Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Trajetória de regeneração em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado submetido ao corte de trepadeiras e a plantios de restauração ecológica

Laís Santos de Assis

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

Piracicaba
2019

Laís Santos de Assis
Licenciada e Bacharel em Ciências Biológicas

Trajetória de regeneração em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado submetido ao corte de trepadeiras e a plantios de restauração ecológica

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **RICARDO AUGUSTO GORNE VIANI**

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

Piracicaba
2019

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

Assis, Lais Santos de

Trajetória de regeneração em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado submetido ao corte de trepadeiras e a plantios de restauração ecológica / Lais Santos de Assis..- - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011.- - Piracicaba, 2019.

78 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Indicadores ecológicos 2. Mata Atlântica 3. Restauração florestal 4. Lianas I. Título

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus e à minha família, em especial ao meu pai e minha mãe, João e Regina, que sempre me apoiaram e foram o meu porto seguro, à minha irmã, Luciana, que sempre me ajudou quando precisei, e ao meu irmão Lucas, que sempre me apoiou.

Ao meu orientador, Ricardo Viani, por ter acreditado e confiado em mim, me aceitando em sua equipe, e por todos os ensinamentos no decorrer desses anos.

Agradeço em especial aos meus amigos e colegas de trabalho Gil, Sabrina e Cristiano, por todo apoio e ajuda nas coletas, identificações, incentivos, amizade, por toda força nos momentos difíceis, por sempre acreditarem em mim, certamente sem vocês não teria conseguido chegar até o fim deste trabalho, minha eterna gratidão!

Em especial, também agradeço ao Professor Tamashiro, que sempre me ajudou gentilmente e com muito humor na identificação das minhas amostras, gratidão!

Agradeço enormemente ao Professor Marcelo Alves, que me ajudou muito na análise dos dados.

A Professora Renata, ao Pesquisador Osny, a Giovana que também muito me ajudaram nesta trajetória.

Agradeço a todos que me ajudaram, em especial, ao Fernando, Geórgia, Daniela, Leonas, Amanda, Matheus, Gustavo, Maíra, Cristiano Krepsky, Thomaz, Patrik, Maria, Dona Joana, Zuleika, Augusto. Ao Caio, Natan e Elielthon que me ajudaram a desbravar as áreas de trepadeiras. Muito obrigada!

Agradeço à equipe da Jk que também sempre me ajudaram nos trabalhos de campo quando necessário.

A equipe da Fundação José Pedro de Oliveira que sempre me apoiou na realização deste trabalho, que são pessoas muito especiais na minha vida.

Aos meus amigos que sempre me incentivaram a seguir em frente.

Enfim, foram tantas pessoas que me ajudaram a seguir nesta trajetória, que eu não poderia deixar de agradecer a todos por terem propiciado que eu chegasse até aqui.

Gratidão!

SUMÁRIO

RESUMO 5
ABSTRACT 6
LISTA DE FIGURAS 7
LISTA DE TABELAS 9
1. INTRODUÇÃO GERAL 11
REFERÊNCIAS 14
2. DINÂMICA TEMPORAL DA COBERTURA DE DOSSEL ARBÓREO EM UM FRAGMENTO FLORESTAL DEGRADADO SUBMETIDO A PRÁTICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA 17
RESUMO 17
ABSTRACT 17
2.1. Introdução 18
2.2. Material e Métodos 20
2.3. Resultados 28
2.4. Conclusões 35
REFERÊNCIAS 35
3. INDICADORES ECOLÓGICOS NUMA CRONOSSEQUÊNCIA DE RESTAURAÇÃO EM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL 39
RESUMO 39
ABSTRACT 39
3.1. Introdução 40
3.2. Materiais e métodos 42
3.3. Resultados 49
3.1. Discussão 56
3.2. Conclusão 60
REFERÊNCIAS 61
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS 65
APÊNDICES 67

RESUMO

Trajetória de regeneração em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado submetido ao corte de trepadeiras e a plantios de restauração ecológica

Apesar da importância, a restauração dos remanescentes florestais degradados em paisagens fragmentadas ainda carece de avanços técnico-científicos para que seja incluída na agenda da restauração ecológica. Atualmente, não existem métodos de restauração comprovados, e nem protocolos de avaliação e monitoramento da regeneração natural e da restauração ecológica em fragmentos florestais degradados. Na Floresta Estacional Semidecidual degradada é comum, em áreas de clareiras e com efeito de borda, a hiperabundância de algumas espécies de trepadeiras, que sufocam arvóres, inibindo a regeneração de outras espécies. Nessas áreas, o corte de trepadeiras e o plantio de mudas de espécies arbóreas têm sido propostos como técnicas de restauração, entretanto, carecem de investigação quanto à sua eficácia ao longo do tempo. Do mesmo modo, pouco sabemos se de fato essa restauração se faz necessária, pois pouco sabemos se e como as áreas degradadas e sem cobertura de dossel se recuperam ao longo do tempo. A fim de analisar a efetividade do corte de trepadeiras e de plantios de árvores nativas sobre a regeneração da comunidade arbórea em fragmentos florestais degradados, avaliamos a trajetória de cobertura de dossel em um período de 22 anos, e de indicadores ecológicos de restauração florestal em uma cronossequência de 16 anos, em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual localizado na Mata de Santa Genebra, Campinas-SP. Para a avaliação da trajetória de cobertura de dossel, fotografias aéreas de 1994, 2005 e 2016 foram analisadas visualmente e suas clareiras vetorizadas manualmente, permitindo inferir se áreas de clareira se recuperaram ao logo do tempo e se a recuperação do dossel se deu de modo mais efetivo em áreas de borda submetidas a práticas de restauração. O percentual de áreas sem dossel arbóreo (clareiras e áreas cobertas por trepadeiras) aumentou ao longo dos anos, indo de 2,95% em 1994 a 10,71% em 2016. Boa parte das áreas se recupera naturalmente ao longo do tempo, sem interferência, mas outras clareiras surgem, em área maior, elevando as áreas sem dossel arbóreo. Nas bordas, o dossel se restabeleceu em 58,3% das áreas abandonadas e em 85,6% das áreas submetidas à restauração florestal, sugerindo que as práticas de restauração aceleram o restabelecimento do dossel. O corte de trepadeiras e o plantio de mudas de espécies arbóreas reduziram a infestação da copa das árvores por trepadeiras e aumentaram a riqueza e a área basal de árvores nativas ao longo do tempo. Além disso, todas as áreas submetidas às práticas de restauração florestal, independentemente da idade, apresentaram menor densidade e área basal de trepadeiras do que bordas degradadas. Por outro lado, a densidade de regenerantes arbóreos nativos é bastante inferior à densidade encontrada nas bordas conservadas usadas como referências, mesmo na restauração com 16 anos, sugerindo que embora as práticas de restauração florestal melhorem aspectos da estrutura e riqueza das bordas florestais degradadas, para alguns indicadores as áreas em restauração ainda não se equivalem às bordas conservadas.

Palavras-chave: Indicadores ecológicos; Mata Atlântica; Restauração florestal; Lianas

ABSTRACT

Regeneration trajectory in a degraded semideciduous seasonal forest fragment submitted to lianas cutting and ecological restoration plantations

Despite its importance, the restoration of degraded forest remnants in fragmented landscapes still lacks technical and scientific advances to be included in the agenda of ecological restoration. Currently, there are no consolidated restoration methods, nor protocols for evaluation and monitoring of natural regeneration and ecological restoration in degraded forest fragments. In the degraded Seasonal Semideciduous Forest of the Brazilian Atlantic Forest, some lianas became dominant, especially in treefall gaps and forest edges, suffocating trees and inhibiting the regeneration of other species. In these areas, lianas cutting and tree seedling plantings have been proposed as restoration techniques. However, we lack investigation on the effectiveness over time of those techniques. Besides, we even do not know if the restoration of degraded forest areas is indeed necessary, as we know little if and how degraded areas without canopy cover recover over time. Thus, in order to analyze the effectiveness of lianas cutting and tree seedling plantings on the regeneration of the tree community in degraded forest fragments, we evaluated the canopy cover trajectory over a period of 22 years. In addition, we evaluated ecological indicators in a 16-year chronosequence of forest restoration, in a degraded Semidecidual Seasonal Forest located in Campinas-SP, southeastern Brazil. For the assessment of the canopy cover trajectory, aerial photographs of 1994, 2005 and 2016 were visually analyzed and their canopy gaps manually vectored, allowing inferring if gaps areas recovered over time and if the canopy recovery occurred more effective in edge submitted to forest restoration practices. The percentage of areas without tree canopy (gaps and areas covered by lianas) has increased over the years, going from 2.95% in 1994 to 10.71% in 2016. Most of the areas recover naturally over time without human interference, but other gaps arised, and in a larger area, raising the areas without tree canopy. At the edges, tree canopy was reestablished in 58.3% of the abandoned areas and in 85.6% of the areas undergoing forest restoration, suggesting that restoration practices accelerate tree canopy restoration. Cutting tree and planting tree seedlings reduced treetop infestation by lianas, and increased tree richness and basal area over time. In addition, all areas submitted to forest restoration practices, regardless of age, presented lower lianas density and basal area than degraded forest edges. On the other hand, the density of trees in the natural regeneration is well below the density found on conserved edges used as references, even in the 16-year-old restoration. Our results suggest that although forest restoration practices improve the structure and richness of degraded forest edges, some indicators in the restoration areas are still far from being similar to the levels found in conserved edges.

Keywords: Ecological indicators; Atlantic Forest; Forest restoration; Lianas

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Localização da Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil, a qual foi estudada quanto à recuperação do dossel arbóreo ao longo de 22 anos.....21

Figura 2.2: Clareira dominada por trepadeiras, sem dossel arbóreo contínuo, na Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil (fonte: acervo FJPO).....22

Figura 2.3: Borda dominada por trepadeiras, sem dossel arbóreo contínuo, na Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil (fonte: acervo FJPO).....22

Figura 2.4: Localização das bordas de restauração florestal, com os respectivos anos de implantação na Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil.....24

Figura 2.5: Fotografias aéreas analisadas da Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil. Da esquerda para a direita, fotografia aérea de 1994, 2005 e 2016.....26

Figura 2.6: Imagens de 1994, 2005 e 2016 contendo as áreas sem dossel arbóreo (clareiras e cobertura por trepadeiras) da área queimada (vermelho) e da área não queimada (azul), na Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.....28

Figura 2.7. Percentual de área sem dossel arbóreo que foi restabelecido entre 1994 e 2005 e entre 2005 e 2016. Na última coluna, trata-se da área sem dossel arbóreo em 1994, que teve o dossel restabelecido e mantido até 2016. Dados referentes à Mata de Santa Genebra, Campinas-SP.....29

Figura 2.8. Evolução da cobertura de dossel arbóreo, ao longo de 22 anos, a Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil.....31

Figura 3.1: Localização das bordas onde houve a restauração florestal, com os respectivos anos de implantação na Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil.....43

Figura 3.2. Imagens das bordas antes e após a restauração florestal em 2001 (A e B), 2006 (C e D) e 2015 (E e F), de uma borda degradada não submetida a restauração (testemunha, G) e de uma borda conservada adotada como referência (H), Mata de Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.....44

Figura 3.3. Parcelas (retângulo com borda preta) e subparcelas de 100m^2 (nas laterais em cinza) e de 16 m^2 (verde) instaladas para avaliação de indicadores ecológicos ao longo de uma cronossequência de restauração florestal na Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.....45

Figura 3.4. Localização das parcelas instaladas para avaliação de uma cronossequência de restauração florestal na Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.....46

Figura 3.5: Análise de variância e de regressão da área basal (A e B, respectivamente) e da densidade de árvores regenerantes (DAP < 5 cm; C e D, respectivamente) de espécies arbóreas nativas ao longo de uma cronossequência de restauração florestal da borda de um fragmento florestal degradado em Campinas/SP. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças entre as médias das áreas (Tukey, $p < 0,05$).....49

Figura 3.6. Análise de variância e de regressão da área basal (A e B, respectivamente), densidade (C e D, respectivamente) e infestação de trepadeiras (nota de 1-3, crescente de acordo com % da copa das árvores coberto por trepadeiras, E e F, respectivamente) de trepadeiras nativas ao longo de uma cronossequência de restauração florestal da borda de um fragmento florestal degradado em Campinas/SP. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças entre as médias das áreas (Tukey, $p < 0,05$).....50

Figura 3.7: Análise de variância e de regressão da riqueza média de árvores (A e B, respectivamente), de regenerantes (C e D, respectivamente) e de trepadeiras por parcela (E e F, respectivamente) ao longo de uma cronossequência de restauração florestal da borda de um fragmento florestal degradado em Campinas/SP. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças entre as médias das áreas (Tukey, $p < 0,05$).....52

Figura 3.9: Análise da curva de rarefação de riqueza de espécies arbóreas ao longo de uma cronossequência de restauração florestal da borda de um fragmento florestal degradado em Campinas/SP.....53

Figura 3.10: Proporção de indivíduos pioneiros (branco), não pioneiros (preto) e herbáceas/arbustivas (cinza) nas árvores (DAP>5 cm, A) e nos regenerantes arbóreos (B) amostrados em bordas submetidas a restauração florestal, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP.....54

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Práticas de restauração florestal em trechos degradados da borda Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil.....25

Tabela 2.2. Área e percentual de cobertura de dossel arbóreo e sem dossel arbóreo (clareiras e cobertura por trepadeiras), em três períodos distintos, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP.....28

Tabela 2.3. Categorias de dossel em três períodos distintos, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP. Dossel em degradação: dossel arbóreo que virou clareira na fotografia posterior; dossel degradado: clareiras que se mantiveram como clareiras na fotografia posterior; dossel: dossel arbóreo que se manteve na fotografia posterior; dossel recuperado: clareiras que viraram dossel arbóreo na fotografia posterior.....29

Tabela 2.4. Área e percentual de cobertura de dossel arbóreo e sem dossel arbóreo referente à área queimada (clareiras e cobertura por trepadeiras em três períodos distintos, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP.....30

Tabela 2.5. Categorias de dossel em três períodos distintos da área queimada, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP. Dossel em degradação: dossel arbóreo que virou clareira na fotografia posterior; dossel degradado: clareiras que se mantiveram como clareiras na fotografia posterior; dossel: dossel arbóreo que se manteve na fotografia posterior; dossel recuperado: clareiras que viraram dossel arbóreo na fotografia posterior.....30

Tabela 2.6. Recuperação do dossel arbóreo de 1994 até 2016 em bordas (faixa de 40 m) sem dossel que foram abandonadas ou que foram submetidas ao corte de trepadeiras e a plantios de restauração florestal (de 2001 a 2015) na Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.....31

Tabela 3.1: Indicadores ecológicos amostrados e métodos empregados na amostragem para avaliação de uma cronossequência de restauração florestal na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas/SP. DAP: diâmetro à 1,3 m de altura do tronco. H: altura. A área basal (AB) foi calculada como $AB = (DAP/2)^2.\pi$, em que DAP é o diâmetro do caule à 1,3 m.....47

Tabela 3.2. Número de trepadeiras por classe de diâmetro do caule em cronossequência de restauração florestal na borda da Mata de Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.....51

1. INTRODUÇÃO GERAL

Há décadas, especialistas tentam entender como florestas tropicais degradadas recuperam-se após distúrbios naturais ou antrópicos. E, até hoje, pouco se sabe sobre como estimar a resiliência e monitorar essas áreas, a fim de definir quais devem sofrer algum manejo visando à restauração ecológica e quais irão se recuperar naturalmente (METZGER & BRANCALION, 2016). Assim, testar técnicas de restauração e monitoramento para remanescentes degradados de floresta tropical, geralmente negligenciados na prática da restauração florestal, é uma demanda necessária para incorporá-los na agenda da restauração de ecossistemas (VIANI et al., 2015), que é uma prioridade global (ARONSON & ALEXANDER, 2013).

A fragmentação, o tamanho, o formato e o isolamento, além dos impactos antrópicos decorrentes do corte seletivo de madeira e da ocorrência de fogo, influenciam diretamente a qualidade dos remanescentes florestais em paisagens degradadas (ROZZA, 2003; BARLOW et al., 2016; CROUZEILLES, 2016). Essas perturbações impactam negativamente esses fragmentos e, dependendo do grau e do tempo de degradação, comprometem não só a conservação da biodiversidade e a geração de serviços ecossistêmicos, aumentando os riscos de extinção local e global de espécies e ecossistemas (SOULÉ, 1986; TURNER 1996), mas também a sua resiliência (ROZZA 2003; CROUZEILLES, 2016).

Existem muitas lacunas em como definir o grau de conservação e de degradação de remanescentes florestais em paisagens fragmentadas, uma vez que um ecossistema degradado não se caracteriza apenas pela diminuição da biodiversidade e da provisão de serviços ecossistêmicos, mas também pela perda de sua resiliência, o que impede que se autorrecuperem após distúrbios (GHAZOUL, 2015). Além disso, as florestas não são estáticas, mesmo florestas maduras passam por contínuas mudanças que mantêm ou regeneram a comunidade vegetal (BRANCALION et al., 2015), sendo comum a ocorrência de distúrbios exógenos e endógenos em seu processo de sucessão ecológica. Portanto, monitorar fragmentos degradados e, a partir deste monitoramento definir quais ações de restauração seriam necessárias, é ainda um desafio.

Ao longo da história, a Mata Atlântica no Brasil sofreu recorrentes degradações por origem antrópica devido ao aumento da população humana, à expansão de áreas urbanas e industriais, e à substituição por atividades agrícolas. Portanto, a Mata Atlântica é exemplo de um bioma tropical degradado, pois apresenta apenas 12-16% de sua área original com cobertura florestal nativa (RIBEIRO et al., 2009). Além disso, dos remanescentes florestais

que ainda compõem esse bioma, mais de 80% possuem menos de 50 ha (RIBEIRO et al., 2009), caracterizando uma intensa fragmentação dos ecossistemas. Dentre suas fitofisionomias, a Floresta Estacional Semidecidual é a formação vegetacional originalmente mais abundante, porém a mais impactada, restando apenas 6,4% da cobertura original no Estado de São Paulo (NALON, M.A, 2014)[1].

A Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica ocorre em áreas sujeitas à estacionalidade climática, com verão chuvoso e inverso seco. Nessa condição estacional tropical, trepadeiras, que são plantas que enraízam no solo, mas crescem apoiando-se sobre árvores, são favorecidas perante árvores em condição de degradação florestal (SCHNITZER et al., 2005). Portanto, na Floresta Estacional Semidecidual é comum se associar a hiperabundância de algumas espécies trepadeiras, principalmente em clareiras e bordas, à degradação florestal (TABARELLI et al. 1999, TABARELLI & MANTOVANI 2000).

As trepadeiras apresentam grande importância ecológica por serem fonte de alimento para animais (ODEGAARD, 2000) e por unirem as copas das árvores, favorecendo o deslocamento de animais arborícolas (EMMONS & GENTRY, 1983). Além disso, as trepadeiras podem representar até 25% da riqueza de espécies vegetais nas florestas tropicais (SCHNITZER & BONGERS, 2002), contribuindo para a biodiversidade desses ecossistemas. Por outro lado, as trepadeiras competem com as árvores por luminosidade, água e nutrientes do solo, diminuindo as taxas de reprodução (LEON et al., 2018), o crescimento (INGWELL et al., 2010; ALMEIDA et al., 2017) e a regeneração de espécies arbustivas e arbóreas (TABARELLI et al., 1999, TABARELLI & MANTOVANI, 2000).

Árvores com alta infestação de trepadeiras têm maior risco de morte com o decorrer do tempo. Até 42% das árvores com a copa ocupada em mais de 75% por trepadeiras morrem em um período de 11 anos (INGWELL et al., 2010). Assim, as trepadeiras aceleram a abertura de clareiras em função da maior mortalidade apresentada pelas árvores que estas dominam e pelo fato da queda de uma árvore dominada possibilitar a derrubada simultânea de outras árvores, que a ela encontram-se conectadas pelas trepadeiras (PUTZ et al., 1980 & 1984). Além disso, as trepadeiras podem retardar a taxa de renovação da floresta, pois o aumento do regime de luz pode favorecer o crescimento de algumas espécies de trepadeiras, afetando o estabelecimento e o crescimento de plântulas de árvores no interior de clareiras e diminuindo a velocidade de restauração do dossel, podendo bloquear a cicatrização das

[1] NALON, M.A. (2014). Instituto Florestal. Comunicação pessoal.

clareiras ocupadas por emaranhado de trepadeiras por mais de uma década (SCHNITZER et al., 2000). Esse aumento no regime de luz nas clareiras ocorre de maneira semelhante ao efeito de borda em remanescentes florestais (LAURANCE, 1997).

Reestabelecer o equilíbrio ecológico nesses importantes remanescentes florestais degradados não é uma tarefa simples, pois não são todas as espécies de trepadeiras que podem se tornar hiperabundantes (ROZZA, 2003), sendo importante estudar métodos de manejo menos agressivos (SFAIR et al., 2015). Além disso, a definição de estratégias eficientes de restauração de fragmentos florestais degradados ainda carece da compreensão da trajetória ecológica e do monitoramento a longo prazo destes fragmentos após serem submetidos às práticas de manejo mais comuns, como corte de trepadeiras e plantio de mudas de espécies arbóreas visando enriquecimento (VIANI et al., 2015).

Embora existam protocolos para monitoramento da restauração de florestas tropicais (CHAVES et al., 2015; VIANI et al., 2017), estes foram elaborados para aplicação em áreas desprovidas de floresta, submetidas ao reflorestamento ou à condução da regeneração natural. Portanto, atualmente não existem protocolos para avaliação e monitoramento das ações de restauração florestal em fragmentos florestais degradados, sendo necessário que sejam apresentadas ferramentas para auxiliar no manejo e monitoramento dessas importantes áreas.

A fim de analisar a dinâmica de recuperação de fragmentos florestais degradados, avaliamos a trajetória de cobertura de dossel após um período de 22 anos, e para analisar a efetividade do corte de trepadeiras e de plantios de enriquecimento sobre a regeneração da comunidade arbórea avaliamos indicadores ecológicos de restauração florestal em uma cronossequência de 16 anos, em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual. Desta forma, analisamos se, em fragmento florestal degradado: 1) as áreas que foram desprovidas de dossel arbóreo recuperam-se naturalmente após quase duas décadas; 2) o corte de trepadeiras em conjunto com o plantio de mudas de espécies arbóreas é mais eficaz na restruturação do dossel arbóreo do que o abandono das áreas, sem execução de práticas de restauração; 3) se o corte de trepadeiras em conjunto com o plantio de mudas de espécies arbóreas proporcionam, ao longo do tempo, a recuperação da estrutura e da riqueza de espécies arbóreas nos fragmentos degradados.

A avaliação dessa cronossequência de restauração contribui para a compreensão da trajetória ecológica e poderá ser útil para construir, futuramente, um protocolo de restauração e monitoramento de fragmentos de floresta tropical degradada. Para melhor responder estas questões, esta dissertação foi desenvolvida em dois capítulos, um primeiro para responder às questões 1 e 2 e um segundo para responder à questão 3.

Referências

ALMEIDA, C.; VIANI, R.A.G.; BRANCALION, P.H.S. (2017). Competição por recursos entre uma trepadeira (*Calopogonium mucunoides* Desv.) e uma árvore (*Guazuma ulmifolia* Lam.): implicações para o manejo de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual degradados. *Ciência, Tecnologia & Ambiente*, v. 4, n 1, p.30-37.

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration ecology*, v. 21, p.293-296.

BARLOW, J. et. al. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*. p. 535, n. 7610, p.144.

