



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



Guilherme Aparecido Melo dos Santos

**COMBINAR O CORTE DE TREPadeiras COM O PLANTIO DE MUDAS DE
ÁRVORES É A MELHOR ESTRATÉGIA PARA RESTAURAR AS BORDAS DE
FLORESTAS ESTACIONAIS SEMIDECIDUAIS**

Araras - SP
2024



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



Guilherme Aparecido Melo dos Santos

**COMBINAR O CORTE DE TREPadeiras COM O PLANTIO DE MUDAS DE
ÁRVORES É A MELHOR ESTRATÉGIA PARA RESTAURAR AS BORDAS DE
FLORESTAS ESTACIONAIS SEMIDECIDUAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente da Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, como parte dos requisitos necessários para a obtenção de título de mestre em Agricultura e Ambiente.

Orientadora: Profa. Dra. Valéria Forni Martini
Coorientador: Prof. Dr Ricardo Augusto Gorne Viani

**Araras - SP
2024**

Aparecido Melo dos Santos, Guilherme

Combinar o corte de trepadeiras com o plantio de mudas de árvores é a melhor estratégia para restaurar as bordas de florestas estacionais semidecíduais / Guilherme Aparecido Melo dos Santos -- 2024. 57f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras
Orientador (a): Valéria Forni Martini
Banca Examinadora: Valeria Forni Martins, Kayna Agostini, Juliano Van Melis, Ricardo Augusto Gorne Viani
Bibliografia

1. Manejo de Trepadeiras superabundantes, Serviços ecossistêmicos, Florestas Estacionais Semidecíduas . I. Aparecido Melo dos Santos, Guilherme. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

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



Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Guilherme Aparecido Melo dos Santos, realizada em 27/08/2024.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Valeria Forni Martins (UFSCar)

Profa. Dra. Kayna Agostini (UFSCar)

Prof. Dr. Juliano Van Melis (UNICAPITAL)

Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani (UFSCar)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer à minha orientadora, Dra. Valéria Forni Martini, e ao coorientador, Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani, por todo o auxílio prestado durante o mestrado. Meus agradecimentos ao Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de São Carlos por ter me concedido bolsa de estudo durante o período do mestrado, bem como ao Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais - IPEF e à empresa Logum, que financiaram as coletas de dados, e o Laboratório de Silvicultura Tropical - Lastrop pelo empréstimo de alguns equipamentos utilizados nas coletas de dados.

Sou grato a toda equipe do Laboratório de Silvicultura e Pesquisas Florestais - LASPEF, em especial àqueles que me auxiliaram na coleta de dados (Luana Isabela, Gabriel Fernandes, Rafaela Oliveira, Marina Perola, Raquel Cola, Maria Giulia, Maria Carolina, Ezequiel Ortolan, Mariana França e Vitória Baptista), bem como à Ana Carolina Oliveira e Ezequiel Ortolan, que me auxiliaram nas análises estatística dos dados.

Agradeço a toda equipe do Parque Estadual de Vassununga por todo o apoio prestado durante minha estadia e período de coleta no parque.

Agradeço também a CAPES, financiadora dos programas de pós-graduação no país, me permitindo realizar o mestrado, sendo o presente trabalho realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Agradeço a Universidade Federal de São Carlos e o Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente - PPGAA/UFSCAR pelo mestrado oferecido, o que me permitiu dar continuidade em meus estudos e desenvolvimento acadêmico, profissional e pessoal.

Por fim, e não menos importante, agradeço à minha mãe, Ozani Candida de Melo, e à minha irmã, Giselle de Melo dos Santos, por todo o apoio e a dedicação prestada e à minha amiga Thayanne Zedes por ter me auxiliado na confecção do mapa das parcelas.

RESUMO

Devido aos impactos negativos das trepadeiras excessivamente abundantes na estrutura das florestas tropicais, é necessário restaurar e manejar fragmentos degradados. Trepadeiras se tornam extremamente abundantes em fragmentos de floresta tropical degradados, criando-se uma demanda importante de restauração ecológica. Nesses casos, a principal estratégia de restauração tem sido o corte de trepadeiras, mas ainda é necessário entender os resultados do corte em combinação com o plantio de mudas de árvores nativas (corte+plantio), especialmente nas bordas dos fragmentos, que estão sujeitas a maiores perturbações do que o interior da floresta. Testamos se o corte+plantio é a melhor estratégia para restaurar uma borda degradada de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual tropical no sudeste do Brasil. Para isso, usamos modelos lineares mistos para avaliar o efeito do corte+plantio, do corte e da ausência de manejo (controle) sobre a densidade e a área basal de trepadeiras, a densidade e a área basal de árvores, a porcentagem de árvores mortas e a densidade, riqueza de espécies e diversidade de plântulas 8 anos após o início do experimento. O corte+plantio resultou na maior diminuição da densidade e área basal de trepadeiras, e no maior aumento na densidade de árvores e diversidade de plântulas. Embora o corte+plantio tenha diminuído a porcentagem de árvores mortas e aumentado a riqueza de plântulas, essas variáveis foram mais afetadas pelo corte sozinho. O manejo não teve efeito na área basal das árvores e na densidade de plântulas. Este estudo fornece evidências de que o corte de trepadeiras combinado com o plantio de mudas de árvores nativas é a melhor estratégia para restaurar bordas degradadas de florestas estacionais tropicais, pois reverte a trajetória de aumento de árvores mortas e de diminuição da densidade e diversidade de árvores resultante da abundância excessiva de trepadeiras.

Palavras-chave: Área basal, Biodiversidade, Manejo de trepadeiras, Restauração de ecossistemas, Serviços ecossistêmicos, Restauração florestal, Lianas, Regeneração natural.

ABSTRACT

Due to the negative impacts of overabundant climbers on the structure of tropical forests, it is necessary to restore and manage degraded fragments. Climbers become extremely abundant in degraded tropical forest fragments, creating a significant demand for ecological restoration. In these cases, the main restoration strategy has been climbing plants cutting, but it is still necessary to understand the outcomes of cutting in combination with the planting of native tree seedlings (cutting + planting), especially at the edges of fragments, which are subject to greater disturbances than the forest interior. We tested whether cutting + planting is the best strategy to restore a degraded edge of a Semideciduous Seasonal Forest fragment in southeastern Brazil. To do this, we used mixed linear models to evaluate the effect of cutting + planting, cutting, and no management (control) on the density and basal area of climbers, the density and basal area of trees, the percentage of dead trees, and the density, species richness, and diversity of seedlings 8 years after the start of the experiment. Cutting + planting resulted in the greatest decrease in climbing plants density and basal area, and the greatest increase in tree density and seedling diversity. Although cutting + planting reduced the percentage of dead trees and increased seedling richness, these variables were more affected by cutting alone. Management had no effect on the basal area of trees and the density of seedlings. This study provides evidence that cutting climbers combined with planting native tree seedlings is the best strategy to restore degraded edges of tropical seasonal forests, as it reverses the trajectory of increasing dead trees and decreasing tree density and diversity resulting from the excessive abundance of climbers.

Keywords: Basal area, Biodiversity, Climber management, Ecosystem restoration, Ecosystem services, Forest restoration, Lianas, Natural regeneration.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	09
2. MATERIAL E MÉTODOS	
2.1 Área de Estudo	16
2.2 Delineamento experimental	18
2.3 Coleta de dados	22
2.4 Análise dos dados	23
3. RESULTADOS	24
4. DISCUSSÃO	30
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	33
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
7. MATERIAL SUPLEMENTAR	49

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Mapa de localização das parcelas no Parque Estadual do Vassununga - PEV, no município de Santa Rita do Passa Quatro - SP 19
- Figura 2: Caracterização fotográfica de uma parcela manejada, com corte de trepadeiras (corte) em 2023 no Parque Estadual do Vassununga. 19
- Figura 3: Caracterização fotográfica de uma parcela com o corte de trepadeiras e o plantio de mudas (corte+plantio) em 2023 no Parque Estadual do Vassununga. 20
- Figura 4: Caracterização fotográfica de parcelas controle (sem o corte de trepadeiras) em 2022 no Parque Estadual do Vassununga, evidenciando o domínio de trepadeiras em algumas árvores. 20
- Figura 5: Vista aérea de uma parcela controle, (sem o corte de trepadeiras) em 2023 no Parque Estadual do Vassununga, evidenciando o domínio de trepadeiras em algumas árvores. 21
- Figura 6: Procedimento de coleta do CAP, coletando a circunferência da árvore a 1,30m do nível do solo. 23
- Figura 7: Coleta de dados de trepadeiras em subparcelas, demonstrando o procedimento de medição do diâmetro de trepadeiras a 1m do ponto de enraizamento (A) e a medição da altura de regenerantes (B). 23
- Figura 8: Boxplots com quartis e valores discrepantes de (A) Área basal (AB) ($m^2 \cdot ha^{-1}$) de árvores e (B) Densidade de árvores ao longo do tempo em parcelas sem manejo (controle; laranja), com corte de trepadeiras (corte; azul), e com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio; verde). 27
- Figura 9: Boxplots com quartis e valores discrepantes de (A) percentual de árvores mortas (%), (B) densidade de indivíduos arbóreos regenerantes ($ind \cdot ha^{-1}$), (C) riqueza de regenerantes, (D) diversidade de regenerantes, dada pelo índice de Margalef, (E) densidade de trepadeiras ($ind \cdot ha^{-1}$) e (F) área basal de trepadeiras ($m^2 \cdot ha^{-1}$) em parcelas sem manejo (laranja), com corte de trepadeiras (azul), e com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (verde). 28
- Figura 10: Regressão quadrática com Log da área basal (AB) ($m^2 \cdot ha^{-1}$) de árvores ao longo do tempo em parcelas sem manejo (controle; laranja), com corte de trepadeiras (corte; azul), e com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio; verde). 29
- Figura 11: Regressão quadrática com log da densidade de árvores ($ind \cdot ha^{-1}$) de árvores ao longo do tempo em parcelas sem manejo (controle; laranja), com corte de trepadeiras (corte; azul), e com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio; verde). 29

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Δ AIC de modelos lineares mistos alternativos, testando o efeito da ausência de manejo (controle), do manejo com corte de trepadeiras (corte), e do manejo com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio) sobre densidade e área basal de árvores. 25

Tabela 2: Δ AIC de modelos lineares mistos alternativos, testando o efeito da ausência de manejo, do manejo com corte de trepadeiras (corte), e do manejo com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio) sobre percentual de árvores mortas, densidade e diversidade de indivíduos arbóreos regenerantes, e densidade e área basal de trepadeiras. 26

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os ecossistemas têm sido fortemente alterados em função de múltiplos impactos ambientais decorrentes das atividades antrópicas. No processo de desenvolvimento das sociedades, há mudanças que podem trazer consequências negativas, como perda de habitats e biodiversidade, interrupções de serviços ecossistêmicos e a perda da qualidade ambiental em decorrência dos novos meios de produção, tecnologias, técnicas e atividades humanas que buscam o desenvolvimento econômico e social. Deste modo, as discussões acerca da degradação ambiental, gestão e manejo sustentável dos recursos naturais estão sendo evidenciadas ao longo do século XXI, instigando as sociedades a se conscientizarem para a necessidade de conservação da natureza (Lindenmayer & Fischer, 2013; Pinto & Coronel, 2015; Pinto et al., 2022). Estima-se que 25% dos ecossistemas terrestres estão sujeitos a algum grau de degradação (Ghazoul & Chazdon, 2017).

