sul e leste do centro da parcela permanente. Nestas sub-parcelas foram contados e medidos todos os indivíduos de lianas com comprimento maior de 1,3 m que enraizavam na parcela.

Das 35 parcelas circulares, cinco parcelas foram instalados em setores menos degradados, onde podia-se notar maior área basal, altura do dossel e diversidade de indivíduos arbóreos, as demais 30 parcelas foram instaladas em setores com elevada infestação de lianas ruderais. Em todas as parcelas foi medido o DAP (diâmetro na altura do peito) de todas as árvores e arbustos com $DAP \geq 1,58$ (ou circunferência a altura do peito ≥ 5 cm). Caso houvesse mais de um fuste na altura do peito do mesmo indivíduo, medimos até os três maiores troncos com $DAP \geq 1,58$. Estes dados apontaram que as cinco parcelas em áreas menos degradadas realmente apresentavam maior área basal e diversidade de indivíduos, comprovando a classificação visual inicial das parcelas. As cinco parcelas menos degradadas foram utilizadas somente para a discussão dos resultados do presente trabalho, sendo que a avaliação dos filtros ecológicos e o manejo de lianas descrito a seguir realizado somente nas 30 parcelas em setores mais degradados da floresta.

Em fevereiro de 2012, após o levantamento da vegetação como descrito acima, as parcelas foram divididas em 10 blocos com três parcelas cada, baseando-se na proximidade espacial e estrutura florestal (Figura 1). Em cada bloco, cada parcela recebeu um dos três tratamentos: **Cl** – corte de todas as lianas na parcela; **Clp** – corte de todas as lianas na parcela seguido do plantio de mudas arbóreas de espécies nativas; **P** – plantio de mudas sem o corte de lianas. Características da comunidade florestal já estabelecida na parcela, como área basal e riqueza das espécies arbóreas e densidade de lianas era semelhante entre as parcelas antes da implantação dos tratamentos (ANEXO B).

É necessário chamar a atenção para os termos usados para definir as formas de vida vegetais no presente trabalho. De acordo com a literatura, a definição da forma de vida “liana” é dada às plantas sem suporte próprio na fase adulta e que possuem lenho, enquanto que plantas “trepadeiras” são aquelas que não possuem suporte próprio na fase adulta, independente de possuir lenho ou não (GENTRY, 1991; PUTZ; WINDSOR, 1987). No entanto, trabalhos que realizaram o corte e supressão de plantas sem suporte próprio usam o termo “manejo de lianas” para se referir ao corte e supressão de todas as espécies escaladoras em uma área, independente se estas possuíam lenho (CAMPANELLO et al., 2007b, 2012; GRAUEL; PUTZ, 2004; ROZZA et al., 2007a). Desta forma, no presente trabalho, iremos usar o termo “lianas” para nos referir a todas as plantas sem suporte próprio, sejam elas classificadas como trepadeiras ou lianas pela literatura convencional.

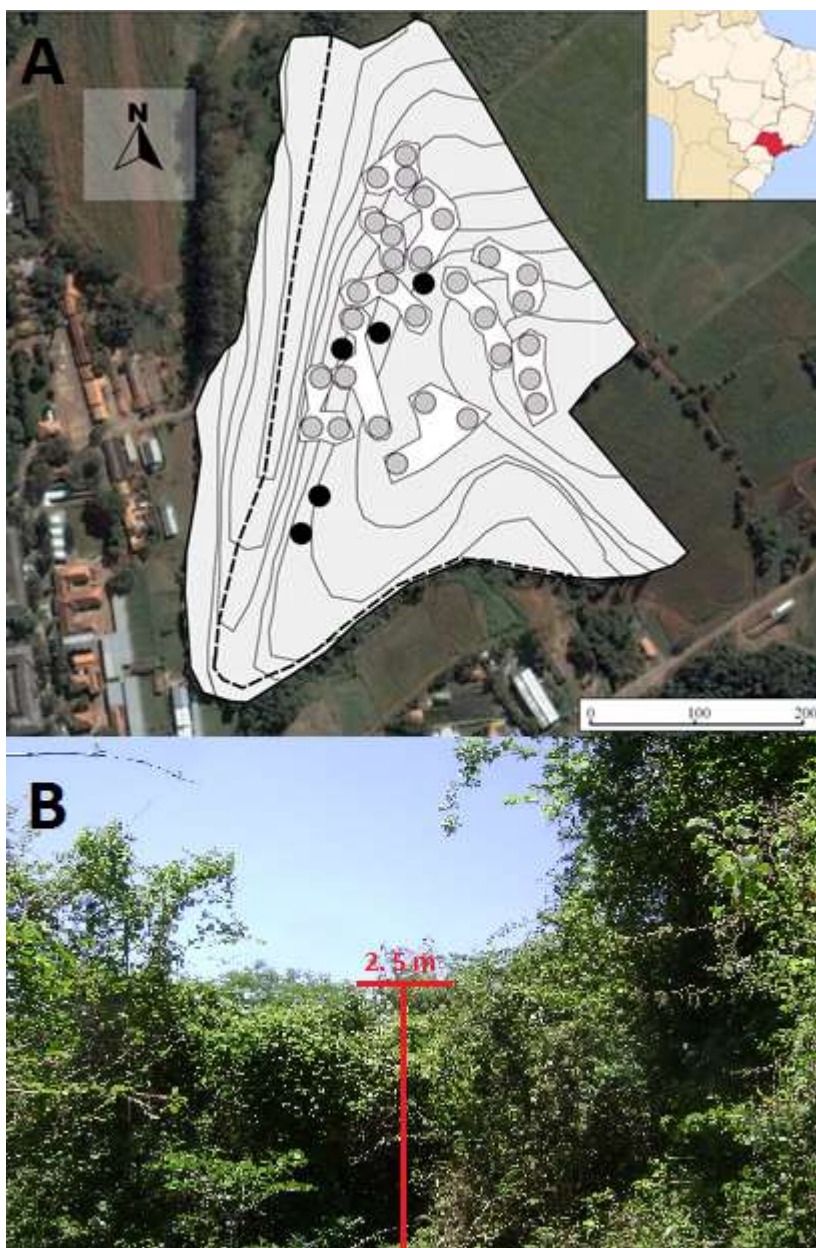


Figura 1 – **A** – parcelas e blocos da área de estudo, localizado no município de Piracicaba – SP, Brasil. Círculos cinza e negros representam as parcelas em setores degradados e menos degradados da floresta (referência), respectivamente. Parcelas em florestas degradadas estão agrupadas em blocos. Curvas de nível representam mudanças de altitude de 5 m. A linha pontilhada representa um curso d'água. No canto superior direito está a localização do estado de São Paulo no território nacional. **B** – Imagem representativa da situação geral da estrutura das áreas degradadas do fragmento florestal estudado, onde foram instalados os experimentos de corte de lianas. A marcação vermelha indica a altura do dossel em relação ao solo

Nos tratamentos Cl e Clp, foram cortadas todas as plantas trepadeiras a 1 m de altura em relação ao solo. A biomassa resultante do manejo foi deixada na parcela, dado que a remoção de lianas do dossel poderia danificar a copa das árvores e diminuir o rendimento operacional da atividade. A biomassa de lianas cortadas prejudicou a regeneração natural em

alguns pontos conforme caía do dossel, porém, após um ano, parte significativa desta biomassa se recompôs e a regeneração natural de plântulas se reestabeleceu gradativamente (GIRÃO, V. J.¹, comunicação pessoal). Foi realizado outro corte de lianas oito meses após o corte inicial, seguindo os mesmos critérios do corte inicial (Figura 2). As lianas foram cortadas em um raio de 12 metros do centro da parcela, de forma a criar uma área de bordadura de dois metros em volta de cada parcela. Nenhum dado foi coletado na área de bordadura.



Figura 2 – Efeito do corte de lianas demonstrado pela infestação de lianas em um mesmo indivíduo arbóreo de aproximadamente 18 m de altura. **A** – antes do corte de lianas; **B** – oito meses após o corte de lianas; **C** – 18 meses após o corte de lianas.

A fim de analisar o efeito da competição de lianas no estabelecimento de plântulas florestais, foram plantadas 20 mudas de espécies arbóreas nativas em cada parcela sob os tratamentos P e Clp (Tabela 1). Foram escolhidas espécies que ocorrem naturalmente na região e formação vegetal da área de estudo e estavam disponíveis em viveiros próximos. As mudas foram plantadas no fim da estação chuvosa, em fevereiro de 2012, logo após o corte de lianas (Plantio I). Repetiu-se o plantio em dezembro de 2012, no começo da estação chuvosa, 10 meses após o corte de lianas. As mudas foram produzidas em tubetes de 56 cm³ em um viveiro florestal local, passando por um período de rustificação no viveiro antes do plantio.

Foram coletados dados referentes à chegada de sementes e a emergência de plântulas nas parcelas Cl e P, enquanto que o estabelecimento das plântulas foi avaliado nos tratamentos Clp e P. As mudas plantadas eram menores que 40 cm e, portanto, muito

¹ GIRÃO, V.J. “Dinâmica da regeneração de um fragmento florestal degradado após manejo de trepadeiras superabundantes”. Piracicaba – SP. 2014. Dissertação no prelo.

provavelmente não afetaram a chegada de sementes ou a emergência de plântulas durante o presente trabalho. As mudas foram plantadas distantes dos testes de emergência para evitar o sombreamento e nenhuma das mudas floresceu, frutificou ou cresceu mais que 2 m em altura durante o presente trabalho, não sendo, portanto, atrativa para fauna dispersora. Nesse contexto, não houve necessidade de comparar a chegada de sementes e a emergência e estabelecimento de plântulas entre os tratamentos com corte de lianas (Cl e Clp).

2.2.3 Avaliação dos filtros ecológicos

A fim de analisar o efeito de lianas como filtros ecológicos para as espécies nativas arbóreas em fragmentos florestais degradados, realizamos simultaneamente experimentos para quantificar e qualificar a chegada e germinação de sementes de espécies arbóreas, o estabelecimento de plântulas e o crescimento dos indivíduos arbóreos estabelecidos ($DAP \geq 1,58$ cm). O período de duração de cada avaliação, as datas das medições, a cobertura do dossel e a precipitação mensal durante o período de estudo estão resumidos na Figura 3. Os detalhes dos métodos de avaliação dos filtros ecológicos encontram-se nos próximos tópicos.

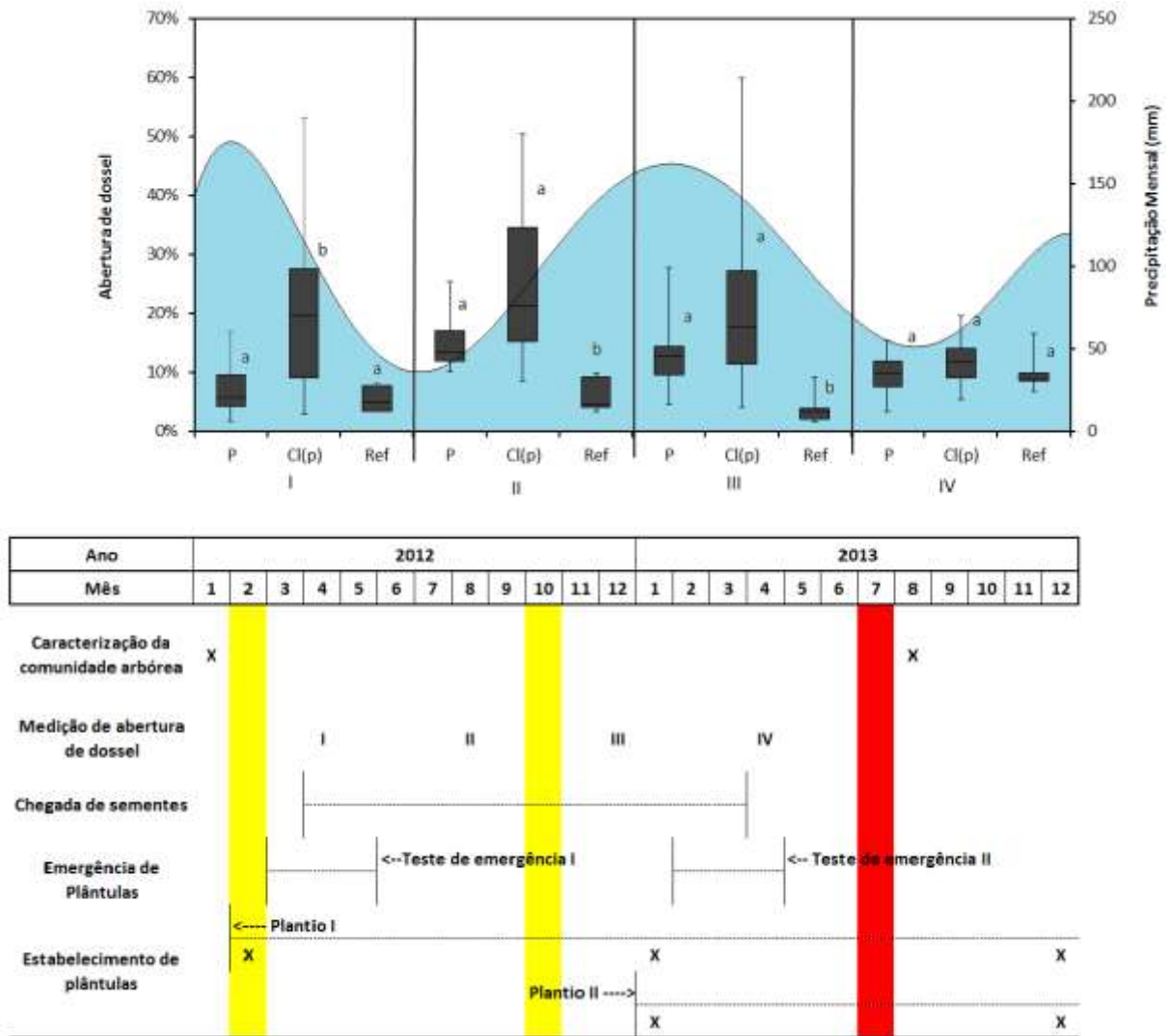


Figura 3 – Gráfico de precipitação e abertura de dossel e tabela com os experimentos e medições realizadas durante a avaliação dos filtros ecológicos impostos por lianas em um fragmento florestal degradado no município de Piracicaba-SP. A curva de tendência do gráfico representa a precipitação mensal durante o período de estudo (2012 a 2013). As barras se referem à abertura de dossel para os tratamentos P (plantio de mudas), Cl(p) (corte de lianas com e sem plantio de mudas) e Ref (áreas menos degradadas da floresta onde não houve corte de lianas); foram realizadas quatro medições de dossel nas datas especificadas na tabela abaixo do gráfico (I, II, III e IV). Os meses indicados com uma faixa amarela indicam o corte de todas as trepadeiras a um metro do solo. A faixa em vermelho indica um evento climático extremo (vendaval) que ocorreu na área de estudo. Meses marcados com “X” na tabela indicam o momento do levantamento de dados para cada variável, os métodos de levantamento de dados estão detalhados no texto deste trabalho.

2.2.3.1 Chegada de sementes

Para esta avaliação, questionamos se as lianas poderiam interceptar a chegada de sementes no solo florestal, atuando como uma armadilha de sementes e, portanto, prejudicar o potencial de emergência de plântulas arbóreas. Para abordar esta questão, foram instalados, em sete parcelas Cl e P do mesmo bloco selecionadas aleatoriamente, três coletores de sementes quadrados de 0,6 m de lado, a 20 cm do solo. Os coletores de semente foram instalados em abril de 2012, dois meses após o corte de lianas, no começo da estação seca. Os

coletores de sementes foram instalados sistematicamente cinco metros ao norte, sudeste e sudoeste do centro da parcela. Toda a serapilheira acumulada foi coletada a cada 14 dias durante o período de um ano.

Toda a biomassa coletada foi seca em uma estufa laboratorial a 55 °C por dois dias e, em seguida, o material passava por uma peneira de 1 cm para separação das sementes maiores e retirada de componentes maiores da serapilheira. Procurou-se por sementes no material que passou por esta peneira utilizando uma lente de aumento. Por fim, a biomassa passava por uma peneira com crivo de 0,05 cm, onde o material que passou era checado novamente utilizando um microscópio estereoscópico. As sementes amostradas foram classificadas como morfoespécies e enviadas para especialistas para identificação. As sementes restantes foram identificadas através de comparação com amostras em herbário. Usando observações de campo e consulta da literatura, buscamos identificar as sementes até o nível de gênero e classificá-las de acordo com a forma de vida.

2.2.3.2 Emergência de plântulas

A fim de determinar se lianas hiperabundantes afetam a emergência de plântulas arbóreas através de sombreamento, quantificou-se a emergência de plântulas em todas as parcelas sob os tratamentos Cl e P. Para isso, colocou-se sementes de cada uma das espécies nativas definidas na Tabela 1 em bandejas plásticas preenchidas com solo da própria parcela. As bandejas foram colocadas cinco metros ao norte do centro da parcela.

Foram realizados dois experimentos: o Teste de Emergência I foi instalado dois meses após o corte de lianas, sem proteger as sementes de predação e utilizando 100 sementes de cada espécie; enquanto o Teste de Emergência II foi realizado 10 meses após o manejo de lianas, com bandejas cobertas com tela de arame de 1 cm para proteger as sementes da predação por herbívoros grandes e utilizando 25 sementes de cada espécie. As sementes do Teste I foram enterradas a 0,5 cm de profundidade, enquanto que no Teste II as sementes não foram enterradas. Foi realizado um teste de germinação para comprovar a viabilidade das sementes do Teste II somente. Todas as espécies arbóreas utilizadas são nativas da região e da formação vegetal da área de estudo e foram adquiridas em um viveiro local. Como o presente trabalho busca simular condições naturais, nenhum tratamento de quebra de dormência foi realizado nas sementes. Contou-se a emergência a cada 14 dias por três meses após a semeadura, removendo indivíduos emergentes após cada contagem. A emergência de plântulas foi monitorada por três meses, após este período não foi observada mais nenhuma

emergência. A abertura do dossel foi quantificada sobre os testes de emergência, utilizando um densiômetro convexo a 1,3 m do solo.

2.2.3.3 Estabelecimento de plântulas

Lianas podem prejudicar plântulas de espécies arbóreas tanto por competição por água e nutrientes no subsolo como competição por luz na parte aérea (SCHNITZER, et al., 2005). A fim de analisar estes efeitos, as mudas plantadas tiveram sua mortalidade, diâmetro a altura do solo (DAS) e altura quantificadas 12 e 22 meses após o plantio no Plantio I e 12 meses após plantio no Plantio II. Para cada grupo ecológico, consideramos a mortalidade, DAS e altura média em cada parcela como os parâmetros para a análise de dados. Foram plantados dois indivíduos de cada uma das espécies detalhadas na Tabela 1 em cada parcela, totalizando 20 mudas por parcela.

As mudas foram produzidas em viveiros florestais em tubetes de 56 cm³. As mudas passaram por um período de um mês de rustificação a pleno sol no viveiro antes de serem plantadas em campo, e nenhuma muda ficou mais de 4 horas sem receber água até o momento do plantio. As mudas apresentavam altura média em torno de 40 cm no momento do plantio.

Tabela 1 - Espécies utilizadas na análise dos filtros de emergência e estabelecimento de plântulas em fragmento florestal degradado com elevada densidade de trepadeiras em Piracicaba – SP. Os tratamentos onde foram realizados cada experimento estão definidos entre parênteses. Cl - Corte de lianas. Clp – Corte de lianas com plantio de mudas. P – Plantio de mudas sem o corte de lianas. P – Espécies pioneiras, NP - Espécies não-pioneiras de dossel

Espécie	Família	Grupo Ecológico	Emergência (Cl / P)	Estabelecimento (Clp / P)
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anarcadiaceae	NP		X
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	NP		X
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	P	X	X
<i>Cedrela fissilis</i> Vell	Meliaceae	NP	X	
<i>Croton floribundus</i> Spreng	Euphorbiaceae	P	X	X
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	P		X
<i>Handroanthus impetiginosa</i> (Mart. Ex DC.) Mattos	Bignoniaceae	NP		X
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	NP		X
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Bentham) Brenan	Fabaceae	NP	X	
<i>Peltophorum dubium</i> Taub.	Fabaceae	P		X
<i>Psidium myrtoides</i> O. Berg.	Myrtaceae	NP	X	
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dun.	Solanaceae	P	X	X
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	P		X

2.2.3.4 Crescimento da comunidade arbórea estabelecida

Lianas competem com os indivíduos arbóreos por recursos como água e luz. Desta forma, analisou-se se o corte de lianas afetou a comunidade florestal remedindo, 19 meses após o corte de lianas, todos os indivíduos arbóreos e arbustivos medidos durante a caracterização da vegetação (item 2.2.2.) e calculando o ganho relativo de área basal de cada parcela. Os indivíduos arbóreos amostrados foram divididos em dois grupos ecológicos: pioneiros (espécies pioneiras conforme definido por Budowski (1965) e Gandolfi (2000)) e não-pioneiros (demais espécies); e em quatro classes diamétricas: **I** – diâmetro médio quadrático (DAP) dos troncos do indivíduo $\geq 1,58$ cm e ≤ 3 cm, **II** – DAP > 3 cm e ≤ 6 cm, **III** – DAP > 6 cm e ≤ 11 cm, e **IV** - DAP $> 11,1$ cm. O crescimento da comunidade arbórea

foi comparado entre tratamentos com corte de liana (Cl e Clp) e controle (P) medindo o CAP dos indivíduos arbóreos antes do manejo de lianas e 18 meses após o manejo de lianas.

2.2.3.5 Densidade de lianas enraizadas na parcela e a estrutura e diversidade da comunidade arbórea

Lianas podem excluir espécies arbóreas não pioneiras da comunidade florestal, prejudicando, desta forma, a estrutura e a diversidade deste grupo ecológico. A fim de identificar as relações entre a densidade de lianas e a estrutura e diversidade da comunidade arbórea em fragmentos florestais degradados, instalamos três subparcelas quadradas de 3×3 m a 13 metros ao norte, sul e leste do centro da parcela circular. Nestas subparcelas classificamos todas as lianas amostradas em duas classes diamétricas: ≤ 1 e > 1 cm. O diâmetro das lianas foi medido utilizando paquímetros. Consideraram-se como lianas todos os indivíduos lenhosos de plantas escaladoras sem suporte próprio, como definido por Gentry (1991). Lianas foram medidas a 1,3 m de comprimento, utilizando paquímetros e seguindo o protocolo definido por Gerwing (2006).

Dados referentes à comunidade arbórea foram os mesmos obtidos durante a implantação das parcelas permanentes (item 2.2.2.) Adicionalmente, mediu-se a abertura de dossel utilizando um densiômetro convexo a 1,3 m de altura do solo a cinco metros ao norte, sul, leste e oeste de cada parcela. Medições de dossel foram realizadas dois, 10 e 14 meses após o corte de lianas.