BEER C. et al. (2010). Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science*, v. 329, p. 834.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. (2015). Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de Textos.

CÉSAR, R. G. et al. (2016). Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. *Biological conservation*, v. 201, p. 309–313.

CHAVES, R. B. et al. (2015) On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*, v. 23(6), p.754-759

CROUZEILLES, R. et al. (2016) A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. Nature Communications. v. 7, p.16.

DURÁN, S; GIANOLI, E. (2013). Carbon stocks in tropical forests decrease with liana density. *Biology letters*, v. 9, p. 20130301.

EMMONS, L. H. & GENTRY, A.H. (1983). Tropical structure and the distribution of gliding and prehensile vertebrates. *Am. Nat*. v. 121, p. 513–524.

GARCIA, L. et al. (2018). Lianas reduce community-level canopy tree reproduction in a panamanian forest. *Journal of ecology*, v. 106, p.737-745;

GARDNER T. et al. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology letters*, v. 12, p. 561-582.

GHAZOUL, J. et al. (2015). Conceptualizing forest degradation. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 30, n. 10, p. 622-632.

INGWELL, L.L. et al. (2010). The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of ecology*, v. 98, p. 879-887.

LAURANCE, W.F. (1997). Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, p. 71-83.

LAURANCE W. (2002). Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of vegetation science*, v. 13, p. 595-602.

METZGER, J. P. BRANCALION, P.H.S. (2016). Landscape Ecology and Restoration Processes. In: Foundations of Restoration Ecology. Washington: Island Press.

MOLNAR A.; SCHERR S.J.; KHARE A. (2004). Who conserves the world's forests? Community-driven strategies to protect forests and respect rights. Forest trends and ecoagriculture parners, Washington, DC.

ODEGAARD, F. (2000). The relative importance of trees versus lianas as hosts for phytophagous beetles (Coleoptera) in tropical forests. *J. Biogeogr*, v. 27, p. 283–296.

PUTZ, F. E. (1980). Lianas vs. Trees. Biotropica, v. 12, p. 224-25.

PUTZ, F.E. (1984). The natural histrory of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica*, v. 19, p. 334-41.

Ribeiro, M. et al. (2009). The brazilian atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological conservation, v. 142, p. 1141-1153.

ROZZA, A. F. (2003). Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. Tese de doutorado em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.

SCHNITZER, S. A.; DALLING, K. W. & CARSON, W.P. (2000). The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology*. v. 88, p. 655-66.

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

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

SFAIR, J. C. et al. (2015). Theoretical approaches to liana management: a search for a less harmful method. *International journal of biodiversity science, ecosystem services & management*, v. 11, n. 2, p. 1–7.

SOULÉ, M. E. (1986). (Ed.) Conservation Bioloy: The science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, INC. Publishers.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 91, p. 119-127.

TABARELLI M & MANTOVANI, W. (2000). Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. *Plant Ecology*. v. 148, n. 2, p. 149-155.

TURNER, I. M. (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, v. 33.

VIANI, R. A. G. et al. (2015). A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. GLP News, v. 12, p. 7-9.

VIANI, R. A. G. et al (2017). Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration: Perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Tropical Conservation Science*, v. 10, p. 1-8.

2. DINÂMICA TEMPORAL DA COBERTURA DE DOSSEL ARBÓREO EM UM FRAGMENTO FLORESTAL DEGRADADO SUBMETIDO A PRÁTICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

RESUMO

Em fragmentos florestais degradados e isolados, é comum a perda do dossel arbóreo em função de ciclos de degradação. Avaliar se e em que condições esse dossel arbóreo se recupera ao longo do tempo após a degradação é chave para definir quando e quais fragmentos florestais degradados dependem de ações humanas para sua recuperação. O presente estudo avaliou a evolução temporal da cobertura de dossel arbóreo em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado e com trepadeiras em hiperabundância, em Campinas/SP, Brasil. Para tanto, fotografias aéreas de 1994, 2005 e 2016 foram analisadas visualmente e suas clareiras vetorizadas manualmente, permitindo inferir se áreas de clareira ou dominadas por trepadeiras se recuperaram ao logo do tempo e se a recuperação do dossel se deu de modo mais efetivo em áreas de borda submetidas ao corte de trepadeiras seguido do plantio de mudas de árvores nativas a partir de 2001. O percentual de áreas sem dossel arbóreo (clareiras e áreas cobertas por trepadeiras) aumentou ao longo dos anos, indo de 2,95% em 1994 até 10,71% em 2016, mesmo ocorrendo a recuperação natural do dossel arbóreo em 55,3% das áreas sem ocorrência de incêndio e 32,5% das áreas queimadas. Esse resultados indicam a maior parte das áreas se recupera naturalmente ao longo do tempo e sem interferência humana, mas que outras clareiras surgem, em área maior, elevando as áreas sem dossel arbóreo. Nas bordas, o dossel se restabeleceu em 58,3% das áreas abandonadas e em 85,6% das áreas submetidas à restauração florestal, sugerindo que as práticas aceleram o restablecimento do dossel. Esse tipo de análise temporal pode ser uma alternativa para subsidiar a tomada de decisão sobre adotar práticas de restauração ou não nesses importantes remanescentes florestais.

Palavras-chave: Degradação florestal; Mata Atlântica; Lianas; Restauração florestal

ABSTRACT

In degraded and isolated forest fragments, tree canopy loss is a recurrent process due to cycles of degradation. Evaluating whether and in which conditions tree canopy recovers over time after degradation is key to defining when and which degraded forest fragments depend on human actions for their recovery. The present study evaluated the temporal change in tree canopy cover in a degraded semideciduous seasonal forest fragment dominated by lianas, at Campinas/SP, Brazil. We visually analyzed aerial photographs from 1994, 2005 and 2016 and mapped canopy gaps and lianas cover manually, allowing inferring if those areas recovered after the time and if canopy recovery in the forest edge occurred more effectively in areas where lianas were cut and

native trees were planted, beginning in 2001. The percentage of areas with no tree canopy (canopy gaps and areas covered by lianas) increased over the years, ranging from 2.95% in 1994 to 10.71% in 2016, even though the natural canopy recovery occurred in 55.3% of the areas without fire and 32.5% of the areas burned. These results indicate that most of the areas recover naturally over time without interference. However, other canopy gaps appeared, with a larger area, therefore increasing the areas without canopy cover. At the forest edge, the canopy recovered in 58.3% of the abandoned areas and in 85.6% of the areas subject to forest restoration, suggesting that the restoration practices accelerate the reestablishment of tree canopy. This type of temporal analysis can be an alternative to subsidize decision-making on whether or not to adopt restoration practices in these important forest remnants.

Keywords: Atlantic Forest; Forest degradation; Forest restoration; Lianas

2.1.Introdução

A avaliação da resiliência de fragmentos florestais em paisagens degradadas tem sido bastante estudada nos últimos anos, mas ainda há poucas informações em uso para se definir quando e quais florestas degradadas precisam de manejo adaptativo visando à restauração ecológica (METZGER & BRANCALION, 2016). Os remanescentes da Mata Atlântica no Brasil, especialmente os localizados na Floresta Estacional Semidecidual, são pequenos e isolados (RIBEIRO et al., 2009) e estão situados em uma paisagem com forte ação antrópica, geralmente de matriz agrícola, o que reflete num alto grau de degradação. Ainda hoje, especialistas tentam entender como florestas degradadas, como as da Mata Atlântica, recuperam-se (ou não) após sofrerem severos distúrbios naturais ou antrópicos.

Nas últimas décadas, técnicas de restauração florestal visando à recuperação de fragmentos florestais degradados passaram a ser implantadas e difundidas. Estas técnicas envolvem principalmente o corte de trepadeiras, que se tornam abundantes em condições de degradação florestal, e o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas no sub-bosque florestal (VIANI et al., 2015). Embora algum conhecimento já esteja disponível sobre o sucesso destas técnicas (CÉSAR et al., 2016), não há avaliações em longo prazo que permitam saber, por exemplo, se num tempo maior os remanescentes seriam suficientemente resilientes para, sem interferência humana, restabelecer a cobertura do dossel arbóreo.

Os remanescentes de floresta tropical, de forma geral, formam um mosaico constituído por unidades ecológicas heterogêneas quanto à composição florística e

estrutural, com densidade, área basal, altura e abertura do dossel distintos, mesmo a curtas distâncias, (OLDEMAN, 1979; LIEBERMAN et al., 1989; WHITMORE, 1989; LIEBERMAN & LIEBERMAN, 1994). Estes mosaicos são dinâmicos ao longo dos anos, sendo afetados pela heterogeneidade ambiental, ou seja, pelas diferentes condições edáficas e topográficas locais, e pelos distúrbios antrópicos e/ou naturais e subsequente processo de sucessão secundária (MARTINEZ-RAMOS, 1985; OLIVEIRA-FILHO & RATTER, 1995; IVANAUSKAS et al., 1997; FELFILI, 1998; NAVE, 1999). Portanto, mesmo florestas maduras e conservadas não são estáticas e passam por contínuas mudanças que mantêm ou regeneram a comunidade vegetal, como ocorre na dinâmica de clareiras (BRANCALION et al., 2015). Estes fatores geram complexidade à investigação da resiliência e ao monitoramento da regeneração de fragmentos florestais degradados.

Alguns estudos realizados com o objetivo de avaliar o sucesso da restauração ecológica demonstraram que florestas secundárias em paisagens degradadas têm a resiliência comprometida devido ao reduzido potencial do banco de sementes e à baixa regeneração natural, pois não recebem propágulos de outros remanescentes, principalmente devido ao isolamento dos fragmentos na paisagem e às características do entorno (DE SIQUEIRA, 2002; MELO, 2004; CASTANHO, 2009). Outros estudos atribuem a baixa resiliência de alguns fragmentos à proliferação de espécies problemas, como ocorre em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, nos quais é comum a proliferação de trepadeiras, favorecidas por condições de alta luminosidade, como ocorre em clareiras de florestas, no topo das árvores e na borda de fragmentos (BONGERS, 2002; ENGEL et al., 1998). Nesses casos, o processo de cicatrização das clareiras ocupadas por emaranhados de trepadeiras pode permanecer bloqueado por mais de uma década (SCHNITZER et al., 2000) ou até que ações de restauração ecológica sejam executadas na área.

Embora alguns fatores que afetam a capacidade de remanescentes florestais se recuperarem após distúrbios antrópicos sejam intuitivos e outros já bem documentados pela ciência, como os mencionados acima, pouco sabemos como e se as ações de restauração florestal executadas em florestas degradadas são, em um horizonte de tempo maior, de fato necessárias e se aceleram o processo de recuperação e restabelecimento do dossel arbóreo. Assim, o presente estudo tem como objetivo avaliar a dinâmica da cobertura do dossel arbóreo de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual ao longo de 22 anos. Além disto, objetiva-se avaliar a dinâmica de restruturação do dossel

das áreas degradadas de borda que foram submetidas a práticas de restauração florestal (corte de trepadeiras e plantio de enriquecimento com mudas de espécies arbóreas), de modo a avaliar se estas práticas acelerariam e aumentariam a recuperação do dossel arbóreo, sendo mais eficientes que o simples abandono da área.

2.2.Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra (Mata de Santa Genebra), localizado no norte do município de Campinas/SP (22º48´36" S – 47º07´33"W e 22º50´10" S e 47º06´14" W) (Figura 2.1). Com extensão de 251,77 ha, a Mata de Santa Genebra é o maior fragmento florestal da região metropolitana de Campinas. Trata-se de remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, floresta primária, composto por aproximadamente 317 espécies de vertebrados e 660 espécies vegetais, sendo 136 espécies de trepadeiras e 384 espécies arbóreas (Plano de Manejo ARIE MSG, 2010). O clima local, do tipo Cwa, é caracterizado pela ocorrência de estação quente e chuvosa entre outubro e março, nos quais a temperatura varia de 13ºC a 35ºC e a precipitação varia de 116,2 mm a 275,7 mm ao mês; e uma estação seca entre abril e setembro, quando a temperatura situa-se entre 6,9ºC e 34,1ºC e a precipitação varia de 32,6 mm a 63,2 mm ao mês (Apêndice A). Na Mata de Santa Genebra, 80% da superfície é composta por latossolo vermelho escuro álico com textura argilosa, e o restante pelo podzólico vermelho amarelo distrófico com textura médio-argilosa, com inclusão de solos hidromórficos (Glei) (Plano de Manejo ARIE MSG, 2010).

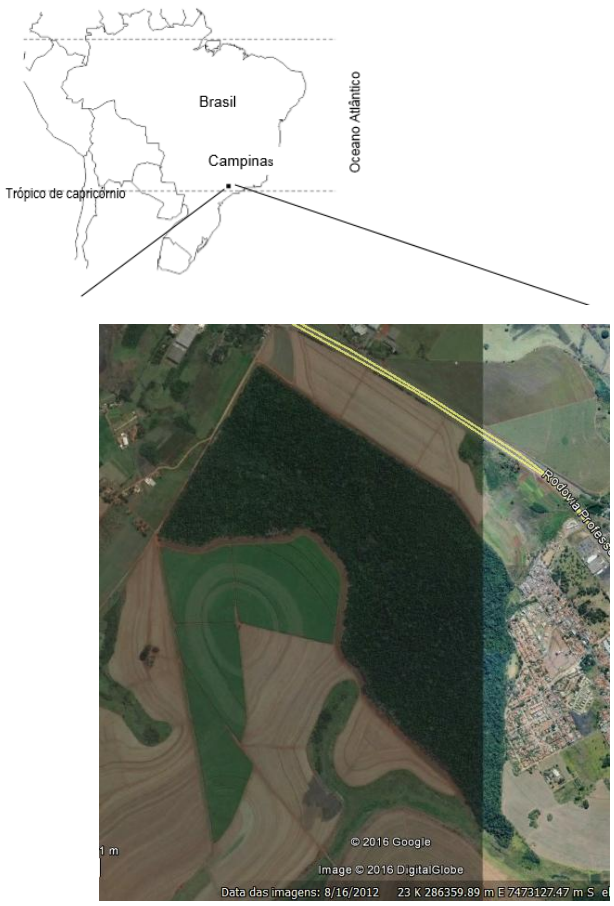


Figura 2.1: Localização da Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil, a qual foi estudada quanto à recuperação do dossel arbóreo ao longo de 22 anos.

A ARIE Mata de Santa Genebra, por ser um fragmento pequeno e isolado há mais de 40 anos, apresenta clareiras e extensas áreas sem dossel arbóreo contínuo em seu interior. Como a maioria dos remanescentes florestais do sul e sudeste brasileiro, trata-se de uma floresta degradada que sofreu diversas perturbações antrópicas em sua história. Destacam-se os incêndios de 1981 e 2003, que atingiram uma área de aproximadamente 16,9 ha (6,7% da ARIE). Além disso, o fragmento já teve extração seletiva de madeira e caça e passou por tornados provenientes de tempestades, porém, não há registros que tenha ocorrido corte raso na área. Hoje, não só as bordas, mas grandes trechos de seu interior estão dominados por trepadeiras, gramíneas exóticas e bambus (Figura 2.2 e 2.3).

Figura 2.2: Clareira dominada por trepadeiras, sem dossel arbóreo contínuo, na Mata de Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil (fonte: acervo FJPO).

Figura 2.3: Borda dominada por trepadeiras, sem dossel arbóreo contínuo, na Mata de Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil (fonte: acervo FJPO).

Diante desse cenário, desde 2001 têm sido realizadas ações de restauração florestal das bordas da Mata de Santa Genebra, que englobam o corte de trepadeiras e bambus, o arranquio de touceiras da gramínea invasora capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.) e/ou plantio de mudas de árvores nativas, com ou sem remoção da biomassa das trepadeiras cortadas (Figura 2.4 e Tabela 2.1). As ações de restauração florestal foram realizadas em 16,52 ha, numa faixa da borda florestal que variou de 20 m a 50 m largura, com exceções da restauração de 2007, que adentrou aproximadamente 130 m. Na restauração, houve a manutenção (coroamento das mudas e regenerantes, e controle das trepadeiras com poda manual ou semi-mecanizada) por dois anos, em média, sem posteriores intervenções. As espécies arbóreas utilizadas nos plantios foram selecionadas conforme a disponibilidade nos viveiros comerciais, sendo o projeto de 2006 o mais diverso por terem sido utilizadas as mudas do próprio viveiro da UC que existia na época.

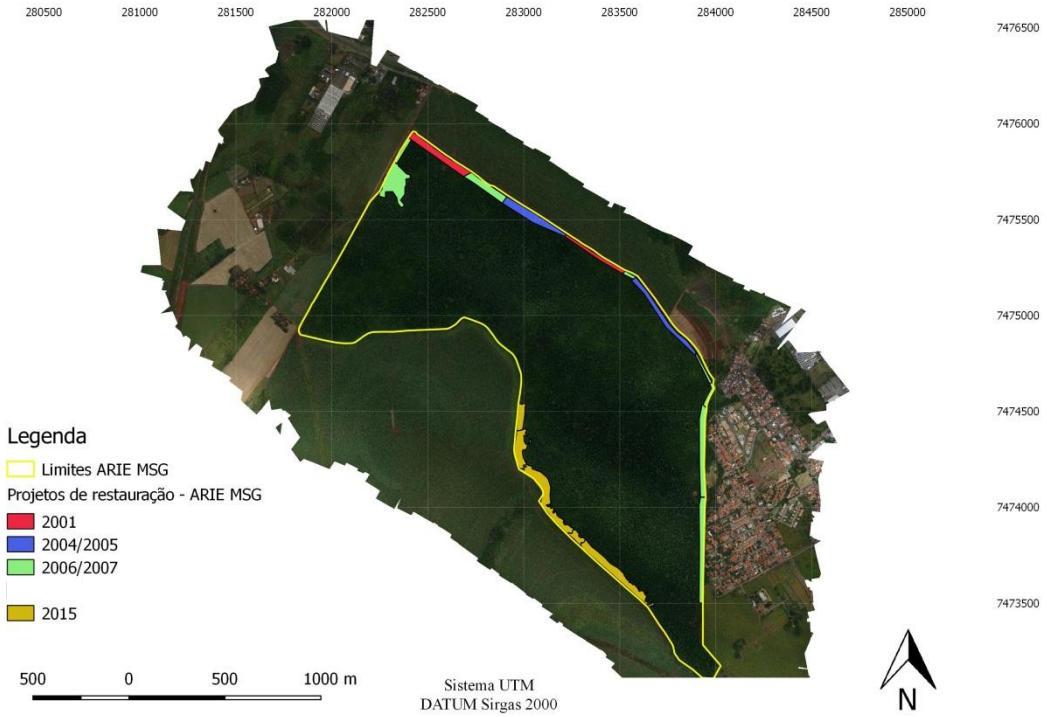


Figura 2.4: Localização das bordas de restauração florestal, com os respectivos anos de implantação na Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil.

Tabela 2.1: Práticas de restauração florestal em trechos degradados da borda Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil.

Ano	Área (ha)	Práticas de restauração florestal	Biomassa excedente	nº de mudas	nº de espécies arbóreas plantadas	Espaçamento entre mudas
2001	1,91	Arranquio das touceiras de *Panicum maximum* e corte de todas as trepadeiras e bambus, utilizando trator. Plantio de mudas de árvores nativas.	retirada	1.628	22	2 x 2,5 m
2004	0,47	Arranquio das touceiras de *Panicum maximum* e corte de todas as trepadeiras e bambus, utilizando trator. Plantio de mudas de árvores nativas	retirada	Sem informação	32	Sem informação
2005	2,49	Arranquio das touceiras de *Panicum maximum* e corte de todas as trepadeiras e bambus utilizando trator. Plantio de mudas de árvores nativas	retirada	1.967	37	2 x 2,5 m
2006	4,21	Corte seletivo das trepadeiras (não foram cortadas as lianas) e bambus através de roçada manual, utilizando facão e foice. Plantio de mudas de árvores nativas	não retirada	3.121	99	3 x 2 m
2007	1,7	Arranquio das touceiras de *Panicum maximum* e corte de todas as trepadeiras e bambus, utilizando trator. Plantio de mudas de árvores nativas	retirada	1.782	64	3 x 2m
2015	5,74	Arranquio das touceiras de *Panicum maximum* e corte seletivo das trepadeiras (não foram cortadas as lianas) e bambus através de roçada manual, utilizando roçadeira, facão, foice e motopoda. Plantio de mudas de árvores nativas	não retirada	3.199	40	2 x 2 m
Total	16,52					

Diante da dificuldade de estimar em campo a cobertura de dossel arbóreo das áreas, devido à grande presença de trepadeiras em diferentes estratos da floresta, foi realizada a avaliação remota por meio de análise de fotografias aéreas. Foi realizada uma análise visual de fotografias aéreas de 1994, 2005 e 2016 (Figura 2.5). As fotografias aéreas de 1994 e de 2005 foram digitalizadas em alta resolução (aproximadamente 600 dpi), tendo resolução espacial de 44 cm e 60 cm, respectivamente. A fotografia aérea de 2016 estava em formato digital com resolução espacial de 4 cm. Nestas fotografias foram identificadas e delimitadas, por meio de vetorização manual no programa QGIS 2.14.5, todas as clareiras e áreas sem dossel arbóreo (incluindo as áreas com solo coberto por trepadeiras) maiores que 0,2 ha. A área queimada, atingida por incêndio em 1981 e 2003, foi tratada separadamente das demais áreas, de modo a avaliar o efeito específico desse evento de degradação sobre o restabelecimento do dossel arbóreo.

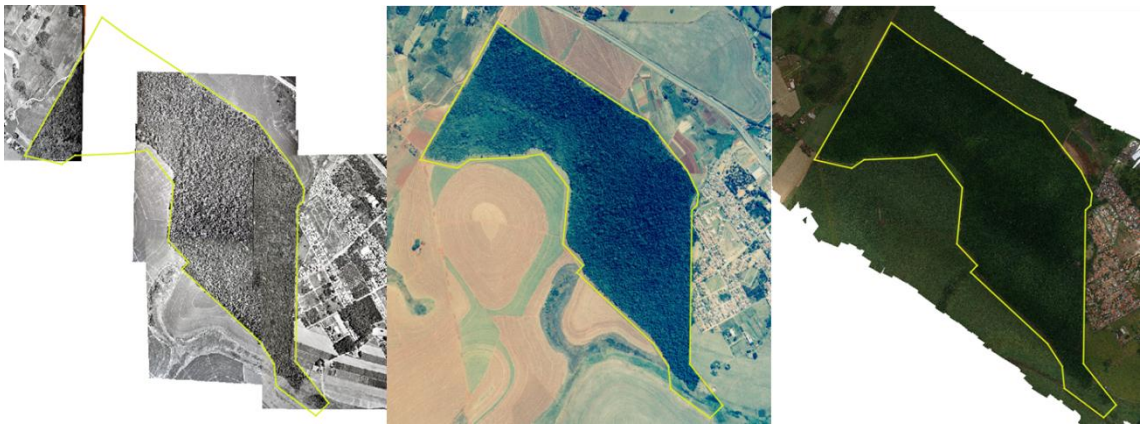


Figura 2.5: Fotografias aéreas analisadas da Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil. Da esquerda para a direita, fotografia aérea de 1994, 2005 e 2016.