A fragmentação da paisagem pode ser responsável por reduzir cerca de 13 a 75% da biodiversidade, além de prejudicar as funcionalidades dos ecossistemas, interferindo nos ciclos de nutrientes e reduzindo a biomassa (Haddad et al., 2015). Além da perda de biodiversidade, a fragmentação de paisagens impacta condições ambientais, como luminosidade, temperatura, microclima e umidade, que influenciam nos organismos ali presentes. Também é notória a interferência nas relações, interações e processos ecológicos, uma vez que modificações em aspectos ambientais podem alterar taxas de crescimento vegetal, modificando a estrutura e dinâmicas de populações, e influenciar o sucesso reprodutivo de alguns indivíduos nos remanescentes florestais (Laurance, 2004; Bernardi & Budke, 2010, Campbell et al., 2018).

A fragmentação e a degradação florestal resultam na perda súbita ou gradual de serviços ecossistêmicos, bem como na mudança da composição e estrutura florestal (Pinto & Coronel, 2015; Chazdon, 2016; Pinto et al., 2022). A degradação florestal causada por atividades antrópicas é um problema global, caracterizado pela perda de resiliência, que corresponde a capacidade de um ecossistema de se restabelecer após perturbações, de modo que retorne a seu estado de equilíbrio (Ghazoul & Chazdon, 2017), e pela interrupção do estado de sucessão natural das florestas, dificultando sua recuperação. Isso reduz a capacidade das florestas de

produzir bens e serviços ecossistêmicos (FAO, 2011; Ghazoul et al., 2015; Ghazoul & Chazdon, 2017). Além disso, a degradação florestal leva à redução de biomassa, mudanças na estrutura e composição de espécies, e alterações no solo e na água, afetando o funcionamento da floresta (Vásquez-Grandón, Donoso & Gerding, 2018).

As florestas tropicais são cruciais para a conservação da biodiversidade, estoque de carbono (Laurance et al., 2014; Van Der Heijden, Powers & Schnitzer, 2015) e regulação climática. Além de influenciar os regimes hídricos (Vancutsem et al., 2021), são cruciais para a provisão de polinizadores para culturas agrícolas (Wolowski et al., 2019). Desse modo, a destruição ou a conversão dessas florestas em áreas agrícolas pode afetar os serviços ecossistêmicos propiciados por elas (Foley et al., 2005; Chazdon, 2008).

Um cenário preocupante é que, em 29 anos, durante o período de 1990-2019, estima-se que 17% das florestas tropicais úmidas foram destruídas, o que corresponde a aproximadamente 300 milhões de hectares, restando ao todo 1.071 milhão de hectares, dos quais aproximadamente 10% estão degradados (Vancutsem et al., 2021). Como consequência, florestas estão deixando de propiciar serviços ecossistêmicos importantes para a sociedade, afetando milhares de pessoas, principalmente as que vivem em situação de pobreza nos trópicos, sendo desafiador atingir o desenvolvimento sustentável e a conservação das florestas tropicais remanescentes (Ghazoul & Chazdon, 2017; Vancutsem et al., 2021, Ngute et al., 2024).

A fragmentação pode ser compreendida como um padrão de paisagem no qual o habitat é estruturalmente separado, o que pode resultar em redução de conectividade estrutural e funcional (Cosgrove, Mcwhorter, & Maron, 2018). Neste contexto, a borda de um fragmento é definida como o limite entre dois ambientes, que podem ser naturais ou antropizados. O efeito de borda, por sua vez, refere-se às alterações nas condições ambientais e na composição de espécies que ocorrem nessas bordas. Quando os limites entre os fragmentos são naturais, pode ocorrer um efeito de borda positivo, resultando em um aumento na riqueza e densidade de espécies. No entanto, se a fragmentação for intensa, resultando em fragmentos pequenos, e os limites dos ambientes forem impactados por atividades humanas (bordas antropizadas), ocorre o efeito contrário: um declínio na riqueza e densidade de espécies arbóreas e alterações na dinâmica e estrutura das comunidades do fragmento. Portanto, o contraste entre os ambientes influencia tanto o aumento

quanto o declínio na riqueza e abundância das espécies, assim como a estruturação das comunidades. Esse contraste funciona como um filtro ecológico, beneficiando alguns grupos de espécies e prejudicando outros. Por exemplo, ele pode reduzir a abundância e riqueza de espécies que anteriormente compunham a estrutura e diversidade da floresta original, ao mesmo tempo que, em florestas tropicais, favorece árvores pioneiras e trepadeiras (Odum, 1986; Odum & Barrett, 2007; Brancalion et al., 2012). Em borda de florestas, foi observada uma relação positiva entre a mortalidade de árvores e o aumento no crescimento, abundância e biomassa de trepadeiras, o que parece ser resultado da grande quantidade de trepadeiras grandes. Além disso, o efeito de borda influencia a mortalidade e o recrutamento de árvores, sendo que mortalidade e posição das parcelas (borda/interior) são fortes preditores (Laurance et al., 2014). Assim, como muitos fragmentos florestais estão circundados por paisagens agrícolas e urbanas, frequentemente sob influência de impactos antrópicos, o efeito de borda negativo é comum (Ries et al., 2004; Laurance et al., 2007; Haddad et al., 2015).

Em todo o mundo, as florestas tropicais foram amplamente devastadas e fragmentadas para a exploração madeireira, de minérios e outros materiais, bem como para o desenvolvimento da agricultura. Os diferentes ciclos econômicos do Brasil, como os ciclos econômicos do pau-brasil, cana-de-açúcar, mineração, café e pecuária, concentraram-se na região próxima a costa brasileira e, assim como a expansão urbana, foram responsáveis pelo desmatamento e fragmentação da Mata Atlântica e suas fitofisionomias (Almeida, 2016). Nos últimos 500 anos, houve intensa degradação deste domínio fitogeográfico e estima-se que cerca de 71% das suas florestas foram destruídas (Cemin & Ducati, 2015), enquanto apenas cerca de 24% da cobertura original do bioma foram mantidos em fragmentos (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2023) de diversos tamanhos, formas, estágios sucessionais, níveis de conservação e biodiversidade (Colombo & Joly, 2010). Aproximadamente 80% dos fragmentos de Mata Atlântica são pequenos, sendo menores que 50 hectares, e isolados (Ribeiro et al., 2009).

Estima-se que, na Mata Atlântica, existam aproximadamente 20 mil espécies vegetais (Ministério do Meio Ambiente, 2015), sendo o bioma brasileiro que apresenta a maior riqueza de espécies de Angiospermas. São conhecidas 15 mil espécies de Angiospermas na Mata Atlântica e, destas, aproximadamente 7.432 (49,5%) são endêmicas (BFG-The Brazil Flora Group, 2015). Portanto, é evidente

que a Mata Atlântica abriga diversas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Há 850 espécies de aves, 370 espécies de anfíbios, 270 espécies de répteis, 350 espécies de peixes e 270 espécies de mamíferos. No que diz respeito à vegetação, a Mata Atlântica é formada majoritariamente por cinco formações florestais (ombrófila densa, ombrófila mista, ombrófila aberta, floresta estacional semidecidual e decidual) e ecossistemas associados (manguezais, brejos, campos de altitude e restingas) (Ministério do Meio Ambiente, 2015).

Dos atuais fragmentos remanescentes de Mata Atlântica, aproximadamente 50% estão protegidos na forma de Unidades de Conservação, que, em sua grande maioria, estão localizadas em regiões serranas com baixa ocupação agrícola e urbana (Colombo & Joly, 2010). Porém, a porção interiorana do bioma, em especial a Floresta Estacional Semidecidual, sofreu intensas mudanças na cobertura em virtude da aptidão agrícola desta área, prejudicando demasiadamente esta fitofisionomia (Naves, 2014).

Deste modo, devido à considerável diversidade de espécies e ecossistemas, à alta taxa de endemismo e, por outro lado, aos altos níveis de degradação atual da Mata Atlântica, é evidente a importância e a necessidade de se proteger e conservar os remanescentes florestais, além de restaurar e manejar os fragmentos de florestas deste bioma, amplamente devastadas ao longo dos últimos séculos (Ministério do Meio Ambiente, 2015). Portanto, o maior reconhecimento, financiamento, planejamento e fiscalização para o manejo e restauração de florestas degradadas, especialmente em Unidades de Conservação, é urgentemente necessário para que as áreas protegidas atinjam seu potencial para funcionamento estável e provisão de serviços ecossistêmicos, assim como para que se possa atingir os objetivos de conservação da biodiversidade (Watson et al. 2014).

Para reverter a degradação dos ambientes naturais, a restauração ecológica é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, de modo que conserve a biodiversidade e propicie o bem-estar humano (Society for Ecological Restoration International, 2004, Gann et al., 2019). Um dos seus principais objetivos é a recomposição das funcionalidades dos ecossistemas para que eles sirvam de habitat para diferentes organismos nativos (Piaia et al., 2021). Em razão do elevado nível de degradação atual e da importância da conservação de ecossistemas na provisão de bens e serviços essenciais para manutenção da vida na Terra, grandes iniciativas de restauração

florestal têm surgido mundial e localmente nas últimas décadas, inclusive na Mata Atlântica, fazendo do bioma um dos mais avançados globalmente na geração de conhecimento técnico e científico acerca da restauração de ecossistemas (Rodrigues et al., 2009).