2.2.4 Análise de dados

A fim de comparar a chegada de sementes entre os tratamentos P e Cl, foi realizado um teste-t pareado ($\alpha=0,05$) para comparar os tratamentos quanto à quantidade de sementes amostradas, riqueza, índice de diversidade de Shannon, índice de equabilidade de Pielou e proporção de espécies não-pioneiras e zoocóricas. Dada a elevada variabilidade da chegada de sementes entre as parcelas, foi realizada a transformação logarítmica dos dados antes das análises estatísticas.

Emergência de plântulas foi comparada entre tratamentos através de uma ANOVA fatorial ($\alpha=0,05$) com tratamentos e grupos ecológicos como as duas fontes de variação. As médias foram comparadas através do teste de Tukey ($\alpha=0,05$). Dados em porcentagem referentes à porcentagem de plântulas emergentes foram submetidos a transformação do arco

seno. Emergência de plântulas foi correlacionada com a abertura do dossel sobre os testes de emergência através da correlação de Pearson ($\alpha=0,05$).

A sobrevivência de plântulas e o crescimento e mortalidade dos indivíduos com DAP ≥ 1.58 cm gerou dados não paramétricos e um modelo linear generalizado misto, considerando a distribuição logarítmica destes dados, foi utilizado para proceder com a análise estatística. Dentro deste modelo, foi realizada uma ANOVA fatorial, considerando os tratamentos (P e Clp), grupos ecológicos (pioneiras e não-pioneiras) e, para os indivíduos arbóreos DAP ≥ 1.58 , classes diamétricas (I, II, III e IV) como os fatores de variação. A fim de identificar os efeitos específicos das lianas em cada classe diamétrica dos indivíduos arbóreos DAP ≥ 1.58 , foram realizadas análises separadas para cada uma destas classes, considerando os tratamentos e os grupos ecológicos como fatores de variação. As médias foram comparadas através do teste de Tukey ($\alpha=0,05$).

Utilizou-se a correlação de Spearman ($\alpha=0,05$) para analisar as associações entre a densidade de lianas enraizadas dentro das parcelas em ambas as classes diamétricas (≤ 1 e > 1 cm) e a área basal, densidade, riqueza, índices de diversidade de Shannon e de equabilidade de Pielou da comunidade arbórea. As correlações foram realizadas considerando a comunidade arbórea como um todo e separadamente para os diferentes grupos ecológicos e classes diamétricas. A abertura de dossel foi analisada separadamente aos dois, 10 e 12 meses após o corte de lianas através de ANOVA, gerando um *ranking* dos dados para as análises estatísticas, devido à sua distribuição não paramétrica.

2.3 Resultados

2.3.1 Efeitos iniciais do manejo de lianas

2.3.1.1 Chegada de sementes

No total, foram amostradas 110 espécies nos coletores de sementes, dos quais 40 (36,4 %) eram arbóreas, 25 (22,7 %) eram lianas e 45 (40,9 %) indeterminadas. Nós consideramos somente sementes de espécies arbóreas e indeterminadas para a análise dos dados. O corte de lianas não afetou a quantidade, riqueza, diversidade ou equabilidade da chegada de sementes arbóreas (Tabela 2 e Figura 4). Apesar da quantidade de espécies pioneiras ter sido 16 e nove vezes maior do que de espécies não-pioneiras nas parcelas P e Cl, respectivamente, as sementes não-pioneiras apresentaram riqueza quatro vezes maior que as não pioneiras. As

lianas também não afetaram a proporção de sementes de espécies não-pioneiras ou zoocóricas na chegada de sementes.

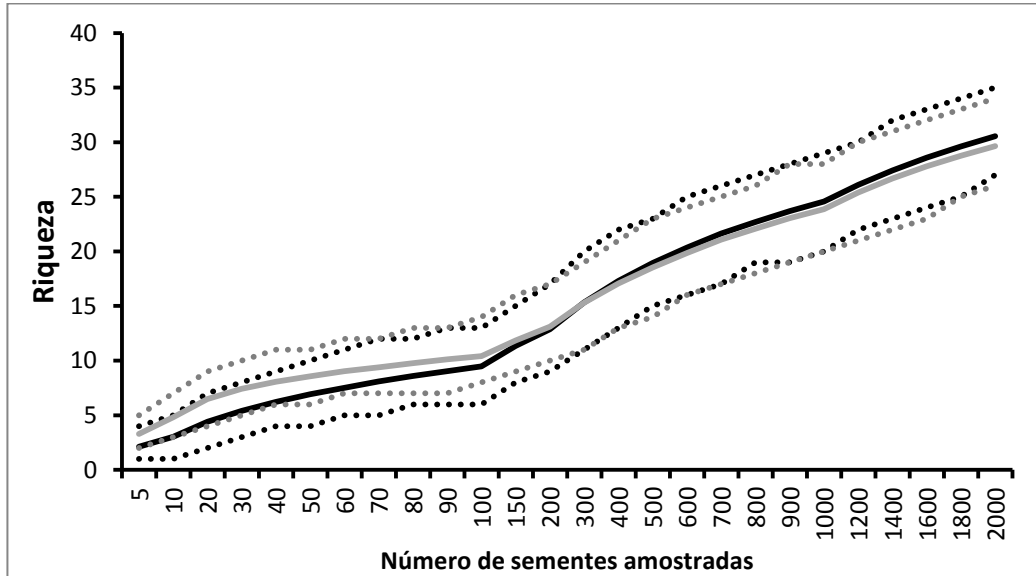


Figura 4 – Curva de rarefação para a chegada de sementes em um fragmento florestal degradado em Piracicaba – SP. A linha cinza representa a riqueza nas parcelas com manejo de lianas (CI), enquanto a linha preta representa a riqueza nas parcelas sem manejo de lianas (P). As linhas pontilhadas superiores e inferiores representam o intervalo de confiança de 95%. Rarefação realizada utilizando o software Ecosim, com 10000 repetições

A espécie pioneira mais abundante na chegada de sementes foi *Aloysia virgata*, árvore pioneira de pequeno porte, com $536,1 \pm 1174,1$ sementes/ano.m² e $377,9 \pm 595,5$ sementes/ano.m² nos tratamentos P e CI, respectivamente. A semente não-pioneira mais abundante foi *Hybanthus atropurpureus*, um arbusto de sub-bosque, com $20,3 \pm 35,1$ sementes/ano.m² e $85,0 \pm 102,0$ sementes/ano.m² nos tratamentos P e CI, respectivamente. A lista completa das espécies amostradas nos coletores de sementes se encontra no ANEXO C.

Tabela 2 – Chegada de sementes de espécies arbóreas acumulada coletada por um ano após o corte de lianas em parcelas com corte de lianas (Cl) e sem corte de lianas (P). Todas as variáveis foram comparadas pelo test-t pareado, com $N = 7$. Não houveram diferenças entre os tratamentos para nenhum dos parâmetros analisados ($\alpha = 0.05$)

	Chegada (sementes/m ²)		Proporção de não-pioneiras (%)		Proporção de zoocóricas (%)	
	Pioneira	Não-pioneira	Quantidade	Riqueza	Quantidade	Riqueza
P	622,2 ± 1110,4	37,7 ± 52,0	13,4 ± 12,4	63,3 ± 7,0	20,21 ± 27,9	34,99 ± 14,1
Cl	746,8 ± 613,9	83,2 ± 85,6	14,8 ± 10,0	64,4 ± 8,4	34,42 ± 33,7	44,05 ± 16,0
t	0,30	1,08	0,20	0,51	0,72	1,03
<i>p</i>	0,779	0,322	0,8474	0,6271	0,5004	0,3448

	Riqueza		Índice de Diversidade de Shannon (nats)		Equabilidade de Pielou (%)	
	Pioneira	Não-pioneira	Pioneira	Não-pioneira	Pioneira	Não-pioneira
P	6,4 ± 1,7	27 ± 2,0	0,73 ± 0,48	0,96 ± 0,48	39 ± 22,	75 ± 25
Cl	5,8 ± 2,0	27 ± 2,1	0,92 ± 0,60	0,76 ± 0,45	51 ± 26	46 ± 25
t	1,00	0,00	0,57	0,55	0,72	1,06
<i>p</i>	0,3559	1,00	0,5917	0,6086	0,4985	0,3486

2.3.1.1 Emergência de plântulas

Espécies não-pioneiras tiveram emergência maior que pioneiras (ANOVA fatorial, teste de emergência I - $F_{1,24} = 28,62$, $p = <0,0001$, $N = 18$; teste de emergência II - $F_{1,27} = 27,46$, $p = <0,0001$, $N = 14$) (Figura 5). Emergência geral, emergência de pioneiras e emergência de não pioneiras não se correlacionaram com a abertura do dossel em ambos os Testes de Emergência I (Correlação de Pearson, Geral: $r = 0,1226$, $p = 0,6279$; Pioneiras: $r = -0,2390$, $p = 0,3395$; Não-pioneiras: $r = 0,4004$, $p = 0,0997$; $N = 18$ para todas as análises) e Teste de Emergência II (Geral: $r = 0,03$, $p = 0,8850$; Pioneiras: $r = 0,32$, $p = 0,2581$; Não-pioneiras $r = -0,24$, $p = 0,4073$; $N = 14$ para todas as análises).

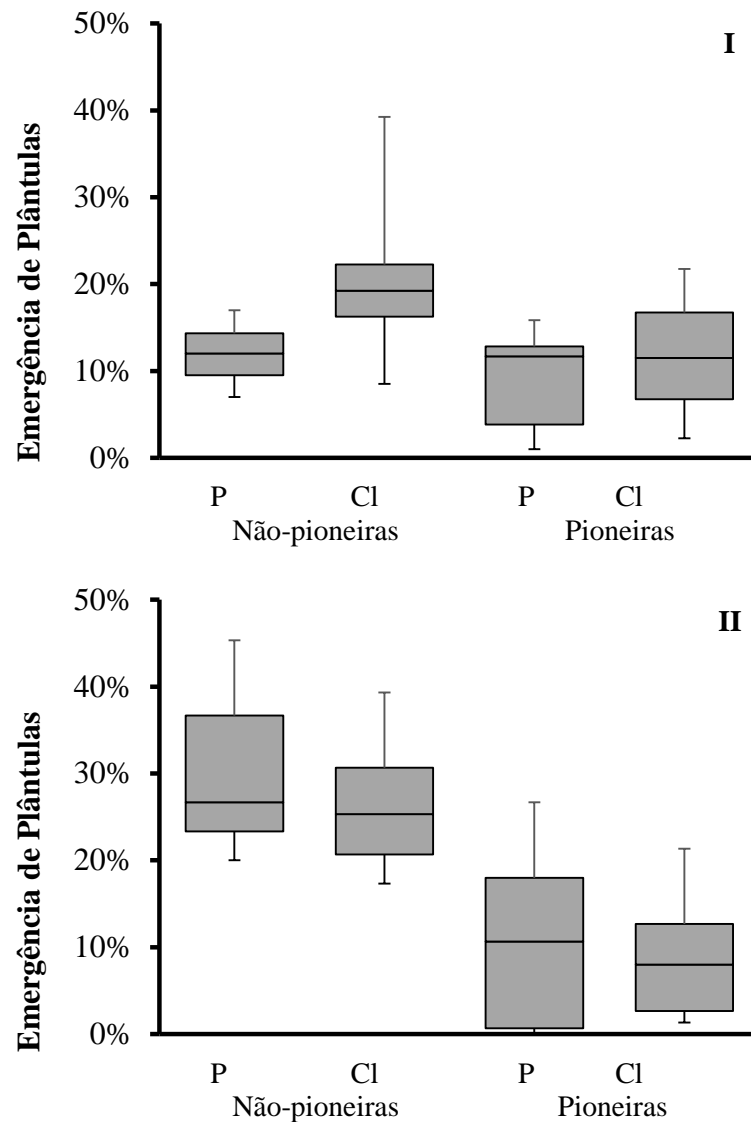


Figura 5 – Emergência de plântulas de espécies arbóreas pioneiras e não-pioneiras nos tratamentos controle (P) e com corte de lianas (CI). I – primeiro teste de emergência, realizado dois meses após o corte de lianas, com as sementes enterradas com uma camada de 0,5 cm de solo. II - segundo teste de emergência, realizado 10 meses após o corte de lianas, sem enterrar as sementes. O manejo de lianas não afetou a emergência de plântulas ($\alpha = 0,05$, $N = 20$). Linhas delimitando os extremos inferior e superior dos dados indicam os valores mínimos e máximos, respectivamente. Barras cinza inferiores e superiores representam os valores do quartil de 25 % até a mediana e da mediana até o quartil de 75 %, respectivamente

2.3.1.3 Estabelecimento de plântulas

A resposta das mudas ao corte das lianas variou entre plantios. Doze meses após o plantio, o corte de lianas favoreceu a sobrevivência de espécies pioneiras e não-pioneiras no Plantio I (ANOVA Fatorial, $F_{1,39} = 17,57$, $p = 0,0002$, $N = 20$), em contraste, o corte de lianas não afetou a sobrevivência de mudas no Plantio II ($F_{1,39} = 3,36$, $p = 0,0752$, $N = 20$). No entanto, 22 meses após o plantio, o corte de lianas aumentou a sobrevivência das mudas

pioneiras em 26 vezes no Plantio I, enquanto que espécies não pioneiras apresentaram sobrevivência semelhante em ambos os tratamentos ($F_{1,39} = 7,76, p = 0,0085, N = 20$) (Figura 6). Não foi possível comparar DAS e altura de mudas entre os tratamentos devido à alta mortalidade de mudas em ambos os plantios. Os valores médios de DAS e altura das mudas sobreviventes para ambos os plantios encontram-se no ANEXO D. A sobrevivência de cada espécie em cada tratamento de manejo de lianas encontra-se no ANEXO E.

Mortalidade das mudas foi inversamente correlacionada com a abertura do dossel em ambos os plantios, exceto para mudas não pioneiras (Figura 7). Durante o Plantio II – 10 meses após o corte de lianas – a abertura do dossel se encontrava similar entre os tratamentos Clp e P (Figura 3). Dada a aparente importância da abertura do dossel para a sobrevivência de mudas no nosso plantio, a abertura de dossel semelhante entre os tratamentos durante o Plantio II pode ser a causa do manejo de lianas não ter surtido efeito na sobrevivência das mudas nesse plantio.

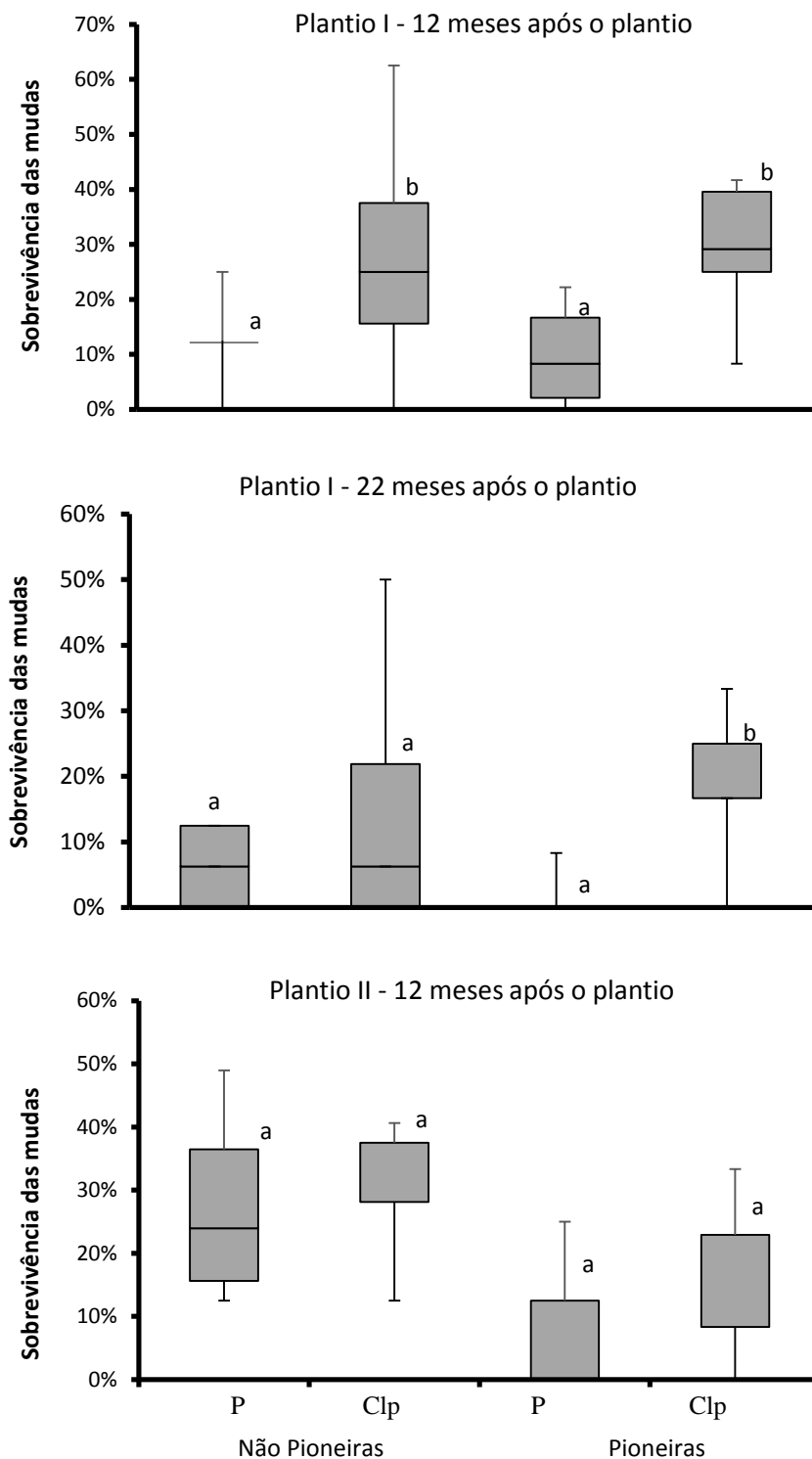


Figura 6 – Sobrevivência das mudas arbóreas nativas pioneiras e não-pioneiras em parcelas sem manejo de lianas (P) e com manejo de lianas (Clp). O Plantio I foi realizado um mês após o corte de lianas e o Plantio II 10 meses após o corte de lianas. Linhas delimitando os extremos inferior e superior dos dados indicam os valores mínimos e máximos, respectivamente. Barras cinza inferiores e superiores representam os valores do quartil de 25 % até a mediana e da mediana até o quartil de 75 %, respectivamente. Barras seguidas pela mesma letra são semelhantes entre os tratamentos ($\alpha = 0,05$, $N = 20$)

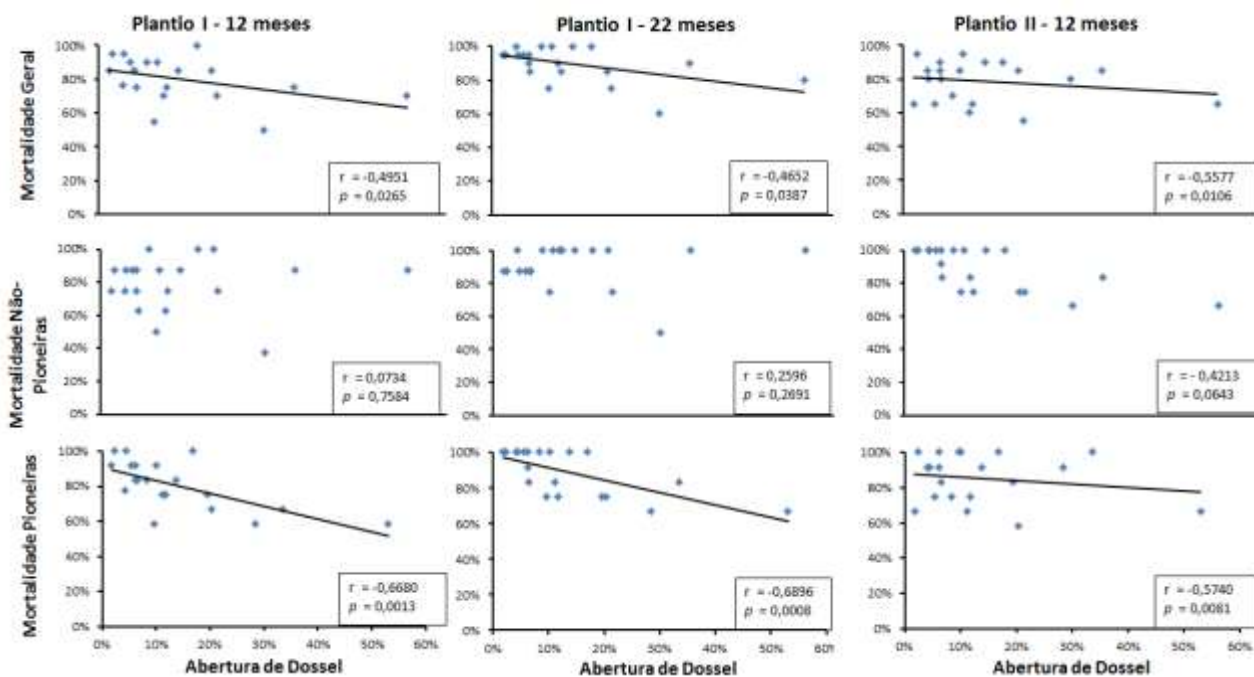


Figura 7 – Resultados da correlação de Spearman ($N = 20$) para a abertura de dossel durante o plantio e mortalidade de mudas de espécies arbóreas nativas para cada grupo ecológico e de forma geral. O Plantio I foi realizado um mês após o corte de lianas e o Plantio II 10 meses após o corte de lianas. Os dados se referem a medições realizadas 12 e 22 meses após o Plantio I e 12 meses após o plantio II. Correlações significativas ($\alpha = 0,05$) apresentam uma linha de tendência

2.3.1.4 Crescimento da comunidade arbórea estabelecida

O corte de lianas não teve efeito sobre o crescimento em DAP dos indivíduos arbóreos $DAP \geq 1,58$ (ANOVA Fatorial, $F_{1,434} = 1,18$, $p = 0,2783$, $N = 30$). Os indivíduos da comunidade arbórea cresceram em área basal 19 meses após o corte de lianas ($F_{1,434} = 37,36$, $p < 0,0001$, $N = 30$) e, como esperado, árvores pioneiras cresceram mais do que não pioneiras ($F_{1,434} = 14,60$, $p = 0,0002$, $N = 30$). No entanto, tais diferenças não estavam relacionadas ao efeito do corte de lianas. Área basal média dos indivíduos de ambos os grupos ecológicos e nas quatro classes diamétricas antes do corte de lianas e 19 meses após o corte de lianas encontra-se no ANEXO F.

2.3.2 Densidade de lianas e a estrutura e diversidade da comunidade arbórea estabelecida

Foram amostrados 2340 indivíduos arbóreos $DAP \geq 1,58$ pertencentes a 123 espécies distribuídas em 36 famílias. Poucas espécies, a maioria pioneiras de pequeno porte, dominaram a estrutura florestal, em ordem decrescente: *Urera baccifera*, *Piper amalago*, *Trichilia clausenii*, *Trichilia casaretti*, *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Bauhinia forficata*, *Aloysia virgata*, *Piptadenia gonoacantha* e *Gallesia integrifolia*. Estas espécies foram

responsáveis por aproximadamente metade do Índice de Valor de Importância da área de estudo. A lista completa das espécies amostradas no presente trabalho encontram-se no ANEXO G. A tabela com o Índice de Valor de Importância de cada espécie encontra-se no ANEXO H.