A vetorização dessas áreas foi possível por se distinguir visualmente nas imagens a trechos cobertos por trepadeiras, sem copa arbórea, dos trechos com dossel formado por copas arbóreas, uma vez que a textura e a altura da cobertura nas imagens são diferentes. Posteriormente, em 2017, foram realizadas vistorias em campo, a fim de confirmar as áreas classificadas como clareira na fotografia aérea de 2016. Para a imagem de 1994, parte da classificação foi obtida do levantamento realizado por Nave (1999), uma vez que um trecho da Mata Santa Genebra não foi coberto na fotografia de 1994 (Figura 2.5). As áreas submetidas à restauração florestal foram mapeadas à parte, no campo, com o auxílio de GPS. Após o mapeamento, essas áreas foram sobrepostas às

camadas de classificação de cada ano, a fim de analisar a evolução temporal das áreas após as práticas de restauração florestal.

Por fim, por meio da sobreposição das fotografias mapeadas de 1994 com 2005 e de 2005 com 2016, foram feitas categorizações da trajetória ecológica das áreas mapeadas, com quantificação do**: 1) dossel em degradação:** áreas sem dossel arbóreo que, na fotografia anterior, estavam com dossel arbóreo; **2) dossel degradado**: clareiras que se mantiveram como clareiras na fotografia posterior; **3) dossel:** áreas de dossel arbóreo que se mantiveram como dossel arbóreo na fotografia posterior; **4) dossel recuperado:** clareiras na fotografia anterior que recuperaram o dossel arbóreo. Adicionalmente, foi contabilizada a área de clareiras de 1994 que restabeleceu o dossel arbóreo em 2005 e se manteve com dossel em 2016.

Para avaliar a efetividade da restauração florestal na recuperação do dossel arbóreo nas bordas do fragmento, foi estabelecida uma faixa de 40 m de borda no entorno de todo o fragmento e, dentro desta faixa, as áreas foram primeiramente separadas em áreas com e sem dossel, e posteriormente as áreas sem dossel foram divididas em clareiras com restauração e áreas de clareiras sem restauração, com base no ano de 2015. Depois, quantificamos as áreas dentro dessas duas categorias que estavam com dossel estabelecido em 2016, de modo a ter a proporção de dossel recuperado nas bordas com e sem intervenção de restauração.

2.3.Resultados

A cobertura de dossel arbóreo na Mata Santa Genebra diminuiu de 1994 para 2005 e de 2005 para 2016 (Tabela 2.2, Figura 2.6 e Figura 2.7). Ao longo dos anos estudados, o percentual de áreas sem dossel arbóreo (clareiras e áreas cobertas por trepadeiras), variou de 2,95% em 1994 até 10,71% em 2016 (Tabela 2.2).

Tabela 2.2. Área e percentual de cobertura de dossel arbóreo e sem dossel arbóreo (clareiras e cobertura por trepadeiras), em três períodos distintos, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP.

Categoria	**Área (ha)**			**Área (%)**		
	1994	**2005**	**2016**	**1994**	**2005**	**2016**
Dossel arbóreo	212,30	211,10	195,34	97,05	96,50	89,29
Sem dossel arbóreo	6,46	7,67	23,42	2,95	3,50	10,71
Total	**218,76**	**218,76**	**218,76**	100	100	100

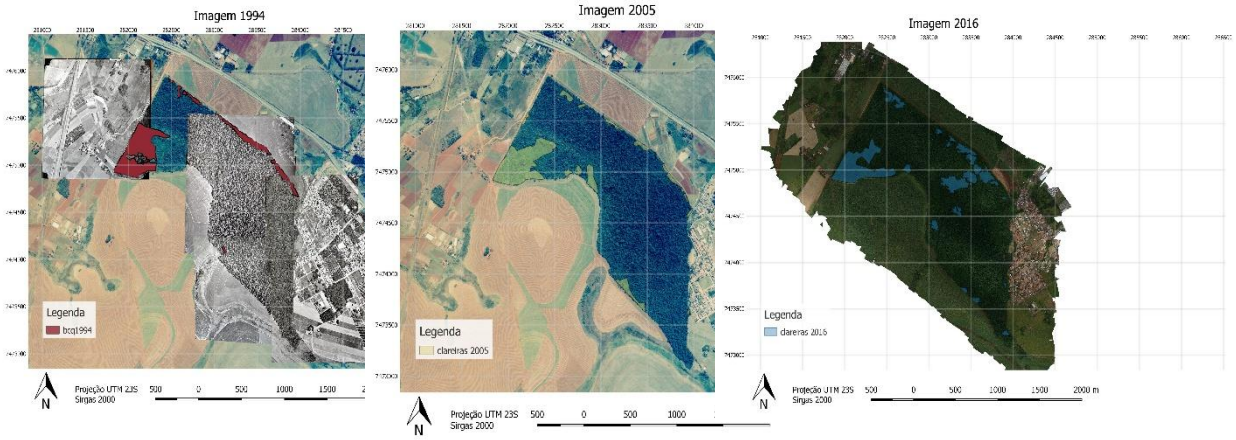
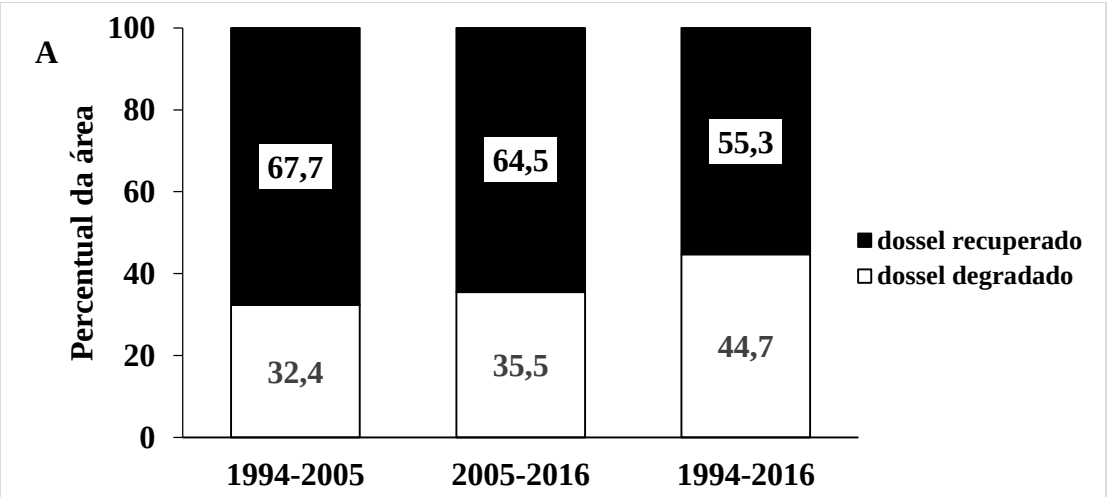


Figura 2.6: Imagens de 1994, 2005 e 2016 contendo as áreas sem dossel arbóreo (clareiras cobertas por trepadeiras) da área queimada (vermelho) e da área não queimada (azul), na Mata de Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

As áreas de dossel recuperado são menores que as de dossel em degradação, tanto entre 1994-2005 quanto entre 2005-2016 (Tabela 2.3), o que explica o aumento da área sem dossel arbóreo ao longo dos anos. Por outro lado, a maior parte das áreas que estavam sem dossel arbóreo tiveram este restabelecido ao longo do tempo, tanto entre 1994-2005 quanto entre 2005-2016 (Figura 2.7A). Das áreas com clareiras ou sem dossel arbóreo em 1994, 67,7% recuperaram o dossel arbóreo em 2005 e, entre 2005-2016, 64,5% das áreas de dossel degradado se recuperaram (Figura 2.7). Além disso, dos 6,46 ha sem dossel em 1994, 3,57 ha (55,2%) se recuperaram em 2005 e se mantiveram como dossel até 2016. Assim, a maior parte da área de clareiras recuperadas ao longo de 11 anos se manteve com dossel arbóreo por mais 11 anos.

Tabela 2.3. Categorias de dossel em três períodos distintos, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP. Dossel em degradação: dossel arbóreo que virou clareira na fotografia posterior; dossel degradado: clareiras que se mantiveram como clareiras na fotografia posterior; dossel: dossel arbóreo que se manteve na fotografia posterior; dossel recuperado: clareiras que viraram dossel arbóreo na fotografia posterior.

Categoria	**Área (ha)**		**Área (%)**	
	1994 - 2005	**2005 - 2016**	**1994 - 2005**	**2005 - 2016**
Dossel	206,73	187,55	94,50	85,73
Dossel em degradação	5,57	19,13	2,55	8,74
Dossel degradado	2,09	4,29	0,96	1,96
Dossel recuperado	4,37	7,79	2,00	3,56
Total	**218,76**	**218,76**	100,00	100,00



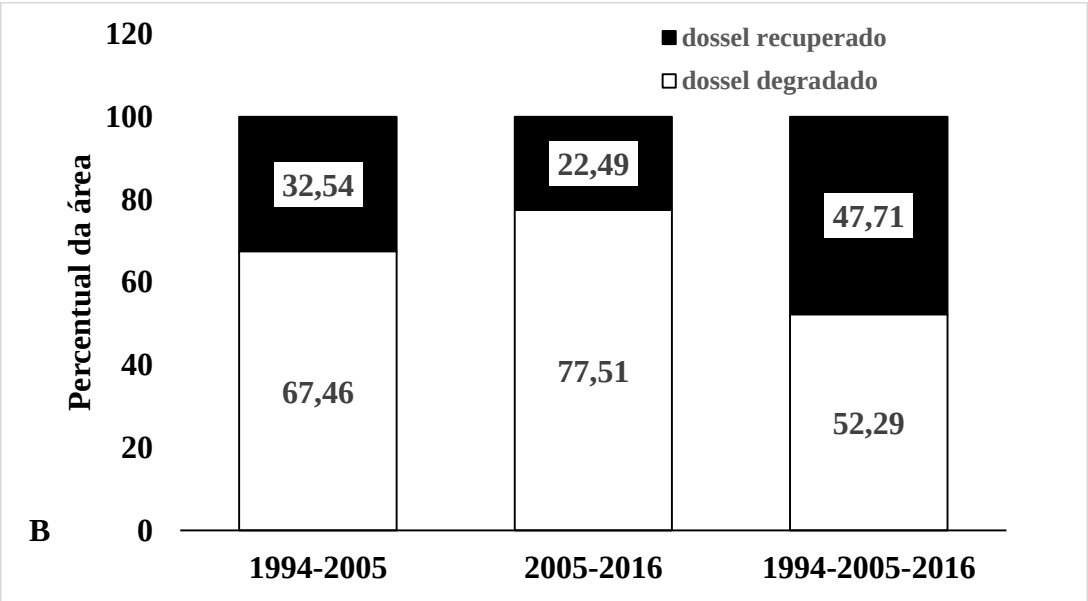


Figura 2.7. Percentual de área sem dossel arbóreo que foi restabelecido entre 1994 e 2005 e entre 2005 e 2016. Na última coluna, trata-se da área sem dossel arbóreo em 1994, que teve o dossel restabelecido e mantido até 2016. Dados referentes à Mata de Santa Genebra, Campinas-SP. (A) áreas sem dossel contínuo; (B) área queimada.

Para a área queimada, houve recuperação do dossel arbóreo em 47,71% da área de 1994 a 2016 (Tabela 2.4). Em 22 anos, 8,79 ha (52,29%) da área queimada mantiveram o dossel degradado de 1994, até 2016, não seguindo uma trajetória desejada de sucessão florestal neste período. Na área queimada, a mesma área de 5,47 ha que recuperou o dossel em 2005, após o último incêncio de 2003, manteve-se com dossel até 2016 (Figura 2.7B) e não houve novas perdas de dossel de 2005-2016 (tabela 2.5). Nota-se, no entanto, que os percentuais de recuperação das áreas de dossel degradado na área queimada são inferiores aos observados para a área não queimada (Figura 2.7).

Tabela 2.4. Área e percentual de cobertura de dossel arbóreo e sem dossel arbóreo referente à área queimada (clareiras e cobertura por trepadeiras em três períodos distintos, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP.

	Área (ha)			**Área em %**		
Categoria	**1994**	**2005**	**2016**	**1994**	**2005**	**2016**
Dossel arbóreo	0,00	5,47	8,02	0	32,54	47,71
Sem dossel arbóreo	16,81	11,34	8,79	100	67,46	52,29
Total	16,81	16,81	16,81	100	100	100

Tabela 2.5. Categorias de dossel em três períodos distintos da área queimada, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP. Dossel em degradação: dossel arbóreo que virou clareira na fotografia posterior; dossel degradado: clareiras que se mantiveram como clareiras na fotografia posterior; dossel: dossel arbóreo que se manteve na fotografia posterior; dossel recuperado: clareiras que viraram dossel arbóreo na fotografia posterior.

Categoria	**Área (ha)**		**Área em %**	
	1994 - 2005	**2005 - 2016**	**1994 - 2005**	**2005 - 2016**
Dossel	0	5,47	0	32,55
Dossel degradado	11,34	8,79	67,45	52,29
Dossel em degradação	0	0	0	0
Dossel recuperado	5,47	2,55	32,55	15,16
Total	**16,81**	**16,81**	100	100

Do total de 28,75 ha de borda delimitados numa faixa de 40 m no entorno do fragmento, 10,49 ha (36,49%) estavam sem dossel arbóreo em 2005. Este percentual é maior que os 3,5% de área sem dossel observado em 2005 para o fragmento como um todo (Tabela 2.2). Nas bordas degradadas que tiveram manejo para restauração florestal, houve restabelecimento do dossel em 85,6% da área, equanto nas bordas degradadas

abandonadas, 58,3% da área se recuperou naturalmente ao longo do tempo (Tabela 2.6.).

Tabela 2.6. Recuperação do dossel arbóreo de 1994 até 2016 em bordas (faixa de 40 m) sem dossel que foram abandonadas ou que foram submetidas ao corte de trepadeiras e a plantios de restauração florestal (de 2001 a 2015) na Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

Categoria	**Áreas de borda sob restauração (ha)**	**Áreas de borda sem restauração - abandonadas (ha)**
Dossel recuperado	6,5 (85,6%)	1,69 (58,3%)
Dossel degradado	1,09 (14,4%)	1,21 (41,7%)
Total	**7,59**	**2,9**

Somando os trechos degradados em toda a Mata Santa Genebra, mapeados com nas imagens áreas de 1994, 2005 e 2016, há 52,89 ha de área com dossel degradado em algum período (16,81 ha da área queimada e 36,08 ha das demais áreas), ou seja, 22% da área. Até 2016, 20,18 ha haviam recuperado o dossel, seja naturalmente (8,02 ha – área queimada; e 8,58 ha – nas demais áreas) ou via manejo de trepadeiras e plantio de mudas (6,5 ha), havendo 32,08 ha de áreas sem dossel arbóreo contínuo (Figura 2.8).

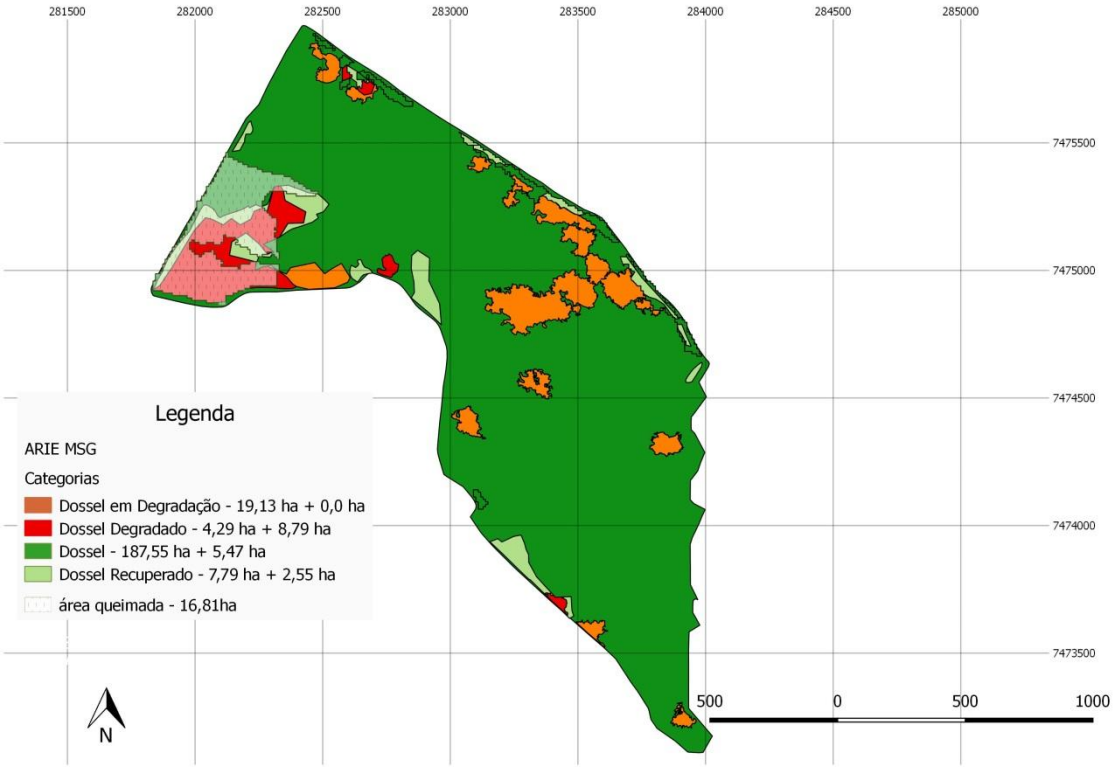


Figura 2.8. Evolução da cobertura de dossel arbóreo, ao longo de 22 anos, a Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil.

2.4 Discussão

O aumento da área sem dossel arbóreo ao longo do tempo indica que tem havido uma degradação progressiva no tempo do remanescente, com aumento de áreas de clareiras e áreas dominadas por trepadeiras. Tal aumento possivelmente tem relação com o isolamento do remanescente e pelo fato de seu entorno ser agrícola e urbano, fatos que geram efeito de borda e perturbação contínua sobre o fragmento. Os efeitos de borda desencadeiam alterações microclimáticas, como aumento de penetração de luz solar, maior incidência de ventos e redução da umidade relativa do solo e do ar (KAPOS, 1989; MURCIA, 1995; LAURANCE, 1997). Estas alterações geram alterações bióticas, como mudanças na estrutura, abundância e distribuição de espécies (KAPOS, 1989; MURCIA, 1995). A ocupação das margens dos fragmentos florestais por superpopulações de espécies heliófitas, como gramíneas exóticas, bambus e lianas, que competem vigorosamente e causam danos às espécies arbóreas são muito recorrentes nos fragmentos (TABARELLI & MANTOVANI, 2000). Além disso, o fato de ter havido, no geral, aumento no percentual de área sem dossel arbóreo reforça o que outros estudos têm apontado: remanescentes de florestas tropicais localizados em paisagens bastante fragmentadas, quando degradados e expostos a recorrentes eventos de perturbação, podem permanecer ou até regredir seu estágio sucessional, com aumento temporal da abundância de trepadeiras e de clareiras e perda de diversidade biológica e provisão de serviços ecossistêmicos (VIANI et al., 2015).

Se por um lado tem havido acréscimo das áreas de clareira no fragmento, boa parte destas tem o dossel arbóreo recuperado e assim mantido ao longo do tempo. Isto foi observado tanto nas áreas não queimadas, quanto naquelas que sofreram com incêndios, embora nestas últimas em menor proporção. Provavelmente, os aumentos de clareiras no fragmento são originados pela recorrência de novos eventos de perturbação, que com frequência atingem fragmentos isolados e já degradados. Adicionalmente, novas clareiras e a perda de dossel arbóreo em fragmentos degradados podem acontecer em maiores frequência e área como efeito de perturbações passadas que proliferaram espécies invasoras e ou problemas. Trepadeiras em hiperabundância, por exemplo, são consequências da degradação e, mesmo cessando-se novas causas e eventos de degradação, podem aumentar o surgimento de clareiras por ocasionarem o aumento da queda de árvores e pela continuidade de crescimento de suas espécies em hiperabundância (INGWELL et al., 2010). De todo modo, os resultados deste estudo indicam que fragmentos florestais degradados são bastante dinâmicos no tempo e

espaço com relação ao restabelecimento e/ou degradação do seu dossel arbóreo. Além disso, os resultados sugerem que, em fragmentos degradados, 1) haveria a recuperação do dossel arbóreo, na maior parte das áreas, sem interferência humana ao longo do tempo, mas que 2) a manutenção dos fragmentos com dossel arbóreo persistente dependeria fundamentalmente de evitar ou reduzir o surgimento de novas clareiras, fruto da recorrência de eventos de perturbação e degradação, tais como incêndios e tornados ou de efeitos tardios da degradação do passado, e não necessariamente de executar ações de restauração florestal que restabelecem o dossel arbóreo.

Há maior área degradada, sem dossel, na borda do fragmento, o que condiz com o esperado (TABARELLI & MANTOVANI, 2000). A ocupação das margens dos fragmentos florestais por superpopulações de espécies heliófitas, como gramíneas exóticas, bambus e lianas, que competem vigorosamente e causam danos às espécies arbóreas são muito recorrentes nos fragmentos paulistas (TABARELLI & MANTOVANI, 2000). Nas áreas de borda, as práticas de restauração florestal aumentaram o percentual de áreas degradadas que tiveram o dossel arbóreo restabelecido. Desse modo, embora a maior parte das áreas recuperaram o dossel arbóreo naturalmente ao longo do tempo, as práticas de corte de trepadeiras e de plantios de mudas de espécies arbóreas parecem acelerar esta recuperação e/ou propiciar a recuperação do dossel em áreas em que isto não ocorreria naturalmente. Estes resultados corroboram outros iniciais que apontam benefícios das práticas de corte de trepadeiras e plantios de mudas visando restauração de fragmento degradados (CESAR et al., 2016). Porém, um desafio ainda existente é identificar, dentre as áreas degradadas que perderam o dossel arbóreo, características que indiquem aquelas em que o dossel não se recuperará naturalmente ao longo do tempo (ou em que isso ocorrerá num tempo maior). Desse modo, práticas de restauração florestal poderiam ser direcionadas apenas para estas áreas.

Nas áreas que sofreram incêndio, houve menor recuperação natural do dossel do que nas demais áreas do fragmento. De acordo com Rozza (2003), em 17 anos, essa área queimada não recuperou a cobertura florestal, demonstrando que a sucessão secundária não conduziu à recuperação da cobertura florestal como o esperado para uma área inserida em um fragmento contínuo de floresta nativa sem interferências antrópicas. Estudos anteriores nesta mesma área apontam para perturbações pretéritas ao incêndio (MATTHES, 1991; CASTELLANI & STUBBLEBINE, 1993; NAVE, 1999). Possivelmente, em áreas que pegaram fogo, a degradação é maior, com

comprometimento da recuperação do dossel em uma parte maior delas. Em parte dessas áreas, talvez práticas de restauração florestal sejam necessárias.

O fragmento alvo deste estudo encontra-se a 300 m de uma rodovia. Por meio de interpretação das imagens aéreas, percebe-se que a face mais próxima desta via apresenta mais áreas perturbadas recentemente. De acordo com outro trabalho realizado (SOUSA et al., 2009), 70 das 112 Unidades de Conservação (UCs) do Estado de São Paulo são afetadas pelas estradas. A distância das estradas pode ser um dos fatores relevantes que determinam a frequência e a intensidade de degradação sobre fragmentos florestais. Desta forma, é fundamental que as estradas sejam levadas em consideração no planejamento ambiental das paisagens e na definição de áreas prioritárias para conservação, pois podem desencadear impactos diretos como a perda de habitat, assim como indiretos, como fragmentação e degradação do habitat (SOUSA et al., 2009).