Considerando soluções naturais para a redução de emissões de carbono, o manejo e gestão de terras agrícolas e de ecossistemas representam uma importante ação para solucionar as alterações climáticas. Neste contexto, pastagens em ecorregiões florestais devem ser reflorestadas ou restauradas, sendo que, deste modo, há ganhos relacionados ao sequestro de carbono, bem como benefícios para a biodiversidade em virtude do aumento de áreas florestais (Griscom et al., 2017). Em áreas em que a vegetação foi completamente suprimida, é necessário realizar o plantio de mudas ou semeadura de espécies nativas em área total, processo oneroso e de longo prazo em termos de provisão de serviços ecossistêmicos (Viani et al., 2015). Nesse contexto, observa-se biodiversidade e níveis de resiliência superiores em fragmentos degradados e submetidos ao efeito de borda, quando comparados com áreas sem florestas, tornando evidente que por vezes é mais barato e eficaz, em termos de conservação da biodiversidade e geração de serviços ecossistêmicos, restaurar fragmentos degradados do que restabelecer pontualmente áreas e trechos em que as florestas foram completamente suprimidas (Viani et al., 2015, Hua et al., 2022). Além disso, a restauração em fragmentos florestais remanescentes é relevante, uma vez que eles funcionam como fonte de propágulos, reservatório de espécies para áreas em restauração e habitat para espécies polinizadoras e dispersoras, desempenhando papel crucial para a regeneração natural e garantindo a manutenção a longo prazo das áreas restauradas (Viani et al., 2015).

Ademais, ações de plantio de mudas de espécies nativas podem auxiliar no restabelecimento de espécies. Os plantios recobrem o solo e, por consequência, evitam processos erosivos, além de catalisar a sucessão secundária, facilitando a regeneração natural, a germinação e desenvolvimento de plântula, bem como o acúmulo de matéria orgânica e biomassa no solo e formação de serrapilheira (Viani, Durigan & Melo, 2010; Almeida, 2016; Brancalion & Holl, 2020; Veryard et al., 2023).

Ações para restauração de fragmentos florestais, em especial as bordas ainda carecem de estudo, pois o efeito de borda e os recorrentes eventos de perturbação tornam o processo desafiador, especialmente quando as alterações nas

condições ambientais privilegiam o crescimento de trepadeiras, tornando-as superabundantes no fragmento. Trepadeiras são componentes importantes na dinâmica e funcionamento das florestas tropicais, mas, quando em superabundância, podem interromper processos ecológicos como a sucessão secundária, devido ao intenso sombreamento do sub-bosque, prejudicando a estabilidade da floresta e dos seus processos (Schnitzer, De Walt & Chave, 2006, César et al., 2018). Ações voltadas para o manejo de trepadeiras em superabundância são necessárias, de modo a auxiliar no funcionamento estável do fragmento florestal (Viani et al., 2015).

As trepadeiras consistem em um grupo diverso de plantas que germinam e enraízam no solo, e seu crescimento em altura depende da sustentação mecânica de outras plantas, em geral, árvores, para que, deste modo, possam alcançar o dossel da floresta. Vale ressaltar que existem espécies em que a necessidade de suporte em outras plantas é facultativo. As trepadeiras podem ser divididas em dois grupos: as lenhosas, também conhecidas como lianas e cipós, que possuem caules mais grossos e resistentes, e geralmente encontram-se no interior das florestas; já as trepadeiras herbáceas possuem caules delgados e flexíveis, e são comuns em áreas abertas, em geral, bordas de florestas ou campos (Gentry, 1991; Putz, 2011; César, Rother & Brancalion, 2017, Schnitzer, 2018).

Em floresta estacional semidecidual, as trepadeiras são mais abundantes que em outras florestas tropicais, uma vez que possuem vantagens competitivas em relação a árvores pioneiras na estação seca, pois supostamente utilizam a água e alocam os recursos de modo bastante eficiente (César et al., 2018). Além disso, pelo fato de trepadeiras usarem árvores como suporte, não investem biomassa para formação de caules rígidos, sendo capazes de alocar biomassa no crescimento de folhas e raízes e no alongamento do caule, além de desenvolver vasos longos e largos que fornecem água e nutrientes, sobressaindo-se a árvores nas épocas de déficit hídrico (Chen et al., 2014; Dias et al., 2019; Gerolamo et al., 2024).

Lianas e trepadeiras herbáceas podem influenciar negativamente o crescimento das árvores e aumentar sua mortalidade devido à competição por luz e recursos do solo, além de causarem danos mecânicos e impedirem o crescimento das árvores. A proliferação de trepadeiras pode inibir a regeneração e o recrutamento vegetal, diminuindo a diversidade e densidade de árvores pequenas e grandes na floresta. A superabundância dessas plantas está relacionada à

perturbação das copas das árvores, o que pode aumentar sua abundância em várias áreas (Schnitzer, Dalling e Carson, 2000; Schnitzer e Carson, 2010; Schnitzer et al., 2021). As trepadeiras em superabundância competem por luz e recursos do solo, impedindo mecanicamente o crescimento das árvores, e causam danos, o que afeta a regeneração florestal e as taxas demográficas da floresta (Pérez-Salicrup, 2001; Schnitzer, Kuzee, & Bongers, 2005; Estrada-Villegas & Schnitzer, 2018; O'Brien et al., 2019). Fragmentos florestais degradados com alta densidade de trepadeiras tendem a ter uma redução no número de espécies arbóreas regenerantes, na densidade de árvores pequenas e grandes, e na biomassa (Schnitzer e Bongers, 2011; Estrada-Villegas & Schnitzer, 2018).

Diversas estratégias para controlar o excesso de trepadeiras e promover a regeneração natural de árvores estão sendo propostas e testadas como formas de manejo de fragmentos florestais degradados. O objetivo dessas ações é restaurar os processos ecológicos e a sucessão ecológica nesses fragmentos (Rocha, 2014; Rodrigues et al., 2015; Viani et al., 2015; César et al., 2016; Chi, 2016). Entre as técnicas de manejo para resolver os desequilíbrios causados pela superabundância de trepadeiras destaca-se o corte da base das trepadeiras com facão ou foice. Além disso, pode-se aplicar herbicidas e realizar o controle químico para evitar a rebrota e a hiper colonização das trepadeiras (Rodrigues et al., 2015). Assim, entre os benefícios conhecidos da remoção de trepadeiras, estão o aumento da diversidade vegetal, o maior crescimento de árvores, a redução da mortalidade de árvores e o acúmulo de biomassa (Putz, 1980; Putz, 1984; Rozza, 2003; Estrada-Villegas & Schnitzer, 2018; Finlayson et al., 2022).

Embora a literatura sobre os efeitos do manejo de trepadeiras em florestas tropicais seja vasta (e.g. Schnitzer e Bongers, 2011; Addo-Fordjour & Owusu-Boadi, 2016; Campbell et al., 2018; César et al., 2018), há incertezas diversas relacionadas à eficácia, aos benefícios, às técnicas e como aplicá-las (Michalski, Nishi & Peres, 2007; Finlayson et al., 2022). Entre algumas incertezas, há necessidade de mais esclarecimentos no que se refere aos efeitos das trepadeiras na dinâmica florestal, e na absorção, ciclagem e armazenamento de carbono em florestas tropicais (Schnitzer, Heijden & Powers, 2015). Também é importante estudar os efeitos de borda para compreender como a estrutura da paisagem influencia na qualidade do habitat e, por consequência, nos organismos que ali habitam. Além disso, boa parte dos estudos sobre manejo de trepadeiras não avaliou especificamente as bordas

florestais (e.g., Michalski, Nishi & Peres, 2007; César et al., 2018), conhecendo-se pouco sobre os efeitos do manejo em bordas por conta dos impactos do efeito de borda (Pérez-Salicrup 2001; Tibiriça, Coelho & Moura, 2006).

Devido à importância de se restaurar os ecossistemas, a década de 2021-2030 foi definida como a "Década da Restauração de Ecossistemas" pelas Nações Unidas, com o objetivo de interromper e reverter a destruição e degradação dos ecossistemas e oceanos. Conseqüentemente, as ações de restauração dos ecossistemas ajudarão no combate à pobreza e às mudanças climáticas, na prevenção da extinção de espécies e na conservação da biodiversidade. A meta é proteger e restaurar os ecossistemas visando atingir as diretrizes estabelecidas internacionalmente. Em relação aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos pelo Programa de Desenvolvimento das Nações Unidas, a restauração dos ecossistemas terrestres está vinculada às seguintes metas: 10 - Redução da desigualdade, 13 - Combate às mudanças climáticas e 15 - Preservação da vida terrestre (Nações Unidas Brasil, 2024; FAO, 2024; UNICEF Brasil 2024). Portanto, é importante e necessário restaurar paisagens que foram convertidas em áreas agrícolas e os fragmentos florestais degradados, consorciando diferentes técnicas de restauração como o corte de trepadeiras em superabundância e o plantio de mudas nativas para recomposição de espécies e enriquecimento da diversidade, além da manutenção dos serviços ecossistêmicos. Estas ações de restauração podem oportunizar o cumprimento de metas da agenda 2030, bem como o cumprimento de alguns dos objetivos do desenvolvimento sustentável.

O objetivo deste estudo é testar a hipótese de que o manejo com corte de trepadeiras e plantio de mudas de espécies arbóreas nativas (corte+plantio) tem efeito positivo, tanto em relação ao manejo apenas com corte de trepadeiras (corte) como na ausência de manejo (controle), sobre a estrutura florestal de um trecho de borda degradada em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. Para isso, foi verificado se, quando há corte+plantio, ocorre (1) diminuição da área basal e densidade de trepadeiras, (2) aumento da densidade e da área basal de árvores grandes, (3) diminuição da porcentagem de árvores mortas, e (4) aumento da densidade, riqueza e diversidade de indivíduos arbóreos regenerantes. Se o plantio de mudas tiver efeito positivo sobre a estrutura florestal, espera-se encontrar maiores valores em (2) e (4), e menores valores em (1) e (3) no manejo corte+plantio do que em corte, indicando que o manejo com corte de trepadeiras e

plantio de mudas de espécies arbóreas nativas é a melhor estratégia de restauração em fragmentos florestais degradados.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Alguns aspectos foram importantes para a escolha da área de estudo, como o fato de que a Floresta Estacional Semidecidual (FES) é uma das fitofisionomias da Mata Atlântica mais ameaçadas e fragmentadas (Ribeiro et al., 2009). Além disso, a logística e facilidade de acesso foi um fator importante para a escolha do local. A área estudada localiza-se no Parque Estadual de Vassununga (PEV) (47° 34' 58" S e 21° 42' 58" O), no município de Santa Rita do Passa Quatro, interior do estado de São Paulo. A altitude do município é de 760 m e o clima é subtropical úmido, com o verão quente e úmido e o inverno seco com temperaturas amenas. A pluviosidade média anual registrada no PEV é de 1.365 mm e a evapotranspiração potencial é de 1.160 mm. Observa-se, por meio do balanço hídrico, uma deficiência de 62,4 mm no período de maio a setembro e um superávit de 267,5 mm nos meses de janeiro a março. Deste modo, a região do PEV pode sofrer com seca entre abril e setembro (Prefeitura Municipal de Santa Rita Do Passa Quatro, 2015; Fundação Florestal, 2020). A fitofisionomia predominante do PEV é a Floresta Estacional Semidecidual Montana, vegetação associada a colinas, escarpas e rochas básicas. No parque, há presença notável de espécies ameaçadas de extinção na categoria vulnerável, com destaque para exemplares gigantes de *Cariniana legalis* (Lecythidaceae), o que demonstra a importância da área na conservação da biodiversidade (Fundação Florestal, 2020).