A densidade de lianas enraizadas nas parcelas estava inversamente correlacionada com a estrutura da comunidade arbórea, especialmente quando consideramos somente as espécies não-pioneiras (Tabela 3). Densidade de lianas > 1 cm apresentaram uma correlação negativa com a densidade e área basal da comunidade arbórea em geral e das espécies não-pioneiras, enquanto estes parâmetros não foram afetados nas árvores pioneiras (Tabela 3). Como esperado, lianas menores se correlacionaram com a área basal de árvores menores somente (ou seja, lianas ≤ 1 cm apresentaram correlação inversa com a área basal de árvores na classe diamétrica I e II somente). Lianas maiores se correlacionaram negativamente com árvores maiores (árvores na classe diamétrica IV correlacionaram negativamente com lianas > 1 cm) (Tabela 3). Como amostramos somente as lianas enraizadas nas sub-parcelas, a densidade de lianas na área de estudo provavelmente foi subestimada, o que indica que as correlações observadas entre a densidade de lianas e a comunidade arbórea podem ser ainda mais fortes do que os dados obtidos neste trabalho.

A densidade de lianas > 1 cm esta negativamente correlacionada com riqueza e área basal da comunidade arbórea em geral (Tabela 3). No entanto, enquanto a riqueza e área basal da comunidade arbórea não-pioneira estava inversamente correlacionada com a densidade de lianas, a riqueza de pioneiras não foi afetada pela densidade de lianas (Tabela 3 e Figura 8). A diversidade de Shannon da comunidade arbórea geral e da comunidade arbórea de não-pioneiras se correlacionou negativamente com a densidade de lianas, no entanto, observamos que a diversidade de não-pioneiras e pioneiras se correlacionam fortemente de maneira negativa (Tabela 4). Assim, não podemos discernir o quanto a densidade de lianas e a diversidade de pioneiras afetam a diversidade de não-pioneiras, ou se há somente correlação sem relação causa-efeito.

A riqueza e diversidade de árvores maiores também se correlacionaram negativamente com a densidade de lianas: riqueza e diversidade das árvores nas classes diamétricas II, III e IV se correlacionaram negativamente com a densidade de lianas. Árvores na classe diamétrica I apresentaram diversidade inversamente correlacionada com a densidade de lianas (Tabela 5). Desta forma, podemos inferir que a densidade de lianas se correlaciona negativamente com a diversidade de árvores de todos os tamanhos.

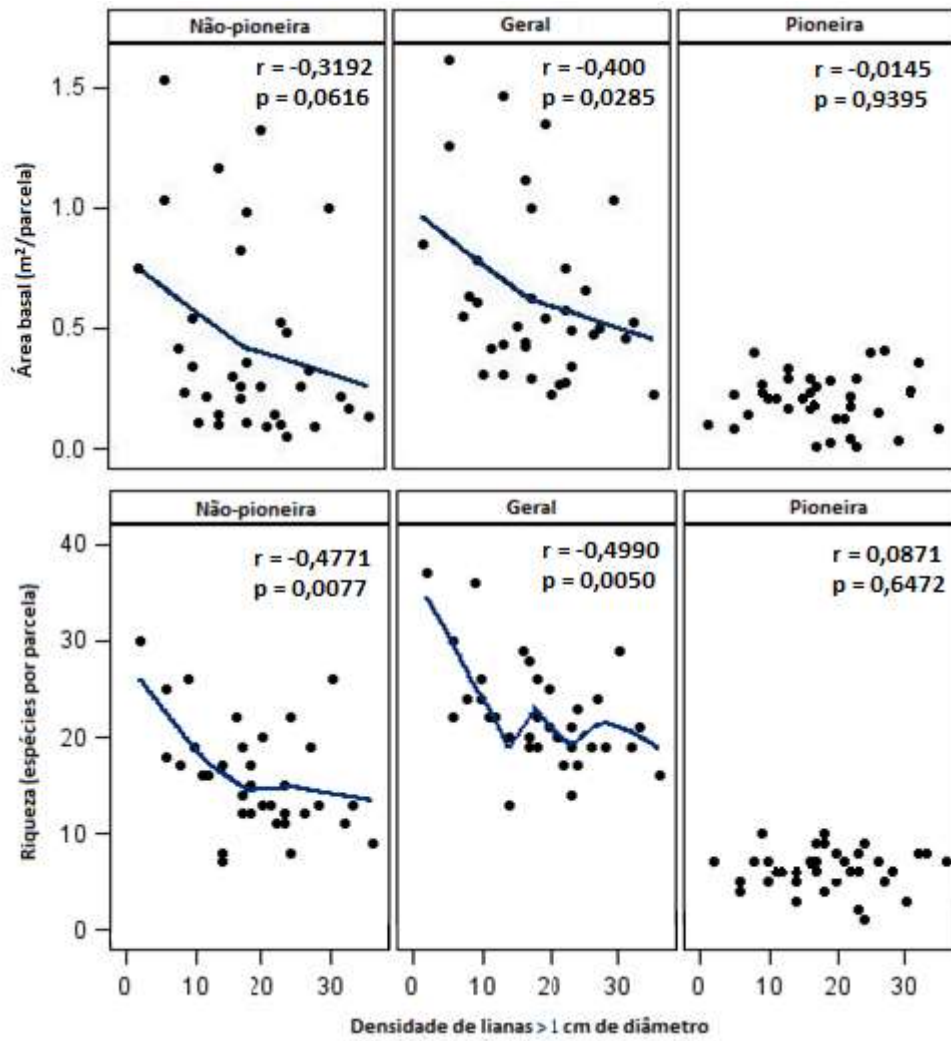


Figura 8 – Gráficos das correlações de Spearman entre os parâmetros da comunidade arbórea estabelecida com a densidade de lianas > 1 cm de diâmetro. Atentar para a ausência de correlações negativas para as espécies pioneiras.

Tabela 3 – Correlações dos parâmetros de estrutura e diversidade da comunidade arbórea estabelecida com a densidade de lianas. Os dados foram analisados através da correlação de Spearman, N = 30. Correlações significativas estão em negrito ($\alpha = 0,05$) e correlações marginalmente significativas estão em itálico

		Todas as árvores		Não-pioneiras		Pioneiras	
		Densidade de lianas		Densidade de lianas		Densidade de lianas	
		≤ 1 cm	> 1 cm	≤ 1 cm	> 1 cm	≤ 1 cm	> 1 cm
Área basal	r	-0,5340	-0,400	-0,3719	<i>-0,3192</i>	-0,2031	-0,0145
	p	0,0024	0,0285	0,043	<i>0,0616</i>	0,2817	0,9395
Densidade	r	-0,5015	-0,4549	-0,4145	-0,4134	-0,3511	-0,0295
	p	0,0048	0,0116	0,0228	0,0232	0,0571	0,8772
Riqueza	r	-0,3739	-0,4990	<i>-0,3530</i>	-0,4771	-0,3241	0,0871
	p	0,0418	0,0050	<i>0,0557</i>	0,0077	0,0806	0,6472
Diversidade (Shannon)	r	-0,3919	-0,3969	-0,2902	-0,4136	0,0704	0,3856
	p	0,0322	0,0299	0,1198	0,0231	0,7117	0,0354
Equabilidade de Pielou	r	0,0646	0,0417	-0,1361	-0,2377	0,3430	0,3115
	p	0,7346	0,8270	0,4734	0,2060	0,0686	0,1000
Proporção de não-pioneiras	r	-0,187	-0,2878				
	p	0,3225	0,1230				

Tabela 4 – Correlações entre a riqueza, índice de diversidade de Shannon e área basal entre a comunidade de árvores não-pioneiras e pioneiras em cada parcela da área de estudo. Correlações significativas ($\alpha = 0,05$) estão em negrito

Correlação não-pioneiras x pioneiras		
Riqueza	r	-0.0751
	p	0.6930
Diversidade (Shannon)	r	-0.7780
	p	<0.0001
Área Basal	r	-0.1688
	p	0.3724

Tabela 5 – Correlações de Spearman (N = 30) para parâmetros estruturais e de diversidade da comunidade arbórea com a densidade de lianas para classe diamétrica dos indivíduos arbóreos. Classe diamétrica **I** – diâmetro médio quadrático (DAP) dos fustes $\geq 1,58$ cm e ≤ 3 cm, **II** – DAP > 3 cm e ≤ 6 cm, **III** – DAP > 6 cm e ≤ 11 cm, e **IV** - DAP $> 11,1$ cm. Correlações significativas ($\alpha = 0,05$) estão em negrito

Todas as árvores por classe diamétrica		Densidade de lianas		Todas as árvores por classe diamétrica		Densidade de lianas	
		≤ 1 cm	> 1 cm			≤ 1 cm	> 1 cm
Área basal - I	r	-0,3505	-0,2303	Índice de Shannon - I	r	-0,3200	-0,4057
	p	0,0575	0,2208		p	0,0848	0,0261
Área basal - II	R ²	-0,4358	-0,2935	Índice de Shannon - II	r	-0,477	-0,0577
	p	0,0161	0,1155		p	0,0077	0,762
Área basal a - III	r	0,0530	-0,1876	Índice de Shannon III	r	-0,3283	-0,4007
	p	0,7808	0,3208		p	0,0766	0,0282
Área basal - IV	r	-0,1422	-0,4176	Índice de Shannon - IV	r	-0,5971	-0,3212
	p	0,4534	0,0217		p	0,0005	0,0835
Densidade - I	r	-0,2168	-0,3301	Equabilidade de Pielou - I	r	0,0211	-0,0201
	p	0,2498	0,0748		p	0,9121	0,9162
Densidade - II	r	-0,3212	-0,2907	Equabilidade de Pielou - II	r	-0,0719	0,2412
	p	0,0835	0,1192		p	0,7056	0,1991
Densidade - III	r	-0,1153	-0,2867	Equabilidade de Pielou - III	r	-0,3178	-0,225
	p	0,5439	0,1246		p	0,087	0,2319
Densidade - IV	r	-0,4922	-0,3877	Equabilidade de Pielou - IV	r	0,0257	-0,1121
	p	0,0057	0,0343		p	0,8949	0,5625
Riqueza - I	r	-0,3382	-0,3301				
	p	0,0676	0,0748				
Riqueza - II	r	-0,504	-0,1306				
	p	0,0045	0,4915				
Riqueza - III	R ² r	-0,2752	-0,4111				
	p	0,141	0,024				
Riqueza - IV	r	-0,5743	-0,3817				
	p	0,0009	0,0374				

2.4 Discussão

Estudos anteriores observaram que árvores livres da competição por lianas produzem mais sementes que árvores infestadas (KAINER et al., 2006; STEVENS, 1987), mas tais estudos focaram em populações arbóreas que ficaram livres de lianas por mais que um ano, enquanto o presente trabalho analisou a chuva de sementes de 2 – 14 meses após o corte de liana. Vale notar que o efeito do manejo de lianas na produção de sementes arbóreas são geralmente observados em populações de espécies não-pioneiras (KAINER et al., 2006;

NABE-NIELSEN; KOLLMANN; PEÑA-CLAROS, 2009; STEVENS, 1987), enquanto que as respostas da comunidade para o manejo de lianas pode variar da resposta de populações específicas, dado que algumas espécies arbóreas não são afetadas pelas lianas (NABE-NIELSEN et al., 2009). Adicionalmente, o fato de o fragmento estudado estar isolado há mais de 100 anos, provavelmente favoreceu a comunidade de espécies pioneiras (LÔBO et al., 2011; TABARELLI et al., 2012) as quais – como observado no presente trabalho – coexistem com as lianas (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Por fim, a chegada de sementes é um processo variável espacialmente (BARBOSA; PIZO, 2006). Considerando todos estes fatores, esperava-se que o corte de lianas não teria efeitos imediatos na chegada de sementes.

O fato da emergência de plântulas não ter sido afetada pelo manejo de lianas no nosso estudo concorda com diversos outros trabalhos que observaram emergência semelhante para espécies tropicais em condições ambientais variadas (CAMPANELLO et al., 2007b; HOLL, 1999; SOUZA; VÁLIO, 2001). No entanto, Válido e Scapra (2001) observaram maior emergência de plântulas das espécies pioneiras *C. pachystacha*, *C. floribundus* e *S. granulosoleprosumem* (que também foram utilizadas no nosso experimento) em áreas abertas quando comparadas com condições de interior de floresta. Estes resultados diferem do nosso estudo provavelmente porque, mesmo em parcelas com elevada abertura de dossel devido ao manejo de lianas, as árvores e arbustos próximos sombrearam parcialmente o teste de emergência no nosso estudo, de forma que não houve diferença significativa entre os tratamentos. Vale lembrar, no entanto, que o teste de emergência do nosso trabalho foi realizado em bandejas, o que poderia aumentar os déficits e excessos hídricos das sementes e alterar as taxas de emergência.

Mortalidade de plântulas foi variável entre os plantios, mas mudas de espécies arbóreas pioneiras apresentaram menor mortalidade com o corte de lianas, provavelmente devido à abertura do dossel. Apesar das mudas não-pioneiras terem apresentado sobrevivência semelhante entre os tratamentos, a estagnação do crescimento deste grupo ecológico sob o dossel dominado por lianas não significa necessariamente que estes irão se desenvolver em adultos no futuro. Espécies não-pioneiras são tolerantes à sombra e, portanto, menos sensíveis ao sombreamento por lianas; no entanto, mesmo que estes indivíduos não-pioneiros alcancem a maturidade, eles não conseguirão competir eficientemente com as lianas (SCHNITZER; BONGERS, 2002a), o que irá prejudicar área basal, densidade, riqueza e diversidade da comunidade arbórea adulta, como observado no presente trabalho.

A área basal e diversidade em parcelas menos degradadas no fragmento florestal estudado são semelhantes às encontradas para fragmentos florestais mais conservados (DURIGAN et al., 2000) (ANEXO B), indicando um elevado potencial para restauração da comunidade florestal do fragmento florestal estudado. Neste contexto, o manejo dos fatores que estagnam a sucessão – como a hiper-abundância de lianas – é essencial para restaurar o remanescente florestal (HOBBS et al., 2011). Intervenções em fragmentos florestais degradados deveriam focar em plantar mudas e manejar plântulas de espécies pioneiras e não pioneiras e favorecer o desenvolvimento de indivíduos adultos não-pioneiros. Intervenções visando aumentar a chegada de sementes e a emergência de plântulas não produzirão resultados, pelo menos não a curto prazo. No entanto, em fragmentos florestais severamente degradados, com poucas árvores e alta abertura de dossel (ou seja, diferentes da nossa área de estudo), a exposição do banco de sementes promoveu intensa emergência de plântulas de espécies pioneiras (ROZZA et al., 2007a).

Remanescentes de florestas tropicais são pequenos, degradados e encontram-se dispersos na paisagem (LÔBO et al., 2011; RIBEIRO et al., 2009), geralmente com a sucessão florestal estagnada devido à proliferação de espécies ruderais e lianas (ROZZA et al., 2007a; SCHNITZER et al., 2000; TABARELLI et al., 2012), as quais podem competir mais eficientemente com árvores conforme o clima se altera (GRANADOS; KÖRNER, 2002; INGWELL et al., 2010). No entanto, em florestas tropicais, espera-se que estes mesmos fragmentos forneçam biodiversidade para áreas abandonadas e ecossistemas em processos de restauração. Portanto, frisamos a crescente necessidade de desenvolver estratégias de intervenção em remanescentes de florestas tropicais a fim de evitar o colapso da biodiversidade e estrutura nesses fragmentos devido à crescente proliferação de populações que se beneficiam da condição de floresta degradada, tais como as lianas ruderais.

Os resultados obtidos no presente trabalho podem mudar em estudos em longo prazo e em diferentes formações florestais onde lianas estão presentes. Estudos futuros poderiam abordar o efeito da sazonalidade da floresta estacional na dinâmica de fragmentos florestais degradados, principalmente na abertura de dossel, e em discernir o efeito das lianas hiperabundantes nas espécies não-pioneiras de dossel e de sub-bosque.

2.5 Conclusão

Lianas não impõem barreiras imediatas para a chegada de sementes ou emergência de plântulas em fragmentos florestais degradados. Apesar das lianas prejudicarem a sucessão florestal ao reduzir o estabelecimento de plântulas pioneiras, elas compartilham hábitat com

árvores pioneiras sem afetar a estrutura ou diversidade deste grupo ecológico. Apesar das espécies pioneira possuírem um potencial de reestruturação do dossel, espera-se que as espécies não-pioneiras retomem os processos sucessionais da comunidade degradada. Adicionalmente, a maior parte da riqueza em florestas tropicais é composta por espécies não-pioneiras, portanto, a hiper-abundância de lianas afeta a diversidade florestal ao prejudicar este grupo ecológico. Estes processos resultam em uma comunidade florestal com menor estrutura e maior dominância de espécies pioneiras quando comparada com florestas mais conservadas.

Independente da retirada de lianas, a chuva de sementes em fragmentos florestais degradados não contém o *pool* de espécies necessário para a retomada dos processos sucessionais; o que pode ter sido causado tanto pela baixa densidade de indivíduos tardios de sucessão na área de estudo (ANEXO B, G e H) quanto pela limitação de dispersão destas espécies em ambientes degradados (HERRERA; GARCÍA, 2009; PERES; PALACIOS, 2007). As sementes que chegaram ao solo são em sua maioria pertencentes às espécies pioneiras ou secundárias iniciais da sucessão e até mesmo espécies exóticas (ANEXO C). Desta forma, mesmo que os indivíduos estabelecidos (em sua maioria espécies pioneiras) consigam reestruturar o dossel, a baixa chegada de sementes de espécies de fases mais tardias da sucessão poderia comprometer o recrutamento destas espécies e a recuperação da estrutura e dinâmica florestal em longo prazo. Se este cenário se concretizar, a introdução de propágulos ou mudas de indivíduos mais tardios da sucessão visando o enriquecimento do *pool* de espécies da área seria necessária para compensar a baixa chegada natural de sementes.

Referências

- ANTUNES, E.C.; BRANDÃO, D. Fragmento de mata seca semidecídua: efeito do manejo de lianas. **Estudos**, Goiânia, Brasil, v. 37, n. 3/4, p. 439-464, 2010.
- ASNER, G.P.; RUDEL, T.K.; AIDE, T.M.; DEFRIES, R.; EMERSON, R. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 6, p. 1386-1395, 2009.
- BARBOSA, K.C.; PIZO, M.A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. **Restoration Ecology**, Malden, EUA, v. 14, n. 4, p. 504-515, 2006.
- BROADBENT, E.; ASNER, G.; KELLER, M.; KNAPP, D.; OLIVEIRA, P.; SILVA, J. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 7, p. 1745-1757, 2008.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional process. **Turrialba**, San Jose, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CAMPANELLO, P.I.; GENOVEVA GATTI, M.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 252, n. 1/3, p. 108-117, 2007.

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**, Amsterdam, v. 284, p. 213-221, 2012.

CASTELLANOS, A.E. Photosynthesis and gas exchange of vines. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. (Org.). **The biology of vines**. New York: Cambridge Press, 1991. p. 181-204.

CATHARINO, E.L.M. **Estudos fisionômico-florístico e fitossociológicos em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP**. 1989. 181 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1989.

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**, Cambridge, Inglaterra, v. 6, 3, p. 321-331, 1990.

CURRAN, L.M.; TRIGG, S.N.; MCDONALD, A.K.; ASTIANI, D.; HARDIONO, Y.M.; SIREGAR, P.; CANIAGO, I.; KASISCHKE, E. Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. **Science**, Washington, v. 303, p. 1000-1003, 2004.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, Brasília, v. 23, n. 4, p. 371-383, 2000.

FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R.; SANTOS, F.A.M.; TAMASHIRO, J.Y.; SHEPHERD, G.J.; SIQUEIRA, T.; BATISTA, J.L.F.; MANLY, B.J.F. Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species: case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, Elsevier, v. 37, p. 40-44, 2014.

GANDOLFI, S. **História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GENTRY, A.H. The distribution and evolution of climbing plants. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. (Org.). **The biology of vines**. New York: Cambridge University Press, 1991. p. 3-53.

GERRIDO-PEREZ, E.I.; BURNHAM, R.J. The evolution of host specificity in liana-tree interactions. **Puente Biológico**, Local não informado, v. 3, p. 145-157, 2010.

GERWING, J.J.; VIDAL, E. Changes in liana abundance and species diversity eight years after liana cutting and logging in an eastern Amazonian forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 2, p. 544-548, 2002.

- GERWING, J.J.; SCHINITZER, S.A.; BURNHAM, R.J.; BONGERS, F.; CHAVE, J.; DEWALT, S.J.; EWANGO, C.E.N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARAHY, N.; PÉREZ-SALICRUP, D.R.; PUTZ, F.E.; THOMAS, D.W. A standard protocol for liana censuses. **Biotropica**, Washington, v. 38, n. 2, p. 156-261, 2006.
- GRANADOS, J.; KÖRNER, C. In deep shade, elevated CO₂ increases the vigor of tropical climbing plants. **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, p. 1109-1117, 2002.
- GRAUEL, W.T.; PUTZ, F.E. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 190, n. 1, p. 99-108, 2004.
- HERRERA, J.M.; GARCÍA, D. Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. **Conservation Biology**, Boston, v. 24, n. 4, p. 1089-1098, 2009.
- HOBBS, R.J.; HALLETT, L.M.; EHRLICH, P.R.; MOONEY, H.A. Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century. **BioScience**, Uberlândia, v. 61, n. 6, p. 442-450, 2011.
- HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, Washington, EUA, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.
- HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- INGWELL, L.L.; JOSEPH WRIGHT, S.; BECKLUND, K.K.; HUBBELL, S.P.; SCHNITZER, S.A. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, London, v. 98, n. 4, p. 879-887, 2010.
- KAINER, K.A.; WADT, L.H.O.; GOMES-SILVA, D.A.P.; CAPANU, M. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, n. 2, p. 147-154, 2006.
- KÖRNER, C. Through enhanced tree dynamics carbon dioxide enrichment may cause tropical forests to lose carbon. **Philosophical transactions of the Royal Society of London**, Londres, Inglaterra, v. 359, n. 1443, p. 493-498, 2004.
- KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.
- LAURANCE, W.F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSIDE, P.M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINKSI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T.E. Rain forest fragmentation and the structure of amazonian liana communities. **Ecology**, Brooklyn, v. 82, n. 1, p. 105-116, 2001.

LEWIS, S.L.; PHILLIPS, O.L.; BAKER, T.R.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; NEILL, D.A.; SILVA, J.N.; TERBORGH, J.; LEZAMA, A.T.; MARTINEZ, R.V.; BROWN, S.; CHAVE, J.; KUEBLER, C.; VARGAS, P.N.; VINCETI, B. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. 359, n. 1443, p. 421-436, 2004.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F.P.L.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011.