O estudo indicou que o mapeamento temporal da cobertura de dossel pode ser utilizado como um dos parâmetros para o monitoramento de fragmentos flroestais degradados com hiperabundância de trepadeiras, visando identificar áreas em que o dossel permanece degradado por mais anos e que seriam indicadas para restauração florestal. Além disso, o mapeamento temporal da cobertura de dossel permite avaliar o sucesso das práticas de restauração ecológica no restabelecimento da cobertura de dossel. No entanto, vale ressaltar que o mapeamento foi realizado com a vetorização manual para que fosse possível separar dossel arbóreo de áreas recobertas por trepadeiras, o que é trabalhoso. Para aprimorar esse processo, novos estudos poderiam testar e/ou validar outras ferramentas que permitam separar, com eficácia e maior rapidez, manchas de dossel de manchas recobertas por trepadeiras, tais como drones (WAITE et al., 2019) e o levantamento topográfico via Laser Scanner (KRISHNA MOORTHY et al. 2018).

Por fim, cabe ressaltar que esses resultados se referem apenas ao restabelecimento de dossel arbóreo, o que não garante que outros indicadores que atestam a saúde de uma floresta tropical, tal como riqueza e composição de árvores, presença de regeneração natural, área basal, biomassa, etc., estão em níveis que atestam a restauração e/ou conservação da floresta. Cabem investigações acerca disto para se esclarecer se de fato clareiras que tiveram o dossel arbóreo reestabelecido naturalmente ao longo de 11 anos tem níveis aceitáveis para esses e outros indicadores ecológicos mencionados.

2.4.Conclusões

Os resultados mostraram que 31,39% da área sem dossel em 1994 se recuperou naturalmente e manteve o dossel até 2016, não precisando de intervenções visando à restauração. Por outro lado, 20,57% da área permaneceu sem estrutura de dossel durante 22 anos e novas clareiras em áreas com dossel em 1994 surgiram, aumetando a área percentual de clareira do fragmento, o que é um indício da continuidade da degradação e da diminuição da resiliência da área. Na borda, o corte de trepadeiras seguido do plantio de árvores nativas proporcionou maior recuperação, em percentual de área com dossel restabelecido, que o abandono da área sem adoção de práticas de restauração ecológica.

Referências

BONGERS, F., SCHNITZER, S.A. & TRAORE, D. (2002). The importance of lianas and consequences for forest management in West Africa. Bioterre, n. especial, p.27-29.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. (2015). Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de Textos.

BRASIL. (2010). Ministério do Meio Ambiente. Plano de Manejo ARIE Mata de Santa Genebra. Campinas.

CASTANHO, G.G. (2009). Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil. 2009.111p. Dissertação de Mestrado em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

CASTELLANI, T.T.; STUBBLEBINE, W.H (1993). Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica*, v.16, p. 181 – 204.

CÉSAR, R. G. et al. (2016). Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. *Biological conservation*, v. 201, p. 309–313.

DE SIQUEIRA, L.P. (2002). Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

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

FEFILI, L.M (1998). Determinação de padrões de distribuição de espécies em uma mata de galeria no Brasil central, com a utilização de técnicas de análise multivariada. BoI. Berb. Ezechias Paulo Beringer, v.2, p. 35-48.

INGWELL, L.L. et al. (2010). The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. *J Ecol*, v. 98, p. 879-887.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, AG. (1997). Aspectos Ecológicos de uma Mata de Brejo em Itatinga - SP: Florística, Fitossociologia e Seletividade de Espécies. *Revista Brasileira de Botânica*, v.20, n.2, p. 139-153.

KAPOS, V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, v. 5, p. 173-185.

KRISHNA MOORTHY et al. (2018). Terrestrial Laser Scanning to detect liana impact on forest structure. *Remote Sensing*, v. 10, p. 810.

LAURANCE, W.F., (1997). Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, p. 71-83.

LAURANCE W. (2002). Hyperdynamism in fragmented habitats. Journal of vegetation science, v. 13, n. 4, p. 595-602.

LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R. (1989) Forests are not just swiss cheese: canopy stereogeometry of non-gaps in tropical forest. Ecology, v.70, p.550-2.

LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D. (1994). Patterns of density and dispersion of forest trees. In: McDADE, L.A.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHORN, G.S. (Orgs.). La Selva: ecology and natural history of a tropical rainforest. Chicago: University of Chicago Press. p.106-119.

MARTINEZ-RAMOS, M. (1985). Claros, ciclo vitales de los arboles tropicales y regeneracion natural de las selvas altas perennifoliadas. In: GOMEZ-POMPA, A. Investigaciones sobre la regeneracion de selvas altas en Veracruz, Mexico. México: Editorial Alhambra Mexicana, v.2, p.191-239.

MATTHES, L.A.F. (1991). Dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo, Santa Genebra, Campinas, São Paulo. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MELO, A.C.G. (2004). Reflorestamentos de restauração de matas ciliares: análise estrutural e método de monitoramento no Médio Vale do Paranapanema (SP). Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

METZGER, J. P. BRANCALION, P.H.S. (2016). Landscape Ecology and Restoration Processes. In: Foundations of Restoration Ecology. Washington: Island Press.

MOLNAR A, SCHERR SJ, KHARE A. (2004). Who conserves the world's forests? Community-driven strategies to protect forests and respect rights. Forest trends and ecoagriculture parners, Washington, DC.

MURCIA, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution, v. 10, p. 58-62.

NAVE, A. G. (1999). Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Escola Superior de agricultura Luis de Queiroz, Piracicaba.

OLDEMAN, R.A.A. (1979). Queques aspects quantifiables de l' arborigenése et de Ia sylvigenése. Oecol. Plan, v.14, n.3, p. 289-312.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RATTHER, L.A. (1995). A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plants species distribution pattems. Eddinb. J. Bot., v. 52, n. 2, p. 141-194.

RIBEIRO, M. et al. (2009). The brazilian atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological conservation, v. 142, p. 1141-1153.

Rodrigues, R. R. et al. (2011). Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest ecology and management*, v. 261, n. 10, p. 1605-1613.

SCHNITZER, S. A.; DALLING, K. W. & CARSON, W.P. (2000). The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology*, v. 88, p. 655-66.

SOUSA, C. O. M. et al. (2009). O papel das estradas na conservação da vegetação nativa no Estado de São Paulo. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil. p. 3087-3094.

TABARELLI M & MANTOVANI, W. (2000). Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. *Plant Ecology*. v. 148, n. 2, p. 149-155.

VIANI, R. A. G.; MELLO, F. N. A.; CHI, I. E.; BRANCALION, P. H. S. (2015). A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. GLP News, v. 12, p. 7-9.

WAITE, C. et al. (2019). A view from above: Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) provide a new tool for assessing liana infestation in tropical forest canopies. *Journal of Applied Ecology* 56: 902-912;

WHITMORE, T. C (1989). Canopy gaps and the two major groups of forest trees. Ecology, v.70, p.536-38.

3. INDICADORES ECOLÓGICOS NUMA CRONOSSEQUÊNCIA DE RESTAURAÇÃO EM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

RESUMO

A restauração dos remanescentes florestais degradados em paisagens fragmentadas ainda carece de avanços técnico-científicos para que seja incluída na agenda da restauração ecológica, que hoje é uma prioridade global. Por exemplo, não sabemos se de fato ações como corte de trepadeiras abundantes e plantios de árvores nativas são estratégias eficazes, ao logo do tempo, para restaurar florestas degradadas. Desta forma, o presente estudo visou avaliar se as técnicas de corte de trepadeiras em conjunto com o plantio de mudas de espécies arbóreas proporcionam, ao longo do tempo, a recuperação da estrutura, riqueza e composição da comunidade de árvores e trepadeiras na borda de fragmentos degradados. Para isso, foram avaliados oito indicadores ecológicos em cronossequência de restauração florestal de 0, 2, 10 e 16 anos, em Floresta Estacional Semidecidual degradada localizada em Campinas-SP. O corte de trepadeiras e o plantio de mudas de espécies arbóreas proporcionam redução na infestação da copa das árvores por trepadeiras e aumento progressivo na riqueza e área basal de árvores nativas. Além disso, todas as áreas, submetidas às práticas de restauração florestal, independentemente da idade, têm menor densidade e área basal de trepadeiras que bordas degradadas. Por outro lado, a densidade de regenerantes arbóreos nativos, embora atinja, em todas as idades de restauração avaliadas, os valores geralmente usados para se atestar a restauração florestal, é bastante inferior à densidade encontra nas bordas conservadas usadas como referências, mesmo na restauração com 16 anos. Os resultados mostram que os indicadores avaliados têm trajetórias ecológicas independentes e que determinados indicadores, como a densidade de regenerantes arbóreos nativos, ainda estão distantes dos níveis encontrados no ecossistema de referência. Porém, no geral, as práticas de restauração florestal melhoram aspectos da estrutura e riqueza das bordas florestais degradadas.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Monitoramento ecológico; Plantios de enriquecimento; Restauração ecológica; Trepadeiras

ABSTRACT

The restoration of degraded forest remnants in fragmented landscapes still lacks technical and scientific advances to be included in the ecological restoration agenda, which is currently a global priority. For example, we do not know whether in the long term actions such as cutting creepers and planting native trees are effective strategies to restore degraded forests. Hence, the present study aimed to evaluate whether the techniques of cutting creepers together with planting of tree species changes, over time, the recovery of the structure, richness and composition of arboreal species on the edge of degraded fragments. For this, seven ecological indicators were evaluated in chronological sequence of forest restoration of 0, 2, 10 and 16 years in Mata de Santa Genebra, Campinas-SP. Cutting creepers and planting seedlings of tree species provided a reduction in treetop infestation by climbing creepers and progressive

increase in the richness and the basal area of native trees. In addition, all areas submitted to forest restoration practices, regardless of age, had lower density and basal area of creepers than degraded edges. On the other hand, although the density of native tree regenerants reached the values generally used to certify the forest restoration at all analysed restoration ages (even in the restoration with 16 years), it is still much lower than the density found in the conserved edges used as references. The results show that some indicators evaluated have independent ecological trajectories and that, for certain indicators, reaching the reference values may require a longer time. However, in general, restoration practices are improving aspects of the structure and richness of degraded forests.

Keywords: Atlantic Forest; Climbers; Ecological monitoring; Ecological restoration; Enrichment plantings

3.1.Introdução

A restauração de ecossistema é uma prioridade global (ARONSON & ALEXANDER, 2013) e a restauração de florestas tropicais é especialmente relevante, pois são ecossistemas de destacada importância para a conservação da biodiversidade global, abrigando pelo menos dois terços das espécies terrestres (GARDNER et al., 2009). Além disso, essas florestas são fundamentais para a sobrevivência de milhões de pessoas no mundo (MOLNAR et al., 2004; BEER et al., 2010), por meio dos múltiplos serviços ecossistêmicos que proveem (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Entretanto, embora sejam cruciais, os programas de restauração florestal nos trópicos ainda priorizam o restabelecimento de florestas onde estas foram desmatadas e substituídas por outros usos da terra, frequentemente negligenciando ações de restauração nos fragmentos florestais degradados remanescentes na paisagem (VIANI et al., 2015).

O sucesso da restauração florestal em áreas desprovidas de florestas é dependente da interação destas com a paisagem, por meio de fluxos e intercâmbios abióticos e bióticos (SER, 2004). Portanto, os fragmentos florestais remanescentes na paisagem são relevantes como fonte de propágulos para áreas em restauração e são, em última estância, chaves para a regeneração natural e a sustentabilidade a longo prazo dessas áreas. Além disso, mesmo fragmentos historicamente expostos ao efeito de borda, têm níveis de biodiversidade e resiliência maiores do que áreas sem floresta, de tal modo que restaurar fragmentos florestais degradados pode vir a ser mais barato e eficiente para a conservação da biodiversidade e geração de serviços ecossistêmicos em

paisagens degradadas do que restabelecer florestas pontuais nos trechos onde estas foram completamente suprimidas (VIANI et al., 2015).

Em muitas regiões tropicais do mundo, os remanescentes florestais encontram-se imersos em paisagens agrícolas e em estágio crítico de degradação, fruto de sucessivos eventos de perturbação (RODRIGUES et al., 2011). Nesses remanescentes, em especial naqueles sob clima estacional, há trepadeiras em hiperabundância (SCHNITZER et al., 2000; ARROYO-RODRIGUES et al, 2015), que recobrem a copa de árvores e arbustos, tanto de adultos como de juvenis regenerantes (LAURANCE 2002, SCHNITZER & BONGERS; 2011). Essas trepadeiras competem com as árvores por luminosidade, água e nutrientes do solo, diminuindo as taxas de reprodução (GARCIA LEON et al., 2018), o crescimento (INGWELL et al., 2010; ALMEIDA et al., 2017) e a regeneração de espécies arbustivas e arbóreas (TABARELLI et al., 1999, TABARELLI & MANTOVANI, 2000). Assim, um fragmento degradado pode permanecer em um estágio contínuo de degradação, que o leva a reduções na riqueza de espécies arbóreas (SCHNITZER & CARSON, 2010) e nos estoques de carbono (DURAN & GIANOLI, 2013) e, consequentemente, a restrições à prestação de serviços ecossistêmicos, à conservação da biodiversidade na paisagem e também, em seu papel como fonte de propágulos para a restauração florestal de áreas adjacentes.

Para reverter este cenário, algumas técnicas de restauração ecológica têm sido testadas, com destaque para o corte de trepadeiras e o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas visando reestruturar o dossel (ROZZA et al. 2007, SFAIR, et al. 2015; CÉSAR et al. 2016). Porém, pouco se sabe sobre as consequências dessas ações para a conservação da biodiversidade local (ENGEL et al., 1998), visto que a maioria das trepadeiras são espécies nativas, importantes ao funcionamento florestal e não agressivas (ROZZA, 2003)[2,3]. Além disso, até o momento, estes estudos não resultaram em técnicas e protocolos eficazes de restauração de fragmentos degradados, quer por incerteza sobre a eficiência técnica, quer por potenciais riscos e impactos associados ao corte de um grupo de plantas nativas com papel relevante ao funcionamento florestal. Portanto, são necessários mais estudos, em uma escala maior de tempo, que avaliem a

[2] Rozza (2003): em uma área localizada no interior da Área de Relevante interesse Ecológico Mata de Santa Genebra (ARIE MSG), apenas três espécies de trepadeiras foram dominantes: *Stigmaphyllon labandianum* A. Juss., *Merremia macrocalyx* (Ruiz & Pav.) O'Donell e *Serjania communis* Camb.

[3] Em outro levantamento em 2015, na ARIE MSG, foram elencadas 11 espécies agressivas dentre as 136 espécies de trepadeiras encontradas na unidade de conservação

eficiência e o impacto destas técnicas sobre indicadores ecológicos associados à restauração florestal.

Desta forma, o presente estudo avalia se o corte de trepadeiras em conjunto com o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas proporciona, ao longo do tempo, a recuperação de indicadores de estrutura, da diversidade e da composição de espécies arbóreas e trepadeiras em um fragmento florestal degradado, de modo a torná-lo mais similar a áreas mais conservadas, atribuídas como áreas de referência.

3.2.Materiais e métodos

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Unidade de Conservação Federal Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra[4] (daqui por diante denominada Mata Santa Genebra), localizada em Campinas/SP (22º48´36" S – 47º07´33"W e 22º50´10" S e 47º06´14" W). Trata-se de um remanescente de Mata Atlântica, da fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual, que contém aproximadamente 660 espécies vegetais, sendo 136 espécies de trepadeiras e 384 espécies arbóreas (Plano de Manejo ARIE MSG, 2010).

O clima local é do tipo Cwa, com ocorrência de uma estação quente e chuvosa de outubro e março, quando a temperatura varia entre 13ºC a 35ºC e a precipitação mensal acumulada varia de 116,2 mm a 275,7 mm; e uma estação seca entre abril e setembro, quando a temperatura se situa entre 6,9ºC a 34,1ºC e a precipitação média acumulada varia de 32,6 mm a 63,2 mm ao mês (Apêndice A). Na Mata Santa Genebra, 80% da área apresenta latossolo vermelho escuro álico com textura argilosa, e o restante podzólico vermelho amarelo distrófico com textura médio-argilosa, com inclusão de solos hidromórficos (Glei).

A Mata Santa Genebra tem 251,77 ha e 9 km de perímetro. Além disso, ela é cercada, em sua maioria, por monocultura de cana-de-açúcar, havendo também áreas urbanas e plantios de milho, soja e capim tifton no entorno. Estes aspectos tornam o efeito de borda e o isolamento grandes problemas para sua conservação. Como a maioria dos remanescentes florestais do sudeste brasileiro, essa área sofreu diversas perturbações antrópicas em sua história, como extração seletiva de madeira, tornados

[4] Declarada como Unidade de Conservação Federal da categoria Área de Relevante Interesse Ecológico pelo Decreto Federal nº 91.885/1985.

provenientes de tempestades, caça e incêndios, sendo os mais significativos em 1981 e 2003, que queimaram uma área de aproximadamente 17 ha.

Diante desse cenário de degradação, de 2001 a 2016 foram implantados seis projetos de restauração florestal na borda da área de estudo, totalizando 16,52 ha. Em todos os projetos, essas ações envolvem o corte de trepadeiras e de bambus, o arranquio de touceiras da gramínea invasora capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.) e/ou plantio de mudas de árvores nativas em sua área de borda, com ou sem remoção da biomassa das trepadeiras, sendo alguns projetos implantados com máquinas (utilização de trator, roçadeira e motopoda) e outros manualmente, com utilização de facão e foice (Figura 3.1; Apêndice B). Os projetos de 2001, 2004, 2005 e 2007 tiveram um manejo mais agressivo, com o corte total das trepadeiras com o auxílio de trator, já os projetos de 2006 e 2015 foram manuais com a utilização de facão, foice, roçadeira e motopoda e não foram cortadas as lianas (Figuras 3.2 A-F). As trepadeiras, no geral, eram cortadas na altura do solo e a 2 m acima, a fim de se estabelecer uma área livre para se realizar posteriormente os plantios. Todos os projetos foram implantados em área de borda que variaram de faixas de 20 m a 130 m, por se tratar de áreas com o maior domínio de trepadeiras. Após o plantio das mudas de árvores nativas, houve manutenção por dois anos, envolvendo coroamento e poda das trepadeiras, sem posteriores intervenções. As espécies utilizadas nos plantios foram selecionadas conforme a disponibilidade encontrada nos viveiros comerciais, sendo o projeto de 2006 o de maior diversidade por terem sido utilizadas as mudas do próprio viveiro da UC que existia na época.

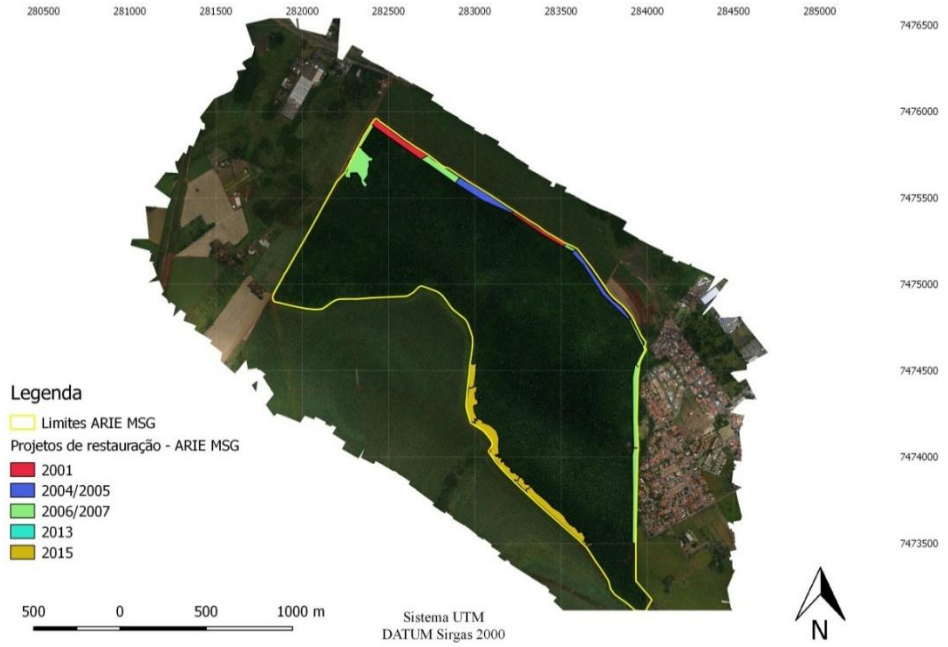


Figura 3.1: Localização das bordas onde houve a restauração florestal, com os respectivos anos de implantação na Mata Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil.

Além das bordas submetidas à restauração florestal, existem três trechos de borda na Mata Santa Genebra que nunca foram submetidos à restauração. Dois trechos estão mais degradados e dominados por trepadeiras (Figura 3.2G), estando um trecho com menos indivíduos arbóreos adultos que o outro, essas áreas foram escolhidas para a implantação das parcelas testemunhas. O terceiro trecho é a borda aparentemente mais conservada do fragmento, sendo esta escolhida como referência (Figura 3.2H).

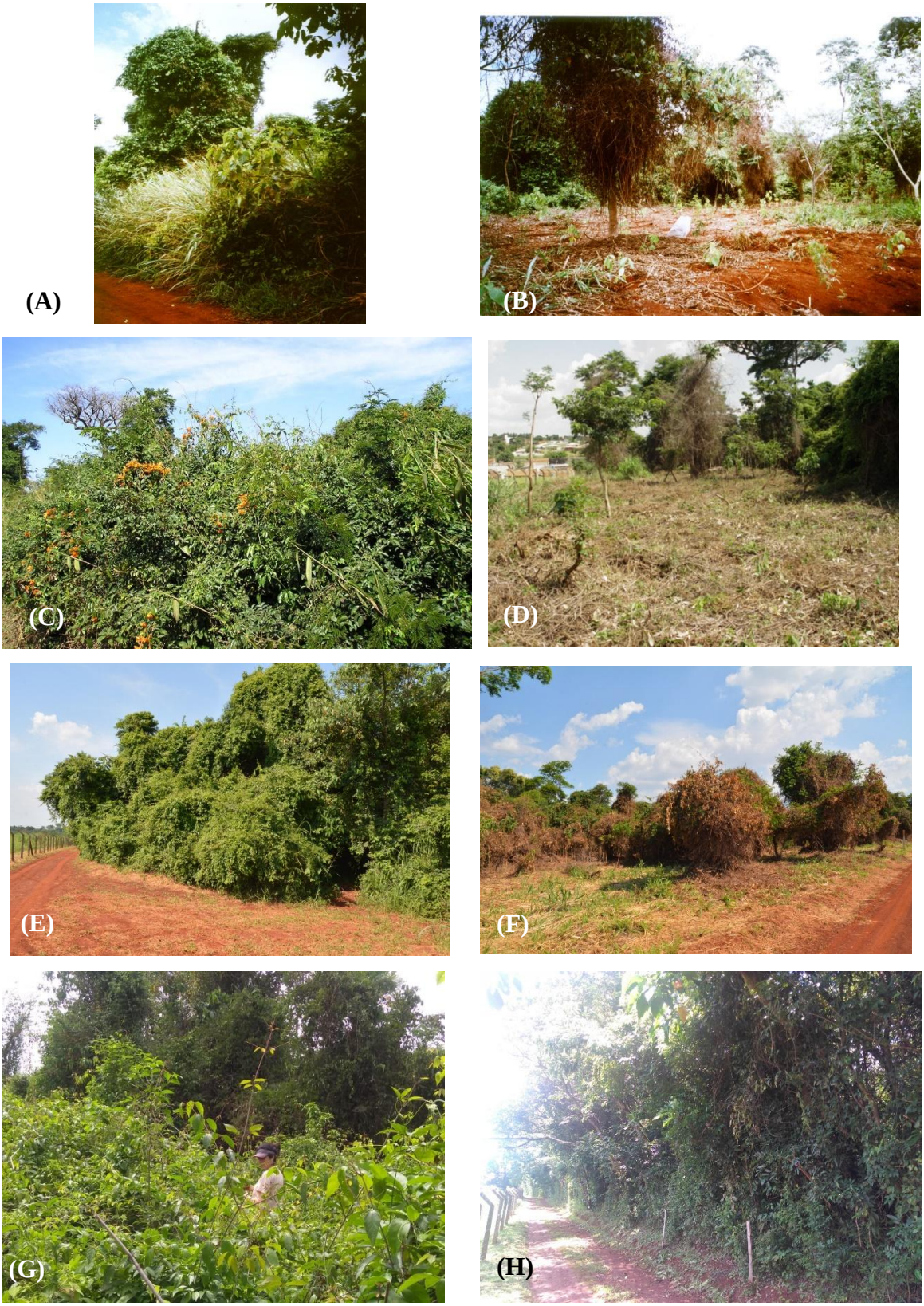


Figura 3.2. Imagens das bordas antes e após a restauração florestal em 2001 (A e B), 2006 (C e D) e 2015 (E e F), de uma borda degradada não submetida a restauração (testemunha, G) e de uma borda conservada adotada como referência (H), Mata de Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

3.2.2. Coleta de dados

Para a coleta dos indicadores ecológicos, as seis áreas de restauração florestal foram agrupadas por ano de implantação, resultando em ações de restauração com 2, 10 e 16 anos (com 1,91 ha; 5,97 ha e 5,74 ha; respectivamente). Além das áreas de restauração, foram amostradas áreas testemunha (áreas degradadas de borda que não foram submetidas à restauração florestal) e de referência (áreas de borda mais conservadas), configurando uma cronossequência com cinco condições de amostragem.