Alguns fatores, como a fragmentação, incêndios florestais e efeitos de borda, levaram à desestruturação dos estratos florestais no PEV, favorecendo a superabundância de trepadeiras e a invasão de plantas herbáceas exóticas (Fundação Florestal, 2020). Além disso, o PEV está inserido em uma paisagem bastante fragmentada e degradada, pressionada pelas atividades antrópicas no entorno e, desse modo, com poucas áreas correspondentes a habitats naturais (Korman, 2003). Tais fatores tornam os fragmentos florestais do PEV extremamente degradados, com proliferação de trepadeiras, principalmente em suas bordas. Ao todo, o PEV possui 2.069,23 ha, divididos em seis glebas que correspondem aos

fragmentos florestais remanescentes: Pé-de-Gigante, Capão da Várzea, Capetinga Leste, Capetinga Oeste, Praxedes e Maravilha. Este estudo foi conduzido especificamente nas glebas Capetinga Leste (236,56 ha) e Oeste (327,82 ha), que são separadas pela rodovia Anhanguera (Fundação Florestal, 2020).

O objeto de estudo, a Floresta Estacional Semidecidual, ocorre em regiões de clima estacional, onde a decidualidade da folhagem de algumas espécies é influenciada pelo período de seca durante o outono e o inverno. Esta floresta pode ser classificada em quatro formações: aluvial, terras baixas, submontana e montana, levando em consideração a faixa altimétrica e a estrutura vegetal (IBGE, 2012). Em áreas bem conservadas da Floresta Estacional Semidecidual, a densidade de árvores com DAP ≥ 5 cm é de aproximadamente mil indivíduos por hectare, com árvores emergentes podendo ultrapassar 1 m de diâmetro (Durigan, 2012). No município de Santa Rita do Passa Quatro, as primeiras atividades de uso e ocupação do solo foram a pecuária e a agricultura de subsistência. No século XIX, o cultivo de café tornou-se predominante. Um uso do solo que causou intenso impacto à biodiversidade na região foi o cultivo da cana-de-açúcar, devido ao uso do fogo para a colheita, o qual às vezes expandia-se e adentrava áreas de floresta nativa (Korman, 2003).

2.2 Delineamento experimental

Neste estudo, foram avaliadas 36 parcelas com aproximadamente 45 x 44 m cada, totalizando 6,64 ha de experimento, implantadas entre julho e agosto de 2014 como parte do projeto de pesquisa “Restauração de Fragmentos Florestais Degradados no Parque Estadual de Vassununga”. As parcelas foram instaladas na borda das glebas Capetinga Oeste e Capetinga Leste do PEV, que margeiam a Rodovia Anhanguera, uma estrada com alto fluxo de veículos (Departamento de Estradas e Rodagem, 2024). Assim, os trechos estudados estão sujeitos a fortes efeitos de borda. Das 36 parcelas (Fig. 1), 20 localizam-se na Capetinga Leste e 16 parcelas estão na Capetinga Oeste. Há 12 parcelas com corte de trepadeiras (corte, Fig. 2), que totalizam 2,22 ha; 12 parcelas com corte de trepadeiras e plantio de espécies nativas (corte+plantio, Fig. 3), que totalizam 2,06 ha; 12 parcelas sem manejo (parcelas controle, Fig. 4 e 5), totalizando 2,34 ha.

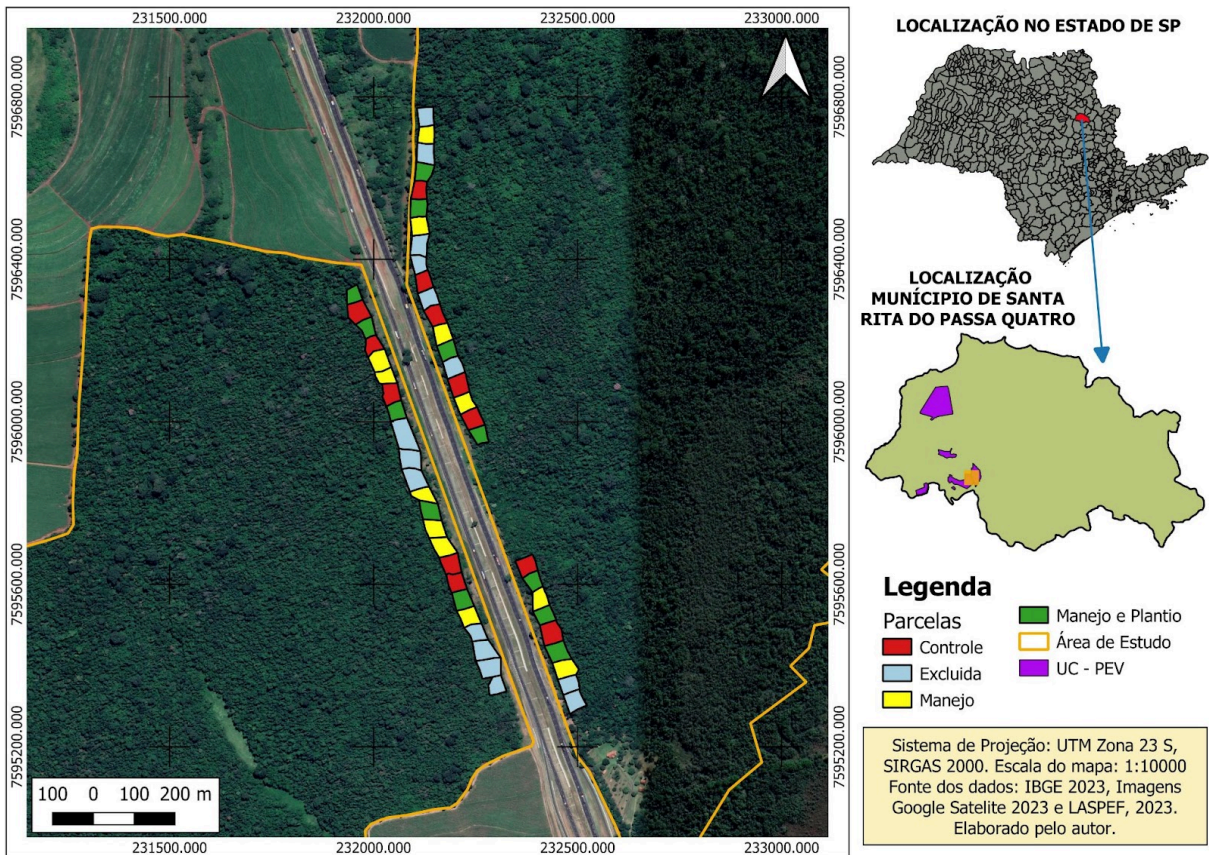


Figura 1: Mapa de localização das parcelas no Parque Estadual do Vassununga - PEV, no município de Santa Rita do Passa Quatro - SP.



Figura 2: Caracterização fotográfica de uma parcela manejada, com corte de trepadeiras (corte) em 2023 no Parque Estadual do Vassununga.



Figura 3: Caracterização fotográfica de uma parcela com o corte de trepadeiras e o plantio de mudas (corte+plantio) em 2023 no Parque Estadual do Vassununga.



Figura 4: Caracterização fotográfica de parcelas controle (sem o corte de trepadeiras) em 2022 no Parque Estadual do Vassununga, evidenciando o domínio de trepadeiras em algumas árvores.



Figura 5: Vista aérea de uma parcela controle, (sem o corte de trepadeiras) em 2021 no Parque Estadual do Vassununga, evidenciando o domínio de trepadeiras em algumas árvores, dominando o dossel florestal.

Nas 12 parcelas com corte de trepadeiras e plantio de mudas (corte+plantio), foram plantadas 11 espécies arbóreas nativas, sendo cinco espécies pioneiras e seis não-pioneiras, todas comumente usadas na restauração florestal e presentes na área de estudo (Material suplementar 1). Em cada parcela, foram plantadas 55 mudas, sendo cinco de cada espécie selecionada. Como a área das parcelas tem variação, a densidade de plantio variou de 250 a 426 mudas.ha⁻¹. O plantio de mudas foi realizado em 2015, durante a estação chuvosa. O espaçamento entre mudas foi de aproximadamente 6 m x 6 m e as mudas foram plantadas em covas de 30 cm de profundidade e abertas com cavadeiras. Foi realizada adubação química no momento do plantio, com 200 g de NPK (6:30:6) por muda (Eugênio, 2017). Nas parcelas com manejo de trepadeiras (corte e corte+plantio), o corte foi iniciado em 2014 no momento da implementação das parcelas e depois realizado uma vez ao ano, com exceção de 2018. Dessa forma, os cortes ocorreram em julho de 2015 (estação seca), em janeiro de 2016 (estação chuvosa), em março de 2017 e entre março e julho dos anos de 2019, 2020 e 2021. O corte das trepadeiras foi realizado,

a aproximadamente 1 m de altura do ponto de enraizamento com foice ou facão, de modo a desconectar o caule do solo (Geoflora, 2015; dados não publicados).

2.3 Coleta de dados

Utilizamos dados coletados pela empresa Geoflor - Consultoria Florestal e Ambiental. Neste levantamento inicial foram medidos todos os indivíduos arbóreos com circunferência à altura do peito (CAP) ≥ 15 cm, em 2014 (Tempo 0, t₀), antes do início dos tratamentos. Após a implementação dos tratamentos, a empresa coletou dados da área basal de árvores grandes (CAP ≥ 15 cm) nos anos de 2015 (Tempo 1, t₁) e 2016 (Tempo 2, t₂). Após isso, coletamos dados entre novembro de 2021 a julho de 2023, sendo denominado de Tempo 3 (t₃).