MELO, F.P.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 28, n. 8, p. 462-468, 2013.

MENZ, M.H.M.; DIXON, K.W.; HOBBS, R.J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science**, Washington, v. 339, p. 526-527, 2013.

MORELLATO, P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Reproductive phenology of climbers in a southeastern Brazilian forest. **Biotropica**, Washington, v. 28, n. 2, p. 180-191, 1996.

NABE-NIELSEN, J.; KOLLMANN, J.; PEÑA-CLAROS, M. Effects of liana load, tree diameter and distances between conspecifics on seed production in tropical timber trees. **Forest Ecology and Management**, Amsterdã, Holanda, v. 257, n. 3, p. 987-993, 2009.

NASCIMENTO, H.E.; DIAS, A.S.; TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 329-342, 1999.

NOGUEIRA, A.; COSTA, F.R.C.; CASTILHO, C.V. Liana abundance patterns: the role of ecological filters during development. **Biotropica**, Washington, v. 43, n. 4, p. 422-449, 2011.

OPLER, P.A.; BAKER, H.G.; FRANKIE, G.W. Seasonality of climbers: a review and example from Costa Rican dry forest. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. (Org.). **The biology of vines**. New York: Cambridge University Press, 1991. p. 377-392.

PERES, C.A.; PALACIOS, W. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, Washington, special section, p. 304-315, 2007.

PÉREZ-SALICRUP, D. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology**, Brooklyn, v. 82, n. 2, p. 389-396, 2001.

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

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

PUTZ, F.E.; HOLBROOK, N.M. Biomechanical studies of vines. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. (Org.). **The biology of vines**. New York: Cambridge University Press, 1991. p. 73-98.

PUTZ, F.E.; WINDSOR, D.M. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica**, Washington, v. 19, n. 4, p. 334-341, 1987.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROBATINO, A. **Estrutura da comunidade de terpadeiras de dois fragmentos de floresta estacional semidecidual em diferentes estádios de conservação**. 2010. 42 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, Brasil, 2010.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 264 p.

ROZZA, A.A.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High diversity forest restoration in degraded areas**: methods and projects in Brazil. New York: New Science Publ., 2007a. p. 171-196.

_____. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High diversity forest restoration in degraded areas**: methods and projects in Brazil. New Science Publ., 2007b. p. 197-206.

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

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

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**, London, v. 88, n. 4, p. 655-666, 2000.

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**, London, v. 93, n. 6, p. 1115-1125, 2005.

SOUZA, R.P.; VÁLIO, I.F.M. Seed size, seed germination, and seedling survival of Brazilian tropical tree species differing in successional status. **Biotropica**, Washington, EUA, v. 33, n. 3, p. 447-457, 2001.

STEVENS, G.C. Lianas as structural parasites: the *Bursea simaruba* example. **Ecology**, Tempe, EUA, v. 68, n. 1, p. 77-81, 1987.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 19, n. 1, p. 46-53, 2004.

TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, Essex, 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**, Tucson, v. 3, n. 2, p. 1-11, 2012.

VÁLIO, I.F.M.; SCARPA, F.M. Germination of seeds of tropical pioneer species under controlled and natural conditions. **Revista Brasileira de Botânica**, Brasília, v. 24, 1, p. 79-84, 2001.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Department of Natural Resources and Environmental Studies, 1991. 124 p.

VITELLI, J.S.; MADIGAN, B.A.; VAN HAAREN, P.E.; SETTER, S.; LOGAN, P. Control of the invasive liana, *Hiptage benghalensis*. **Weed Biology and Management**, Naro, Japão, v. 9, n. 1, p. 54-62, 2009.

YUAN, C.-M.; LIU, W.-Y.; TANG, C. Q.; LI, X.-S. Species composition, diversity, and abundance of lianas in different secondary and primary forests in a subtropical mountainous area, SW China. **Ecological Research**, Tsukuba, v. 24, n. 6, p. 1361-1370, 2009.

ZARIN, D. Carbon from tropical deforestation. **Science**, Washington, v. 336, n. 6088, p. 1518-1519, 2012.

3 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS DEGRADADOS

Resumo

Apesar de sua importância como refúgio da biodiversidade e no fornecimento de material biológico para projetos de restauração ecológica, fragmentos florestais degradados são geralmente negligenciados em projetos de restauração ecológica. Não obstante, pouco se estuda sobre técnicas de restauração para estes ecossistemas, que geralmente se encontram dominados por lianas ruderais hiperabundantes. A fim de gerar subsídios para estimar o rendimento operacional para o corte de lianas em fragmentos degradados, de discutir a viabilidade do plantio de mudas como técnica complementar de restauração e de analisar os efeitos iniciais do corte de lianas na dinâmica florestal, instalamos 35 parcelas em um fragmento de floresta tropical estacional semidecidual isolado a mais de 100 anos, no município de Piracicaba – SP. Destas 35 parcelas, 30 estavam em áreas degradadas do fragmento e cinco em áreas menos degradadas; dentre as parcelas em áreas degradadas, foi realizado o corte de todas as lianas em 20 parcelas deixando as outras 10 como parcelas controle. A quantidade de homens-hora necessária para o corte inicial das lianas e um corte de manutenção oito meses após o corte inicial foi correlacionada com parâmetros estruturais da comunidade de lianas e arbórea, a fim de definir quais parâmetros da floresta influem no rendimento desta atividade. A mortalidade das mudas plantadas foi observado 12 e 22 meses após o plantio, em áreas com e sem manejo de lianas. Por fim, avaliou-se o efeito do manejo de lianas na produção de serapilheira, abertura de dossel, mortalidade de indivíduos arbóreos e quantidade de carbono estocado na comunidade arbórea. Ao contrário do que se esperava, tempo necessário para o corte de lianas estava inversamente correlacionado com a densidade e área basal de lianas na área, e positivamente correlacionado com a densidade e área basal de indivíduos arbóreos; o tempo necessário para o corte de manutenção de lianas não se correlacionou com nenhuma das variáveis. O corte de lianas aumentou a abertura do dossel por até cinco meses após o corte, reduziu a produção de serapilheira e não afetou a mortalidade dos indivíduos arbóreos com $DAP \geq 1.58$ cm. Indivíduos arbóreos com valores de diâmetro quadrático médio dos fustes entre 3,1 – 6,0 cm estocaram mais carbono na biomassa devido ao corte de lianas, indicando mais uma possível oportunidade para REDD+ na restauração ecológica. Recomenda-se o corte de lianas em fragmentos florestais degradados infestados por lianas hiperabundantes, mas poupando áreas mais conservadas onde podem ocorrer lianas mais raras; a condução dos indivíduos arbóreos já estabelecidos no fragmento florestal é recomendado ao invés do plantio de mudas, exceto em situações onde a abertura do dossel é alta e há poucos indivíduos arbóreos.

Palavras-chave: Lianas; Manejo de lianas; Rendimento operacional

Abstract

Despite its importance as a refugial for biodiversity and in provisioning biological material for ecological restoration projects, degraded forest remnants are usually neglected in ecological restoration projects. Additionally, little is known about restoration techniques for these ecosystems, which are usually infested by hyper-abundant ruderal lianas. In order to provide ground to estimate operational yield for liana cutting in degraded forest remnants, discuss the effectiveness of planting seedlings as a complementary restoration strategy and to assess the early effects of liana cutting on forest community dynamics, we installed 35 plots

in a degraded tropical seasonal semideciduous forest remnants that has been isolated for more than 100 years. From these 35 plots, 30 were installed in degraded forest sectors of the study area, and the remaining five in less degraded sectors; we carried out liana cutting in 20 of the 30 plots in degraded forest sectors, leaving 10 plots as control. Man-hour necessary for initial liana cutting and for a maintenance cutting eight months after initial cutting was correlated with structural parameters of the liana and tree communities, in order to define which forest parameters influence operational yield of liana cutting. Planted seedling mortality was observed 12 and 22 months after planting, in plots with and without liana cutting. Finally, we assessed the early effects of liana cutting in litter production, canopy openness, established tree individuals mortality and carbon stored in the tree community. Initial liana cutting required $88,3 \pm 45,0$ man-hour/hectare and maintenance liana cutting $63,5 \pm 18,4$ man-hour/hectare. Against our expectations, the time needed to cut lianas was inversely correlated with density and basal area of lianas, and positively correlated with tree density and basal area; time needed for maintenance liana cutting was highly variable and did not correlate with either liana or tree community parameters. Liana cutting favored pioneer seedling survival, but overall seedling survival was very low 22 months after planting. Liana cutting increased canopy openness up to five months after liana cutting, reduced litter production and did not affect established trees mortality. Tree individuals with quadratic mean diameter values of its trunks between 3.1 – 6.0 cm stored more carbon in their biomass due to liana cutting, indicating another possibility for REDD+ in restoration projects. We recommend liana cutting in degraded forest remnants infested by hyper-abundant lianas, however, less degraded sectors of degraded remnants or sectors with high liana diversity could be left untouched for conservation of rare and/or late successional liana species; assistance of tree individuals that are already established in the forest remnants is recommended instead of seedling plantings, except when canopy openness is high and few herbaceous individuals remain.

Keywords: Lianas; Liana cutting; Operational yield

3.1 Introdução

A perda da cobertura vegetal de florestas tropicais devido a atividades antrópicas (ASNER et al., 2009; FAO, 2010), aumentou a demanda de atividades de restauração ecológica como ferramenta para a recuperação de serviços ambientais e conservação da biodiversidade (ARONSON; ALEXANDER, 2013; CLEWELL; ARONSON, 2007). Ecossistemas altamente degradados ou totalmente desmatados são prioridade nas práticas de restauração florestal (BRANCALION et al., 2013; CLEWELL; ARONSON, 2007; CORBIN; HOLL, 2012; RODRIGUES et al., 2009b), dado o elevado potencial de ganhos de biodiversidade e serviços ambientais nestes ecossistemas em relação ao seu estado degradado (REY BENAYAS et al., 2009). Ao mesmo tempo, espera-se que, a longo prazo, os fragmentos florestais próximos a áreas em processo de restauração forneçam propágulos de plantas de diferentes formas de vida e fauna, as quais acrescentarão complexidade e darão

continuidade aos processos sucessionais das comunidades recém formadas (HOLL et al., 2000).

De fato, fragmentos florestais são um refúgio vital para manter a biodiversidade em paisagens altamente desmatadas (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2009) e diversos organismos nestes fragmentos chegam a áreas próximas em processo de restauração (COLE; HOLL; ZAHAWI, 2010; LEID; HARRIS; ZAHAWI, 2012). Tomando como exemplo a Mata Atlântica brasileira, - um dos hotspots mais diversos e ameaçados do mundo (MITTERMEIER et al., 2004) – os fragmentos florestais pequenos (< 50 ha) representam aproximadamente 80 % de todos os fragmentos florestais deste bioma e um quinto de sua cobertura florestal total (RIBEIRO et al., 2009). No entanto, estudos recentes de longo prazo nos fragmentos florestais deste bioma indicam que a composição de espécies está mudando, ao mesmo tempo em que a estrutura da floresta está colapsando, com espécies ruderais, especialmente lianas e árvores pioneiras, dominando a comunidade florestal (FARAH et al., 2014; LÔBO et al., 2011; TABARELLI et al., 2012). Tais mudanças na composição de espécies e na estrutura dos fragmentos degradados pode levar a “mudanças catastróficas” nos processos ecológicos destes fragmentos, como já foi observado em outros ecossistemas (GUTTAL; JAYAPRAKASH, 2008). Desta forma, estes fragmentos florestais pequenos e isolados são cordas bambas onde várias espécies endêmicas estão se equilibrando para não caírem em extinção, no entanto, a literatura mostra que estas cordas estão ficando mais finas (perda de área do fragmento), frágeis (perda da qualidade e resiliência do fragmento) e escassas (perda de fragmentos) com o passar do tempo (FARAH et al., 2014; RIBEIRO et al., 2009).

Neste contexto, os programas de restauração ecológica não podem negligenciar estes ecossistemas de sua agenda. Os fragmentos florestais degradados são os pilares que irão sustentar os processos de restauração e sucessão alóctone em áreas degradadas, dado que os métodos atuais de restauração florestal ainda se limitam a reintroduzir algumas poucas espécies arbóreas em áreas degradadas, e não toda a gama de espécies arbóreas, vegetais de outras formas de vida e fauna (RODRIGUES et al., 2009b). A definição de restauração ecológica mais comumente adotada, i. e. “... o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído.” certamente engloba a restauração de fragmentos florestais, que são considerados como ecossistemas degradados ou danificados. Novas abordagens para a ecologia da restauração, como a “ecologia de intervenções” (HOBBS et al., 2011), também poderiam ser assimiladas para atividades em fragmentos

florestais degradados. Desta forma, é necessário ir além da restauração de áreas que eram florestas no passado, e trazer para a prática a restauração de florestas degradadas que ainda existem. O primeiro passo para adotar tal abordagem na restauração seria identificar quais são os fatores determinantes que estão revertendo a sucessão ou mantendo a comunidade florestal em um clímax alternativo estável, a fim de executar uma intervenção reativa (HOBBS et al., 2011) para a restauração da dinâmica do ecossistema.

Dada a alta densidade de lianas em fragmentos de florestas tropicais degradadas (FARAH et al., 2014; ROZZA et al., 2007a), e a vasta literatura referente aos efeitos negativos das lianas nos indivíduos arbóreos (ALLEN; PAULEY; SHARITZ, 1997; INGWELL et al., 2010; SCHNITZER et al., 2005; TOBIN et al., 2012), nós inferimos que a hiper-abundância de certas espécies de lianas em remanescentes florestais pode ser uma das causas principais da estagnação sucessional em comunidades florestais inseridas em paisagens altamente fragmentadas (BRANCALION et al., 2012).

Apesar da importância biológica dos remanescentes florestais (LÔBO et al., 2011), ainda há lacunas no conhecimento sobre o efeito do manejo de comunidades de lianas hiperabundantes como uma ferramenta para manter a biodiversidade nestes frágeis ecossistemas (ANTUNES; BRANDÃO, 2010; CAMPANELLO et al., 2007b; ROZZA et al., 2007b; VITELLI et al., 2009), apesar do corte de lianas e o plantio de mudas provavelmente serem as técnicas mais eficientes para a restauração de fragmentos florestais degradados (PAUL; YAVITT, 2010). Desta forma, pouco se sabe sobre as respostas da comunidade florestal ao corte de lianas em condições degradadas, ou se técnicas complementares comumente usadas na restauração de áreas desmatadas, como o plantio de mudas, auxiliam a restauração em florestas altamente degradadas. Não há nenhum estudo que possa auxiliar os profissionais envolvidos em atividades de restauração a estimar os custos do corte de lianas em fragmentos florestais degradados, dado que a literatura referente ao corte de comunidades de lianas é escassa e não discute os parâmetros florestais que afetaram o rendimento operacional desta atividade; desta forma, as estimativas operacionais são muito específicas para os locais de estudo (KAMMESHEIDT, 2002; PÉREZ-SALICRUP, 2001a; VIDAL et al., 1997). Por fim, as lianas reduzem a biomassa e o crescimento das árvores (SCHNITZER et al., 2005; TOBIN et al., 2012) e espera-se que o corte de lianas hiperabundantes possa aumentar o potencial de estocagem de carbono das florestas (se as árvores compensarem o carbono emitido pelas lianas que foram cortadas), criando assim mais uma oportunidade para REDD+ (Redução de Emissões provenientes de Desmatamento e Degradação Florestal) em

projetos de restauração (ALEXANDER et al., 2011; VAN DER HEIJDEN; PHILLIPS, 2009b).

A remoção dos filtros ecológicos que impedem a sucessão florestal, por meio de ações de restauração ecológica, pode ser fundamental para restabelecer a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados, retirando-os da condição de paraclímax. Considerando que controlar a chegada e o banco de sementes das espécies de lianas provavelmente surtiria pouco efeito, dada à intensa propagação vegetativa desta forma de vida; o corte dos indivíduos adultos de lianas foi a estratégia escolhida para recuperar os processos ecológicos do fragmento florestal degradado, sendo uma técnica com baixo impacto ambiental e elevada custo-eficiência (PAUL; YAVITT, 2010). O manejo de lianas não objetiva “erradicar” as lianas do sistema florestal, o que não ocorrerá pois o corte não será realizado em área total e mesmo as lianas em áreas que serão cortadas apresentam elevada chance de rebrota (GERWING; VIDAL, 2002). Neste contexto, o objetivo do presente trabalho é analisar o manejo de lianas e o plantio de mudas como ferramenta para a restauração florestal de fragmentos florestais degradados. O corte dos indivíduos de lianas poderá liberar os indivíduos arbóreos estabelecidos da competição pelo dossel e, com o passar do tempo, espera-se que os indivíduos arbóreos re-ocupem o dossel florestal, diminuindo a incidência de luz, o que reduzirá a densidade de lianas heliófitas e permitirá o recrutamento de indivíduos arbóreos que irão recuperar os processos sucessionais do fragmento florestal degradado. O presente trabalho fornece bases para estimar o rendimento operacional do corte de lianas, discute o plantio de mudas como intervenção complementar e analisa os efeitos em curto prazo do corte de lianas na abertura do dossel, na produção de serapilheira, mortalidade de indivíduos arbóreos e estocagem de carbono na biomassa arbórea.

3.2 Material e Métodos

3.1 Área de estudo

O presente trabalho foi realizado em um fragmento de 14 ha de floresta tropical estacional semidecidual no sudeste brasileiro, nas coordenadas aproximadas de 22° 42' 40"S, 47° 37' 30"O, a ~500 m de altitude. O clima da região é caracterizado por verões quentes e úmidos e invernos secos, classificado como Cwa de acordo com Köppen-Geiger. A precipitação e temperatura durante o estudo foi muito semelhante a dados climáticos históricos: a temperatura média mensal foi de 22,4 °C e 21,6 °C durante o período de estudo e

de 1917-2010, respectivamente; enquanto que a precipitação anual foi de 1294 mm e 1328 mm durante o período de estudo e de 1917-2010, respectivamente (ANEXO A).

O remanescente florestal estudado é cercado por pastos e urbanização e, apesar de ter sido isolado da invasão de gado e fogo durante o presente trabalho, sofreu diversos distúrbios antrópicos no passado, como a maioria dos remanescentes florestais no sudeste brasileiro (BROADBENT et al., 2008; NASCIMENTO et al., 1999). O mais relevante distúrbio antrópico recente foi um incêndio ocorrido 30 anos antes do presente trabalho, em 1981, o qual queimou parcialmente a área do fragmento (CATHARINO, 1989). O fragmento se encontra isolado de áreas de floresta tropical contínua a mais de 100 anos.

Dados tais distúrbios e o tempo de isolamento, a área de estudo é representativa dos fragmentos florestais muito degradados que são comuns em paisagens “hostis à biodiversidade” (MELO et al., 2013). A estrutura e composição florestal é altamente variável no fragmento estudado, setores degradados do fragmento apresentam dossel predominantemente baixo, dominado por lianas hiperabundantes e a comunidade arbórea apresenta baixa área basal, riqueza e diversidade, enquanto outros setores se assemelham a florestas maduras (ANEXO B). A área basal estimada para árvores com circunferência na altura do peito (CAP) ≥ 5 cm em setores degradado do remanescente florestal estudado é de $17,1 \pm 7,8$ m²/ha, enquanto em áreas mais conservadas do mesmo remanescente é de $41,0 \pm 8,6$ m²/ha. Da mesma forma, a densidade de árvores e arbustos pequenos (com diâmetro médio quadrático (DAP) dos fustes entre 1,58 – 3,00 cm) é $1171,4 \pm 449,9$ e $581,5 \pm 295,5$ indivíduos/ha nos setores degradados e conservados, respectivamente; enquanto que a densidade de árvores grandes (DAP ≥ 11.1) é $310,9 \pm 127,2$ e $566,6 \pm 198,0$ indivíduos/ha para setores degradados e conservados, respectivamente. Métodos utilizados na caracterização da vegetação estão explicitados no item 3.2.3. abaixo.

Apesar de se encontrar degradado, um total de 123 espécies arbóreas, distribuídas em 36 famílias foram encontradas nos 1,1 hectares amostrados no presente estudo. No entanto, poucas espécies, a maioria pioneiras de pequeno porte, dominaram a estrutura florestal. Em ordem decrescente: *Urera baccifera*, *Piper amalago*, *Trichilia clausenii*, *Trichilia casaretti*, *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Bauhinia forficata*, *Aloyisia virgata*, *Piptadenia gonoacantha* e *Gallesia integrifolia* contribuíram para metade do índice de valor de importância da área de estudo. *Lonchocarpus muehlbergianus*, *P. gonoacantha* e *G. integrifolia* são as únicas das espécies listadas acima que podem se tornar árvores adultas de grande porte (até 20 m de altura). De forma similar a comunidade arbórea, a comunidade de lianas também é dominada

por espécies ruderais nativas, tais como *Calopogonium mucunoides*, *Cardiospermum grandiflorum*, *Serjania* spp. e *Banisteriopsis* spp. A lista completa das espécies arbóreas amostradas na floresta encontra-se no ANEXO G. Detalhes da diversidade estrutural da área de estudo encontram-se no ANEXO B.

3.2.2 Delineamento experimental

Foram instaladas dentro do fragmento florestal 35 parcelas circulares permanentes com raio de 10 m (314,15 m²), das quais 30 foram instaladas em setores degradados da floresta e cinco em setores menos degradados (deste ponto em diante denominadas parcelas referencia (Ref)). Dividiu-se as 30 parcelas nos setores degradados da floresta em grupos de três, de acordo com a proximidade espacial e a estrutura florestal; escolheram-se aleatoriamente duas parcelas em cada grupo para cortar todas as lianas (tratamento **Cl**), enquanto que a outra parcela serviu como controle (tratamento **Co**). Desta forma, 20 das 30 parcelas instaladas em setores degradados da floresta receberam o corte de lianas.

É necessário chamar a atenção para os termos usados para definir as formas de vida vegetais no presente trabalho. De acordo com a literatura, a definição da forma de vida “liana” é dada às plantas sem suporte próprio na fase adulta e que possuem lenho, enquanto que plantas “trepadeiras” são aquelas que não possuem suporte próprio na fase adulta, independente de possuir lenho ou não (GENTRY, 1991; PUTZ; WINDSOR, 1987). No entanto, trabalhos que realizaram o corte e supressão de plantas sem suporte próprio usam o termo “manejo de lianas” (CAMPANELLO et al., 2007b, 2012; GRAUEL; PUTZ, 2004; ROZZA et al., 2007a) para se referir ao corte e supressão de todas as espécies escaladoras em uma área, independente se estas possuíam lenho. Desta forma, no presente trabalho, iremos usar o termo “lianas” para nos referir a todas as plantas sem suporte próprio, sejam elas classificadas como trepadeiras ou lianas pela literatura convencional.