Em cada condição foram instaladas aleatoriamente cinco parcelas de 16 m x 25 m (400 m²), totalizando 25 parcelas e 1 ha de área amostral. O início da parcela em relação à borda variou de acordo com a presença de gramíneas invasoras, iniciando desde 0 m da borda nas áreas sem as gramíneas, a 5 m desta em áreas que tinham a presença de capim. Em cada parcela, foram instaladas duas subparcelas de 4 m x 25 m (200 m²) e três subparcelas de 4 m x 4 m (16 m^2) para coletar os diferentes indicadores (Figuras 3.3 e 3.4).

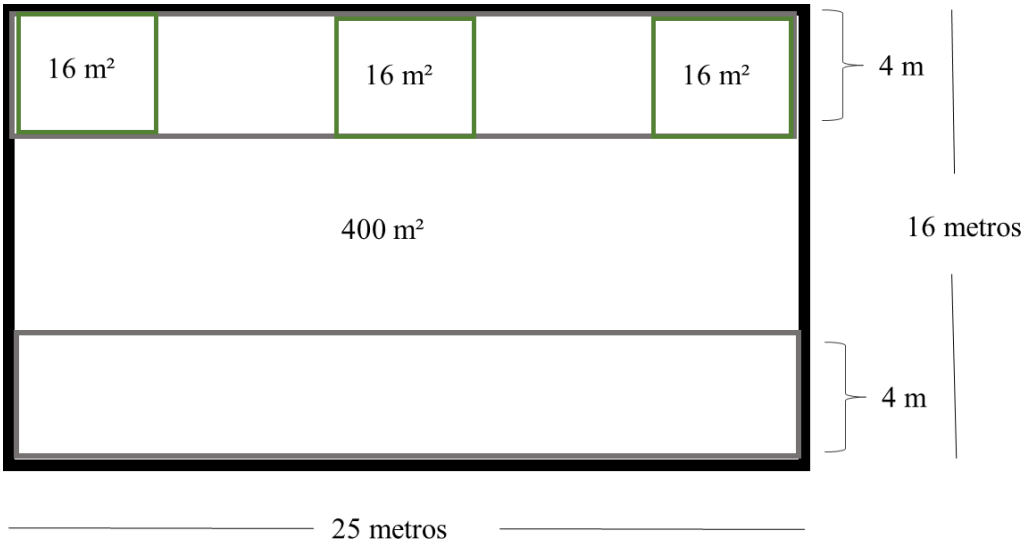


Figura 3.3. Parcelas (retângulo com borda preta) e subparcelas de 100m^2 (nas laterais em cinza) e de 16 m^2 (verde) instaladas para avaliação de indicadores ecológicos ao longo de uma cronossequência de restauração florestal na Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

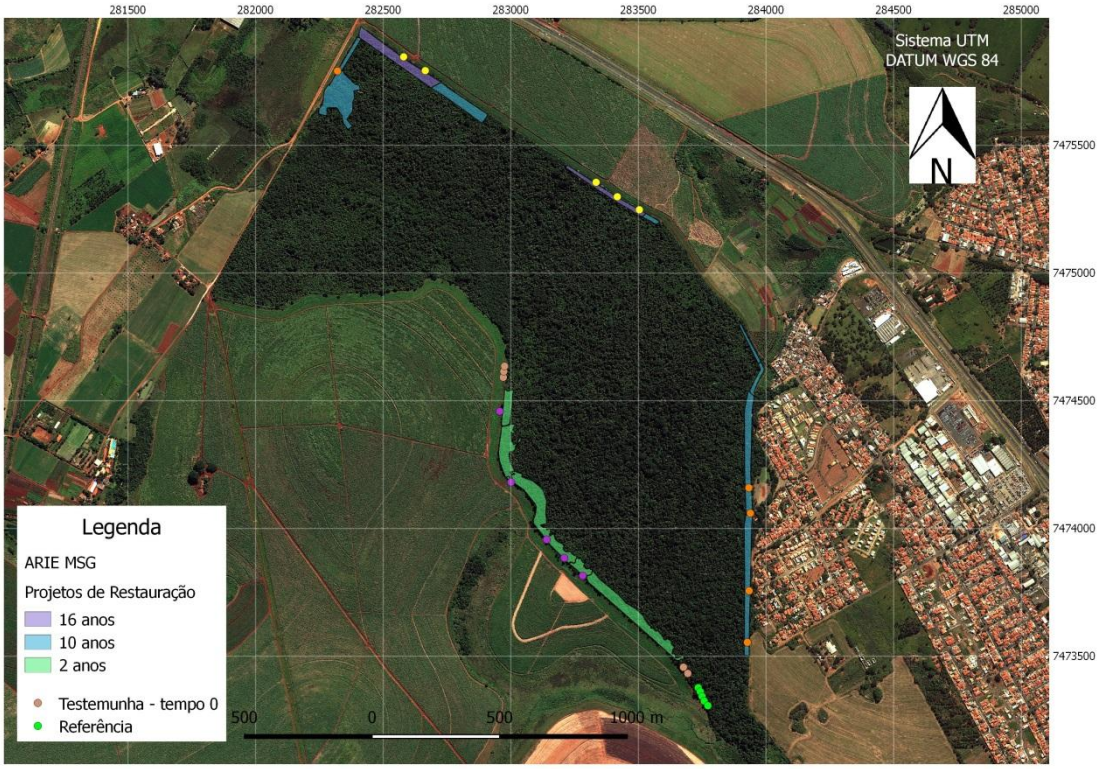


Figura 3.4. Localização das parcelas instaladas para avaliação de uma cronossequência de restauração florestal na Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

Foram amostrados oito indicadores ecológicos (Tabela 3.1). Estes indicadores foram extraídos de protocolos existentes para avaliação da restauração florestal (Pacto de Restauração da Mata Atlântica, 2003; Resolução SMA nº 32/2014) e para o inventário de trepadeiras (GERWING. 2006; SCHNITZER, 2008). A coleta de dados em campo foi realizada de janeiro de 2017 a março de 2018.

Para a análise de riqueza e composição de trepadeiras e de árvores, os indivíduos amostrados foram identificados até o maior nível taxonômico possível, de acordo com a APG IV (https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/boj.12385), sendo consultado o REFLORA (http://reflora.jbrj.gov.br) para inferências sobre nomes e sinonímias. As espécies arbóreas amostradas foram classificadas, de acordo com os grupos ecológicos da sucessão florestal, em pioneiras (conforme definido por GANDOLFI, 2000) e não pioneiras (demais espécies). Espécies arbóreas não identificadas não foram classificadas. Árvores exóticas não foram consideradas para as mensurações de riqueza e densidade e os indivíduos arbóreos mortos, mesmo que em pé, não foram mensurados. Ressalta-se que não foi possível diferenciar em campo os indivíduos arbóreos que foram plantados dos indivíduos não plantados, de tal modo que os plantados foram incluídos nos levantamentos feitos.

Tabela 3.1: Indicadores ecológicos amostrados e métodos empregados na amostragem para avaliação de uma cronossequência de restauração florestal na ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas/SP. DAP: diâmetro à 1,3 m de altura do tronco. H: altura. A área basal (AB) foi calculada como AB = $(DAP/2)^2.\pi$, em que DAP é o diâmetro do caule à 1,3 m.

Indicador	Área amostral por parcela	Método de amostragem
1. riqueza de árvores nativas	200 m² (duas subparcelas de 4 m x 25 m)	Contagem e identificação das árvores nativas com DAP ≥ 5 cm
2. riqueza de regenrantes de árvores nativas	200 m² (duas subparcelas de 4 m x 25 m)	Contagem e identificação das árvores nativas com H ≥ 50 cm e DAP < 5 cm
3. riqueza de trepadeiras nativas	48 m² (três subparcelas de 4 m x 4 m)	Identificação das trepadeiras nativa com diâmetro do caule ≥ 5 mm
4. área basal de árvores	400 m² (16 m x 25 m)	Medição do diâmetro das árvores ou arbustos com DAP > 5 cm, convertendo em área basal por hectare, considerando-se cada seção do tronco uma circunferência perfeita
5. área basal de trepadeiras	48 m² (três subparcelas de 4 m x 4 m)	Medição do diâmetro do caule das trepadeiras com diâmetro > 5 mm, convertendo em área basal por hectare, considerando-se cada seção do caule uma circunferência perfeita
6. densidade de árvores nativas regenerantes	200 m² (duas subparcelas de 4 m x 25 m)	Contagem das árvores nativas com H ≥ 50 cm e DAP < 15 cm, com resultados expressos em plantas por hectare
7. densidade de trepadeiras nativas	48 m² (três subparcelas de 4 m x 4 m)	Contagem das trepadeiras nativas com diâmetro do caule ≥ 5mm com resultados expressos em plantas por hectare
8. Infestação de trepadeiras	200 m² (duas subparcelas de 4 m x 25 m)	Categorização das árvores com DAP > 15 cm em: 1 = até 50% da copa da árvore coberta por trepadeira, 2 = 51–90% da copa coberta por trepadeira; 3 = 91–100% da copa coberta por trepadeira.

Para a avaliação da comunidade de trepadeiras foram incluídos todos os indivíduos cujo o enraizamento estava inserido dentro da parcela, seguindo o protocolo estabelecido por Gerwing (2006) e adaptado por Schnitzer (2008). Nas parcelas testemunhas, devido ao emaranhado de trepadeiras, em alguns casos com mais de 2 m desde o solo que dificultava o acesso e à presença de cobras, foram coletados os dados de trepadeiras em apenas três das cinco parcelas inicialmente propostas.

3.2.3. Análise de dados

Para a análise dos dados foi aplicada a regressão linear para avaliar a trajetória de cada indicador ao longo do tempo, considerando testemunha como tempo zero (ano zero) e as três idades de restauração. Além disso, foi realizada análise de variância

(ANOVA, α=0,05) seguida do teste *Tukey* (α=0,05) com valores médios da parcela para cada indicador mensurado, para comparar as idades de restauração entre si e estas com bordas testemunha e de referência. Os *outliers* foram descartados visando diminuir o erro residual. As regressões e ANOVA foram feitas no programa SAS® (Statistical Analysis System) enquanto as análises de correlação foram feitas no programa R 3.5.1 (R Core Team, 2017). Por fim, para as análises de riqueza e de composição de espécies foi realizada a curva de rarefação no programa R 3.5.1 e construídos diagramas de Venn para o grupo de espécies arbóreas, regenerantes e trepadeiras, comparando três estados: testemunha, restauração e referência.

3.3.Resultados

Foram amostradas 776 árvores (DAP≥ 5 cm), 4.449 regenerantes arbóreos e 627 trepadeiras. Aproximadamente 5% das espécies arbóreas e 40% das espécies de trepadeiras não foram identificadas devido à ausência da parte reprodutiva disponível para a identificação.

A área basal de árvores variou ao longo da cronossequência estudada (ANOVA, p = 0,001), indo de 13,83 $m^2.ha^{-1}$ na borda degradada a 45,02 $m^2.ha^{-1}$ na borda conservada. A área basal de árvores aumentou com idade de restauração, foi maior nas áreas em restauração de 10 e 16 anos do que na borda degradada e, além disso, estas duas idades de restauração, não diferiram da borda conservada para este indicador (Figura 3.5 A e B)

A densidade de regenerantes de árvores nativas variou de 2.440 indivíduos.ha^{-1} na borda degradada a 16.960 indivíduos.ha^{-1} na borda conservada, tendo sido maior nesta última do que em todas as outras condições, exceto a restauração com 2 anos de idade. Porém, houve grande variação dos valores entre parcelas de uma mesma idade ou condição (parcelas testemunhas tiveram de 300 a 6.100 indivíduos.ha^{-1}, parcelas referência tiveram de 10.850 a 22.150 indivíduos/ha^{-1}). A densidade de árvores nativas regenerantes aumentou de 219,3% a 276,6% nas áreas em restauração em relação à borda degradada. Além disso, as áreas em restauração de todas as idades apresentaram valores sempre maior que 3.000 indivíduos.ha^{-1} nas áreas de três até 16 anos de restauração florestal, porém não diferiram entre si e nem da borda degradada da testemunha para este indicador (Figura 3.5 C e D). Ademais, a área de restauração de dois anos não diferiu da borda conservada para densidade de regenerantes arbóreos (Figura 3.5 C).

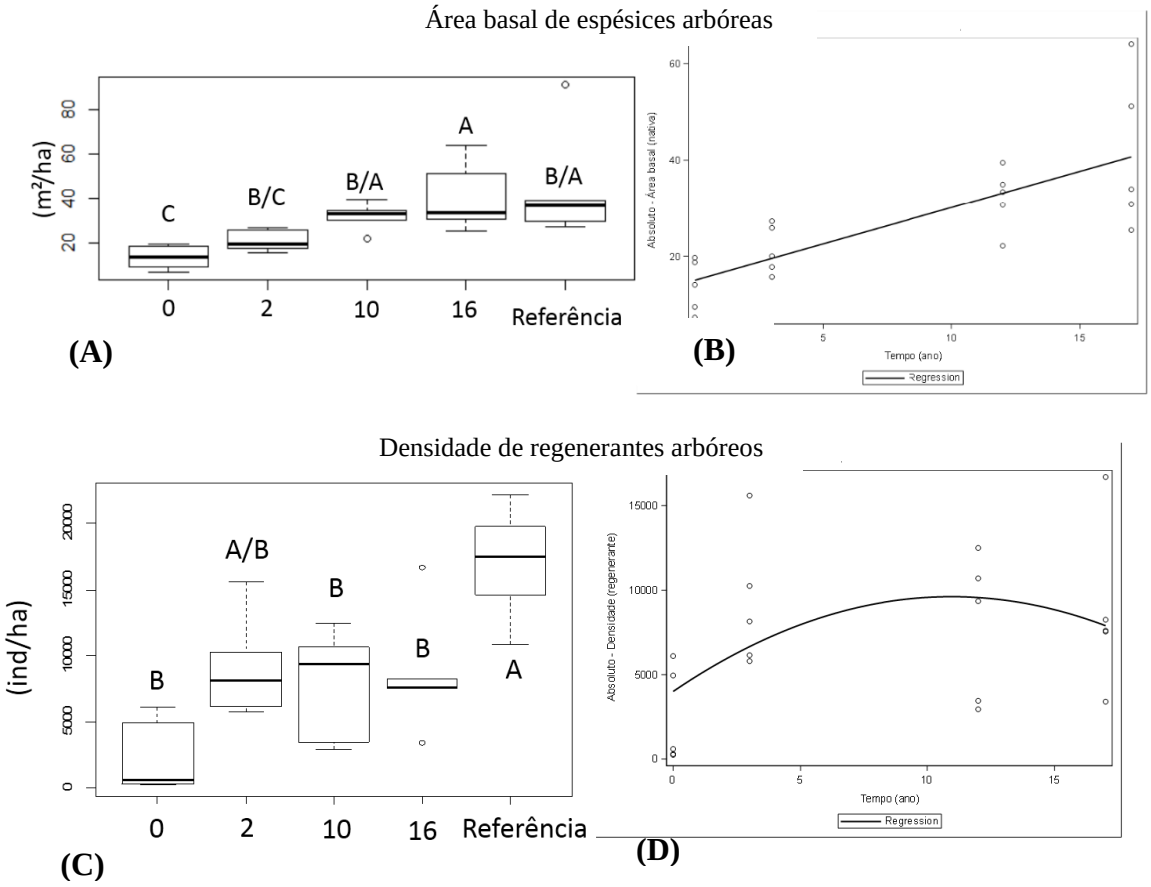


Figura 3.5: Análise de variância e de regressão da área basal (A e B, respectivamente) e da densidade de árvores regenerantes (DAP < 5 cm; C e D, respectivamente) de espécies arbóreas nativas ao longo de uma cronossequência de restauração florestal da borda de um fragmento florestal degradado em Campinas/SP. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças entre as médias das áreas (Tukey, p < 0,05).

A área basal de trepadeiras (ANOVA, p < 0,0001), a densidade de trepadeiras (ANOVA, p < 0,024) e o percentual da copa das árvores tomado por trepadeiras (ANOVA, p < 0,0001) variaram ao longo da cronossequência (Figura 3.6). A área basal de trepadeiras foi menor nas bordas submetidas à restauração florestal e maior nas bordas degradada e conservada, não diferindo entre essas duas (Figura 3.6 A e B). A densidade de trepadeiras foi mais de 10 vezes maior na borda da testemunha degradada do que nas bordas em restauração e na borda conservada (Figura 3.6 C e D).

O percentual da copa das árvores coberto por trepadeiras foi maior na borda degradada do que nas demais áreas (Figura 3.6 E e F). Houve diferença tanto para a densidade de trepadeiras quanto para o índice de infestação de trepadeiras entre as idades de restauração florestal e a borda conservada da referência com relação a área testemunha degradada (Figura 3.6).

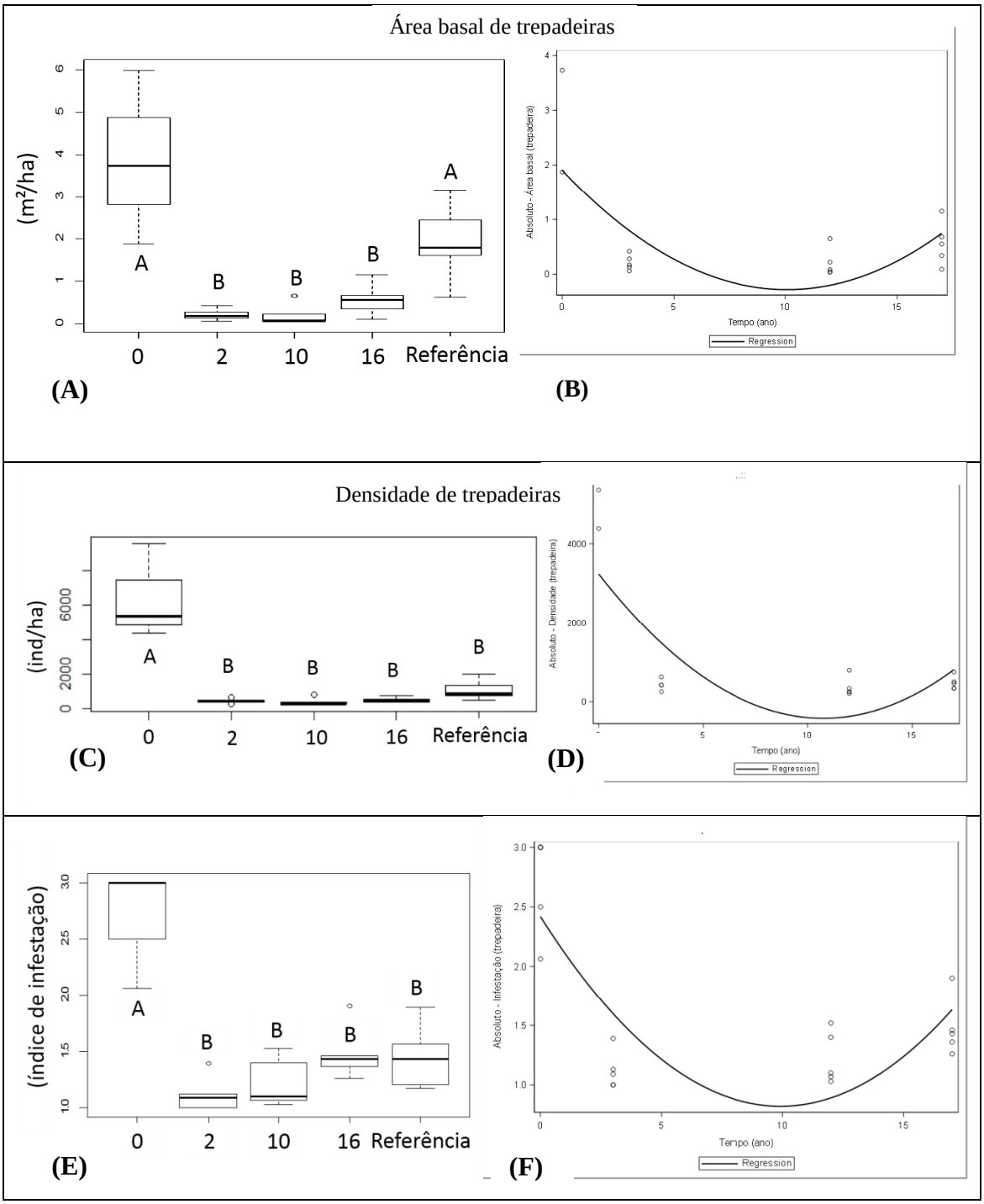


Figura 3.6. Análise de variância e de regressão da área basal (A e B, respectivamente), densidade (C e D, respectivamente) e infestação de trepadeiras (nota de 1-3, crescente de acordo com % da copa das árvores coberto por trepadeiras, E e F, respectivamente) de trepadeiras nativas ao longo de uma cronossequência de restauração florestal da borda de um fragmento florestal degradado em Campinas/SP. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças entre as médias das áreas (Tukey, $p < 0,05$).

Em todas as condições da cronosequência, 84,4% ou mais das trepadeiras amostradas tinham diâmetro menor ou igual a 25 mm (Tabela 3.2). Porém, a proporção de trepadeiras com diâmetro do caule maior que 25 mm é maior na borda conservada adotada como referência, e menos comuns nas demais áreas (tabela 3.2).