Especificamente, a coleta dos dados de trepadeiras e regenerantes (i.e. indivíduos arbóreos com altura total > 50 cm e CAP < 15 cm) ocorreu entre novembro de 2021 e fevereiro de 2022, durante a estação chuvosa. Os dados das trepadeiras foram coletados em subparcelas de 3 x 15 m localizadas no centro de cada uma das 36 parcelas. O diâmetro do caule das trepadeiras foi medido a 1 m do ponto de enraizamento com o auxílio de paquímetro digital (Fig. 8A); portanto, trepadeiras com menos de 1 m de comprimento não foram medidas. A área basal das trepadeiras foi calculada em hectares utilizando a fórmula: $AB = \pi(DAP^2)/40.000$ (Soares, Paula & Souza, 2012). Indivíduos arbóreos regenerantes foram quantificados dentro das subparcelas (Fig. 8B) e identificados até o menor nível taxonômico possível.

Nas 36 parcelas, durante o período de novembro de 2021 a julho de 2023 medimos todas as árvores com circunferência à altura do peito (CAP) igual ou superior a 15 cm a 1,30 m de altura a partir do nível do solo, utilizando uma fita métrica (Fig. 6). O diâmetro à altura do peito (DAP) foi calculado dividindo-se o CAP pelo valor de π (3,14). Para cada árvore, a área basal (AB) em hectares foi calculada utilizando a fórmula: $AB = \pi (DAP^2) / 40.000$ (Soares, Paula & Souza, 2012).

Somamos a área basal das árvores de uma mesma parcela, obtendo um único valor de área basal por parcela ($AB_{\text{árvores}}$) em cada momento de tempo. Então, calculamos a área basal por hectare ($AB_{\text{árvores}} \cdot \text{ha}^{-1}$), considerando o tamanho de cada parcela. A área basal é importante pois fornece informações sobre a biomassa florestal, que é calculada a partir da área basal, da altura de cada indivíduo e da densidade da madeira da espécie à qual o indivíduo pertence (Saatchi et al., 2007).

Para verificar se há diferença na diversidade de regenerantes entre os tratamentos, calculamos o índice de diversidade de Margalef. De acordo com Lima, Souza & Pederassi (2016), o índice de diversidade de Margalef é um dos índices mais empregados para mensuração da diversidade de determinado local e apresenta facilidade operacional ao considerar que as espécies estão uniformemente distribuídas. O índice de Margalef foi então calculado a partir da seguinte fórmula: $D = (S - 1) / \ln N$, sendo S o número de espécies amostrados, N o número de indivíduos coletados e \ln logaritmo natural.



Figura 6: Procedimento de coleta do CAP, coletando a circunferência da árvore a 1,30m do nível do solo na área de estudo em 2023.



Figura 7: coleta de dados de trepadeiras em subparcelas, demonstrando o procedimento de medição do diâmetro de trepadeiras a 1m do ponto de enraizamento (A) e a medição da altura de regenerantes (B) em subparcelas na área de estudo em 2022.

2.4 Análise dos dados

Para verificar se a densidade e a área basal das árvores não diferiam entre as parcelas onde foram adotados os diferentes tratamentos em t0, foram utilizados modelos lineares mistos (LMM), em que os efeitos fixos foram os tratamentos (controle, corte e corte+plantio) e o efeito aleatório foram as parcelas (denominadas 1-36). Também foi utilizado LMM para avaliar o efeito dos tratamentos sobre densidade e área basal de árvores em t1-3, porcentagem de árvores mortas em t3, densidade e diversidade de regenerantes em t3, e densidade e área basal de trepadeiras em t3. Para a riqueza de regenerantes em t3, foi testado o efeito dos tratamentos utilizando modelos lineares mistos generalizados (GLMM) com distribuição de Poisson dos resíduos, já que a riqueza de espécies é um dado de contagem (Zuur et al., 2009). Foi mantido o tratamento controle no intercepto de todos os modelos. Para a análise de cada variável resposta, foram criados quatro modelos alternativos: m_{cheio} continha todos os efeitos fixos (modelo cheio), m_{corte} apresentava apenas corte como efeito fixo, $m_{\text{corte+plantio}}$ apresentava apenas corte+plantio como efeito fixo e m_{vazio} não continha efeitos fixos (modelo vazio). Foi calculado o AIC de cada modelo e selecionado aquele com o menor número de fatores entre os modelos alternativos com $\Delta\text{AIC} < 2$ (Burnham & Anderson, 2002; Zuur et al., 2009). A partir do modelo selecionado, foram interpretados quais tratamentos possuem efeito sobre cada variável resposta.

Por fim, foram utilizadas regressões quadráticas para descrever a mudança na densidade e na área basal de árvores entre t0 e t3 em cada um dos tratamentos, considerando nível de significância de 5% (Ferreira & Patino, 2015). Foram transformadas a densidade e a área basal das árvores em log para atender à normalidade e à homocedasticidade dos resíduos (Fox & Weisberg, 2019) e foram verificados os pressupostos de normalidade e homocedasticidade dos modelos por meio do pacote DHARMA (Hartig, 2022). Todas as análises foram feitas no pacote lme4 (Bates et al., 2015) do R studio versão 2023.09.1 (R core team, 2023).

3. RESULTADOS

A densidade e a área basal das árvores grandes não diferiram entre as parcelas onde foram adotados os diferentes tratamentos em t0 (modelos vazios, m_{vazio} selecionados, Tabela 1, Figura 9A-B). Não houve efeito dos tratamentos sobre a

área basal das árvores grandes em t1-3 e sobre a densidade de árvores grandes em t1-2 (modelos vazios m_{vazio} selecionados; Tabela 1, Material Suplementar 2). Contudo, em t3, corte+plantio levou a um incremento de 85% e corte de 58% na densidade de árvores grandes em relação ao tratamento controle (modelo cheio, m_{cheio} selecionado; Tabela 1, Material Suplementar 2, Figura 9B). Além disso, corte+plantio levou a uma diminuição de 42% e corte de 51% no percentual de árvores mortas em relação ao tratamento controle (modelo cheio m_{cheio} selecionado; Tabela 2, Figura 10A, Material Suplementar 3).

Tabela 1: Δ AIC de modelos lineares mistos alternativos, testando o efeito da ausência de manejo (controle), do manejo com corte de trepadeiras (corte), e do manejo com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio) sobre densidade e área basal de árvores. O efeito aleatório foram as parcelas onde o experimento foi realizado, as quais se localizam nas bordas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. Os modelos m_{cheio} contêm todos os efeitos fixos, m_{corte} apresentam apenas corte como efeito fixo, $m_{\text{corte+plantio}}$ apresentam apenas corte+plantio como efeito fixo e m_{vazio} não contêm efeitos fixos. As variáveis respostas foram medidas antes do início do manejo (t0), e após 1 ano (t1), 2 anos (t2) e 8-9 anos (t3) após o início do manejo. O modelo alternativo selecionado encontra-se em negrito.

Modelo	Densidade de árvores grandes				Área basal de árvores grandes			
	Δ AIC t0	Δ AIC t1	Δ AIC t2	Δ AIC t3	Δ AIC t0	Δ AIC t1	Δ AIC t2	Δ AIC t3
m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	2,6	3,4	3,3	0,0	3,7	3,3	3,4	0,8
m_{corte} (corte como efeito fixo)	1,8	2,3	1,8	9,2	1,8	2,0	2,0	1,7
$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	1,5	2,2	1,9	3,9	1,7	1,4	1,5	0,6
m_{vazio} (sem efeito fixos)	0,0	0,0	0,0	7,6	0,0	0,0	0,0	0,0

Não houve efeito dos tratamentos sobre a densidade de regenerantes (modelo vazio m_{vazio} selecionado; Tabela 2, Figura 10B, Material Suplementar 3). Já a riqueza de regenerantes aumentou 61% em corte+plantio e 86% em corte em relação ao tratamento controle (modelo cheio, m_{cheio} selecionado; Tabela 2, Figura 10C, Material Suplementar 3). Houve efeito apenas de corte+plantio na diversidade de regenerantes, a qual aumentou 128% em relação ao tratamento controle (modelo $m_{\text{corte+plantio}}$ selecionado; Tabela 2, Figura 10D, Material Suplementar 3). A densidade de trepadeiras diminuiu 76% em corte+plantio e 53% em corte em relação ao

tratamento controle, com densidade média de 29.945 ind.ha⁻¹ em controle, 13.926 ind.ha⁻¹ em corte e 7.093 ind.ha⁻¹ em corte+plantio. Já a área basal das trepadeiras foi 72% menor em corte+plantio e 12% menor em corte quando comparada ao tratamento controle, com área basal de 5,26 m² por hectares em controle, 4,61 m² em corte e 1,49 m² em corte+plantio (modelos cheios m_{cheio} selecionados; Tabela 2, Figura 10E-F, Material Suplementar 3).

Tabela 2: Δ AIC de modelos lineares mistos alternativos, testando o efeito da ausência de manejo, do manejo com corte de trepadeiras (corte), e do manejo com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio) sobre percentual de árvores mortas, densidade e diversidade de indivíduos arbóreos regenerantes, e densidade e área basal de trepadeiras. Para a riqueza de regenerantes, foram utilizados modelos lineares mistos generalizados com distribuição de Poisson dos resíduos. O efeito aleatório em todos os modelos foram as parcelas onde o experimento foi realizado, as quais se localizam nas bordas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. Os modelos m_{cheio} contêm todos os efeitos fixos, m_{corte} apresentam apenas corte como efeito fixo, $m_{\text{corte+plantio}}$ apresentam apenas corte+plantio como efeito fixo e m_{vazio} não contêm efeitos fixos. As variáveis resposta foram medidas 8-9 anos após o início do manejo. O modelo alternativo selecionado encontra-se em negrito.