3.2.3 Caracterização da vegetação

3.2.3.1 Comunidade arbórea

Em cada parcela, mediu-se o diâmetro à altura do peito (DAP) de todas as árvores e arbustos com DAP \geq 1,58 cm (ou CAP \geq 5 cm), foram medidos até três fustes com DAP \geq 1,58 cm do mesmo indivíduo. A caracterização da vegetação foi realizada um mês antes do corte de lianas. Os indivíduos arbóreos amostrados foram identificados até o maior nível taxonômico possível de acordo com a APG III e classificados entre pioneiras (grupo

ecológico das pioneiras conforme definidas por Budowski (1965) e Gandolfi (2000)) e não pioneiras (todas as outras espécies). Espécies sem referência quanto ao grupo ecológico foram classificadas como não pioneiras. Adicionalmente, os indivíduos arbóreos foram divididos em quatro classes diamétricas de acordo com DAP: **I** – 1,58 – 3,00 cm; **II** – 3,1 – 6,0 cm; **III** – 6,1 – 11,0 cm e **IV** \geq 11,1 cm.

3.2.3.1 Comunidade de lianas

Em cada parcela, a densidade de lianas foi estimada alocando três subparcelas quadradas de 3×3 m a 13 metros ao norte, sul e leste do centro da parcela circular. Em cada uma destas subparcelas todos os indivíduos de lianas maiores que 1,3 m do ponto de enraizamento e que enraizavam na parcela foram contados e classificados em quatro classes diamétricas: **I** - \leq 1cm; **II** – 1,1 – 2 cm; **III** – 2,1 – 3 cm e **IV** \geq 3,1 cm. Dado o objetivo deste estudo em desenvolver métodos que sejam viáveis para a prática da restauração de fragmentos florestais degradados, a estimativa da área basal de lianas foi simplificada a fim de facilitar futuros trabalhos baseados neste estudo. Desta forma, considerou-se que todas as lianas dentro da mesma classe diamétrica possuíam o mesmo diâmetro para a estimativa da área basal: considerou-se o diâmetro de todas as lianas na classe diamétrica I como sendo 0,7 cm para a estimativa da área basal, e assim para as outras classes diamétricas: classe II – 1,5 cm, classe III – 2,5 cm e classe IV – 4 cm. Este método para a estimativa da área basal de lianas permitiu a rápida coleta dos dados em campo e, como será discutido mais adiante, apresentou correlações significativas com as variáveis analisadas. As lianas foram medidas de acordo com o protocolo proposto por (GERWING et al., 2006). Considerou-se a área basal das lianas como sendo circulares. Consideramos como lianas todos os indivíduos lenhosos escaladores, conforme definido por Gentry (1991).

3.2.4 Intervenções para a restauração de fragmentos florestais degradados

3.2.4.1 Corte de lianas

Todas as parcelas sob o tratamento C1 tiveram suas lianas cortadas por uma equipe de duas pessoas habituadas ao trabalho rural, porém sem experiência prévia com o corte de lianas. Dado que o corte de lianas em fragmentos degradados é uma atividade relativamente recente na restauração ecológica, acreditamos que o uso de trabalhadores rurais sem experiência prévia nesta atividade será a situação padrão de futuros projetos de restauração. Todas as lianas foram cortadas a 1 m de altura do solo e a biomassa foi deixada na parcela

para minimizar o dano ao dossel florestal e aumentar o rendimento operacional. O tempo necessário, em minutos, para iniciar o corte de lianas na parcela até certificar-se de que todas as lianas foram cortadas, foi extrapolado para um hectare e considerado como sendo o tempo necessário para o corte de lianas inicial (**Cl_i**). Oito meses após o corte de lianas inicial, nós quantificamos o tempo necessário para o corte de manutenção das lianas (**Cl_m**) seguindo o mesmo critério de Cl_i e contamos o número de indivíduos arbóreos que já possuíam lianas no tronco ou dossel a fim de estimar a reinfestação de árvores. Lianas foram cortadas em um raio de 12 m do centro da parcela, a fim de criar uma área de bordadura de 2 m em torno da parcela circular de 10 m de raio. Nenhum dado foi coletado na área de bordadura.

3.2.4.2 Plantio de mudas

A fim de analisar a utilidade do plantio de mudas como estratégia de restauração para o enriquecimento e reestruturação de fragmentos florestais degradados, plantou-se mudas de árvores nativas em todas as parcelas Co e, em seguida, escolheu-se aleatoriamente uma parcela Cl ao lado de cada parcela Co para realizar o plantio das mesmas espécies de mudas, totalizando 20 parcelas com plantio de mudas. Foram realizados dois plantios: Plantio I foi realizado um mês após o corte de lianas, no fim da estação chuvosa (Fevereiro de 2012) e o Plantio II foi realizado 10 meses após o corte inicial de lianas, no começo da estação chuvosa (Dezembro de 2013). As espécies plantadas foram escolhidas por serem nativas da região e da formação florestal da área de estudo e pela sua disponibilidade em viveiros próximos.

Em cada parcela, plantou-se duas mudas de cada uma das seguintes espécies: *Astronium graveolens* Jacq (não-pioneira, Anarcadiaceae), *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze (não-pioneira, Lecythidaceae), *Cecropia pachystachya* Trécul (pioneira, Urticaceae), *Croton floribundus* Spreng (pioneira, Euphorbiaceae), *Guazuma ulmifolia* Lam. (pioneira, Malvaceae), *Handroanthus impetiginosa* (Mart. Ex DC.) Mattos (não-pioneira, Bignoniaceae), *Hymenaea courbaril* L. (não-pioneira, Fabaceae), *Peltophorum dubium* Taub. (pioneira, Fabaceae), *Solanum granuloso-leprosum* Dun (pioneira, Solanaceae) and *Trema micrantha* (L.) Blume (pioneira, Cannabaceae). Todas as mudas foram produzidas em tubetes de 56 cm³ em um viveiro florestal local, passando por um período de rustificação antes do plantio.

A sobrevivência das mudas plantadas e diâmetro na altura do solo (DAS) e altura das mudas sobreviventes foi quantificada 12 e 22 meses após o plantio para o Plantio I e 12 meses após o plantio para o Plantio II. Adicionalmente, a mortalidade das mudas foi correlacionada

com diversos parâmetros da floresta (ver item 3.2.6.1.) a fim de identificar quais parâmetros podem indicar áreas mais apropriadas para o plantio de mudas em fragmentos florestais degradados.

3.2.5 Avaliação dos efeitos iniciais do corte de lianas na estrutura e dinâmica da floresta

3.2.5.1 Abertura de dossel e produção de serapilheira

Usando um densiômetro convexo a 1,3 m do solo, mediu-se a abertura de dossel em todas as 35 parcelas dois, seis, dez e 14 meses após o corte de lianas. Dados sobre a abertura de dossel foram coletados cinco metros ao norte, sul, leste e oeste do centro das parcelas circulares. Considerou-se a abertura de dossel na parcela como a abertura média dos quatro pontos amostrados em cada parcela.

A fim de estimar a produção de serapilheira, escolheu-se aleatoriamente sete pares de parcelas Cl e Co próximas uma da outra. Nestas, instalou-se três armadilhas de serapilheira quadradas de 0,6 m de lado a 0,2 m do solo. As armadilhas de serapilheira foram alocadas a 5 m ao norte, sudeste e sudoeste do centro da parcela circular. Iniciou-se o monitoramento dois meses após o corte de lianas, quando a maioria das folhas das lianas que foram cortadas já haviam caído. Coletou-se toda a biomassa acumulada nas armadilhas a cada 14 dias, por um ano. A biomassa coletada era secada em uma estufa laboratorial a 55 °C por dois dias antes de ser pesada até a centigrama mais próxima.

3.2.5.2 Mortalidade dos indivíduos arbóreos e vulnerabilidade a distúrbios

Conforme detalhado anteriormente, amostrou-se todos os indivíduos arbóreos com $DAP \geq 1,58$ ($CAP \geq 5$ cm) em todas as parcelas permanentes um mês antes do corte de lianas. Dezenove meses após o corte revisitamos os 2340 indivíduos arbóreos amostrados no início do trabalho para verificar se haviam morrido. Consideramos como mortos todos os indivíduos sem folhas verdes e sem floema abaixo da casca (i. e. não estavam com umidade, ou de cor verde quando se realizava um corte superficial na casca do tronco).

Uma tempestade, com ventos de até 128 km/h, atingiu a área de estudo 17 meses após o corte de lianas. A fim de analisar se o corte de lianas afetou a intensidade deste distúrbio na comunidade arbórea, dois meses após a tempestade, todos os indivíduos amostrados no início do trabalho foram checados para verificar se se encontravam com o fuste principal quebrado ou caído devido à tempestade.

3.2.5.3 Carbono na comunidade arbórea

Para quantificar o efeito do corte de lianas na quantidade de carbono estocado pela biomassa da comunidade florestal, estimou-se as quantidades de carbono estocadas em cada indivíduo arbóreo usando a equação desenvolvida para florestas estacionais semideciduais na região da área de estudo desenvolvida por Lacerda (2009):

$$\ln(Ct) = -1,84511 + 1,98505 \ln(d) \quad (1)$$

Onde Ct é a quantidade de carbono, em quilogramas, na parte aérea da árvore (tronco e galhos), d é o DAP, em centímetros, e \ln é o logaritmo natural. O coeficiente de determinação (r^2) desta equação é de 0,8707.

Após a estimativa da quantidade de carbono estocado em cada árvore um mês após o corte de lianas e 19 meses após o corte de lianas, calculou-se o aumento relativo de carbono em cada parcela durante o período. O aumento relativo no carbono estocado em cada parcela, para cada grupo ecológico em cada classe diamétrica foi a variável utilizada para a análise dos dados.

3.2.6 Análise dos dados

3.2.6.1 Intervenções para a restauração de fragmentos florestais degradados

A fim de determinar quais os parâmetros da comunidade florestal influenciam a quantidade de homens-hora necessária para o corte de lianas em fragmentos florestais degradados, correlacionou-se C_{li} , C_{lm} e a reinfestação de lianas separadamente com os seguintes parâmetros: densidade e área basal de lianas de diâmetro ≤ 1 cm, ≤ 2 cm, > 1 cm e > 2 cm; densidade e área basal total das lianas (a área basal das lianas foi estimada conforme detalhado em 3.2.3.2.); densidade e área basal dos indivíduos arbóreos menores (5 cm \leq DAP < 10 cm), dos demais indivíduos arbóreos (DAP ≥ 10 cm) e a área basal e densidade total da comunidade arbórea. Dada a distribuição não-paramétrica dos dados, utilizou-se a correlação de Spearman ($\alpha = 0.05$).

A fim de analisar o desempenho do plantio de mudas para a restauração de fragmentos degradados, analisou-se a mortalidade, DAS, e altura separadamente para mudas pioneiras e não-pioneiras e considerou-se a DAS e altura média das mudas sobreviventes como o valor da parcela para a análise dos dados. Sobrevivência relativa das mudas (porcentagem das mudas plantadas que sobreviveram) foi submetida à transformação do arco seno. Sobrevivência das mudas, DAS e altura foi comparada através de uma ANOVA fatorial, com tratamentos (C1 e Co) e grupos ecológicos (pioneiros e não-pioneiros) como fatores de variância ($\alpha = 0.05$).

Adicionalmente, correlacionou-se a mortalidade de mudas com a densidade e área basal de lianas, densidade, área basal e riqueza da comunidade arbórea na parcela e com a abertura de dossel na parcela no momento do plantio; visando identificar parâmetros da comunidade florestal que poderiam atuar como indicativos de lugares apropriados para o plantio de mudas.

3.2.6.2 Avaliação dos efeitos iniciais do corte de lianas na estrutura e dinâmica florestal

Comparou-se a abertura de dossel entre as parcelas Cl, Co e Ref através da ANOVA para medidas repetidas no tempo ($\alpha = 0,05$). Os dados em porcentagem referentes à abertura de dossel foram submetidas à transformação do arco seno. Produção anual acumulada de serapilheira foi comparada entre os tratamentos Cl e Co, utilizando o teste-t pareado ($\alpha = 0,05$). Os dados em porcentagem relativos à mortalidade e à quantidade de árvores quebradas em cada parcela foi submetido à transformação do arco seno antes de ser comparado entre os parcelas Cl, Co e Ref utilizando ANOVA ($\alpha = 0,05$).

Dada a distribuição não paramétrica dos dados referentes ao carbono estocado na biomassa da comunidade arbórea, foi utilizado um modelo generalizado linear para a análise dos dados, com transformação logarítmica dos dados. Adicionou-se uma mesma constante a todos os dados de aumento relativo do carbono armazenado na biomassa a fim de eliminar dados negativos e possibilitar a transformação logarítmica dos dados. Após a definição deste modelo, foi realizado uma ANOVA fatorial ($\alpha = 0,05$), considerando como fatores de variação os tratamentos (Cl e Co), grupos ecológicos (pioneiras e não-pioneiras) e classes diamétricas (I, II, III e IV). Indivíduos que não foram encontrados 19 meses após o manejo de lianas não foram considerados na análise dos dados.

3.3 Resultados

3.3.1 Intervenções para a restauração de fragmentos florestais degradados

3.3.1.1 Corte de lianas

O rendimento operacional do corte de lianas foi altamente variável entre as parcelas. A quantidade de homens-hora para o corte inicial de lianas (Cli) foi de $88,3 \pm 45,0$ homens-hora/ha (valores mínimos e máximos de 25,4 e 200,2 homens-hora/hectare, respectivamente), enquanto que a quantidade de homens-hora para o corte de manutenção (oito meses após o corte inicial de lianas) (CIm) foi de $63,5 \pm 18,4$ homens-hora/ha (valores mínimos e máximos

de 32,4 e 94,4 homens-hora/ha, respectivamente). A reinfestação dos indivíduos arbóreos foi de 74.4 ± 9.4 % (valores mínimos e máximos de 52,5 % e 81,9 %, respectivamente). A quantidade necessária de homens-hora para o Cli apresentou correlações negativas com a densidade e área basal de lianas > 1 cm enraizadas e com a área basal total de lianas enraizadas, enquanto se correlacionou positivamente com a área basal e densidade da comunidade arbórea. A quantidade de homens-hora para o Clm foi altamente variável e não apresentou correlações significativas com os parâmetros da comunidade arbórea ou de liana (Tabela 1).

A reinfestação foi mais intensa em áreas com maior densidade de lianas pequenas enraizadas, e menos intensa em setores da floresta onde a estrutura da comunidade arbórea era mais desenvolvida. Setores da floresta com maiores densidades de lianas pequenas enraizadas tendem a ser mais abertas, com dossel baixo e altas densidades de lianas finas (como *Calopogonum mucunoides*), tais áreas tendem a ser rapidamente colonizadas por lianas ruderais. Da mesma forma, uma maior área basal da comunidade arbórea geralmente implica em um dossel mais fechado, o qual pode retardar a colonização por lianas ruderais (Tabela 1).

Tabela 1 – Coeficiente de correlação de Spearman (r) e valores de p para os valores de homens-hora necessários para o corte inicial de lianas (CLi), corte de manutenção (CLm) e taxas de reinfestação em relação a diferentes atributos da comunidade arbórea e de lianas enraizadas em um fragmento florestal degradado no sudeste do Brasil. Correlações moderadas ($r > 0,40$) estão em negrito

	CLi		CLm		Reinfestação	
	R	p	R	p	R	p
CLi	-	-	-0,08	0,704	-0,51	0,029**
CLm	-0,08	0,704	-	-	-0,12	0,539
Reinfestação	-0,51	0,029**	0,12	0,646	-	-
Atributos da comunidade de lianas						
Densidade ≤ 1 cm de diâmetro	-0,09	0,731	0,33	0,190	0,46	0,041**
Densidade > 1 cm de diâmetro	-0,50	0,033**	-0,08	0,757	0,29	0,215
Densidade ≤ 2 cm de diâmetro	-0,26	0,306	0,30	0,242	0,50	0,024**
Densidade > 2 cm de diâmetro	-0,18	0,467	0,06	0,805	-0,09	0,695
Densidade total de lianas	-0,30	0,217	0,25	0,330	0,51	0,021**
Área basal ≤ 1 cm de diâmetro	-0,09	0,731	0,33	0,190	0,46	0,041**
Área basal > 1 cm de diâmetro	-0,69	0,002**	0,18	0,484	0,40	0,082*
Área basal ≤ 2 cm de diâmetro	-0,37	0,130	0,26	0,320	0,50	0,023**
Área basal > 2 cm de diâmetro	-0,76	>0,001**	0,28	0,285	0,40	0,084*
Área basal total de lianas	-0,68	0,002**	0,30	0,249	0,51	0,023**
Parâmetros da comunidade arbórea						
Densidade $5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$	0,42	0,077*	-0,240	0,343	-0,26	0,262
Densidade $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$	0,43	0,078*	-0,27	0,300	-0,70	0,244
Densidade total	0,57	0,014**	-0,33	0,350	-0,35	0,130
Área basal $5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$	0,05	0,840	-0,05	0,751	-0,03	0,894
Área basal $\text{DAP} > 10 \text{ cm}$	0,52	0,027**	-0,28	0,278	-0,44	0,048**
Área basal total	0,49	0,037**	-0,27	0,296	-0,43	0,063*

* Correlações significativas para $\alpha < 0.10$

** Correlações significativas para $\alpha < 0.05$

3.3.1.2 Plantio de mudas

Doze meses após o plantio, o corte de lianas favoreceu a sobrevivência de mudas pioneiras e não-pioneiras no Plantio I (ANOVA fatorial, $F_{1,39} = 17,57$, $p = 0,0002$, $N = 20$). No entanto, 22 meses após o plantio, as espécies não-pioneiras apresentaram sobrevivência semelhante entre os tratamentos Cl e Co, enquanto que o corte de lianas favoreceu as mudas

pioneiras, ($F_{1,39} = 7,76$, $p = 0,0085$, $N = 20$). No Plantio I, a sobrevivência das mudas 22 meses após o plantio foi de 11,1% e 29,0% nas parcelas Co e Cl, respectivamente; enquanto que no Plantio II a sobrevivência de mudas 12 meses após o plantio foi de 20,2% e 27,3% na parcelas Co e Cl, respectivamente. A baixa sobrevivência das mudas impossibilitou comparações estatísticas do DAS e altura das mudas sobreviventes entre os tratamentos. Apesar das mudas pioneiras aparentarem maior crescimento nas parcelas Co 22 meses após o plantio, estes valores são somente devido a dois indivíduos que estavam em microssítios menos sombreados e, portanto, cresceram vigorosamente (Tabela 2).

Tabela 2 – Diâmetro a altura do solo (DAS) e altura das mudas plantadas em um fragmento florestal degradado no sudeste do Brasil. Cl – tratamento com corte de lianas, Co – tratamento controle. Devido à elevada mortalidade das mudas, não foi possível realizar análises estatísticas para comparar os tratamentos

Plantio	Tratamento	DAS (mm)		Altura (cm)	
		Não-pioneiras	Pioneiras	Não-pioneiras	Pioneiras
Plantio II 12 meses*	P	6,99 ± 2,31	56,87 ± 173,54	39,5 ± 10,6	47,8 ± 18,0
	Cl	7,71 ± 2,04	7,98 ± 2,62	41,7 ± 11,0	61,4 ± 25,5
Plantio I 12 meses*	P	4,40 ± 0,75	5,12 ± 0,94	.	.
	Cl	4,84 ± 1,15	6,45 ± 2,88	.	.
Plantio I 22 meses*	P	5,42 ± 1,00	11,47**	26,9 ± 7,8	103**
	Cl	5,16 ± 1,15	9,73 ± 7,23	33,1 ± 12,0	83,96 ± 57,25

*Tempo após o plantio quando as mudas foram medidas.

**Somente uma parcela apresentou indivíduos sobreviventes, portanto não há desvio padrão.

Sobrevivência das mudas plantadas foi baixa em ambos os Plantios I e II. Conforme detalhado no item 3.2.1., o corte de lianas aumentou a abertura do dossel por um período de até cinco meses após o corte, enquanto que a mortalidade de mudas pioneiras apresentou correlação inversa com a abertura do dossel no momento do plantio e nenhuma correlação com densidade ou área basal de lianas (Figura 1). Portanto, a abertura do dossel – que aumenta em fragmentos florestais degradados quando lianas hiperabundantes são cortadas – parece ser um fator mais determinante para a sobrevivência das mudas do que a mera presença de lianas (Figuras 1 e 2). Adicionalmente, quando o Plantio II foi realizado, a copa das árvores já haviam preenchido os espaços deixados no dossel pelas lianas que foram cortadas no tratamento Cl, tornando a cobertura de dossel semelhante entre tratamentos (item 3.3.2.1.), o que pode explicar a sobrevivência das mudas ter sido semelhante entre os tratamentos Cl e Co para este plantio. Parâmetros de estrutura e diversidade da comunidade

arbórea (densidade, área basal, riqueza e diversidade) não apresentaram correlações significativas com a mortalidade das mudas.

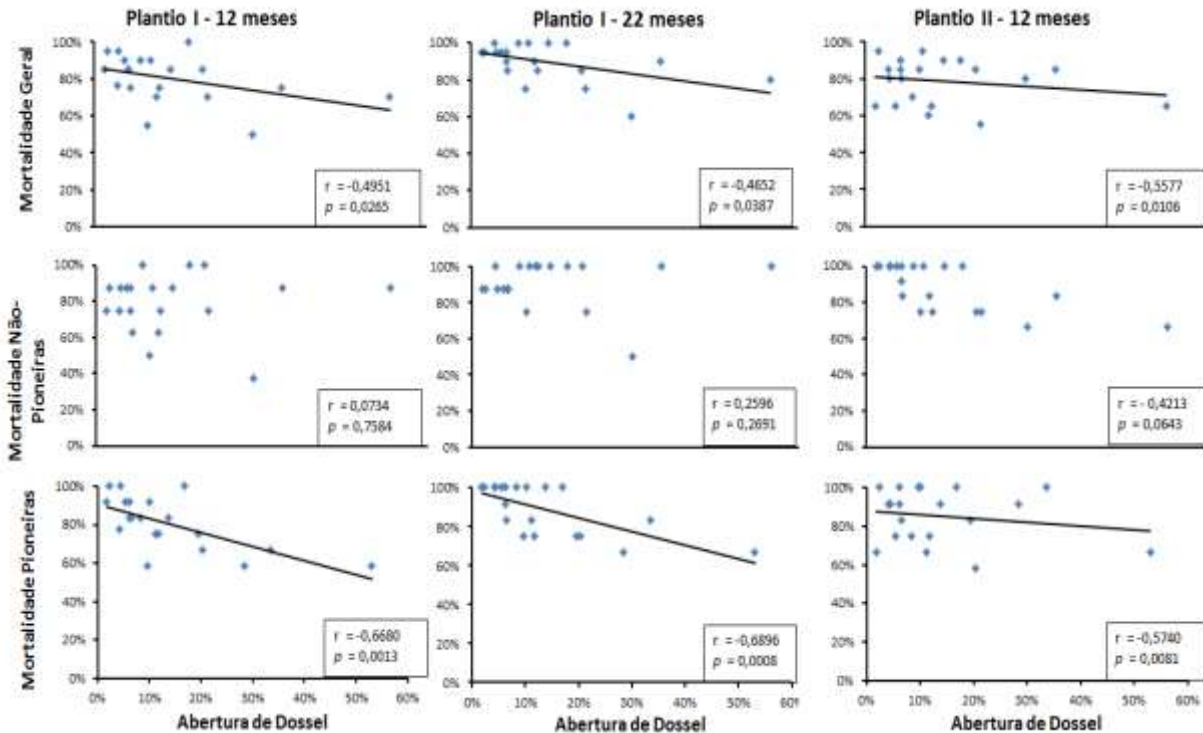


Figura 1 – Resultados da correlação de Spearman ($N = 20$) para a abertura de dossel durante o plantio e mortalidade de mudas de espécies arbóreas nativas para cada grupo ecológico e de forma geral. O Plantio I foi realizado um mês após o corte de lianas e o Plantio II 10 meses após o corte de lianas. Os dados se referem a medições realizadas 12 e 22 meses após o Plantio I e 12 meses após o plantio II. Correlações significativas ($\alpha = 0,05$) apresentam uma linha de tendência

3.3.2 Avaliação dos efeitos iniciais do corte de lianas na estrutura e dinâmica da floresta

3.3.2.1 Abertura do dossel e produção de serapilheira

A abertura de dossel variou entre as parcelas Cl, Co e Ref (ANOVA com medidas repetidas, $F_{2,128} = 29,98$, $p = <0,0001$, $N = 35$). Parcelas Cl apresentaram maior abertura de dossel até cinco meses após o corte de lianas; após este período a abertura do dossel foi semelhante entre as parcelas Cl e Co e, ao fim da primeira estação chuvosa após o corte de lianas, todos os tratamentos apresentaram abertura de dossel semelhante (Figura 2). Dado que mantivemos as lianas cortadas durante o período do estudo, o fechamento de dossel se deve principalmente ao crescimento dos indivíduos arbóreos.