Tabela 3.2. Número de trepadeiras por classe de diâmetro do caule em cronossequência de restauração florestal na borda da Mata de Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

Diâmetro do caule (d)	**Idade da restauração florestal (anos)**				
	0	**2**	**10**	**16**	**Referência**
5 ≤ d ≤ 25 mm	230 (95,8%)	52 (98,1%)	44 (97,8%)	53 (88,3%)	108 (84,4%)
>25 mm	11 (4,2%)	1 (1,9%)	1 (2,2%)	7 (11,7%)	20 (15,6%)
Total	**241**	**53**	**45**	**60**	**128**

A riqueza média de árvores nativas por parcela variou entre as áreas (ANOVA, $p < 0,0001$), sendo maior na borda conservada (70 espécies) do que na borda (30 espécies) (Figura 3.7 A). As áreas em restauração florestal apresentaram 54, 58 e 39 espécies arbóreas, respectivamente aos 2, 10 e 16 anos, sendo, em todos os casos, estas riquezas maiores que a da borda degradada (Figura 3.7 A). A riqueza de árvores regenerantes também variou entre as diferentes idades (ANOVA, $p< 0,0001$), sendo maior na borda conservada do que nas demais áreas (Figura 3.7 C). Por outro lado, a riqueza de trepadeiras nativas não variou entre as áreas amostradas (ANOVA, $p = 0,05$, Figura 3.7 E). Nas áreas em restauração florestal, a riqueza de espécies arbóreas regenerantes foi sempre maior do que 24.

A regressão linear indicou menor influência do tempo na cronossequência dos indicadores, comparado à análise de variância ANOVA por não ser possível considerar os valores da borda preservada (áreas de referência) no cálculo (Figuras 3.5, 3.6 e 3.7), apresentando maior infuência em relação ao incremento de: riqueza de árvores nativas ($p = 0,0044$; $R^2 = 0,4929$); riqueza de árvores regenerantes ($p = 0,0190$; $R^2 = 0,2695$); área basal de árvores nativas ($p = 0,001$; $R^2 = 0,5946$); a área basal de trepadeiras ($p = 0,0083$; $R^2 = 0,4954$); infestação de trepadeiras ($p = 0,0002$; $R^2 = 0,6260$); e densidade de trepadeiras ($p = 0,0024$; $R^2 = 0,5786$) com a idade da restauração da florestal. Por outro lado, riqueza de trepadeiras ($p = 0,3637$; $R^2 = 0,1262$) e densidade de regenerantes ($p = 0,1506$; $R^2 = 0,1997$) apresentaram menor influência da idade da restauração florestal.

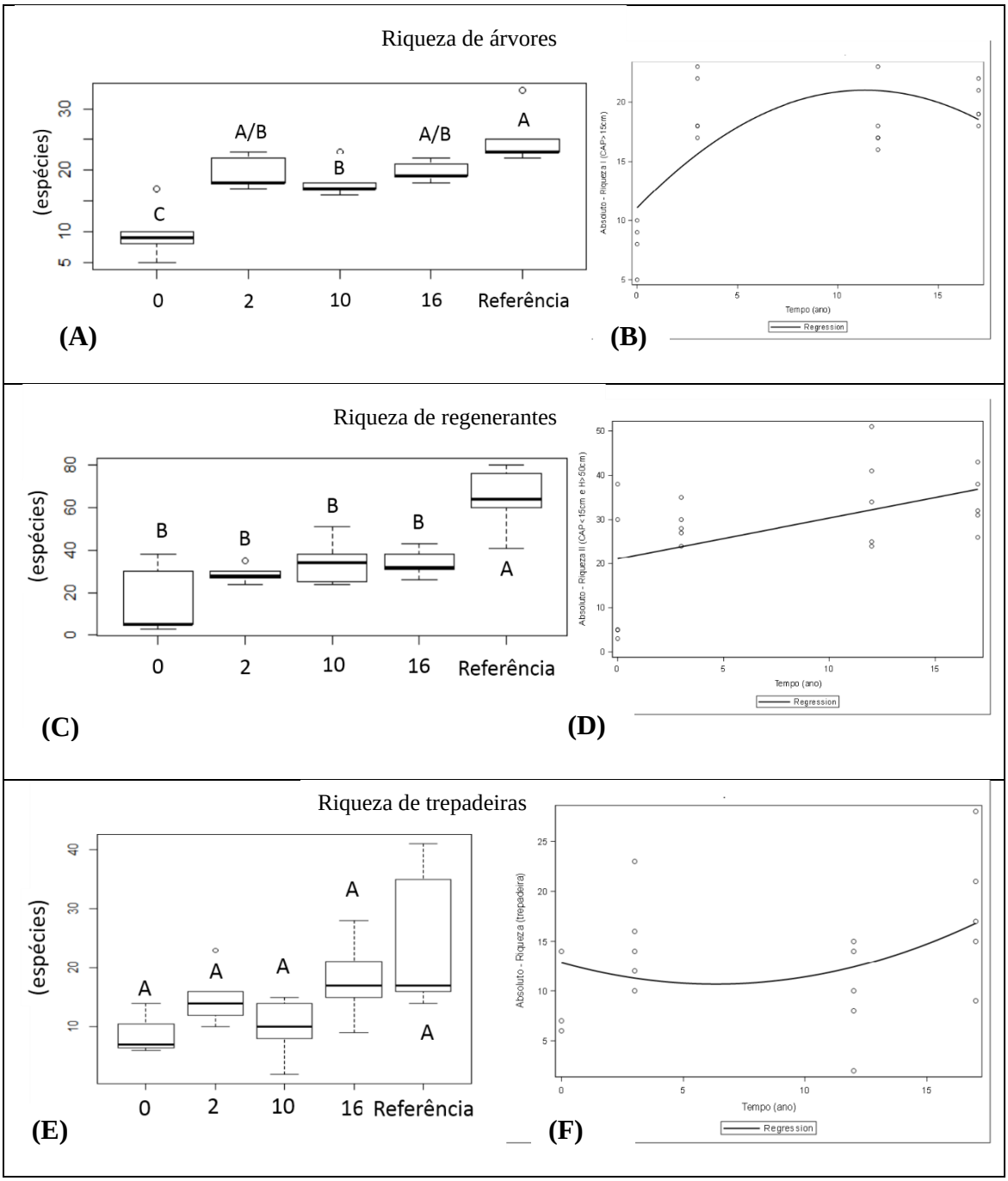


Figura 3.7: Análise de variância e de regressão da riqueza média de árvores (A e B, respectivamente), de regenerantes (C e D, respectivamente) e de trepadeiras por parcela (E e F, respectivamente) ao longo de uma cronossequência de restauração florestal da borda de um fragmento florestal degradado em Campinas/SP. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças entre as médias das áreas (Tukey, $p < 0,05$).

A proporção de árvores não pioneiras foi maior na borda conservada e na borda em restauração com 10 anos, em relação às demais áreas (Figura 3.8 A). De modo similar, borda conservada e a restauração de 10 anos tiveram maior proporção de regenerantes não pioneiros que demais áreas (Figura 3.8 B).

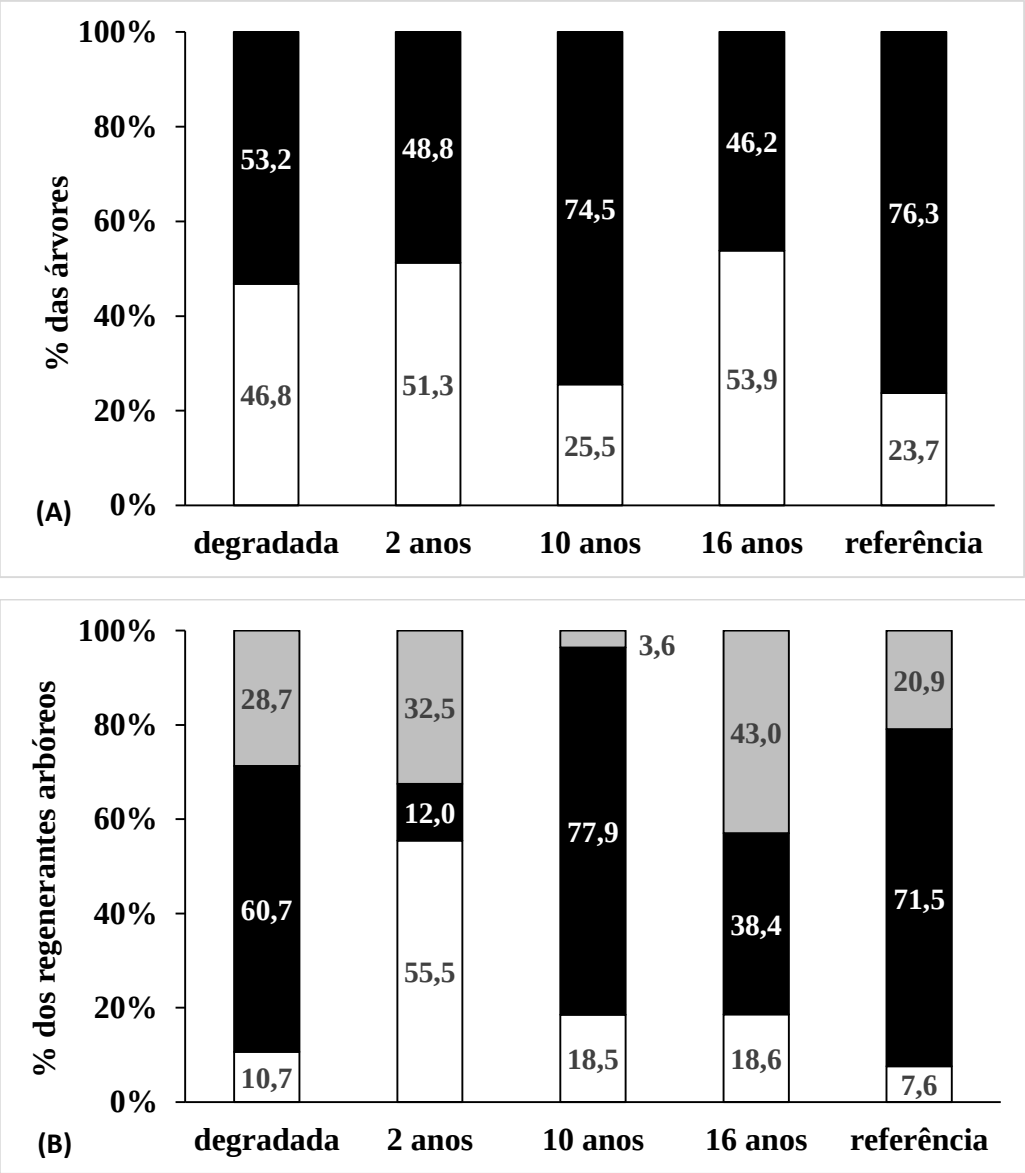


Figura 3.8: Proporção de indivíduos pioneiros (branco), não pioneiros (preto) e não pioneiros herbáceas (cinza) nas árvores (DAP>5 cm, A) e nos regenerantes arbóreos (B) amostrados em bordas submetidas a restauração florestal, na Mata Santa Genebra, Campinas/SP.

A análise da curva de rarefação comparando os cinco tratamentos foi possível observar uma diferença significativa entre eles, e que o tamanho amostral foi o suficiente para a estimativa de riqueza real da área. A área de referência possue maior riqueza comparada aos demais tratamentos, e as áreas submetidas à prática de restauração florestal apresentam valores superiores à área testemunha (Figura 3.9), demonstrando que essas práticas de restauração favoreceram o incremento de riqueza de espécies arbóreas.

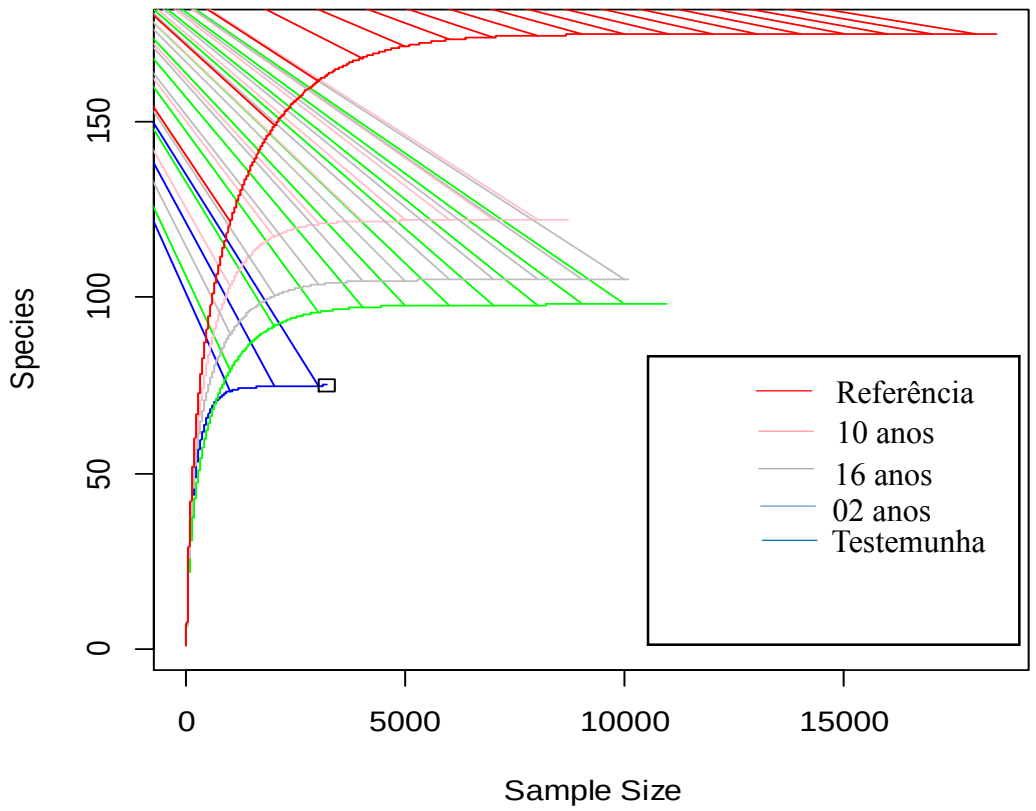


Figura 3.9: Análise da curva de rarefação de riqueza de espécies arbóreas ao longo de uma cronossequência de restauração florestal da borda de um fragmento florestal degradado em Campinas/SP.

No total, 21 (16,8%) espécies arbóreas com DAP > 5 cm foram exclusivas à área de borda de referência, 47 espécies (37,6) às áreas submetidas à restauração florestal e somente três (2,4%) às áreas testemunhas degradadas (figura 3.10, apêndice D). Para os regenerantes arbóreos, 65 espécies (26%) foram exclusivas à borda de referência, 81 espécies (32,4%) às áreas submetidas à restauração florestal e oito espécies (3,2%) nas áreas testemunhas degradadas (figura 3.10). Já para riqueza de trepadeiras (apêndice E), 23 espécies (24,2%) foram encontradas exclusivamente nas áreas de referência, 40 espécies (42,1%) nas áreas submetidas à restauração florestal e quatro espécies (4,21%) nas áreas testemunhas degradadas (figura 3.10).

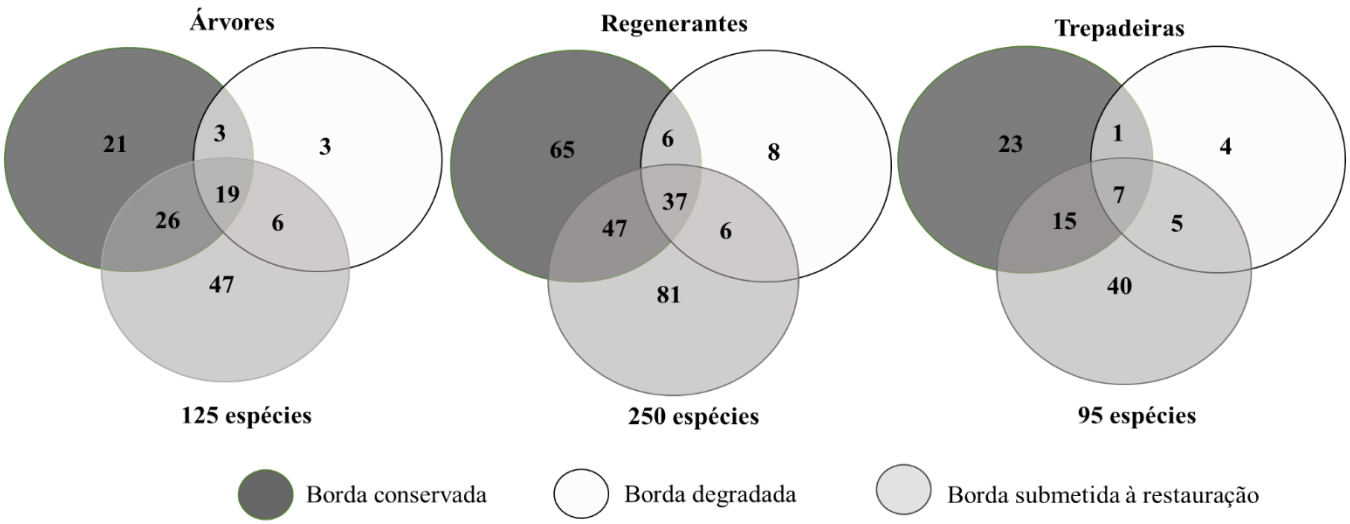


Figura 3.10: Diagrama de Venn da riqueza de espécies arbóreas nativas com DAP>15 cm (árvores), de espécies arbóreas nativas com DAP<5 cm e H>50 cm (regenrantes) e de trepadeiras nativas regenerantes, em bordas degradadas (testemunha), em restauração (idades de 2, 10 e 15 anos) e conservadas (referência).

As cinco espécies mais abundantes (Apêndices C e D) na borda conservada referência foram *Pombalia atropurpurea*, *Mollinedia clavigera*, *Actinostemon klotzschii*, *Trichilia elegans*, *Acanthocladus brasiliensis*. Já na área testemunha foram *Pombalia atropurpurea, Urera baccifera, Trichillia elegans, Trichilia pallida e Piper amalago.* Nas áreas mais dominadas por trepadeiras houve predominio de *Urera baccifera* e *Piper amalago*, sendo as duas, aparentemente, resistentes a esse tipo de alteração ambiental. Já a espécie *Pombalia atropurpurea* foi muito encontrada nos trechos de sub-bosque sem o sufocamento das trepadeiras.

3.4. Discussão

As práticas de restauração florestal das bordas degradadas estão promovendo avanços nas trajetórias de alguns dos indicadores de estrutura e riqueza avaliados, conduzindo essas áreas no sentido da borda florestal de referência (conservada). Porém, para outros indicadores mensurados, como densidade de árvores no estrato regenerante, diferenças não foram observadas entre as idades de restauração florestal e estas ainda não são similares à área conservada. Estes resultados reforçam a ideia de que as trajetórias dos indicadores ecológicos usados para se atestar restauração florestal são, com frequência, independentes (BRACALION et al., 2015).

Nem sempre foi possível observar um padrão claro de incremento dos indicadores ao longo das idades de restauração florestal. Porém, para os indicadores relacionados à comunidade de árvores, notamos aumento da área basal e da riqueza

média de árvores por parcela das áreas sob restauração florestal em relação às bordas degradadas não submetidas à restauração, sugerindo que, para estes indicadores, as práticas de restauração aceleram (ou seriam essenciais a) a recuperação da borda do fragmento. Estes resultados reforçam que a prática de corte de trepadeiras promove incrementos de biomassa e favorece a fixação de CO_2 em indivíduos arbóreos (SCHNITZER et al., 2014; VAN DER HEIJDEN et al., 2013; 2015), assim como aumenta a riqueza da comunidade de árvores (SCHNITZER & CARSON, 2010). Além disso, corroboram com outros estudos realizados que afirmam que ações de restauração ecológica melhoram significativamente as condições do ambiente em comparação às áreas degradadas, seja no aumento da biodiversidade, de estrutura da vegetação ou de serviços ecossistêmicos (BENAYAS et al., 2009; CROUZEILLES et al., 2016).

Os resultados apresentados para riqueza de espécies arbóreas nativas, área basal de árvores nativas, área basal de trepadeiras, densidade de regenerantes arbóreos, densidade de trepadeiras e índice de infestação de trepadeiras demonstram que o tempo influencia na recuperação desses indicadores em áreas degradadas submetidas à restauração (CROUZEILLES et al., 2016). Para a densidade de regenerantes, vale ressaltar que este indicador, bastante variável no espaço em florestas (VIANI & RODRIGUES, 2009) e mesmo em plantios de restauração (VIANI et al., 2018), ainda é bastante inferior nas bordas em processo de restauração florestal em relação à borda conservada, mesmo considerando a área de restauração de 16 anos. Este resultado reforça que não só em áreas desprovidas de florestas este indicador é um dos indicadores mesuráveis na comunidade arbórea que mais demandam tempo para recuperação (SUGANUMA & DURIGAN, 2015), mas também em bordas florestais degradadas.

Ainda para os indicadores da comunidade arbórea, à parte da comparação das áreas em restauração com a área conservada, observamos que a riqueza e a densidade de árvores regenerantes, indicadores que constam nos protocolos de monitoramento restauração florestal (CHAVES et al., 2015; VIANI et al., 2017), atingem níveis maiores que aqueles exigidos pela restauração florestal no estado de São Paulo (Resolução SMA nº 32/2014) nas áreas em restauração das três idades avaliadas (2, 10 e 16 anos). Se por um lado estes resultados parecem positivos, atestando a restauração das áreas, por outro, sugerem que estes indicadores sozinhos não são capazes de caracterizar o estágio de recuperação de bordas em fragmentos florestais degradados. Mesmo a borda degradada atingiu valores superiores aos usados para se atestar a restauração. A

borda degradada e as com processo de restauração florestal mais recente exprimem sinais de degradação florestal pela presença de outros elementos, como trepadeiras em abundância, não comuns nas áreas usuais em que projetos de restauração são implantados (áreas desprovidas de florestas). Junta-se a isto o fato de que o indicador cobertura de solo com vegetação nativa, que também tem sido recomendado para monitoramento da restauração florestal (CHAVES et al., 2015; VIANI et al., 2017), é pouco viável de ser medido em florestas tropicais degradadas, ao menos nas estacionais do sudeste e sul do Brasil. Trepadeiras formam uma rede em diversas alturas, que sombreia a área, não permitindo distinguir, pela medição no campo, a cobertura exclusivamente de dossel arbóreo. Desse modo, os resultados deste estudo sugerem que outros indicadores, além dos usualmente empregados no monitoramento da restauração florestal feita em áreas desprovidas de floresta (CHAVES et al., 2015; VIANI et al., 2017) precisam ser incorporados no monitoramento da recuperação de fragmentos florestais degradados.

Em relação aos indicadores relacionados às trepadeiras, houve diminuição da infestação, da área basal e da densidade de trepadeiras com as ações de restauração florestal das bordas degradadas. O corte de trepadeiras nas ações de restauração reduz a área basal das trepadeiras, visto que muitas morrem após o corte (GERWING, 2006) e este efeito possivelmente explique o aumento de riqueza e área basal de árvores das áreas em processo de restauração florestal em relação à testemunha com borda degradada e sem ações de restauração florestal.

A área basal de trepadeiras na área conservada e na área degradada são maiores que nas áreas em restauração e não há uma trajetória clara para este indicador ao longo do tempo. Portanto, a área basal de trepadeiras não respondeu aos fatores que atuam sobre o ecossistema de forma previsível, impossibilitando predições dos efeitos dos agentes de degradação ou dos efeitos benéficos de práticas de manejo que venham a ser aplicadas. Por esta razão, esta variável não seria um bom indicador ecológico para o monitoramento da comunidade de trepadeiras em fragmentos florestais degradados, sendo melhor o uso dos indicadores de infestação da copa por trepadeiras e de densidade de trepadeiras.