Variável resposta	Modelo	Δ AIC
Percentual de árvores mortas	m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	0,0
	m_{corte} (corte como efeito fixo)	7,9
	$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	11,2
	m_{vazio} (sem efeito fixos)	10,9
Densidade de trepadeiras	m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	0,0
	m_{corte} (corte como efeito fixo)	40,5
	$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	24,8
	m_{vazio} (sem efeito fixos)	39,8
Área basal de trepadeiras	m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	0,0
	m_{corte} (corte como efeito fixo)	17,3
	$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	10,7
	m_{vazio} (sem efeito fixos)	16,8
Densidade de regenerantes	m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	2,1
	m_{corte} (corte como efeito fixo)	0,6
	$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	2,0
	m_{vazio} (sem efeito fixos)	0,0
Riqueza de regenerantes	m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	0,0
	m_{corte} (corte como efeito fixo)	3,1
	$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	10,0
	m_{vazio} (sem efeito fixos)	8,2
Diversidade de regenerantes	m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	0,0
	m_{corte} (corte como efeito fixo)	5,2
	$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	1,6
	m_{vazio} (sem efeito fixos)	3,6

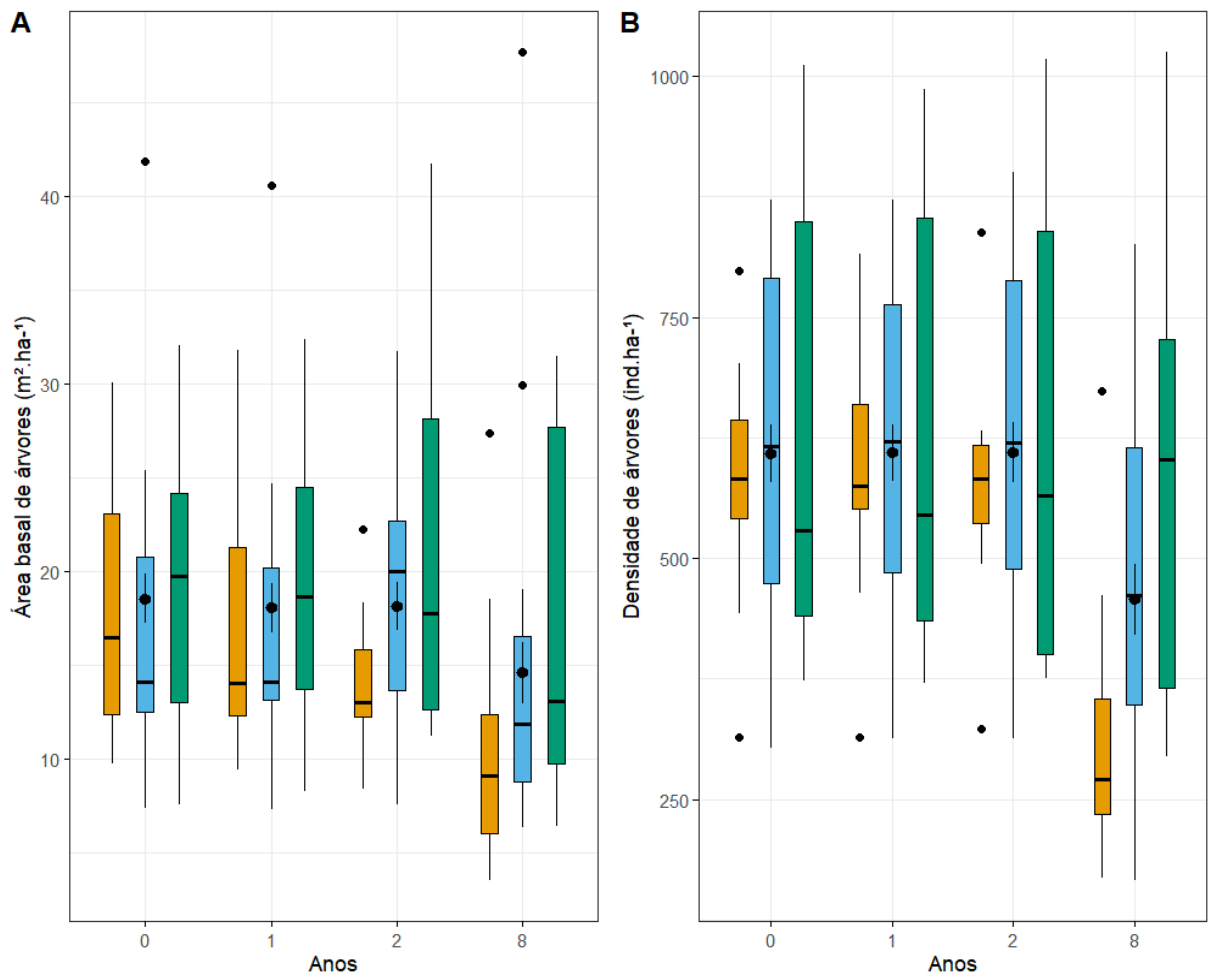


Figura 8. Boxplots com quartis e valores discrepantes de (A) Área basal (AB) ($m^2 \cdot ha^{-1}$) de árvores e (B) Densidade de árvores ao longo do tempo em parcelas sem manejo (controle; laranja), com corte de trepadeiras (corte; azul), e com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio; verde). As parcelas localizam-se nas bordas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil.

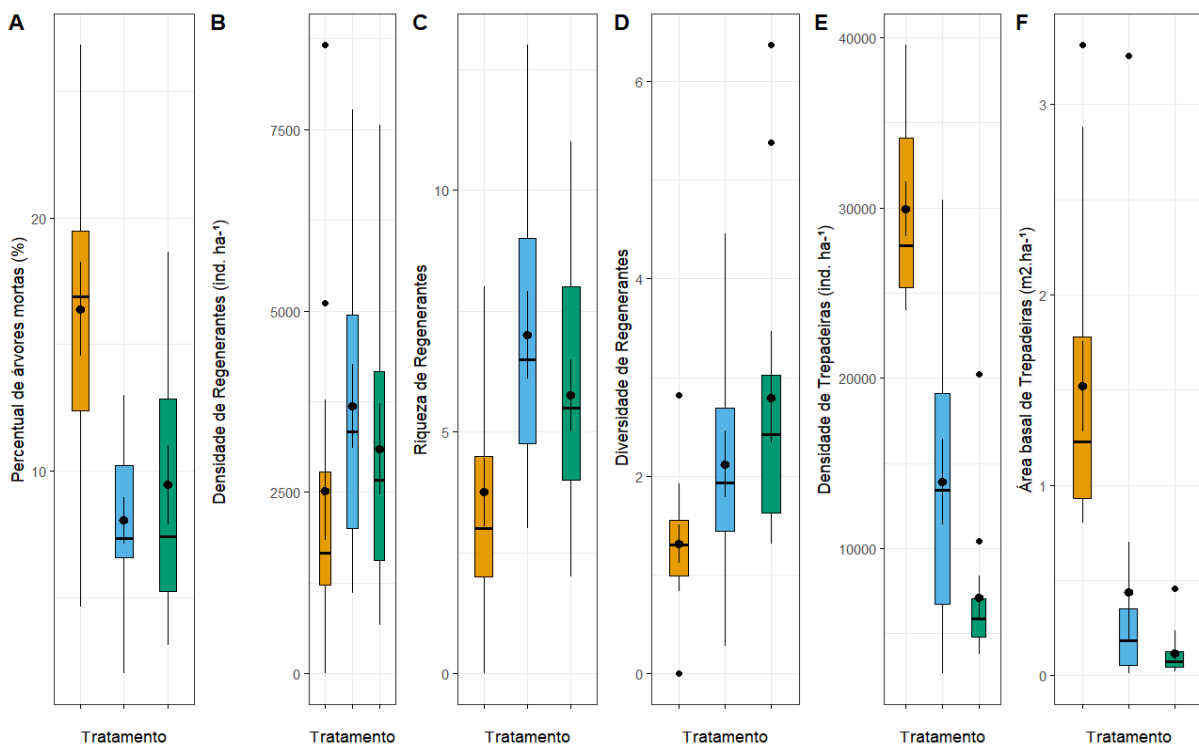


Figura 9: Boxplots com quartis e valores discrepantes de (A) percentual de árvores mortas (%), (B) densidade de indivíduos arbóreos regenerantes (ind.ha⁻¹), (C) riqueza de regenerantes, (D) diversidade de regenerantes, dada pelo índice de Margalef, (E) densidade de trepadeiras (ind.ha⁻¹) e (F) área basal de trepadeiras (m².ha⁻¹) em parcelas sem manejo (laranja), com corte de trepadeiras (azul), e com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (verde). As parcelas localizam-se nas bordas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. As variáveis foram medidas 8-9 anos após o início do manejo.

Houve redução da área basal de árvores grandes entre t0 e t3 no tratamento controle ($y = 2,85 - 0,128x + 0,00571x^2$; $R^2 = 0,26$; $p < 0,001$), mas não em corte ($p = 0,24$) e corte+plantio ($p = 0,44$) (Figura, 9A e 11). Em controle, a área basal média em t0 era de 18,4 m².ha⁻¹ e, em t3, de 10,7 m².ha⁻¹. Deste modo, houve redução de 7,7 m².ha⁻¹, correspondentes a 42% da área basal das árvores, ao longo de um período de 8-9 anos (Figura 11). A densidade de árvores variou entre t0 e t3 no tratamento controle ($y=6.34+0.0295x-0.0144x^2$, $R^2 = 0,54$; $p < 0,001$), mas não em corte ($p = 0,06$) e corte+plantio ($p=0,72$) (Figura, 12). Em controle a densidade de árvores grandes em t0 era de 579 ind.ha⁻¹ e em t3 309 ind.ha⁻¹, com uma redução de 270 ind.ha⁻¹ em 8-9 anos (t0-t3), ocorrendo a redução de 46% da densidade. O tempo explica 26% da redução de área basal e 54% de densidade.

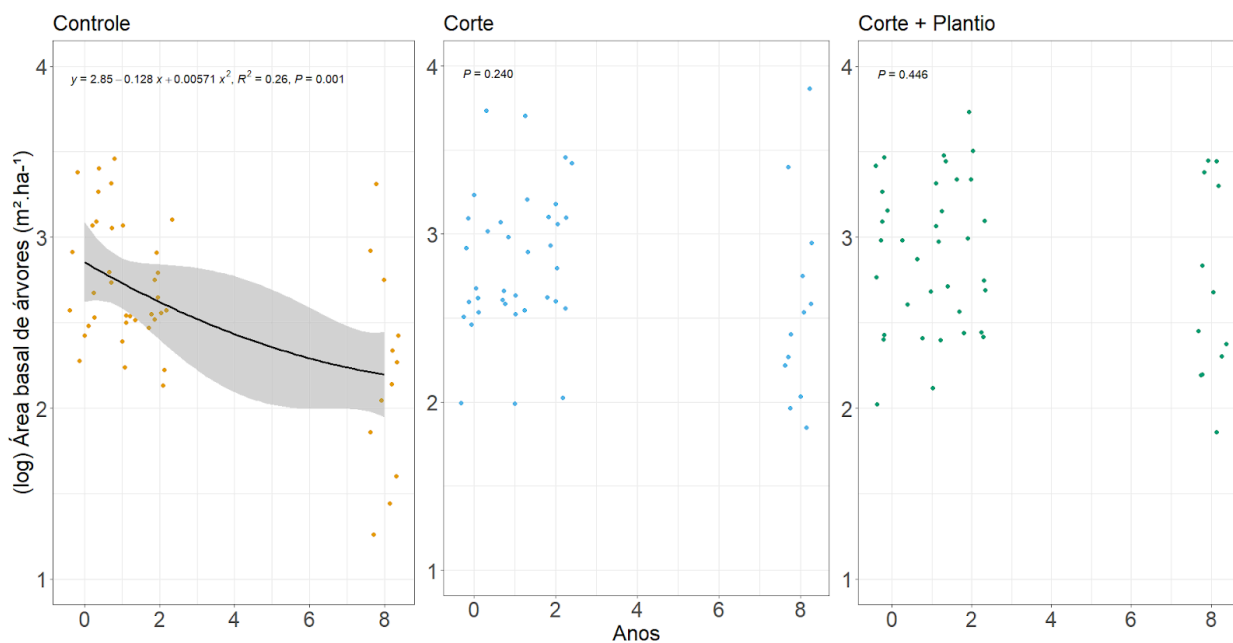


Figura 10. Regressão quadrática com Log da área basal (AB) ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) de árvores ao longo do tempo em parcelas sem manejo (controle; laranja), com corte de trepadeiras (corte; azul), e com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio; verde). As parcelas localizam-se nas bordas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil.