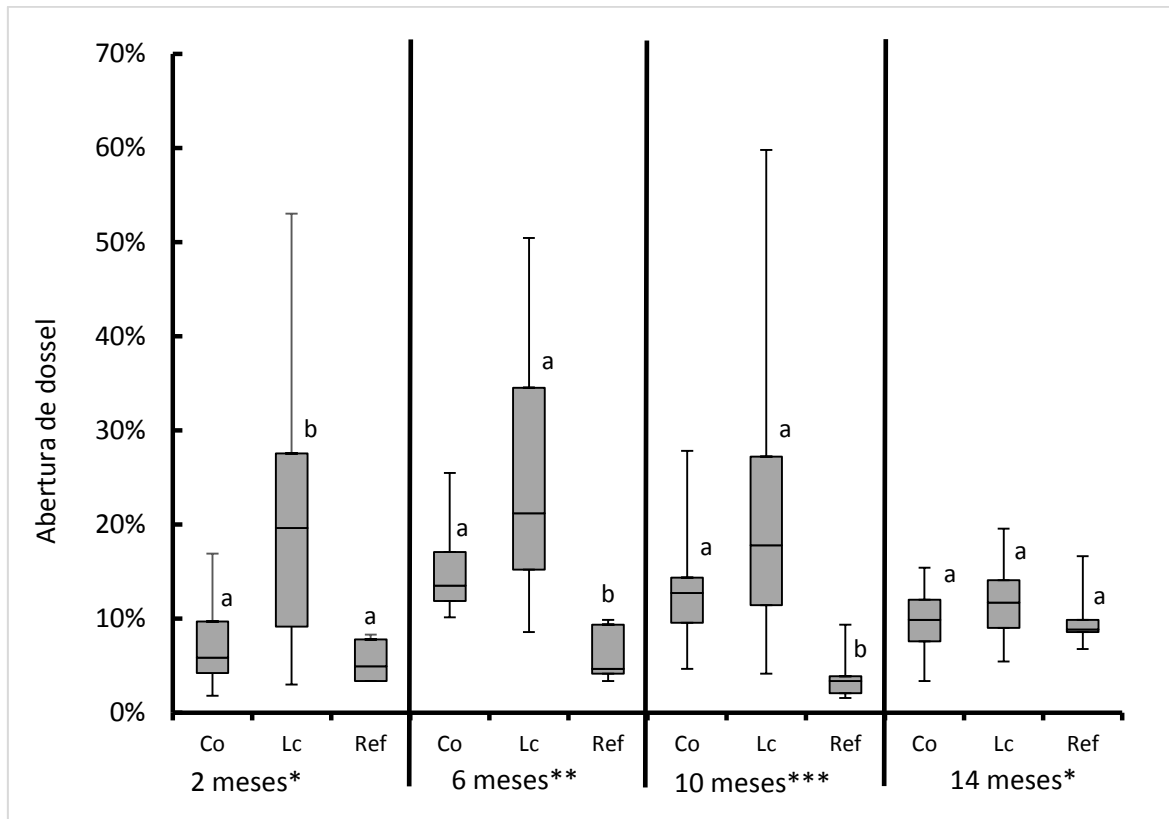


Figura 2 – Abertura do dossel entre os tratamentos. O eixo horizontal representa os tratamentos, divididos por tempo após o manejo de lianas. Asteriscos referem-se à estação de cada medição: *começo da estação seca; **fim da estação seca; ***começo da estação chuvosa. Linhas de limite inferior e superior dos dados indicam os valores mínimos e máximos de abertura de dossel, respectivamente. Barras cinza inferiores e superiores representam os dados do quartil de 25 % até a mediana e da mediana até 75 %, respectivamente. Boxplots seguidos pela mesma letra são semelhantes para $\alpha = 0,05$

O corte de lianas reduziu a produção anual de serapilheira em aproximadamente 38 % em comparação com as parcelas controle (teste-t pareado, $t_{1,6} = 2,96$, $p = 0,0251$, $N = 14$). A produção anual de serapilheira foi de $11,28 \pm 4,37$ ton/ha para Co e $7,02 \pm 2,94$ ton/ha para Cl. A produção de serapilheira ao longo do ano para ambos os tratamentos encontra-se no ANEXO I.

3.3.2.2 Mortalidade dos indivíduos arbóreos e vulnerabilidade a distúrbios

O manejo de lianas não afetou a mortalidade dos indivíduos arbóreos estabelecidos, e parcelas em áreas degradadas (Cl e Co) apresentaram mortalidade semelhante a parcelas referência (ANOVA, $F_{12,34} = 0,23$, $p = 0,7937$, $N = 35$). De forma semelhante, o impacto causado por uma tempestade 17 meses após o manejo de lianas afetou todas as parcelas de

forma semelhante (ANOVA, $F_{1,34} = 1,04$, $p = 0,3667$, $N = 35$); quebrando $2,1 \pm 2,9 \%$, $3,7 \pm 4,1 \%$ e $2,5 \pm 5,0 \%$ das árvores nas parcelas Co, Cl e Ref, respectivamente.

3.3.2.3 Carbono na comunidade arbórea

O corte de lianas aumentou o carbono armazenado na biomassa de árvores somente na classe diamétrica II (DAP 3.1 - 6 cm) (ANOVA em modelo generalizado linear, $F_{1,216} = 2,94$, $p = 0,0339$, $N = 30$). Considerando a comunidade florestal como um todo, o corte de lianas não aumentou a quantidade de carbono armazenado na biomassa das árvores ($F_{1,216} = 1,38$, $p = 0,2415$, $N = 30$) (Tabela 3). O aumento de carbono estocado na biomassa foi semelhante entre grupos ecológicos ($F_{1,216} = 0,42$, $p = 0,5173$, $N = 30$).

Tabela 3 – Quantidade média de carbono armazenado por hectare antes do corte de lianas e 19 meses após o corte de lianas em parcelas controle (Co), parcelas onde as lianas foram cortadas (Cl) e parcelas menos degradadas (Ref). NP: espécies não-pioneiras, P: espécies pioneiras; DAP: diâmetro médio quadrático para os três maiores fustes com $DAP \geq 1,58$ cm do mesmo indivíduo. Somente as árvores na classe diamétrica II apresentaram ganhos de carbono estocado devido ao corte de lianas ($\alpha = 0,05$)

(continua)

Classe diamétrica I - DAP 1,58 - 3 cm				
		Carbono antes do corte de lianas (kg/ha)	Carbono após o corte de lianas (kg/ha)	Aumento (%)
Co	NP	569 ± 924	674,1 ± 1066	18,45
	P	460 ± 342	555 ± 350	20,65
Cl	NP	377 ± 282	632 ± 526	67,64
	P	494 ± 249	599 ± 305	21,26
Ref	NP	931 ± 457	971 ± 359	4,30
	P	391 ± 123	350 ± 146	-10,49

$F_{1,55} = 0,01$, $p = 0,9258$, $N = 30$

Classe diamétrica II - DAP 3,1 - 6 cm				
		Carbono antes do corte de lianas (kg/ha)	Carbono após o corte de lianas (kg/ha)	Aumento (%)
Co	NP	1244 ± 864	1510 ± 880	21,38
	P	942 ± 350	1039 ± 394	61,84
Cl	NP	1286 ± 748	1657 ± 841	28,85
	P	754 ± 451	1061 ± 578	40,72
Ref	NP	1928 ± 1179	2124,± 1137	10,17
	P	384 ± 164	448 ± 211	16,67

$F_{1,56} = 4,08$ $p = 0,0482$, $N = 30$

Tabela 3 – Quantidade média de carbono armazenado por hectare antes do corte de lianas e 19 meses após o corte de lianas em parcelas controle (Co), parcelas onde as lianas foram cortadas (Cl) e parcelas menos degradadas (Ref). NP: espécies não-pioneiras, P: espécies pioneiras; DAP: diâmetro médio quadrático para os três maiores fustes com DAP $\geq 1,58$ cm do mesmo indivíduo. Somente as árvores na classe diamétrica II apresentaram ganhos de carbono estocado devido ao corte de lianas ($\alpha = 0,05$)

(conclusão)

Classe diamétrica III - DQM 6.1 - 11 cm				
		Carbono antes do corte de lianas (kg/ha)	Carbono após o corte de lianas (kg/ha)	Aumento (%)
Co	NP	2515 \pm 1360	3114 \pm 1768	22,1
	P	3616 \pm 1931	4530 \pm 2103	34,6
Cl	NP	2065 \pm 1250	2443 \pm 1090	29,2
	P	2862 \pm 2006	3765 \pm 2925	28,2
Ref	NP	3019 \pm 2497	3130 \pm 2227	7,7
	P	1592 \pm 741	2048 \pm 1230	26,3

$F_{1,54} = 0,02$, $p = 0,8754$, $N = 30$

Classe diamétrica IV - DQM > 11 cm				
		Carbono antes do corte de lianas (kg/ha)	Carbono após o corte de lianas (kg/ha)	Aumento (%)
Co	NP	11487 \pm 18584	12663 \pm 20583	9,0
	P	11049 \pm 7144	11212 \pm 7642	1,3
Cl	NP	14067 \pm 12247	15122 \pm 13036	9,8
	P	11091 \pm 5308	11920 \pm 5451	11,0
Ref	NP	58117 \pm 18184	58389 \pm 17532	0,7
	P	14790 \pm 7033	15673 \pm 7025	7,3

$F_{1,51} = 1,74$, $p = 0,1926$, $N = 30$

Geral				
		Carbono antes do corte de lianas (kg/ha)	Carbono após o corte de lianas (kg/ha)	Aumento (%)
Co	NP	3558 \pm 9161	4060 \pm 10123	23,8
	P	4017 \pm 5575	4334 \pm 5758	30,0
Cl	NP	4230 \pm 8022	4733 \pm 8505	37,8
	P	3761 \pm 5136	4294 \pm 5472	32,4
Ref	NP	15999 \pm 26349	16154 \pm 26317	8,0
	P	3734 \pm 6562	4048 \pm 6864	9,6

$F_{1,216} = 1,34$, $p = 0,2415$, $N = 30$

3.4. Discussão

Nosso trabalho foi o primeiro a estimar os parâmetros florestais que influenciam no rendimento operacional do corte de lianas e fragmentos florestais degradados dominados por lianas hiperabundantes. Nossos resultados mostram que as homem-horas necessárias para o corte de lianas em fragmentos florestais degradados é muito maior que as estimativas anteriores, elaboradas para florestas mais conservadas. Por exemplo, em florestas brejosas dominadas por lianas, Grauel e Putz (2004) estimaram 16 homens-hora/ha para o manejo de lianas, em florestas baixas da Amazônia, Vidal et al. (1997) estimou em até 18,8 homens-hora/ha, enquanto Pérez-Salicrup (2001b) estimou em 23,60 homens-hora/ha o rendimento operacional do corte de lianas em florestas de terras baixas com alta densidade de lianas com diâmetro > 2 cm. Todos os estudos mencionados utilizaram somente facões para cortar as lianas e possuíam uma densidade de lianas muito menores do que as densidades encontradas em nossa área de estudo, exceto para o trabalho de Pérez-Salicrup (2001b), cuja floresta apresentava maior densidade de lianas > 2 cm de diâmetro. Mesmo assim, nossas estimativas sugerem $88,3 \pm 45,0$ homens-hora/ha para cortar todas as lianas em fragmentos florestais degradados. O rendimento operacional do Clm não apresentou nenhuma relação com os parâmetros da comunidade florestal mensurados no presente trabalho e nenhum estudo foi encontrado na literatura estimando o rendimento operacional do corte de manutenção de lianas em nível de comunidade.

Dado que a conservação e restauração de fragmentos florestais degradados é prioridade nos projetos de restauração, dado que estes servem de refúgio para a biodiversidade em paisagens antropizadas (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2009). O manejo de lianas pode auxiliar na restauração dos processos ecológicas a um custo muito menor do que a restauração de áreas completamente desmatadas. Considerando o valor da diária de um trabalhador rural em R\$50,00, o custo para manejar as lianas de um fragmento florestal degradado seria de 551 ± 281 R\$/ha, enquanto o custo para restaurar uma área degradada varia entre 4.950-33.000 R\$/ha para o plantio de mudas (RODRIGUES et al., 2009b) e 1.250 – 2.390 R\$/ha para a semeadura direta (ENGEL; PARROTA, 2001). Neste contexto, o manejo de lianas se apresenta como uma técnica acessível para restauração de fragmentos florestais degradados.

Ao contrário do esperado, maior densidade e área basal de lianas enraizadas resultaram em cortes iniciais de lianas mais rápidos nas parcelas. Considerando que uma maior dominância de lianas enraizadas implica em menor densidade de indivíduos arbóreos

(Capítulo 2 do presente trabalho), argumenta-se que, em parcelas com maior densidade de lianas, o corte de lianas poderia ser executado com menor preocupação quanto a danificar indivíduos arbóreos menores, portanto as atividades de corte fluiriam melhor. O oposto também se aplica: em parcelas com elevada densidade de árvores, o corte de lianas requer mais tempo, pois precisa ser realizado com cautela para minimizar possíveis danos às árvores infestadas, principalmente as pequenas ($DAP \leq 6$ cm), as quais representam 64 % de todos os indivíduos nas parcelas CI. No entanto, não avaliamos se fatores como o horário em que foi realizado o corte de lianas ou a quantidade de parcelas manejadas em um único dia afetaram o rendimento operacional do corte de lianas.

Apesar da equipe que executou o corte de lianas não possuir experiência com esta atividade, a mortalidade das árvores não foi afetada pelo corte de lianas, indicando que o corte acidental de árvores não é significativo nesta atividade. Considerando que o corte de lianas em fragmentos florestais degradados visa restaurar a estrutura florestal, o corte de lianas deve ser feito cuidadosamente para evitar danificar indivíduos arbóreos menores. Frisa-se também que o corte de lianas deve ser executado periodicamente a fim de obter efeitos a longo prazo na comunidade florestal, dadas as altas taxas de reinfestação observadas já aos oito meses após o corte inicial de lianas (no entanto, vale frisar que não testado o efeito da sazonalidade na reinfestação das árvores por lianas).

Mudas plantadas apresentaram baixas taxas de sobrevivência, especialmente para mudas pioneiras, as quais são fortemente influenciadas, como esperado, pela abertura de dossel da comunidade florestal. O corte de lianas favoreceu indiretamente a sobrevivência de lianas ao abrir o dossel que estava dominado por lianas hiperabundantes. Desta forma, o plantio de mudas arbóreas como estratégia de restauração de fragmentos degradados tem maiores chances de ser bem sucedido em locais com elevada abertura de dossel – ou locais que terão elevada abertura de dossel após o corte de lianas – ou como uma técnica para enriquecer a comunidade florestal pelo plantio de espécies não-pioneiras uma vez que o dossel esteja recuperado (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005). Em fragmentos florestais degradados com elevada densidade de árvores e menor dominância de lianas no dossel, argumenta-se que a melhor forma de recuperar a estrutura florestal e sombrear espécies ruderais de lianas seria através do fomento da comunidade arbórea já estabelecida, dado que as árvores já estabelecidas apresentam maior chance de chegar ao dossel que mudas plantadas. Para ilustrar este argumento, podemos considerar que, para a restauração de áreas totalmente desmatadas, a densidade de mudas plantadas é de 1666 mudas/ha (RODRIGUES

et al., 2011); enquanto que a densidade de árvores com $CAP \geq 5$ cm na nossa área de estudo foi de 2128 ± 710 indivíduos/ha. Neste contexto, conduzir o desenvolvimento dos indivíduos arbóreos já existentes na comunidade florestal seria mais que o suficiente para recuperar a estrutura florestal em fragmentos florestais semelhantes a nossa área de estudo.

Dada a natureza estacional e semidecidual da nossa área de estudo, o fechamento do dossel um ano após o corte de lianas nas parcelas C1 pode ser temporário, podendo “reabrir” na estação seca seguinte devido à deciduidade das espécies arbóreas, enquanto que as parcelas C0 poderiam manter um dossel fechado, dada a presença de lianas perenifólias (SCHNITZER, 2005). A maioria dos estudos sobre a dinâmica florestal após o manejo de lianas engloba um período maior que o presente trabalho (ADDO-FORDJOUR; EL DUAH; AGBESI, 2013; CAMPANELLO et al., 2012; INGWELL et al., 2010; ROZZA et al., 2007a; SCHNITZER; CARSON, 2010), desta forma, o presente trabalho trata somente dos efeitos iniciais do corte de lianas na dinâmica de fragmentos florestais degradados.

No entanto, mesmo em um intervalo de tempo tão curto, o corte de lianas já alterou certos processos da comunidade florestal, como o ganho do carbono armazenado na biomassa nas árvores da classe diamétrica II e a ocupação do dossel por espécies arbóreas. Argumenta-se que as árvores em classes diamétricas maiores não foram tão severamente afetadas pelas lianas devido a sua maior estatura no dossel, e, devido ao seu maior tamanho, mais carbono teria que ser assimilado para refletir em diferenças significativas de carbono estocado. No outro extremo, a falta de resposta imediata das árvores menores (classe diamétrica I) ao manejo de lianas, pode ser explicado pelo fato da maioria das espécies que compõe esta classe diamétrica serem espécies de sub-dossel ou arbustos, naturalmente de pequeno porte (i. e. *Piper amalago*, *Trichilia elegans*, *Actinostemon communis* e *Solanum argenteum*).

Estudos sobre os efeitos em longo prazo do corte de lianas nas populações de lianas em florestas conservadas observaram que a diversidade de lianas pode ser tanto reduzida (GERWING; VIDAL, 2002) quanto não ser afetada pelo corte (CAMPANELLO et al., 2012). Apesar de tais estudos terem sido realizados em florestas tropicais conservadas, com uma composição de lianas muito diferente de fragmentos degradados (YUAN et al., 2009), como medida preventiva não se recomenda o corte de lianas na área total de um fragmento florestal degradado. Considerando que espécies de lianas não ruderais e até mesmo de estágios mais avançados de sucessão podem ocorrer em setores menos degradados dos fragmentos florestais

infestados por lianas ruderais (UDULUSTSCH², R. G., comunicação pessoal). No entanto, o emaranhado formado pela infestação de lianas e as dificuldades inerentes na identificação das espécies desta forma de vida faz o manejo seletivo das espécies ruderais de lianas inviável. Desta forma, recomenda-se que o corte de lianas seja realizado em setores de floresta degradada onde lianas hiperabundantes dominam o dossel, mantendo os setores menos degradados do fragmento – com elevada densidade e área basal de espécies arbóreas, onde a comunidade de lianas é representada por espécies mais tardias da sucessão e não há ocorrência de espécies de lianas ruderais - como “refúgios” para a diversidade de lianas.

Vale ressaltar que as condições de degradação nas quais muitos dos remanescentes florestais tropicais se encontram (BROADBENT, et al., 2008; FARAH, et al., 2014) favorecem somente algumas poucas espécies ruderais, enquanto prejudica a maioria das espécies de lianas e árvores (TABARELLI, et al., 2012; VAN DER HEIJDEN; PHILLIPS, 2009a). Portanto, intervenções para restaurar fragmentos florestais degradados devem buscar beneficiar todo o ecossistema do fragmento florestal em longo prazo, e não somente uma única forma de vida (i. e. árvores).

3.5 Conclusão

A quantidade de homens-hora necessária para cortar as lianas em fragmentos florestais degradados é maior que as estimativas para florestas maduras, com menor densidade de lianas. O corte de lianas favorece a sucessão secundária de árvores menores já estabelecidas, justificando a adoção do corte de lianas como técnica de restauração de fragmentos florestais degradados. No entanto, cortes periódicos de manutenção devem ser realizados, dadas as altas taxas de reinfestação das árvores por lianas. Por fim, o plantio de mudas não é recomendado para a recuperação do dossel, exceto para mudas pioneiras em condições de dossel muito aberto, dado que a sobrevivência das mudas é baixa e a comunidade florestal, mesmo degradada, apresenta densidade suficiente para recuperar o dossel e continuar os processos sucessionais.

Referências

ADDO-FORDJOUR, P.; EL DUAH, P.; AGBESI, D.K.K. Factors influencing liana species richness and structure following anthropogenic disturbance in a tropical forest, Ghana. **ISRN Forestry**, Nova York, EUA, v. 2013, p. 1-11, 2013.

² UDULUSTSCH, R. G. “**Diversidade e importância das lianas nas florestas tropicais**”. Campinas, 1 nov. 2013. Palestra ministrada no I Seminário “Manejo de Lianas em Fragmentos Florestais”.