Os indicadores densidade de trepadeiras e infestação da copa por trepadeiras foram maiores para a borda degradada e similares entre idades da restauração florestal e entre estas e a borda conservada. Ou seja, a prática da restauração removeu as trepadeiras da copa das árvores existentes e plantadas, e estas não se restabeleceram

sobre as copas das árvores nestas áreas. Este fator provavelmente está relacionado ao incremento, ao longo do tempo, de área basal das árvores ao longo da cronossequência. O corte das trepadeiras permite maior entrada de luz na floresta e libera a copa das árvores destas plantas (SCHNITZER et al., 2014), possibilitando os incrementos de área basal, que tendem a ocasionar sombreamento da área e redução dos indivíduos de trepadeiras.

Embora a área basal de trepadeiras não diferiu entre borda conservada e borda degradada, as explicações para maior área basal nessas áreas em relação às áreas em processo de restauração são distintas. Enquanto na borda degradada uma maior área basal de trepadeiras ocorre em função de uma maior densidade de trepadeiras (seis vezes maior que na borda conservada), na borda conservada, a maior área basal se dá pela presença de trepadeiras em maior diâmetro, embora em densidade menor, conforme já relatado em outros estudos. De fato, em florestas conservadas, predominam espécies e indivíduos de lianas (trepadeiras lenhosas), de maior diâmetro do caule perante àquelas de menor calibre, pertencentes a espécies que às vezes sequer sejam lenhosas. Estes resultados reforçam que, embora trepadeiras existam em todos os estágios sucessionais das florestas, parece que, assim como acontece para as árvores, a estrutura, riqueza e composição dessa comunidade muda conforme o estágio sucessional ou de conservação da floresta. Mais estudos seriam pertinentes neste aspecto.

A maior abundância de trepadeiras lenhosas de maior diâmetro na área de restauração mais velha perante às outras sugere que, ao longo do tempo, estas seriam restabelecidas nas áreas manejadas. Porém, acompanhamentos por prazos mais longo e investigações mais detalhadas sobre a composição de trepadeiras em áreas manejadas versus áreas conservadas são necessários para se inferir se de fato não compromete o reestabelecimento de indivíduos e espécies de trepadeiras lenhosas. Por outro lado, os valores de riqueza de trepadeiras não diferiram entre as idades, a borda degradada e a borda conservada, demonstrando que o corte das trepadeiras não prejudica a riqueza desse grupo ecológico.

Além disso, outros fatores podem influenciar na restauração dessas áreas, como a metodologia utilizada de restauração (intervenção manual ou mecanizada, riqueza de espécies plantadas, retirada ou não da biomassa, etc), resiliência da área, fatores naturais de distúrbio, chuva de sementes, incidência do sol, topografia da área, fatores de erosão, mosaico florestal, etc.

Estudos apontam que existem três fatores determinantes no sucesso de restauração ecológica de uma área: o tempo decorrido desde o início da restauração, o tipo de distúrbio sofrido pela área e a paisagem do entorno (CROUZEILLES *et. al.*, 2016). Ou seja, as áreas terão maior sucesso conforme o conjunto de três fatores: as que foram manejadas há mais tempo, as que tiverem maior resiliência, e as que tiverem inseridas em uma paisagem com menor influência de distúrbios, porém, em áreas de floresta degradada, o tipo de manejo também deve influenciar nesses resultados.

Duas parcelas de 10 anos apresentaram densidade de indivíduos regenerantes bem abaixo das demais manejadas no mesmo ano, isso pode ser explicado por uma delas ter alta influência de erosão ocasionada por águas pluviais, e a outra estar situada na borda da face norte, ou seja, área de maior incidência solar.

A localização das áreas e o uso do entorno, assim como a topografia, também podem influenciar no nível de sucesso de restauração dessas áreas. Por exemplo, as áreas manejadas há 16 anos, que obtiveram valores inferiores comparados as áreas manejadas de 10 anos nos parâmetros “riqueza de espécies arbóreas nativas” e “densidade de regenerantes nativos”, estão situadas na face nordeste, apresentando alta influência da intensidade do sol e vento, sendo uma área de borda com topografia plana no entorno, com uma estrada altamente movimentada há menos de 1 km de distância. Já as parcelas das áreas manejadas há 10 anos que apresentaram melhores resultados estão situadas na face sudeste com topografia acidentada no entorno.

3.5.Conclusão

O corte de trepadeiras e o plantio de mudas de árvores nativas em bordas florestais degradadas proporcionam, ao longo do tempo, a diminuição da densidade e da infestação das copas de árvores por trepadeiras e a recuperação da área basal e da riqueza de árvores nativas. Porém, para o indicador indivíduos arbóreos regenerantes, mesmo uma restauração com 16 anos não atinge níveis das áreas de referência. Apesar de serem necessários mais estudos em mais áreas para confirmar os resultados encontrados, sugere-se que os melhores indicadores para o monitoramento de florestas degradadas em restauração são riqueza de espécies arbóreas nativas, densidade de árvores regenerantes e densidade e infestação da copa por trepadeiras.

Referências

ALMEIDA, C.; VIANI, R.A.G.; BRANCALION, P.H.S. (2017). Competição por recursos entre uma trepadeira (*Calopogonium mucunoides* desv.) E uma árvore (*Guazuma ulmifolia* lam.): implicações para o manejo de fragmentos de floresta estacional semidecidual degradados. *Ciência, tecnologia & ambiente*. v. 4, n 1, p.30-37.

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration ecology*, v. 21, p.293-296.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. (2015). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*. p. 92, n. 1, p.326-340.

BEER, C. et al. (2010). Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science*, v. 329, p. 834.

BENAYAS, R. J. M. et al. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science*. v.325, p. 1121–1124.

BRASIL. (2010). Ministério do Meio Ambiente. Plano de Manejo ARIE Mata de Santa Genebra. Campinas.

CÉSAR, R. G. et al. (2016). Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. *Biological conservation*, v. 201, p. 309–313.

CHAVES, R. B. et al. (2015). On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*, v. 23(6), p.754-759

CLARK, D. B. & CLARK, D. A. (1990). Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 6, p. 321–331.

CROUZEILLES, R. et al. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications*. v. 7, p.11666.

DURÁN, S.; GIANOLI, E. (2013). Carbon stocks in tropical forests decrease with liana density. *Biology letters*, v. 9, p. 20130301.

ENGEL, V.L., FONSECA, R.C.B. & OLIVEIRA, R.E. (1998). Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. Série Técnica IPEF. v. 12, p. 43-64.

FLORA DO BRASIL (2020 em construcao). Jardim Botanico do Rio de Janeiro. Disponivel em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 15 jul. 2017, 1 dez. 2017, 27 abr. 2018, 10 dez. 2019.

GARCIA, L. et al. (2018). Lianas reduce community-level canopy tree reproduction in a Panamanian forest. *Journal of Ecology*, v. 106, p. 737-745;

GARDNER, T. et al. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology letters*, v. 12, p. 561-582.

GERWING, J. J. (2006). The influence of reproductive traits on liana abundance 10 years after conventional and reduced-impacts logging in the eastern Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management, Amsterdam, v. 221, n. 1-3, Jan., p. 83-90.

GERWING, J. J. et al. (2006). A Standard Protocol for Lianas Censures. *Biotropica*, Washington, v. 38, n. 2, p. 256-261. ISSN 1744-7429.

INGWELL, L.L. et al. (2010). The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. *J Ecol*, v. 98, p. 879-887.

LAURANCE W. (2002). Hyperdynamism in fragmented habitats. Journal of vegetation science, v. 13, p. 595-602.

LEON, M. M. G. et al. (2017) Lianas reduce community-level canopy tree reproduction in a Panamanian forest. Jornal of Ecology, p. 1-9.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). Ecosystems and human well-being. Synthesis. Washington, D.C: Island Press.

MOLNAR, A.; SCHERR, S. J.; KHARE, A. (2004). Who conserves the world's forests? Community-driven strategies to protect forests and respect rights. *Forest trends and ecoagriculture parners*, Washington, DC.

RODRIGUES, R. R. et al. (2011). Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in the Brazil. Forest ecology and management, v. 261, n. 10, p. 1605-1613.

ROZZA, A. F. (2003). Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. Tese de doutorado em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.

ROZZA, A. F.; FARAH, F. T.; RODRIGUES, R. R. (2007). 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. *Nova science publishers*, p. 171-196.

SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. (2010). Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. *Ecology letters*, v. 13, p. 849–857.

SCHNITZER & CARSON (2010). Liana suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. *Ecology Letters*, v. 13, p. 849-857;

SCHNITZER, S. A.; DALLING, K. W. & CARSON, W.P. (2000). The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology*. v. 88, p. 655-66.

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. (2011). Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology letters*, v. 14, p. 397-406.

SCHNITZER, S.A., S. RUTISHAUSER, S. AGUILAR. (2008). Supplemental protocol for liana censuses. *Forest Ecology and Management*, p. 255, p. 1044-1049.

SCHNITZER, S. A. et al. (2014). Lianas in gaps reduce carbon accumulation in a tropical forest. Ecology, v. 95, n. 11, p. 3008-3017.

SER (Society for Ecological Restoration) International Science & Policy Working Group (2004). The ser international primer on ecological restoration. www.ser.org & tucson: Society for Ecological Restoration International.

SFAIR, J. C. et al. (2015). Theoretical approaches to liana management: a search for a less harmful method. *International journal of biodiversity science, ecosystem services & management*, v. 11, n. 2, p. 1–7.

SUGANUMA, M.S. DURIGAN, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forest using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, v. 23, n. 3, p. 238-251.

TABARELLI, M; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 91, p. 119-127.

TABARELLI M & MANTOVANI, W. (2000). Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. *Plant Ecology*. v. 148, n. 2, p. 149-155.

VAN DER HEIJDEN et al. (2013). Liana impacts on carbon cycling, storage and sequestration in tropical forests. *Biotropica* 45: 682-692

VAN DER HEIJDEN et al. (2015). Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. PNAS 112: 13267-13271;

VIANI, R. A. G.; MELLO, F. N. A.; CHI, I. E.; BRANCALION, P. H. S. (2015). A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. GLP News, v. 12, p. 7-9.

VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. (2009). Potential of the seedling community of a forest fragment for tropical forest restoration. Sci. Agric., v. 66, n. 6, p. 772–779.

VIANI, R. A. G. et al. (2017). Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration: Perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Tropical Conservation Science*, v. 10, p. 1-8.

VIANI, R. A. G. et al. (2018). Monitoring Young tropical forest restoration sites: How much to measure? *Tropical Conservation Science*, v. 11.

WRIGHT, S. J., et al. (2005). Reproductive size thresholds in tropical trees: variation among individuals, species and forests. *Journal of Tropical Ecology*, v. 21, p. 307–3115.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

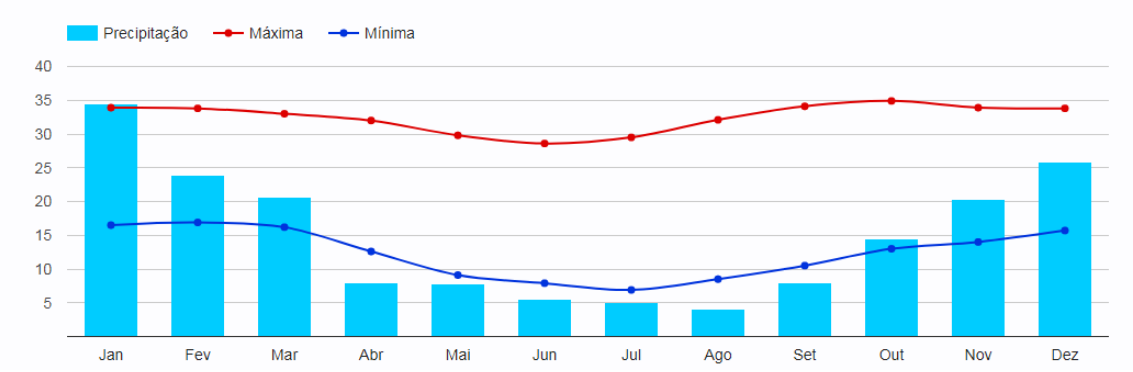
O estudo apresentado neste trabalho traz opções de ferramentas que podem ser incorporadas na análise prévia e no monitoramento de fragmentos florestais degradados, auxiliando na tomada de decisão de quais áreas poderão ser priorizadas à prática de restauração ecológica, além de trazer valores de referência para parâmetros na Floresta Estacional Semidecidual, uma das fitofisionomias mais degradadas do Brasil.

As florestas maduras não são estáticas, fato que gera complexidade na compreensão quanto a resiliência e ao monitoramento da regeneração de fragmentos florestais degradados. A análise da dinâmica de cobertura de dossel via sensoriamento remoto, pode facilitar na identificação de áreas menos resilientes, menos propensas a recuperação natural, que podem ser priorizadas na submissão de técnicas de restauração ecológica, e em seu monitoramento posteriormente, em conjunto com os parâmetros apresentados.

O entendimento de como conservar esses remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual é imprescindível para a conservação da biodiversidade da nossa região, considerando que estas áreas são as últimas fontes de fauna e de propágulos para as outras áreas. Um fragmento degradado pode permanecer em um estágio contínuo de degradação, que o leva a reduções na riqueza de espécies arbóreas. Necessitando que mais estudos sejam realizados a fim de ajudar a diminuir essas lacunas existentes, principalmente com relação às consequências dessas ações de manejo para a conservação da biodiversidade local, visto que, a maioria das trepadeiras são espécies nativas, importantes ao funcionamento florestal.

APÊNDICES

Apêndice A



Climograma apresentando curvas de temperatura e precipitação na região da ARIE MSG no município de Campinas-SP – Brasil (fonte: Cepagri).

Apêndice B

Práticas de restauração florestal executadas nos trechos degradados que foram estudados na borda da Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

Idade (anos)	Ano de implantação	Área (ha)	Práticas de restauração florestal	Biomassa excedente	nº de mudas	nº de espécies arbóreas plantadas	Espaçamento entre mudas
2	2015	5,74	Arranquio das touceiras de *Panicum maximum* e corte de todas as trepadeiras e bambus através de roçada manual utilizando roçadeira, motopoda, facão e foice. Plantio de mudas de árvores nativas	não retirada	3.199	40	2 x 2 m
11	2006	4,21	Corte seletivo das trepadeiras e bambus através de roçada manual utilizando facão e foice. Plantio de mudas de árvores nativas	não retirada	3.121	99	3 x 2 m
	2007	1,7	Arranquio das touceiras de *Panicum maximum* e corte de todas as trepadeiras e bambus através de roçada mecanizada com trator. Plantio de mudas de árvores nativas	retirada	1.782	64	3 x 2m
16	2001	1,91	Arranquio das touceiras de *Panicum maximum* e corte de todas as trepadeiras e bambus através de roçada mecanizada com trator. Plantio de mudas de árvores nativas	retirada	1.628	22	2 x 2,5 m
	Total	13,56					

Apêndice C

Número de indivíduos de espécies arbóreas das oito famílias botânicas de maior abundância, em áreas de borda amostradas em uma cronosequência de restauração florestal na Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

Famílias mais abundantes na referência	0 anos	2 anos	10 anos	16 anos	Referência
Meliaceae	53	15	83	57	282
Euphorbiaceae	14	295	106	24	214
Fabaceae	30	69	177	182	176
Monimiaceae	2	0	10	0	167
Piperaceae	17	21	38	34	162
Violaceae	33	41	9	318	161
Rubiaceae	15	0	22	7	105
Myrtaceae	3	5	34	8	44

Apêndice D

Densidade de espécies arbóreas (ind.ha^{-1}) com indivíduos com altura > 0,5 m amostrados em uma cronossequência de restauração florestal na Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

N.	Família	Espécie	0 anos ind.ha^{-1}	2 anos	10 anos	16 anos	Ref	Origem
1	Acanthaceae	*Justicia bandegeana*					10	nativa
2	Acanthaceae	*Ruellia brevifolia* (Pohl) C.Ezcurra	80	810		80	700	nativa
3	Acanthaceae	*Ruellia jussieuoides* Schltdl. & Cham.		10		20	10	nativa
4	Acanthaceae	*Ruellia sanguinea* Griseb.	10					nativa
5	Anacardinaceae	*Astronium graveolens* Jacq.	110	170	550	230	150	nativa
7	Anacardinaceae	*Schinus terebinthifolia* Raddi		10		10		exótica
6	Anacardinaceae	*Tapirira guianensis* Aubl.		20			20	nativa
8	Annonaceae	*Annona cacans* Warm.					10	nativa
9	Annonaceae	*Annona sylvatica* A. St.-Hil.			10	10		nativa
10	Annonaceae	*Duguetia lanceolata* A. St.-Hil.	10		50		10	nativa
11	Annonaceae	*Guatteria australis* A.St.-Hil.		10				nativa
12	Annonaceae	*Xylopia brasiliensis* Spreng.			10		20	nativa
13	Apocynaceae	*Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg.		10	10	10	140	nativa
14	Apocynaceae	*Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.	60	100	730	50	40	nativa
15	Araliaceae	*Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch.					10	nativa
16	Arecaceae	*Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart.			20			nativa
17	Arecaceae	*Euterpe edulis* Mart.					20	nativa
18	Arecaceae	*Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman	10	10	80	20	10	nativa
19	Asteraceae	Asteraceae			10			nativa
20	Asteraceae	Asteraceae 1					10	nativa
21	Asteraceae	Asteraceae 2		20				nativa
22	Asteraceae	Asteraceae K1-115				10		nativa
23	Asteraceae	Asteraceae-U2-114					10	nativa
25	Asteraceae	*Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho			90			nativa
26	Asteraceae	*Vernonanthura discolor* (Spreng.) H.Rob.				180		nativa
27	Asteraceae	*Vernonanthura divaricata* (Spreng.) H.Rob.		10	40	10		nativa
29	Bignoniaceae	*Jacaranda micrantha* Cham.			10			nativa
31	Bignoniaceae	*Tabebuia roseoalba* (Ridk.) Sandwith			20			exótica
30	Bignoniaceae	*Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau ex Verl.		10	60	170		nativa
32	Boraginaceae	*Heliotropium transalpinum* Vell.		10		20		nativa
33	Boraginaceae	*Tournefortia paniculata* Cham.				10		nativa
34	Burseraceae	*Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand	20				100	nativa
35	Calophyllaceae	*Calophyllum brasiliense* Cambess.					10	nativa
36	Cannabaceae	*Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg.		160		20	100	nativa
39	Cannabaceae	*Trema micrantha* (L.) Blume	10	200	10	30		nativa
40	Cardiopteridaceae	*Citronella gongonha* (Mart.) R.A. Howard		10				nativa
42	Caricaceae	*Carica papaya* L.				10		exótica
41	Caricaceae	*Jacaratia spinosa* (Aubl.) A. DC.	20	60	40		10	nativa
43	Celastraceae	*Hippocratea volubilis* L.					30	nativa
44	Celastraceae	*Maytenus aquifolia* Mart.					20	nativa
45	Celastraceae	*Maytenus gonoclada* Mart.					20	nativa
46	Celastraceae	*Maytenus ilicifolia* Mart. ex Reissek			10		10	nativa
47	Celastraceae	*Monteverdia aquifolia* (Mart.) Biral		10			20	nativa
48	Celastraceae	*Monteverdia truncata* (Nees) Biral					10	nativa
50	Chrysobalanaceae	*Hirtella glandulosa* Spreng.			10			exótica
49	Chrysobalanaceae	*Hirtella hebeclada* Moric. ex DC.	10		500		10	nativa
51	Cordiaceae	*Cordia ecalyculata* Vell.		50	30	100	50	nativa
52	Cordiaceae	*Cordia sellowiana* Cham.					20	nativa
53	Cordiaceae	*Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud.					10	nativa
54	Euphorbiaceae	*Actinostemom klotzschii*	30	70	60	110	1530	nativa

N.	Família	Espécie	0 anos ind.ha^{-1}	2 anos	10 anos	16 anos	Ref	Origem
55	Euphorbiaceae	*Alchornea glandulosa* Poepp.			10		10	nativa
56	Euphorbiaceae	*Croton floribundus* Spreng.	10	120	200	90	80	nativa
57	Euphorbiaceae	*Croton piptocalyx* Müll. Arg.	90	2730	790	20	370	nativa
64	Euphorbiaceae	*Croton urucurana*	10	30		10		exótica
58	Euphorbiaceae	Euphorbiaceae 1					10	nativa
59	Euphorbiaceae	*Gymnanthes serrata* Baill. ex Müll.Arg.				20	20	nativa
60	Euphorbiaceae	*Pachystroma longifolium* (Nees) I.M. Johnst.		20			90	nativa
65	Euphorbiaceae	*Ricinus communis* L.			40	10		exótica
61	Euphorbiaceae	*Sebastiania brasiliensis* Spreng.					10	nativa
62	Euphorbiaceae	*Sebastiania edwalliana* Pax & K. Hoffm.		10			20	nativa
63	Euphorbiaceae	*Tetrorchidium dusenii* Pax & K. Hoffm.	10					nativa
93	Fabaceae	*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan			60	40		exótica
66	Fabaceae	*Acacia plumosa Martius* ex Colla	10					nativa
67	Fabaceae	*Bauhinia forficata* Link		90	10	320	20	nativa
68	Fabaceae	*Bauhinia longifolia* (Bong.) Steud.		200		100	190	nativa
69	Fabaceae	*Centrolobium tomentosum* Guillem. ex Benth.	30	40	20	60		nativa
70	Fabaceae	*Caesalpinia* sp.			10			nativa
71	Fabaceae	*Copaifera langsdorffii* (Desf.) Kuntze	90	20	10		20	nativa
72	Fabaceae	*Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong				80		nativa
73	Fabaceae	*Holocalyx balansae* Micheli	10	10	10	30	70	nativa
74	Fabaceae	*Hymenaea courbaril* L.			90	10	10	nativa
75	Fabaceae	*Inga laurina* (SW.) Willd.					50	nativa
76	Fabaceae	*Inga marginata* Willd.	50	10	40	10	820	nativa
77	Fabaceae	*Inga striata* Benth.		10				nativa
78	Fabaceae	*Inga vera* subsp. affinis (DC.) T.D.Penn.	50	90	20	190	130	nativa
94	Fabaceae	*Leucaena leucocephala (*Lam.) de Wit				10		exótica
79	Fabaceae	*Lonchocarpus cultratus* (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima		10	10	110		nativa
80	Fabaceae	*Luetzelburgia guaissara* Toledo				10		nativa
81	Fabaceae	*Machaerium brasiliense* Vogel					70	nativa
82	Fabaceae	*Machaerium debile* (Vell.) Stellfeld	10	20			10	nativa
83	Fabaceae	*Machaerium nyctitans* (Vell.) Benth.	10	10	40	90	10	nativa
84	Fabaceae	*Machaerium* sp.				20		nativa
85	Fabaceae	*Machaerium stipitatum* Vogel		10	10	10		nativa
86	Fabaceae	*Machaerium villosum* Vogel		90		40	10	nativa
87	Fabaceae	*Myroxylon peruiferum* L. f.	10	20	40	40	210	nativa
88	Fabaceae	*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.			20	80		nativa
89	Fabaceae	*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr.	30	60	1340	40	130	nativa
90	Fabaceae	*Platypodium elegans* Vogel				80	10	nativa
95	Fabaceae	*Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake			50	40		exótica
91	Fabaceae	*Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose			10	390		nativa
92	Fabaceae	*Senna macranthera* (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby			90	110	10	nativa
96	Lamiaceae	*Aegiphila integrifolia* (Jacq.) Moldenke	10	70	50	110	30	nativa
97	Lauraceae	*Cryptocarya aschersoniana* Mez	20				40	nativa
98	Lauraceae	*Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F. Macbr.	10	10	30	40	70	nativa
99	Lauraceae	Lauraceae-B1-199			10			nativa
100	Lauraceae	Lauraceae-X1-185					10	nativa
101	Lauraceae	Lauraceae-X1-234					10	nativa
102	Lauraceae	Lauraceae-Y1-120					10	nativa
103	Lauraceae	*Nectandra lanceolata* Nees	20				30	nativa
104	Lauraceae	*Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez		10	30	40	210	nativa
105	Lauraceae	*Nectandra oppositifolia* Nees			70	10	30	nativa
106	Lauraceae	*Ocotea beulahiae* Baitello			10			nativa
107	Lauraceae	*Ocotea odorifera* (Vellozo) Rohwer			10		10	nativa
108	Lecythidaceae	*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze	10		30	10	30	nativa
109	Lecythidaceae	*Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze			40			nativa