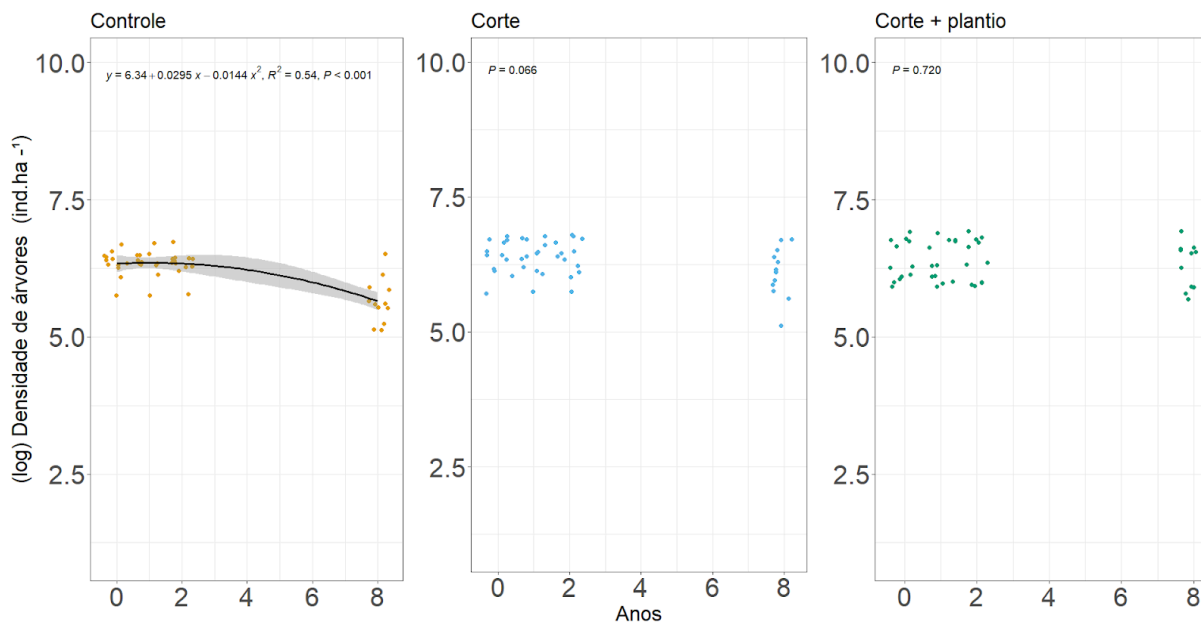


Figura 11. Regressão quadrática com log da densidade de árvores ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$) ao longo do tempo em parcelas sem manejo (controle; laranja), com corte de trepadeiras (corte; azul), e com corte de trepadeiras e plantio de espécies arbóreas nativas (corte+plantio; verde). As parcelas localizam-se nas bordas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil.

DISCUSSÃO

Neste estudo, foi testado se o manejo com corte de trepadeiras e plantio de mudas de espécies arbóreas nativas (corte+plantio) tem efeito positivo, tanto em relação ao manejo apenas com corte de trepadeiras (corte) como na ausência de manejo (controle), sobre a estrutura florestal de um trecho de borda degradada em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. Em parcelas que apresentavam densidade e área basal de árvores semelhantes no início do nosso experimento, encontrou-se que, após um período de 8-9 anos, corte+plantio tem o maior efeito sobre a diminuição da densidade e da área basal de trepadeiras, e sobre o aumento da densidade de árvores grandes e da diversidade de indivíduos arbóreos regenerantes do que o manejo apenas com o corte de trepadeiras. Porém, apesar de corte+plantio influenciar a diminuição do percentual de árvores mortas e o aumento da riqueza de regenerantes, essas variáveis sofrem maior efeito do manejo apenas com o corte de trepadeiras. Diferentemente do esperado, corte e corte+plantio não têm efeito sobre a área basal das árvores grandes e a densidade de regenerantes. De forma geral, corte+plantio mostra-se uma boa estratégia de restauração em bordas degradadas de fragmentos florestais, mesmo com plantio de mudas em baixa densidade.

No trecho de borda estudado, a área basal de trepadeiras em parcelas controle ($2,24 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) corresponde ao dobro do encontrado em uma Floresta tropical conservada da Ilha de Barro Colorado ($1,1 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) (Schnitzer et al. 2021). Carvalho et al. (2011), em uma área de mata atlântica não degradada, observou uma densidade de $1.077 \text{ ind. ha}^{-1}$ de trepadeiras, já neste estudo foi observada uma densidade média muito acima nos três tratamentos (controle: $29.945 \text{ ind. ha}^{-1}$, corte: $13.926 \text{ ind. ha}^{-1}$ e corte+plantio: $7.093 \text{ ind. ha}^{-1}$), o que demonstra a superabundância de trepadeiras e a degradação da floresta estudada. Apesar da superabundância, houve efeito positivo do corte de trepadeiras, assim como encontrado em outros estudos (e.g., Appanah & Putz, 1984, Pérez-Salicrup, 2001, Alvira, Putz & Fredericksen, 2004, Estrada-Villegas et al. 2022), e, principalmente, do corte aliado ao plantio de mudas de espécies arbóreas nativas para o manejo das trepadeiras.

Como demonstrado em outros estudos (e.g., Ingwell, et al. 2010; Paul & Yavitt, 2010, Schnitzer et al., 2014; Estrada-Villegas & Schnitzer, 2018), os resultados apontam para um maior percentual de árvores mortas em áreas com

superabundância de trepadeiras (i.e. nas parcelas controles deste estudo). Árvores mortas caídas com circunferência do tronco ≥ 10 cm aumentam a abundância de trepadeiras (Attiwill, 1994; Campbell et al., 2018) ao formarem clareiras que favorecem o recrutamento, colonização e regeneração das trepadeiras (Schnitzer et al., 2012). Assim, há um ciclo de retroalimentação entre a morte das árvores e a abundância das trepadeiras, o qual pode ser quebrado com o manejo: corte+plantio tem o maior efeito sobre a densidade e a área basal de trepadeiras, e corte apresenta o maior efeito sobre o percentual de árvores mortas.

Um indicador ecológico importante para a avaliação e monitoramento de comunidades com alta abundância de trepadeiras é o grau de infestação das árvores por trepadeiras (Assis, 2019; Putz et al., 2023). Neste estudo, esse indicador não foi medido, mas, se tivesse sido, poderia esclarecer uma questão: por que o manejo com corte de trepadeiras isolado teve um desempenho melhor na redução do percentual de árvores mortas em comparação com o corte combinado com plantio? Uma possível explicação é que as parcelas de corte+plantio poderiam estar mais infestadas por trepadeiras do que as parcelas com apenas corte, portanto recomenda-se que se mensure esta variável em estudos futuros.

Nas parcelas manejadas, o menor percentual de árvores mortas deve contribuir para a maior densidade de árvores encontrada após 8-9 anos do início do experimento, em relação às parcelas controles. É possível que um maior recrutamento também contribua com a maior densidade, ou seja, nas parcelas manejadas, deve ocorrer maior crescimento diamétrico das árvores, de forma que mais indivíduos atinjam circunferência do tronco à altura do peito ≥ 15 cm, sendo, assim, incluídos na amostragem da comunidade arbórea. Como trepadeiras superabundantes reduzem o crescimento diamétrico das árvores em até 84% (Van Der Heijden & Phillips, 2009) e as nossas parcelas corte+plantio apresentam as menores densidade e área basal de trepadeiras, é provável que a maior densidade de árvores nessas parcelas em relação às com manejo corte decorra do maior recrutamento. A maior densidade nas parcelas corte+plantio não deve resultar do plantio em si, pois as mudas foram plantadas em baixa densidade, apresentaram alta mortalidade (Eugênio, 2017) e poucos indivíduos atingiram o tamanho necessário para serem incluídos na amostragem da comunidade arbórea. Estudos futuros devem acompanhar a mortalidade e o crescimento diamétrico das árvores, de forma a elucidar os motivos pelos quais a densidade de árvores é maior em

corte+plantio do que em corte. É importante que esses estudos sejam conduzidos por um tempo longo, como já sugerido por Ingwell et al. (2010), pois, como mostram os resultados deste estudo, os efeitos do manejo sobre a densidade de árvores só foram detectados após 8-9 anos do início do experimento. Deve-se considerar também que o crescimento diamétrico pode ser lento em florestas com superabundância de trepadeiras, assim como a recuperação florestal após eventos de perturbações, deste modo, a recuperação e a normalização do crescimento das árvores e aumento da área basal pode levar algum tempo para que os efeitos dos tratamentos sejam evidenciados (Marshall et al., 2017; Marshall et al., 2020).