- ALEXANDER, S.; NELSON, C.R.; ARONSON, J.; LAMB, D.; CLIQUET, A.; ERWIN, K.L.; FINLAYSON, C.M.; DE GROOT, R.S.; HARRIS, J.A.; HIGGS, E.S.; HOBBS, R.J.; ROBIN LEWIS, R.R.; MARTINEZ, D.; MURCIA, C. Opportunities and challenges for ecological restoration within REDD+. **Restoration Ecology**, Malden, v. 19, 6, p. 683-689, 2011.
- ALLEN, B.P.; PAULEY, E.F.; SHARITZ, R.R. Hurricane impacts on liana populations in an old-growth southeastern bottomland forest. **Journal of the Torrey Botanical Society**, Columbia, v. 124, n. 1, p. 34-42, 1997.
- ANTUNES, E.C.; BRANDÃO, D. Fragmento de mata seca semidecídua: efeito do manejo de lianas. **Estudos**, Goiânia, Brasil, v. 37, n. 3/4, p. 439-464, 2010.
- ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, Malden, v. 21, n. 3, p. 293-296, 2013.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V.; PINEDA, E.; ESCOBAR, F.; BENITEZ-MALVIDO, J. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 3, p. 729-739, 2009.
- ASNER, G.P.; RUDEL, T.K.; AIDE, T.M.; DEFRIES, R.; EMERSON, R. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 6, p. 1386-1395, 2009.
- BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; CÉSAR, R.G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais inseridas em paisagens alteradas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, Belém, v. 7, p. 219-234, 2012.
- BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; CALMON, M.; CARRASCOSA, H.; RODRIGUES, R.R. How to organize a large-scale ecological restoration program? The framework developed by the Atlantic Forest restoration pact in Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, EUA, v. 32, n. 7, p. 728-744, 2013.
- BROADBENT, E.; ASNER, G.; KELLER, M.; KNAPP, D.; OLIVEIRA, P.; SILVA, J. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 7, p. 1745-1757, 2008.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional process. **Turrialba**, San Jose, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.
- CAMPANELLO, P.I.; GENOVEVA GATTI, M.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 252, n. 1/3, p. 108-117, 2007.
- 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**, Amsterdam, v. 284, p. 213-221, 2012.

CATHARINO, E.L.M. **Estudos fisionômico-florístico e fitossociológicos em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP**. 1989. 181 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Biológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1989.

CLEWELL, A.F.; ARONSON, J. **Ecological restoration: principles, values and structure of an emerging profession**. Washington: Island Press, 2007. 216 p.

COLE, R.J.; HOLL, K.D.; ZAHAWI, R.A. Seed rain under tree silands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. **Ecological Applications**, Washington, v. 20, n. 5, p. 1255-1269, 2010.

CORBIN, J.D.; HOLL, K.D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 265, p. 37-46, 2012.

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 152, p. 169-181, 2001.

FAO. **Global forest resources assessment 2010: main report**. Rome, 2010. 340 p.

FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R.; SANTOS, F.A.M.; TAMASHIRO, J.Y.; SHEPHERD, G.J.; SIQUEIRA, T.; BATISTA, J.L.F.; MANLY, B.J.F. Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species: case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, Elsevier, v. 37, p. 40-44, 2014.

GANDOLFI, S. **História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GENTRY, A.H. The distribution and evolution of climbing plants. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. (Org.). **The biology of vines**. New York: Cambridge University Press, 1991. p. 3-53.

GERWING, J.J.; SCHINITZER, S.A.; BURNHAM, R.J.; BONGERS, F.; CHAVE, J.; DEWALT, S.J.; EWANGO, C.E.N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARAHY, N.; PÉREZ-SALICRUP, D.R.; PUTZ, F.E.; THOMAS, D.W. A standard protocol for liana censuses. **Biotropica**, Washington, v. 38, n. 2, p. 156-261, 2006.

GERWING, J.J.; VIDAL, E. Changes in liana abundance and species diversity eight years after liana cutting and logging in an eastern Amazonian forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 2, p. 544-548, 2002.

GRAUEL, W.T.; PUTZ, F.E. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 190, n. 1, p. 99-108, 2004.

GUTTAL, V.; JAYAPRAKASH, C. Changing skewness: an early warning signal of regime shifts in ecosystems. **Ecological Letters**, Washington, v. 11, n. 5, p. 450-460, 2008.

- HOBBS, R.J.; HALLETT, L.M.; EHRLICH, P.R.; MOONEY, H.A. Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century. **BioScience**, Uberlândia, v. 61, n. 6, p. 442-450, 2011.
- HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- INGWELL, L.L.; JOSEPH WRIGHT, S.; BECKLUND, K.K.; HUBBELL, S.P.; SCHNITZER, S.A. The impact of lianas on 10years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, London, v. 98, n. 4, p. 879-887, 2010.
- KAMMESHEIDT, L. Perspectives on secondary forest management in tropical humid lowland America. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, Stockholm, Suécia, v. 31, n. 3, p. 243-250, 2002.
- LACERDA, J. S.; COUNTO, H. T. Z.; HIROTA, M. M.; PASISHNYK, N.; POLIZEL, J. L. **Estimativa da biomassa e carbono em áreas restauradas com plantio de essências nativas**. METRVM. Disponível em: <<http://cmq.esalq.usp.br/wiki/doku.php?id=publico:metrvm:start>>. Acesso em: 18 out. 2013.
- LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005.
- LEID, J.L.; HARRIS, J.B.C.; ZAHAWI, R.A. Avian habitat preference in tropical forest restoration in southern Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 3, p. 350-359, 2012.
- LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F.P.L.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011.
- MELO, F.P.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 28, n. 8, p. 462-468, 2013.
- MITTERMEIER, R.A.; ROBLES-GIL, P.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.D.; BROOKS, T.B.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.L.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered ecoregions**. Mexico City: CEMEX, 2004. 390 p.
- NASCIMENTO, H.E.; DIAS, A.S.; TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 329-342, 1999.
- PAUL, G.S.; YAVITT, J.B. Tropical vine growth and the effects on forest succession: a review of the ecology and management of tropical climbing plants. **The Botanical Review**, New York, v. 77, n. 1, p. 11-30, 2010.
- PÉREZ-SALICRUP, D.R. Cost and efficiency of cutting lianas in a lowland liana forest of Bolivia. **Biotropica**, Washington, v. 33, n. 2, p. 324-329, 2001a.

_____. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology**, Brooklyn, v. 82, n. 2, p. 389-396, 2001b.

PUTZ, F.E.; WINDSOR, D.M. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica**, Washington, v. 19, n. 4, p. 334-341, 1987.

REY BENAYAS, J.M.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington, v. 325, n. 5944, p. 1121-1124, 2009.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.

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

ROZZA, A.A.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: New Science Publ., 2007a. p. 171-196.

_____. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: New Science Publ., 2007b. p. 197-206.

SCHNITZER, S.A. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **The American Naturalist**, Chicago, EUA, v. 166, n. 2, p. 262-276, 2005.

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

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**, London, v. 93, n. 6, p. 1115-1125, 2005.

TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, Essex, 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**, Tucson, v. 3, n. 2, p. 1-11, 2012.

VAN DER HEIJDEN, G.M.F.; PHILLIPS, O.L. Environmental effects on Neotropical liana species richness. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 36, n. 8, p. 1561-1572, 2009a.

_____. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest. **Biogeosciences**, Hoboken, v. 6, p. 2217-2226, 2009b.

VIDAL, E.; JOHNS, J.; GERWING, J. J.; BARRETO, P.; UHL, C. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 98, p. 105-114, 1997.

VITELLI, J.S.; MADIGAN, B.A.; VAN HAAREN, P.E.; SETTER, S.; LOGAN, P. Control of the invasive liana, *Hiptage benghalensis*. **Weed Biology and Management**, Naro, Japão, v. 9, n. 1, p. 54-62, 2009.

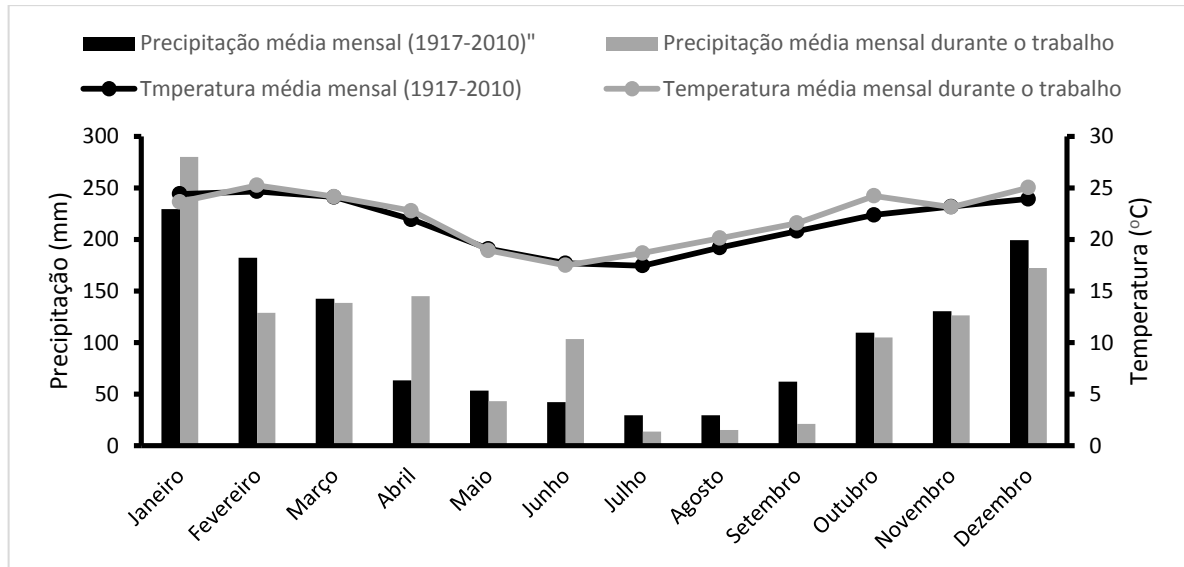
YUAN, C.-M.; LIU, W.-Y.; TANG, C.Q.; LI, X.-S. Species composition, diversity, and abundance of lianas in different secondary and primary forests in a subtropical mountainous area, SW China. **Ecological Research**, Tsukuba, v. 24, n. 6, p. 1361-1370, 2009.

ANEXOS

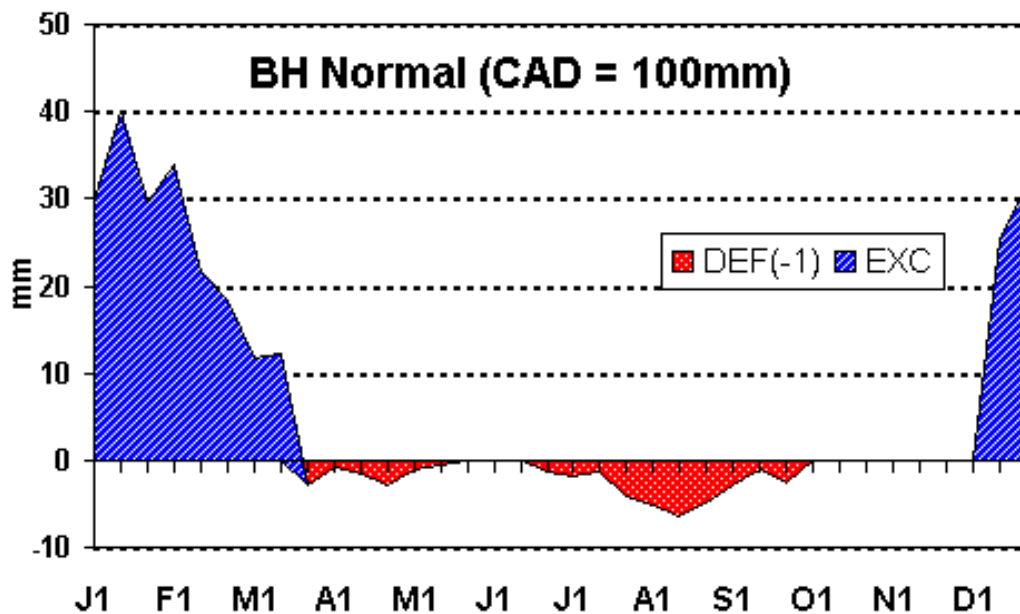
ANEXO A

Dados climáticos da área de estudo.

Dados referentes à temperatura e precipitações médias mensais do período 1917 – 2010 estão representados por linhas e barras negras, respectivamente. Dados referentes à temperatura e precipitações médias mensais durante o período de estudo estão representados por linhas e barras cinza, respectivamente. Dados obtidos a estação meteorológica da ESALQ-USP.



Balanco Hídrico histórico para a área de estudo (Piracicaba – SP).



ANEXO B

Caracterização da área de estudos, médias seguidas pela mesma letra são similares para ANOVA $\alpha = 0,05$.

Tipo de floresta e tratamento	Abertura de dossel (porcentagem)			Área basal de arbustivo-arbóreas (CAP>5cm) (m ² /ha)			
	2**	10**	14**	Pioneiras	Não-pioneiras	Indeterminada	Geral
Degradada (n=30)	15,7 ± 12,0	17,9 ± 11,2	12,0 ± 5,2	8,7 ± 3,8	7,7 ± 7,2	0,9 ± 1,2	17,1 ± 7,8
Cop (n=10)	7,4 ± 4,7a	13,1 ± 6,2a	10,7 ± 5,5a	8,6 ± 3,7a	6,5 ± 8,0a	1,0 ± 1,7a	16,1 ± 9,9a
Lc (n=10)	23,4 ± 15,2b	24,2 ± 16,5a	11,5 ± 4,1a	7,0 ± 2,4a	9,3 ± 7,4a	1,0 ± 1,3a	17,3 ± 8,0a
Lcp (n=10)	17,0 ± 8,4b	17,1 ± 7,3a	13,5 ± 5,5a	10,0 ± 4,6a	7,2 ± 6,5a	0,7 ± 0,7a	17,9 ± 5,5a
Referência (n=5)****	5,6 ± 2,1	4 ± 3,1	9,7 ± 2,5	7,5 ± 4,8	31,0 ± 6,8	2,5 ± 2,3	41,0 ± 8,6

Tipo de floresta e tratamento	Riqueza de espécies por parcela				Densidade de lianas	
	Pioneiras	Não-pioneiras	Indeterminada	Geral	≤ 2 cm	> 2 cm
Degradada (n=30)	8,4 ± 2,0	13,1 ± 4,9	1,5 ± 0,7	22,9 ± 5,9	30247 ± 13229	1284 ± 1664
Cop (n=10)	9 ± 1,8a	12,9 ± 5,3a	1,3 ± 0,5a	22,8 ± 6,8a	30889 ± 14143a	1333 ± 1446a
Lc (n=10)	8,5 ± 2,2a	12,9 ± 2,4 a	1,6 ± 0,7a	22,7 ± 4,5a	29333 ± 13406a	1741 ± 2102a
Lcp (n=10)	8,6 ± 3,0 a	13,4 ± 6,6a	1,8 ± 0,9a	23,1 ± 6,8a	30518 ± 11997a	778 ± 1153a
Referência (n=5)***	7 ± 1,5	16,6 ± 4,1	1,8 ± 0,4	25,8 ± 4,9	40815 ± 21247	1556 ± 1805

*A floresta foi classificada como floresta degradada ou referência. A letra **n** representa o número de parcelas em cada tipo florestal. Os três tratamentos: **Cop** (plantio de mudas sem corte de lianas), **Lc** (corte de lianas) e **Lcp** (corte de lianas com plantio de mudas), foram instalados na floresta degradada

**Meses após o corte de lianas

*** Parcelas referência referem-se a cinco parcelas que foram instalados em áreas menos degradadas do fragmento florestal estudado

ANEXO C

Especíes amostradas na chegada de sementes. “*” = espécie exótica (continua).

Família e espécie	Forma de vida
Apocynaceae	
<i>Aspidosperma</i> sp..	Árvore/arbusto
<i>Odontadenia</i> sp.	Trepadeira
Asteraceae	
Asteraceae sp. 1	.
Asteraceae sp. 2	.
Asteraceae sp. 3	.
Asteraceae sp. 4	.
Asteraceae sp. 5	.
<i>Vernonanthura polyanthes</i> Veja & M. Dematteis	Árvore/arbusto
Bignoniaceae	
Bignoniaceae sp. 1	Trepadeira
Bignoniaceae sp. 2	.
Bignoniaceae sp. 3	.
Bignoniaceae sp. 4	.
Bignoniaceae sp. 6	.
Bignoniaceae sp. 7	Trepadeira
Bignoniaceae sp. 8	.
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. Ex DC.) Mattos	Árvore/arbusto
<i>Handroanthus</i> sp. 1	Árvore/arbusto
<i>Handroanthus</i> sp. 2	Trepadeira
<i>Marsdenia</i> sp. R. Br.	Trepadeira
Boraginaceae	
<i>Cordia abyssinica</i> R. Br.	Árvore/arbusto
Chrysobalanaceae	
* <i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	Árvore/arbusto
Cucurbitaceae	
Cucurbitaceae sp.	Trepadeira
* <i>Momordica charantia</i> L.	Trepadeira
Dioscoreaceae	
<i>Dioscorea</i> sp. L.	Trepadeira
Euphorbiaceae	
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr	Árvore/arbusto
<i>Aparastimiun cordatum</i> (A Juss.) Baill.	Árvore/arbusto
<i>Dalechampia</i> sp. L.	Trepadeira

ANEXO C

Especíes amostradas na chegada de sementes. “*” = espécie exótica (continua).

Família e espécie	Forma de vida
Fabaceae	
<i>Anadenanthera</i> sp. 1	Árvore/arbusto
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>faClata</i> (Benth.)	Árvore/arbusto
Reis	
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Árvore/arbusto
<i>Calopogonum mucunoides</i> Desv.	Trepadeira
<i>Centropogon tomentosum</i> Guillemin ex Benth.	Árvore/arbusto
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Árvore/arbusto
* <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Árvore/arbusto
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Árvore/arbusto
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr	Árvore/arbusto
* <i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S. F. Blake	Árvore/arbusto
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton	Árvore/arbusto
Malpighiaceae	
<i>Banisteriopsis</i> sp. 1	Trepadeira
<i>Banisteriopsis</i> sp. 2	Trepadeira
* <i>Bunchosia armeniaca</i> (Cav.) DC.	Árvore/arbusto
<i>Heteropteris</i> sp. 1	Trepadeira
<i>Heteropteris</i> sp. 2	Trepadeira
<i>Mascagnia</i> sp.	Trepadeira
Malvaceae	
<i>Abutilon</i> sp. 1	Árvore/arbusto
<i>Ceiba speciosa</i> (a. St.-Hil.) Ravenna	Árvore/arbusto
Meliaceae	
Meliaceae sp. 1	
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Árvore/arbusto
Moraceae	
<i>Ficus guaranítica</i> Chodat	Árvore/arbusto
Passifloraceae	
<i>Passiflora</i> sp.	Trepadeira
Phytolaccaceae	
<i>SeQUIERIA langsdorffii</i> Moq.	Árvore/arbusto
Piperaceae	
<i>Piper</i> sp. 1	Árvore/arbusto
<i>Piper</i> sp. 2	Árvore/arbusto
<i>Piper</i> sp. 3	Árvore/arbusto
<i>Piper</i> sp. 4	Árvore/arbusto
<i>Piper</i> sp. 5	Árvore/arbusto
<i>Piper</i> sp. 6	Árvore/arbusto
<i>Piper</i> sp. 7	Árvore/arbusto

ANEXO C

Espécies amostradas na chegada de sementes. “*” = espécie exótica (continua).

Família e espécie	Forma de vida
Rhamnaceae	
<i>Gouania mollis</i> Reissek	Trepadeira
Rubiaceae	
<i>Psychotria</i> sp.	Árvore/arbusto
Rutaceae	
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Árvore/arbusto
Salicaceae	
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Árvore/arbusto
<i>Casearia</i> sp. 1	Árvore/arbusto
Sapindaceae	
<i>Cardiospermum grandiflora</i> Sw.	Trepadeira
<i>Paullinia</i> sp.	Trepadeira
<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	Trepadeira
<i>Serjania</i> sp. 1	Trepadeira
<i>Serjania</i> sp. 2	Trepadeira
<i>Urvillea</i> sp.	Trepadeira
Sapotaceae	
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Árvore/arbusto
Solanaceae	
Solanaceae sp. 1	Trepadeira
<i>Solanum</i> sp. 1	.
<i>Solanum</i> sp. 2	.
<i>Solanum</i> sp. 3	.
<i>Solanum</i> sp. 4	.
<i>Solanum</i> sp. 6	.
<i>Solanum</i> sp. 7	.
<i>Solanum</i> sp. 8	.
Urticaceae	
<i>Cecropia pachystachia</i> Trécul	Árvore/arbusto
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich ex Wedd.	Árvore/arbusto
Verbenaceae	
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Paiv.) Pers.	Árvore/arbusto
Violaceae	
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A. St.-Hil.) Taub.	Árvore/arbusto

ANEXO C

Espécies amostradas na chegada de sementes. “*” = espécie exótica (conclusão).

Família e espécie	Forma de vida
Indeterminadas	
Indeterminada 1	.
Indeterminada 2	.
Indeterminada 3	.
Indeterminada 4	.
Indeterminada 5	.
Indeterminada 6	.
Indeterminada 7	.
Indeterminada 8	.
Indeterminada 9	.
Indeterminada 10	.
Indeterminada 11	.
Indeterminada 12	.
Indeterminada 13	.
Indeterminada 14	.
Indeterminada 15	.
Indeterminada 16	.
Indeterminada 17	.
Indeterminada 18	.
Indeterminada 19	.
Indeterminada 20	.
Indeterminada 21	.
Indeterminada 22	.
Indeterminada 23	.
Indeterminada 24	.
Indeterminada 25	.
Indeterminada 26	.
Indeterminada 27	.
Indeterminada 28	.

ANEXO D

Média do diâmetro na altura do solo (DAS) e altura para as mudas plantadas. **Clp** – parcelas com corte de lianas e plantio de mudas, **P** – parcelas sem corte de lianas e com plantio de mudas. Devido a alta mortalidade, não foi possível realizar a comparação estatística entre os tratamentos.