N.	Família	Espécie	0 anos ind.ha^{-1}	2 anos	10 anos	16 anos	Ref	Origem
110	Loganiaceae	*Strychnos brasiliensis* Mart.			30		40	nativa
111	Loganiaceae	*Strychnos pseudoquina* A.St.-Hil.					10	nativa
112	Lythraceae	*Lafoensia pacari* A. St.-Hil.			20			nativa
113	Malpighiaceae	Malpighiaceae 1					10	nativa
128	Malvaceae	*Abutilon theophrasti* Medik.		70				exótica
114	Malvaceae	*Ceiba speciosa* (A. St.-Hil.) Ravenna				60		nativa
115	Malvaceae	*Eriotheca candolleana* (K. Schum.) A. Robyns			10			nativa
116	Malvaceae	*Guazuma ulmifolia* Lam.		10	10	100	10	nativa
117	Malvaceae	*Helicteres ovata* Lam.				10		nativa
118	Malvaceae	*Heliocarpus americanus* L.			10	30		nativa
129	Malvaceae	*Luehea candicans*				110		exótica
119	Malvaceae	*Luehea divaricata* Mart.	10		10	150	10	nativa
120	Malvaceae	*Luehea grandiflora* Mart.		40	10	10	10	nativa
121	Malvaceae	*Luehea speciosa* Willd.		10	20	60		nativa
122	Malvaceae	Malvaceae 1	10	170				nativa
123	Malvaceae	Malvaceae 2		10				nativa
124	Malvaceae	Malvaceae-Q2-139		10				nativa
125	Malvaceae	*Pavonia communis* A.St.-Hil.	110	1410		470	160	nativa
126	Malvaceae	*Pseudobombax grandiflorum* (Cav.) A. Robyns			30	20		nativa
127	Malvaceae	*Sida cordifolia* L.		10				nativa
130	Melastomataceae	*Miconia* sp.					10	nativa
131	Meliaceae	*Cabralea canjarana* (Vell.) Mart.	20		10	20	40	nativa
132	Meliaceae	*Cedrela fissilis* Vell.	10	20		10	30	nativa
136	Meliaceae	*Guarea guidonia* (L.) Sleumer	40		30		320	nativa
137	Meliaceae	*Guarea macrophylla* Vahl					10	nativa
145	Meliaceae	*Melia azedarach* L.				10		exótica
138	Meliaceae	*Trichilia casaretti* C. DC.			10		10	nativa
140	Meliaceae	*Trichilia catigua* A. Juss.	10	20	80	30	170	nativa
141	Meliaceae	*Trichilia clausseni* C. DC.	10	20	120	40	270	nativa
142	Meliaceae	*Trichilia elegans* A. Juss.	220	60	230	10	1070	nativa
143	Meliaceae	*Trichilia hirta* L			10			nativa
144	Meliaceae	*Trichilia pallida* Sw.	220	30	340	460	900	nativa
146	Monimiaceae	*Mollinedia clavigera* Tul.	10		80		1540	nativa
148	Monimiaceae	*Mollinedia schottiana* (Spreng.) Perkins			10			exótica
147	Monimiaceae	*Mollinedia widgrenii* A. DC.	10		20		130	nativa
149	Moraceae	*Brosimum* sp.		10				nativa
150	Moraceae	*Ficus* sp.				10		nativa
151	Moraceae	*Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud			10			nativa
153	Moraceae	*Morus nigra* L.			10			exótica
152	Moraceae	*Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	10			10	190	nativa
154	Myrtaceae	*Campomanesia guaviroba* (DC.) Kiaersk		10		20	40	nativa
155	Myrtaceae	*Campomanesia guazumifolia* (Cambess.) O. Berg					40	nativa
156	Myrtaceae	*Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O. Berg			10			nativa
157	Myrtaceae	*Eugenia acutata* Miq.		10	110		10	nativa
158	Myrtaceae	*Eugenia excelsa* O.Berg					30	nativa
159	Myrtaceae	*Eugenia florida* DC.			110	50	90	nativa
160	Myrtaceae	*Eugenia hiemalis Cambess.*	20				30	nativa
161	Myrtaceae	*Eugenia involucrata* DC.			10			nativa
162	Myrtaceae	*Eugenia ligustrina (Sw.) Willd*	10		10		10	nativa
163	Myrtaceae	*Eugenia pluriflora* DC.					30	nativa
164	Myrtaceae	*Eugenia pyriformis* Cambess.		10				nativa
165	Myrtaceae	*Eugenia* sp.					10	nativa
166	Myrtaceae	*Eugenia uniflora* L.			20		50	nativa
167	Myrtaceae	*Myrcia floribunda* (H. West ex Willd.) O. Berg					10	nativa
168	Myrtaceae	*Myrcia multiflora* (Lam.) DC.					10	nativa

N.	Família	Espécie	0 anos ind.ha^{-1}	2 anos	10 anos	16 anos	Ref	Origem
169	Myrtaceae	*Myrcia splendens* (Sw.) DC.				10	30	nativa
170	Myrtaceae	*Myrcia tomentosa* (Aubl.) DC.			10		10	nativa
171	Myrtaceae	*Myrciarea floribunda* (H. West. ex Willd.)		10	40			nativa
174	Myrtaceae	Myrtaceae.A1-102			10			nativa
175	Myrtaceae	Myrtaceae-R1-58		10				nativa
176	Myrtaceae	Myrtaceae-T2-63			10			nativa
177	Myrtaceae	*Plinia cauliflora* (Mart.) Kausel			10		30	nativa
178	Myrtaceae	*Syzygium jambos* (L.) Alston					10	exótica
179	Nyctaginaceae	*Guapira offersiana*					30	nativa
180	Nyctaginaceae	*Guapira opposita* (Vell.) Reitz	30	20	120	40	120	nativa
181	Phyllanthaceae	*Phyllanthus acidus* (L.) Skeels	10					nativa
182	Phyllanthaceae	*Savia dictyocarpa* Müll. Arg.					10	nativa
183	Phytolaccaceae	*Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms		10	10			nativa
184	Phytolaccaceae	*Seguieria langsdorffii* Moq.	10	30			10	nativa
185	Picramniaceae	*Picramnia ramiflora* Planch.				30	10	nativa
186	Picramniaceae	*Picramnia* sp.			20			nativa
187	Piperaceae	*Piper aduncum* L.					100	nativa
188	Piperaceae	*Piper amalago* L.	150	200	310	270	620	nativa
189	Piperaceae	*Piper amplum* Kunth					30	nativa
190	Piperaceae	*Piper arboreum* Aubl.	10		20		230	nativa
191	Piperaceae	*Piper caldense* C.DC.					110	nativa
192	Piperaceae	*Piper corcovadensis* (Miq.) C.DC	10		50		140	nativa
193	Piperaceae	*Piper crassinervium* Kunth					20	nativa
194	Piperaceae	*Piper gaudichaudianum* Kunth					20	nativa
195	Piperaceae	*Piper mollicomum* Kunth		10		70	40	nativa
196	Piperaceae	*Piper regnellii* (Miq.) C.DC.					170	nativa
197	Piperaceae	*Piper* sp.1					10	nativa
198	Piperaceae	*Piper* sp. 2					10	nativa
199	Piperaceae	*Piper* sp.3					80	nativa
200	Piperaceae	*Piper* sp.4					30	nativa
201	Piperaceae	*Piper* sp.5					10	nativa
202	Polygalaceae	*Acanthocladus brasiliensis* (A. St.-Hil.) Klotzsch ex Hassk.	140	150	170	20	990	nativa
203	Polygalaceae	Polygalaceae	10					nativa
204	Polygonaceae	*Ruprechtia laxiflora* Meisn.					10	exótica
205	Primulaceae	*Geissanthus ambiguus* (Mart.) G.Agostini					10	nativa
172	Primulaceae	*Myrsine gardneriana* A.DC.		10				nativa
206	Primulaceae	*Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze		10				nativa
173	Primulaceae	*Myrsine umbelata* Mart.	20	50	30	130	70	nativa
207	Primulaceae	*Myrsine coriácea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.					10	nativa
208	Proteaceae	*Roupala montana* Aubl.					40	nativa
209	Rhamnaceae	*Colubrina glandulosa* Perkins			30	130		nativa
210	Rhamnaceae	*Rhamnidium elaeocarpum* Reissek				10		nativa
211	Rubiaceae	*Amaioua guianensis* Aubl.	10				20	nativa
212	Rubiaceae	*Amaioua intermedia* Mart. ex Schult & Schult.f.	10					nativa
213	Rubiaceae	*Chomelia obtusa* Cham. & Schltdl.					20	nativa
214	Rubiaceae	*Chomelia sericea* Müll. Arg.	10					nativa
253	Rubiaceae	*Coffea arabica L.*	260	110	350	50	350	exótica
215	Rubiaceae	*Coutarea hexandra* (Jacq.) K. Schum.				10	20	nativa
216	Rubiaceae	*Faramea monantha* Mull.Arg.	10					nativa
217	Rubiaceae	*Ixora venulosa* Benth.					20	nativa
218	Rubiaceae	*Margaritopsis cephalantha* (Müll.Arg.) C.M.Taylor			10		10	nativa
219	Rubiaceae	*Palicourea brevicollis* (Mull.Arg.) C. M. Taylor	80		90		640	nativa
220	Rubiaceae	*Psychotria capitata* Ruiz & Pav.	10				10	nativa
221	Rubiaceae	*Psychotria hastisepala* Müll.Arg.	20				70	nativa
222	Rubiaceae	*Psychotria leiocarpa* Cham. & Schltdl.					60	nativa

N.	Família	Espécie	0 anos ind.ha^{-1}	2 anos	10 anos	16 anos	Ref	Origem
223	Rubiaceae	Psychotria sp.1				10		nativa
224	Rubiaceae	Psychotria sp.2				10		nativa
225	Rubiaceae	Psychotria sp.3				10		nativa
226	Rubiaceae	Psychotria sp.4				10		nativa
227	Rubiaceae	Psychotria sp.5					10	nativa
228	Rubiaceae	Psychotria sp.6					10	nativa
229	Rubiaceae	Psychotria sp.7					10	nativa
230	Rubiaceae	Psychotria sp.8					60	nativa
231	Rubiaceae	Pysychotria sp.9			10			nativa
232	Rubiaceae	Pysychotria sp.10			10			nativa
233	Rubiaceae	Pysychotria sp.11			10			nativa
234	Rubiaceae	*Randia armata* (Sw.) DC.				10	10	nativa
235	Rubiaceae	Rubiaceae sp.1				10		nativa
236	Rubiaceae	Rubiaceae sp.2					10	nativa
237	Rubiaceae	Rubiaceae sp.3					10	nativa
238	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.4			10			nativa
239	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.5			10			nativa
240	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.6			10			nativa
241	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.7			10			nativa
242	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.8			10			nativa
243	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.9			10			nativa
244	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.10			10			nativa
245	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.11			10			nativa
246	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.12			10			nativa
247	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.13					10	nativa
248	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.14					10	nativa
249	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.15					10	nativa
250	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.16					10	nativa
251	Rubiaceae	Rubiaceae-sp.17					10	nativa
252	Rubiaceae	*Rudgea gardenioides* (Cham.) Mull.Arg.					10	nativa
254	Rutaceae	*Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl.		30			60	nativa
255	Rutaceae	*Esenbeckia febrifuga* (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	150	10		400	30	nativa
257	Rutaceae	*Esenbeckia leiocarpa* Engl.	10		150			nativa
258	Rutaceae	*Galipea jasminiflora* (A. St.-Hil.) Engl.	10	210	160	100	110	nativa
259	Rutaceae	*Metrodorea nigra* A. St.-Hil.					10	nativa
260	Rutaceae	*Metrodorea stipularis* Mart.		50	20	50		nativa
265	Rutaceae	*Murraya paniculata (*L.) Jack			50			exótica
261	Rutaceae	*Zanthoxylum nemorale* Mart.				10		nativa
262	Rutaceae	*Zanthoxylum rhoifolium* Lam.		30	10	10	60	nativa
263	Rutaceae	*Zanthoxylum riedelianum* (Engl.) Engl.	40		70	10	30	nativa
264	Rutaceae	*Zanthoxylum* sp.					10	nativa
266	Salicaceae	*Casearia decandra* Jacq.			10		10	nativa
267	Salicaceae	*Casearia gossypiosperma* Briq.		10		20	20	nativa
268	Salicaceae	*Casearia silvestris* Sw.	20	60	20	40	10	nativa
269	Salicaceae	*Prockia crucis* P. Browne ex L.					20	nativa
270	Sapindaceae	*Allophylus edulis* (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	10			10	10	nativa
272	Sapindaceae	*Cupania vernalis* Cambess.	70	10	20	70	360	nativa
273	Sapindaceae	*Diatenopteryx sorbifolia* Radlk.			30	10	150	nativa
274	Sapindaceae	*Matayba elaeagnoides* Radlk.	10	20	10		50	nativa
275	Sapotaceae	*Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.		30	30	150	20	nativa
276	Sapotaceae	*Chrysophyllum marginatum* (Hook. & Arn.) Radlk.					30	nativa
277	Siparunaceae	*Siparuna guianensis* Aubl.	10		20	10	30	nativa
278	Solanaceae	*Cestrum schlechtendalii* G. Don	10					nativa
279	Solanaceae	Solanaceae sp.1				10		nativa

N.	Família	Espécie	0 anos ind.ha^{-1}	2 anos	10 anos	16 anos	Ref	Origem
280	Solanaceae	Solanaceae sp.2		20				nativa
281	Solanaceae	Solanaceae sp.3		10				nativa
282	Solanaceae	Solanaceae sp.4		20				nativa
283	Solanaceae	Solanaceae-sp.5		10				nativa
284	Solanaceae	Solanaceae-sp.6		20				nativa
285	Solanaceae	*Solanum acerifolium* Dunal		20				nativa
287	Solanaceae	*Solanum argenteum* Dunal	30	60		10	60	nativa
288	Solanaceae	*Solanum concinnum* Sendtn.		20		50		nativa
289	Solanaceae	*Solanum granulosoleprosum* Dunal		210		170		nativa
290	Solanaceae	*Solanum mauritianum* Scop.		10				nativa
291	Solanaceae	*Solanum pseudoquina* A. St.-Hil.		40			10	nativa
292	Solanaceae	*Solanum* sp.					10	nativa
293	Urticaceae	*Cecropia glaziovii* Snethl.				10		nativa
294	Urticaceae	*Cecropia hololeuca* Miq.			10	20		nativa
295	Urticaceae	*Cecropia pachystachya* Trécul		30		30		nativa
297	Urticaceae	*Urera baccifera* (L.) Gaudich. ex Wedd.	250	1010	160	70	130	nativa
298	Urticaceae	*Urera* sp.		510	50		190	nativa
299	Verbenaceae	*Aloysia virgata* (Ruiz et Pav.) Juss.	130	190	10	10	110	nativa
300	Verbenaceae	*Citharexylum myrianthum* Cham		60	10	20		nativa
301	Verbenaceae	*Lantana camara* L.				50	10	exótica
302	Violaceae	*Pombalia atropurpurea* (A.St.-Hil.) Paula-Souza	330	410	90	3180	1610	nativa
303	Vochysiaceae	*Qualea multiflora* subsp. *pubescens* (Mart.) Stafleu					10	nativa

Apêndice E

Espécies de trepadeiras amostradas em uma cronossequência de restauração florestal na borda da Mata Santa Genebra, Campinas/SP, Brasil.

N.	Família	Espécie	0 anos	2 anos	10 anos	16 anos	borda conservada
1	Acanthaceae	*Mendoncia velloziana* Mart.			x		
2	Amaranthaceae	*Hebanthe eriantha* (Poir.) Pedersen		x	x		
3	Apocynaceae	*Condylocarpon isthmicum* (Vell.) A.DC.			x		
4	Apocynaceae	*Forsteronia australis* Müll.Arg.		x		x	
5	Apocynaceae	*Forsteronia glabrescens* Müll.Arg.		x			
6	Apocynaceae	*Forsteronia pilosa* (Vell.) Müll.Arg.	x	x		x	
7	Apocynaceae	*Forsteronia pubescens* A.DC.				x	
8	Apocynaceae	*Forsteronia* sp.				x	
9	Apocynaceae	Apocynaceae-sp.1					x
10	Apocynaceae	Apocynaceae-sp.2					x
11	Apocynaceae	Apocynaceae-sp.3				x	
12	Apocynaceae	Apocynaceae-sp.4			x		
13	Apocynaceae	Apocynaceae-sp.5					x
14	Apocynaceae	*Pyrostegia venusta* (Ker Gawl.) Miers	x	x	x	x	
15	Aristolochiaceae	*Aristolochia acutifolia Duch.*		x			x
16	Aristolochiaceae	*Aristolochia arcuata* Mast.			x	x	
17	Aristolochiaceae	*Aristolochia melastoma* Silva Manso ex Duch.		x			x
18	Asteracea	*Mikania* sp.					x
19	Asteracea	Asteraceae-sp.1					x
20	Asteraceae	*Mikania glomerata* Spreng.			x	x	x
21	Basellaceae	*Anredera cordifolia* (Ten.) Steenis			x		
22	Bignoniaceae	*Adenocalymma bracteatum* (Cham.) DC.	x	x		x	x
23	Bignoniaceae	*Adenocalymma marginatum* (Cham.) DC.					x
24	Bignoniaceae	*Amphilophium crucigerum* (L.) L.G.Lohmann		x			
25	Bignoniaceae	*Amphilophium mansoanum* (DC.) L.G.Lohmann	x				
26	Bignoniaceae	*Amphilophium paniculatum* (L.) Kunth		x		x	
27	Bignoniaceae	*Amphilophium* sp.		x			
28	Bignoniaceae	*Anemopaegma chamberlaynii (*Sims) Bureau & Schum.				x	
29	Bignoniaceae	*Amphilophium mansoanum* (DC.) L.G.Lohmann					x
30	Bignoniaceae	*Arrabidaea pulchella* (Cham.) Bureau					x
31	Bignoniaceae	*Bignonia campanulata* Cham.			x		
32	Bignoniaceae	*Clytostoma sciuripabulum* var. *longiflorum* Sprague		x	x	x	
33	Bignoniaceae	*Dolichandra unguis-cati* (L.) L.G. Lohmann	x	x		x	x
34	Bignoniaceae	*Fredericia samydoides* (Cham.) L.G. Lohmann		x	x		x
35	Bignoniaceae	*Fredericia* sp.			x		
36	Bignoniaceae	*Fridericia speciosa* Mart.		x		x	
37	Bignoniaceae	*Fridericia triplinervia* (Mart. ex DC.) L.G.Lohmann	x	x		x	x

N.	Família	Espécie	0 anos	2 anos	10 anos	16 anos	borda conservada
38	Bignoniaceae	*Lundia obliqua* Sond.	x	x	x	x	x
39	Bignoniaceae	*Macfadyena unguis-cati (*L.) A.H.Gentry					x
40	Bignoniaceae	*Mansoa difficilis* (Cham.) Bureau & K.Schu	x	x	x	x	x
41	Bignoniaceae	*Melloa quadrivalvis* (Jacq.) A.H.Gentry		x			x
42	Bignoniaceae	Bignoniaceae indet.1					x
43	Bignoniaceae	Bignoniaceae indet.2					x
44	Bignoniaceae	*Pleonotoma jarminifolia* (Kunth) Miers			x	x	
45	Bignoniaceae	*Stizophyllum perforatum* (Cham.) Miers	x	x	x	x	
46	Bignoniaceae	*Tanaecium selloi* (Spreng.) L.G.Lohmann			x		
47	Boraginaceae	*Tournefortia bicolor* Sw.				x	
48	Boraginaceae	*Tournefortia* sp.				x	
49	Cactaceae	*Pereskia aculeata* Mill.		x	x	x	x
50	Celastraceae	*Hippocratea volubilis* L.		x			x
51	Convolvulaceae	*Ipomoea* sp.	x				
52	Convolvulaceae	Convolvulaceae indet1					x
53	Cucurbitaceae	*Melothria cucumis* Vell.					x
54	Cucurbitaceae	*Wilbrandia hibiscoides* Silva Manso		x		x	x
55	Dilleniaceae	*Davilla rugosa* Poir.				x	x
56	Dioscoreaceae	*Dioscorea dodecaneura* Vell.				x	
57	Dioscoreaceae	*Dioscorea multiflora* Mart. Ex Griseb	x				x
58	Dioscoreaceae	*Dioscorea pseudomacrocapsa* G.M.Barros et al.			x	x	
59	Euphorbiaceae	*Bia alienata* Didr.	x	x	x	x	
60	Euphorbiaceae	*Dalechampia stipulaceae* Müll.Arg.		x			
61	Euphorbiaceae	*Prestonia coalita* (Vell.) Woodson		x			
62	Fabaceae	*Bauhinia* sp.		x	x	x	x
63	Fabaceae	Fabaceae-morfo 98				x	
64	Loganiaceae	*Strycnos* sp.					x
65	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.1	x	x	x	x	x
66	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.2					x
67	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.3				x	
68	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.4				x	
69	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.5					x
70	Malpighiaceae	Malpighiaceae sp.6					x
71	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.7		x		x	x
72	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.8				x	
73	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.9			x		
74	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.10		x		x	x
75	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.11					x
76	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.12	x				
77	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.13					x
78	Malpighiaceae	Malpighiaceae-sp.14					x
79	Malpighiaceae	*Niedenzuella multiglandulosa* (A.Juss.) W.R.Anderson	x		x		x
80	Malpighiaceae	*Stigmaphyllon lalandianum* A.Juss.		x		x	

N.	Família	Espécie	0 anos	2 anos	10 anos	16 anos	borda conservada
81	Menispermaceae	*Cissampelos glaberrima* A.St.-Hil.		x	x	x	x
82	Passifloraceae	*Passiflora misera* Kunth				x	
83	Polygonaceae	Polygonaceae-sp.	x				
84	Ranunculaceae	*Clematis dioica* L.				x	
85	Rhamnaceae	*Gouania latifolia* Reissek			x		x
86	Sapindaceae	Sapindaceae-morfo 13		x			
87	Sapindaceae	Sapindaceae-morfo 03		x	x	x	x
88	Sapindaceae	Sapindaceae-morfo 02					x
89	Sapindaceae	*Serjania caracasana* (Jacq.) Willd.			x		
90	Sapindaceae	*Serjania fuscifolia* Radlk.			x		
91	Sapindaceae	*Urvillea laevis* Radlk.	x		x		
92	Smilacaceae	*Smilax campestris* Griseb.					x
93	Smilaceae	*Smilax elastica* Griseb.				x	
94	Verbenaceae	*Petrea volubilis* L.					x
95	Vitaceae	*Cissus verticillata (*L.) Nicolson & C.E. Jarvis			x	x	