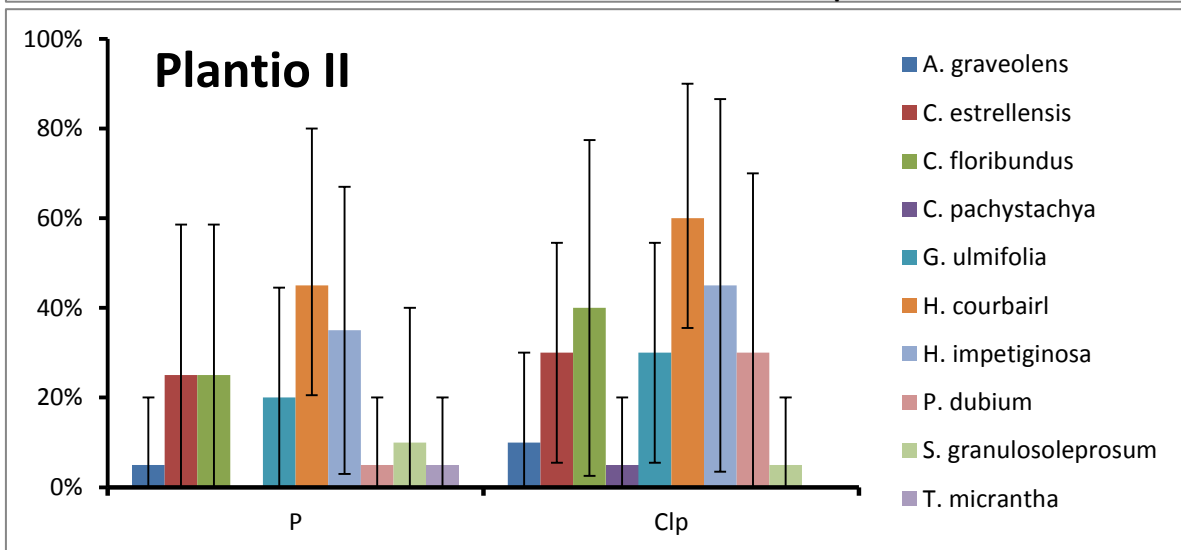
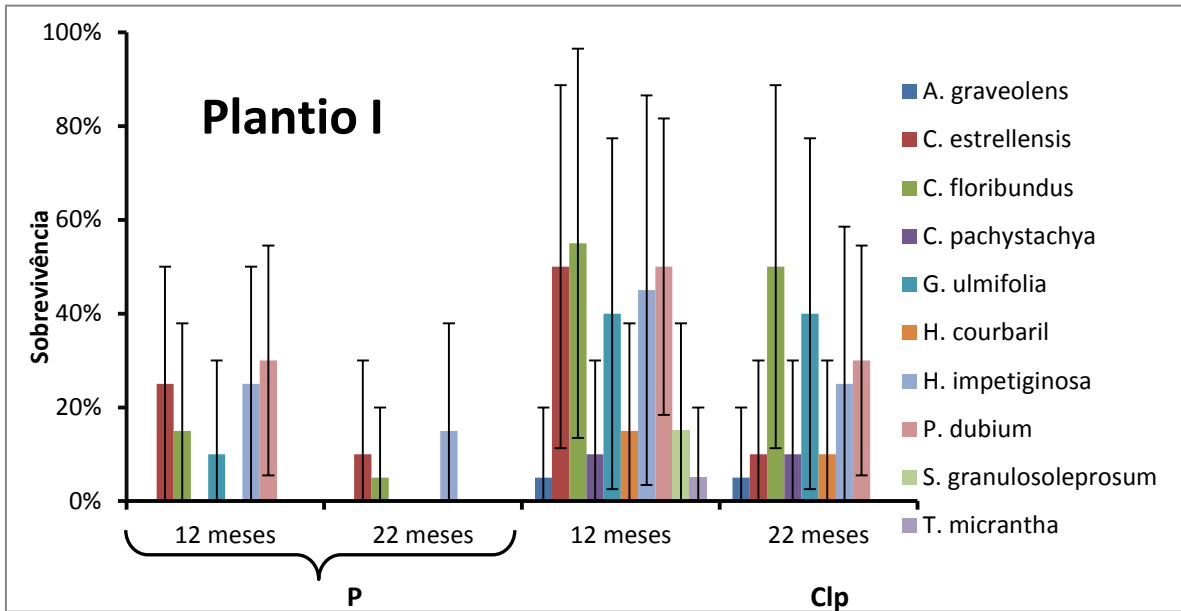
Plantio	Tratamento	DAS (mm)		Altura (cm)	
		Não-pioneira	Pioneira	Não-pioneira	Pioneira
Plantio II 12 meses*	P	6,99 ± 2,31	56,87 ± 173,54	39,5 ± 10,6	47,8 ± 18,0
	Clp	7,71 ± 2,04	7,98 ± 2,62	41,7 ± 11,0	61,4 ± 25,5
Plantio I 12 meses*	P	4,40 ± 0,75	5,12 ± 0,94	.	.
	Clp	4,84 ± 1,15	6,45 ± 2,88	.	.
Plantio I 22 meses*	P	5,42 ± 1,00	11,47**	26,9 ± 7,8	103**
	Clp	5,16 ± 1,15	9,73 ± 7,23	33,1 ± 12,0	83,96 ± 57,25

*Tempo passado após o plantio das mudas, quando ocorreram as medições

**Somente uma parcela apresentou mudas sobreviventes, portanto não há desvio padrão.

ANEXO E

Mortalidade para cada espécie arbórea nativa plantada. O Plantio I foi realizado logo após o manejo de lianas; enquanto o Plantio II foi realizado 10 meses o início do manejo de lianas. P = tratamento plantio; Clp = tratamento corte de lianas e plantio. Barras de erro indicam o desvio padrão.



ANEXO F

Área basal média para cada indivíduo arbóreo em cada tratamento, grupo ecológico e classe diamétrica.

Tratamento	Grupo Ecológico	Classe	Área basal média de cada indivíduo antes do corte de lianas* (cm ²)	Área basal média de cada indivíduo após o corte de lianas** (cm ²)
Controle	NP	I	9,7 ± 44,8	11,7 ± 61,65
Controle	NP	II	21,38 ± 14,07	26,63 ± 23,94
Controle	NP	III	64,08 ± 31,48	81,14 ± 53,27
Controle	NP	IV	493,44 ± 774,11	538,47 ± 870,37
Controle	P	I	9,34 ± 4,81	13,4 ± 11,38
Controle	P	II	29,32 ± 19,74	37,93 ± 27,17
Controle	P	III	88,01 ± 44,49	114 ± 79,02
Controle	P	IV	313,57 ± 333,29	332,06 ± 362,34
Corte de lianas	NP	I	5,67 ± 3,7	9,47 ± 14,24
Corte de lianas	NP	II	17,91 ± 10,64	24,45 ± 19,05
Corte de lianas	NP	III	64,97 ± 38,96	83,55 ± 55,83
Corte de lianas	NP	IV	472,69 ± 790,56	516,84 ± 852,57
Corte de lianas	P	I	9,47 ± 8,04	13,54 ± 11,75
Corte de lianas	P	II	24,4 ± 14,52	36,7 ± 24,73
Corte de lianas	P	III	82,74 ± 50,55	109,13 ± 74,32
Corte de lianas	P	IV	262,22 ± 234,4	283,6 ± 219,02

*Medido um mês antes do corte de lianas.

**Medido 19 meses após o corte de lianas.

Tratamento – parcelas **Controle**: tratamento P, sem o corte de lianas; **Corte de lianas**: parcelas com corte de lianas (ambos os tratamentos Cl e Clp).

Grupo ecológico - **NP**: espécies não pioneiras; **P**: espécies pioneiras.

Classe - **I** – diâmetro médio quadrático (DAP) dos troncos ≥ 1,58 cm e ≤ 3 cm, **II** – DAP > 3 cm e ≤ 6 cm, **III** – DAP > 6 cm e ≤ 11 cm, e **IV** - DAP > 11,1 cm.

ANEXO G

Lista de espécies dos indivíduos arbóreos com DAP \geq 1.58 cm amostrados na área de estudo.

“*” = espécie exótica (continua)

Anacardiaceae

Astronium graveolens Jacq.

Annonaceae

Annona dolabripetala Raddi

Annona sylvatica A. St.-Hil.

Apocynaceae

Aspidosperma polyneuron Müll. Arg.

Aspidosperma ramiflorum Müll. Arg.

Tabernaemontana catharinensis A. DC.

Arecaceae

Arecaceae sp. 1

Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman

Asteraceae

Vernonanthura phosphorica (Vell.) H. Rob.

Bignoniaceae

Handroanthus sp.

Tabebuia heptaphylla (Vell.) Toledo

**Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth

Zeyheria tuberculosa (Vell.) Bureau ex Verl.

Boraginaceae

Cordia americana (L.) Gottschling & J.S. Mill.

Cordia trichotoma (Vell.) Arráb. ex Steud.

Cactaceae

Cereus hildmannianus K.Schum.

Cannabaceae

Celtis iguanaea (Jacq.) Sarg.

Trema micrantha (L.) Blume

Capparaceae

Cynophalla sp.

Caricaceae

Jacaratia spinosa (Aubl.) A. DC.

Celastraceae

Maytenus aquifolia Mart.

Euphorbiaceae

Actinostemon conceptionis (Chodat & Hassl.) Hochr.

Actinostemon concolor (Spreng.) Müll. Arg.

Actinostemon klotzschii (Didr.) Pax

Alchornea glandulosa Poepp. & Endl.

Croton urucurana Baill.

Lista de espécies dos indivíduos arbóreos DAP ≥ 1.58 amostrados na área de estudo. “*” = espécie exótica (continua).

Fabaceae

Libidibia ferrea (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz
Anadenanthera spp.
Bauhinia forficata Link
Calliandra sp.
Centrolobium tomentosum Guillem. ex Benth.
Dalbergia sp.
 Fabaceae sp.
Holocalyx balansae Micheli
Inga marginata Willd.
 **Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit
Lonchocarpus cultratus (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima
Lonchocarpus muehlbergianus Hassl.
Machaerium brasiliense Vogel
Machaerium hirtum (Vell.) Stellfeld
Machaerium nyctitans (Vell.) Benth.
Machaerium stipitatum Vogel
 Mimosoideae spp.
Parapiptadenia rigida (Benth.) Brenan
Peltophorum dubium (Spreng.) Taub.
Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F. Macbr.
Poecilanthe parviflora Benth.
Poincianella pluviosa (DC.) L.P. Queiroz
Senegalia polyphylla (DC.) Britton & Rose
Senegalia sp. Raf.
 **Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze

Lauraceae

Lauraceae sp.
Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez
Ocotea velutina (Nees) Rohwer

Lecythidaceae

Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze
Cariniana legalis (Mart.) Kuntze

Malvaceae

Bastardiopsis densiflora (Hook. & Arn.) Hassl.
Ceiba speciosa (A. St.-Hil.) Ravenna
Guazuma ulmifolia Lam.
Luehea divaricata Mart. & Zucc.
Sterculia curiosa (Vell.) Taroda

Lista de espécies dos indivíduos arbóreos DAP ≥ 1.58 amostrados na área de estudo. “*” = espécie exótica (continua).

Meliaceae

Cedrela fissilis Vell.
Guarea guidonia (L.) Sleumer
Guarea sp.1
Guarea sp.2
Trichilia casaretti C. DC.
Trichilia catigua A. Juss.
Trichilia clauseni C. DC.
Trichilia elegans A. Juss.
Trichilia pallida Sw.

Moraceae

Ficus guaranitica Chodat

Myrtaceae

Campomanesia cf *xanthocarpa* 1 Ruiz & Pav.
Campomanesia cf *xanthocarpa* 2 (Mart.) O.Berg
Campomanesia guazumifolia (Cambess.) O. Berg
Campomanesia sp
Campomanesia xanthocarpa (Mart.) O.Berg
Eugenia florida DC.
Eugenia paracatuana O. Berg
Eugenia sp.
Eugenia uniflora L.
Myrcia selloi (Spreng.) N.Silveira
Myrciaria tomentosa (Aubl.) DC.
Psidium sp.

Nyctaginaceae

Guapira hirsuta (Choisy) Lundell
Guapira opposita (Vell.) Reitz
Guapira sp.

Phytolaccaceae

Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms
Seguiera langsdorffii Moq.
Seguiera sp.1
Seguiera sp.2

Picramniaceae

Picramnia ramiflora Planch.

Piperaceae

Piper aduncum L.
Piper amalago L.
Piper amplum Kunth

Lista de espécies dos indivíduos arbóreos DAP ≥ 1.58 amostrados na área de estudo. “*” = espécie exótica (conclusão).

Polygonaceae

Coccoloba sp. P. Browne

Rhamnaceae

Rhamnidium elaeocarpum Reissek

Rosaceae

**Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl.

Rubiaceae

Chomelia sp. Jacq.

Coutarea hexandra (Jacq.) K. Schum.

Randia calycina Cham.

Rutaceae

Balfourodendron riedelianum (Engl.) Engl.

Esenbeckia febrifuga (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.

Esenbeckia grandiflora Mart.

Galipea jasminiflora (A. St.-Hil.) Engl.

Metrodorea nigra A. St.-Hil.

Zanthoxylum caribaeum Lam.

Zanthoxylum fagara (L.) Sarg.

Salicaceae

Casearia gossypiosperma Briq.

Casearia sylvestris Sw.

Sapindaceae

Allophylus edulis (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.

Cupania vernalis Cambess.

Diatenopteryx sorbifolia Radlk.

Matayba juglandifolia (Cambess.) Radlk.

Sapotaceae

Chrysophyllum gonocarpum (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.

Solanaceae

Acnistus arborescens (L.) Schltdl.

Solanum argenteum Dunal

Solanum paniculatum L.

Urticaceae

Cecropia pachystachya Trécul.

Urera baccifera (L.) Gaudich. ex Wedd.

Verbenaceae

Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Juss.

Lista de espécies dos indivíduos arbóreos $DAP \geq 1.58$ amostrados na área de estudo. “*” = espécie exótica (conclusão).

Violaceae

Hybanthus atropurpureus (A. St.-Hil.) Taub.

Hybanthus sp.

Indeterminada

Indeterminada 1

Indeterminada 2

Tabela com o índice de valor de importância (IVI) para as espécies amostradas na área de estudo. Der = Densidade relativa; FrR = Frequência Relativa; DoR = Dominância Relativa (área basal) (continua).

Espécie	DeR	FrR	DoR	IVI
<i>Urera baccifera</i>	8.254	4.111	14.129	26.49
<i>Piper amalago</i>	12.207	3.990	1.390	17.59
<i>Trichilia elegans</i>	6.777	3.869	1.886	12.53
<i>Trichilia clausenii</i>	5.517	2.660	4.273	12.45
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	2.346	2.418	7.095	11.86
<i>Bauhinia forficata</i>	3.606	3.144	3.948	10.70
<i>Aloysia virgata</i>	3.692	3.144	2.616	9.45
<i>Anadenanthera</i> spp.	1.781	1.330	6.273	9.38
<i>Ceiba speciosa</i>	2.476	3.144	3.061	8.68
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1.911	1.330	4.958	8.20
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2.172	2.056	2.829	7.06
<i>Gallesia integrifolia</i>	1.651	2.418	2.965	7.03
<i>Casearia gossypiosperma</i>	2.129	1.935	2.810	6.87
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0.652	1.451	4.222	6.33
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	3.388	1.935	0.633	5.96
Indeterminada spp.	1.086	1.935	2.538	5.56
<i>Macherium stiptatum</i>	1.955	2.781	0.777	5.51
<i>Astronium graveolens</i>	1.303	1.935	2.151	5.39
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1.129	1.814	1.789	4.73
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	0.782	1.451	1.957	4.19
<i>Machaerium vestitum</i>	0.521	0.846	2.595	3.96
<i>Cupania vernalis</i>	1.738	1.814	0.213	3.76
<i>Holocalyx balansae</i>	1.347	1.935	0.479	3.76
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	1.390	1.814	0.498	3.70
<i>Actinostemon communis</i>	2.520	0.846	0.269	3.63
<i>Metrodorea nigra</i>	1.694	0.967	0.857	3.52
<i>Solanum argenteum</i>	1.390	1.935	0.192	3.52
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	1.086	1.814	0.562	3.46
<i>Poecilante parviflora</i>	0.434	0.605	2.273	3.31
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0.956	1.572	0.453	2.98
<i>Guapira opposita</i>	0.912	1.209	0.851	2.97
<i>Senegalia polyphylla</i>	0.695	1.330	0.846	2.87
<i>Nectandra megapotamica</i>	0.565	1.330	0.812	2.71
<i>Trichilia catigua</i>	1.086	1.451	0.158	2.69
<i>Seguieria aculeata</i>	0.565	1.330	0.767	2.66
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	2.085	0.363	0.180	2.63
<i>Jaracatia spinosa</i>	0.130	0.242	2.165	2.54
<i>Alchornea glandulosa</i>	0.478	0.846	0.865	2.19

ANEXO H

Tabela com o índice de valor de importância (IVI) para as espécies amostradas na área de estudo. Der = Densidade relativa; FrR = Frequência Relativa; DoR = Dominância Relativa (área basal) (continua).

Espécie	DeR	FrR	DoR	IVI
<i>Matayba jugandifolia</i>	0.521	0.846	0.819	2.19
<i>Peltophorum dubium</i>	0.391	0.846	0.870	2.11
<i>Actinus arborescens</i>	0.695	1.088	0.231	2.01
<i>Casearia sylvestris</i>	0.608	1.209	0.147	1.96
<i>Leucaena leucocephala</i>	0.825	0.484	0.639	1.95
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	0.521	0.967	0.168	1.66
<i>Ocotea velutina</i>	0.521	0.846	0.187	1.55
<i>Centrolobium tomentosum</i>	0.304	0.605	0.540	1.45
<i>Celtis iguanaea</i>	0.087	0.242	1.081	1.41
<i>Allophylus edulis</i>	0.348	0.726	0.255	1.33
<i>Guarea guidonea</i>	0.434	0.726	0.158	1.32
<i>Trichilia casaretti</i>	0.434	0.726	0.149	1.31
<i>Poincianella pluviosa</i>	0.217	0.605	0.437	1.26
<i>Seguiera langsdorffii</i>	0.217	0.363	0.600	1.18
<i>Tipuana tipu</i>	0.043	0.121	1.006	1.17
<i>Cordia americana</i>	0.391	0.605	0.147	1.14
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0.174	0.484	0.420	1.08
<i>Campomanesia cf xanthocarpa</i>	0.217	0.484	0.372	1.07
<i>Actinostemon concolor</i>	0.391	0.605	0.036	1.03
<i>Parapiptadenia rigida</i>	0.217	0.363	0.442	1.02
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	0.348	0.484	0.182	1.01
<i>Dalbergia sp.1</i>	0.261	0.605	0.081	0.95
<i>Casearia gossypiosperma</i>	0.043	0.121	0.769	0.93
<i>Cariniana legalis</i>	0.261	0.605	0.067	0.93
<i>Machaerium hirtum</i>	0.217	0.605	0.102	0.92
<i>Cariniana legalis</i>	0.304	0.484	0.116	0.90
<i>Cariniana estrellensis</i>	0.217	0.605	0.037	0.86
<i>Galipea jasminiflora</i>	0.304	0.484	0.025	0.81
<i>Picramnia warmingiana</i>	0.565	0.121	0.120	0.81
<i>Randia calycina</i>	0.217	0.484	0.072	0.77
<i>Piper amplum</i>	0.261	0.484	0.025	0.77
<i>Annona sylvatica</i>	0.217	0.484	0.049	0.75
<i>Campomanesia sp.</i>	0.130	0.363	0.160	0.65
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	0.304	0.121	0.135	0.56
Indeterminada 2	0.130	0.363	0.059	0.55
<i>Trichilia pallida</i>	0.130	0.363	0.045	0.54
<i>Eugenia florida</i>	0.130	0.363	0.040	0.53

Tabela com o índice de valor de importância (IVI) para as espécies amostradas na área de estudo. Der = Densidade relativa; FrR = Frequência Relativa; DoR = Dominância Relativa (área basal) (continua).

Espécie	DeR	FrR	DoR	IVI
<i>Luehea divaricata</i>	0.130	0.363	0.037	0.53
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	0.130	0.363	0.012	0.51
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	0.087	0.242	0.156	0.49
Fabaceae 2	0.130	0.242	0.068	0.44
<i>Actinostemon conceptionis</i>	0.174	0.242	0.016	0.43
cf <i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	0.174	0.242	0.011	0.43
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	0.130	0.242	0.032	0.40
<i>Inga marginata</i>	0.130	0.242	0.025	0.40
<i>Myrciaria floribunda</i>	0.130	0.242	0.022	0.39
<i>Annona dolabripetala</i>	0.043	0.121	0.225	0.39
Fabaceae 1	0.130	0.121	0.136	0.39
<i>Guarea</i> sp.	0.130	0.242	0.011	0.38
<i>Myrcia</i> cf <i>ramulosa</i>	0.130	0.242	0.009	0.38
<i>Cordia trichotoma</i>	0.087	0.242	0.035	0.36
Indeterminada 4	0.087	0.242	0.033	0.36
<i>Senegalia</i> sp.	0.043	0.121	0.186	0.35
<i>Guapira irsuta</i>	0.087	0.242	0.005	0.33
<i>Maytenus aquifolium</i>	0.087	0.242	0.004	0.33
<i>Ficus guaranitica</i>	0.087	0.121	0.059	0.27
Fabaceae 3	0.087	0.121	0.058	0.27
<i>Machaerium nyctitans</i>	0.087	0.121	0.052	0.26
<i>Hybanthus biggibosus</i>	0.130	0.121	0.006	0.26
<i>Cedrela fissilis</i>	0.043	0.121	0.081	0.25
<i>Erybotria japonica</i>	0.043	0.121	0.076	0.24
<i>Cynophalla</i> sp.	0.043	0.121	0.065	0.23
Lauraceae	0.043	0.121	0.060	0.22
<i>Sterculia curiosa</i>	0.043	0.121	0.059	0.22
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	0.043	0.121	0.059	0.22
<i>Eugenia uniflora</i>	0.087	0.121	0.012	0.22
<i>Calliandra</i> cf <i>foliolosa</i>	0.087	0.121	0.007	0.21
<i>Cecropia pachystachya</i>	0.043	0.121	0.046	0.21
<i>Myroxylon peruiferum</i>	0.043	0.121	0.033	0.20
<i>Cereus</i> cf <i>peruvianus</i>	0.043	0.121	0.029	0.19
Arecaceae	0.043	0.121	0.028	0.19
<i>Trema micrantha</i>	0.043	0.121	0.025	0.19
<i>Coccoloba</i> sp.	0.043	0.121	0.012	0.18
<i>Eugenia</i> sp.	0.043	0.121	0.009	0.17
<i>Libidibia ferrea</i>	0.043	0.121	0.008	0.17

ANEXO H

Tabela com o índice de valor de importância (IVI) para as espécies amostradas na área de estudo. Der = Densidade relativa; FrR = Frequência Relativa; DoR = Dominância Relativa (área basal) (conclusão).

Espécie	DeR	FrR	DoR	IVI
<i>Casearia</i> sp.	0.043	0.121	0.007	0.17
<i>Handroanthus</i> sp.	0.043	0.121	0.007	0.17
<i>Campomanesia</i> sp.	0.043	0.121	0.006	0.17
Indeterminada 3	0.043	0.121	0.005	0.17
<i>Tecoma stans</i>	0.043	0.121	0.005	0.17
<i>Seguiera</i> sp.	0.043	0.121	0.005	0.17
Indeterminada 1	0.043	0.121	0.004	0.17
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	0.043	0.121	0.004	0.17
<i>Eugenia paracatuana</i>	0.043	0.121	0.004	0.17
<i>Croton urucurana</i>	0.043	0.121	0.003	0.17
<i>Chomelia</i> sp.	0.043	0.121	0.003	0.17
<i>Guapira</i> sp.	0.043	0.121	0.003	0.17
<i>Guarea</i> sp.2	0.043	0.121	0.002	0.17
<i>Guarea</i> sp.1	0.043	0.121	0.002	0.17
<i>Dalbergia</i> sp.2	0.043	0.121	0.002	0.17
<i>Vernonanthura phosphorica</i>	0.043	0.121	0.002	0.17
<i>Coutarea hexandra</i>	0.043	0.121	0.001	0.17
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	0.043	0.121	0.001	0.17
Total	100	100	100	300

Produção de serapilheira para parcelas com corte de lianas (Cl) e controle (Co). O corte de lianas foi realizado dois meses antes do início da coleta de serapilheira.