O maior percentual de árvores mortas nas parcelas controle também pode explicar a diminuição da área basal das árvores ao longo do período de 8-9 anos avaliado neste estudo. É importante notar que, no tratamento controle, a redução da área basal das árvores ($7,7 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) não é compensada pela área basal total das trepadeiras ($5,26 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$), como já demonstrado em outros estudos (Van Der Heijden et al., 2013; Schnitzer et al., 2014; Meunier et al., 2022). Assim, o manejo parece ter sido importante para a melhoria do serviço ecossistêmico de sequestro de carbono pela floresta, sendo as florestas tropicais responsáveis por 40% do sumidouro de carbono terrestre global (Van Der Heijden, Powers & Schnitzer, 2015). Por outro lado, quando avaliado o efeito dos tratamentos sobre a área basal das árvores medidas, apenas no momento de tempo de 8-9 anos após o início do experimento, não foi encontrada diferença entre controle, corte e corte+plantio. Considerando que, no início do experimento, não havia diferença na área basal das árvores entre as parcelas onde foram adotados os diferentes tratamentos, era esperado encontrar efeito dos tratamentos sobre a área basal após 8-9 anos de experimento, em concordância ao resultado da regressão da área basal ao longo do tempo em cada tratamento. A redução de densidade de árvores grandes em controle corrobora os resultados do maior percentual de árvores mortas e a redução da área basal neste tratamento.

Apesar dos efeitos sobre a densidade de árvores após 8-9 anos do início do experimento, o manejo não influenciou a densidade de indivíduos arbóreos regenerantes. César et al. (2016) também não encontraram efeito do corte de trepadeiras sobre a abundância de mudas, mas sim sobre seu crescimento, o que pode sugerir que a competição entre trepadeiras e regenerantes não é intensa a ponto de levar à morte dos indivíduos. Por outro lado, o manejo levou ao

enriquecimento de espécies regenerantes, com o maior aumento da riqueza em corte e diversidade maior do que o dobro (128%) em corte+plantio em relação ao tratamento controle. Possivelmente, o enriquecimento de espécies observado nos regenerantes resultará em uma maior riqueza e diversidade de árvores estabelecidas no futuro, indicando que o manejo com plantio de espécies arbóreas nativas é benéfico em florestas degradadas, como sugerido por Viani et al. (2015).

Dado que a área basal de trepadeiras está aumentando em florestas neotropicais (Schnitzer, Estrada-Villegas & Wright, 2020), inclusive como resposta a mudanças climáticas (Schnitzer, 2005; Schnitzer & Bongers, 2011; Schnitzer et al. 2021), e que Florestas Estacionais Semidecíduais são mais propícias à superabundância de trepadeiras (Schnitzer, 2005; César et al., 2018), é urgente aprimorar técnicas e estratégias de manejo, de forma a manter a capacidade de armazenamento de carbono e a diversidade das florestas. Este estudo provém evidências de que o corte de trepadeiras aliado ao plantio de espécies arbóreas nativas é uma boa estratégia de restauração em Florestas Estacionais Semidecíduais degradadas, revertendo a trajetória de aumento no percentual de árvores mortas, e diminuição de densidade de árvores (com possível perda de biomassa futura) e de diversidade de espécies arbóreas decorrente da superabundância de trepadeiras. Recomenda-se que as seguintes estratégias de manejo sejam testadas futuramente: maior intensidade de corte de trepadeiras e desbaste de cipós para maior crescimento diamétrico das árvores (Oliveira, 2023); remoção de trepadeiras desde o topo das copas das árvores; época do ano e periodicidade mais adequadas para o corte de trepadeiras; seleção de espécies de trepadeiras a serem manejadas; maior densidade de plantio de espécies arbóreas nativas; realização de controle químico localizado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora os tratamentos não tenham afetado a área basal das árvores, reduziram a mortalidade das árvores e a abundância e área basal de trepadeiras, em especial o tratamento corte + plantio, que reduziu significativamente a área basal e densidade de trepadeiras, controlando a dominância delas. Além disso, no tratamento não manejado, houve uma diminuição considerável da área basal e densidade de árvores grandes ao longo de 10 anos (2014-2024), mostrando a

importância dos tratamentos na mudança da trajetória da borda degradada de uma Floresta Estacional Semidecidual.

Além do corte de trepadeiras, o plantio de mudas de espécies nativas teve um impacto positivo na diversidade e riqueza de regenerantes, sendo o corte com plantio de mudas crucial para melhorar a diversidade das árvores regenerantes. Acredita-se que aumentar a densidade de mudas plantadas e reduzir a mortalidade nos plantios poderiam impactar positivamente a densidade de regenerantes e a área basal e densidade de árvores.

Os tratamentos também influenciaram os serviços ecossistêmicos relacionados à absorção de carbono, ao inibir a mortalidade de árvores e prevenir a redução da área basal. Em termos de biodiversidade, os tratamentos, especialmente o corte e plantio de mudas de espécies nativas, aumentaram a diversidade de regenerantes. O estudo sugere que é necessário combinar o corte de trepadeiras com o plantio de mudas de espécies nativas para restaurar e manter os serviços ecossistêmicos que ocorrem em bordas de fragmentos florestais.

Além disso, é crucial aprimorar as técnicas de manejo das trepadeiras, considerando o impacto das mudanças climáticas e a seca hiberna, que favorecem a dominância de trepadeiras, o que afetará ainda mais a absorção de carbono, posto que as trepadeiras não são capazes de superar o sequestro de carbono que as árvores deixam de sequestrar em virtude da competição com as trepadeiras. Por fim, este estudo evidencia que o consorciamento do corte de trepadeiras e o plantio de mudas de árvores nativas é a melhor estratégia para restaurar bordas degradadas de florestas estacionais tropicais.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDO-FORDJOUR, Patrick; OWUSU-BOADI, Kwame. Linear edge effects on liana and tree communities in two tropical forest ecosystems in Ghana. **Ecological Research**, v. 31, n. 5, p. 709-718, 2016.

ALMEIDA, DS. Modelos de recuperação ambiental. In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: **Editus**, p.100-137. 2016.

ALVIRA, D.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia, **Forest Ecology and Management**, v. 190, p. 73-86, 2004.

APPANAH S.; PUTZ F.E. Climber abundance in virgin dipterocarp forest and the effect of pre-felling climber cutting on logging damage. *Malay. n.4*; v. 47, p. 335-342, 1984.

ASSIS, Laís Santos de. **Trajetória de regeneração em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado submetido ao corte de trepadeiras e a plantios de restauração ecológica**. 2019. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/111150/tde-16082019-143200/>. Acesso em: 01 nov. 2023.

ATTIWILL, P. M. The disturbance of forest ecosystems: The ecological basis for conservative management. **Forest Ecology and Management**, v. 63, p. 247–300, 1994.

BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. “Ajustando modelos lineares de efeitos mistos usando lme4.” **Journal of Statistical Software** , v. 67 (1), p. 1–48 (2015).

BERNARDI, S.; BUDKE, J. C. Estrutura da sinússia epífítica e efeito de borda em uma área de transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 40, n. 1, p. 81-92, jan./mar. 2010.

BRANCALION, P. H. S., R. A. G. VIANI, R. R. RODRIGUES & R. G. CÉSAR. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas

em paisagens alteradas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**. v. 7, n.3, p. 219-234, 2012.

BRANCALION, P. H., & HOLL, K. D. Guidance for successful tree planting initiatives. **Journal of Applied Ecology**, v.57(12), p. 2349-2361 2020.

BFG-THE BRAZIL FLORA GROUP. Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1085-1113, 2015.

BURNHAM, KENNETH P.; ANDERSON, DAVID R. (ED.). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York, NY: Springer New York, 2002.

CAMPBELL, MASON J.; EDWARDS, W.; MAGRACH, A.; ALAMGIR, M.; POROLAK, G.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W. F. Edge disturbance drives liana abundance increase and alteration of liana–host tree interactions in tropical forest fragments. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 8, p. 4237-4251, 2018.

CARVALHO, P. G.; MELLIS, J. V.; ASCENÇÃO, B. M.; CESTARI, F. M.; ALVES, L. F., & GROMBONE-GUARATINI, M. T. Liana abundance and biomass in an Atlantic forest fragment. **Hoehnea**, v. 38, p. 307-314, 2011.

CEMIN, G.; DUCATI, J. R. Modelos estocásticos aplicados à avaliação dinâmica da paisagem florestal de resíduos de mata atlântica na cidade de Caxias do Sul- RS **Revista Árvore**. v.39, n.6, p.1019-1030, 2015.

CESAR, R. G.; HOLL, K. D.; GIRÃO, V. J.; MELLO, F. N.; VIDAL, E.; ALVES, M. C.; BRANCALION, P. H. (2016). Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. *Biological Conservation*, 201, 309-313. I. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, v. 201, p. 309-313, 2016.

CÉSAR, R. G.; ROTHER, D. C.; BRANCALION, P. H. S. Early response of tree seed arrival after liana cutting in a disturbed tropical forest. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1940082917723586, 2017.

CÉSAR, R. G.; LEITE, H.P.P; AMARANTE, K.M. TORES, B.F.;MELLO, F.N.A.; SILVA, E.J.V.; BRANCALION, P. H.S. et al. Shift in abundance from seedling to juvenile gives lianas advantage over trees: a case study in the Atlantic Forest hotspot. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1-9, 2018. Tradução. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1177/1940082918808062>. Acesso em: 05 jul. 2023.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de textos, 2016. 59p.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

CHEN Y. J., CAO K. F., SCHNITZER S. A., FAN Z. X., ZHANG J. L., BONGERS F. Water-use advantage for lianas over trees in tropical seasonal forests. **New Phytologist**, v. 205, n. 1, p. 128-136, 2014.

CHI EUÁN, Isaí. **Caracterização fitossociológica da comunidade de trepadeiras e sua rebrota após o corte em uma floresta estacional semidecídua degradada**. 2016. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos. Araras. 2016.

COLOMBO, A.F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n.3, p.697-708, 2010.

COSGROVE, A.J., MCWHORTER, T.J. & MARON, M. Consequences of impediments to animal movements at different scales: A conceptual framework and review. **Biodiversity Review** 24(4): p. 448-459. 2018.

DEPARTAMENTO DE ESTRADAS E RODAGEM, **Estatística de tráfego**, 2024. disponível em: http://200.144.30.103/vdm/SFCG_Concessionaria.asp?CodRodovia=SP%20330 acessado em 13/03/2024.

DIAS, ARILDO S. OLIVEIRA, R. S., MARTINS, F. R., BONGERS, F., ANTEN, N. P., & STERCK, F. How do lianas and trees change their vascular strategy in seasonal versus rain forest?. **Perspectives in plant ecology, evolution and systematics**. v. 40, p. 125465, 2019.

DURIGAN, Giselda. **Espécies indicadoras de fitofisionomias na transição Cerrado-Mata Atlântica no estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais, 2012.

ESTRADA-VILLEGAS, S., & SCHNITZER, S. A. A comprehensive synthesis of liana removal experiments in tropical forests. **Biotropica**, v. 50, n.5, p.729-739. 2018.

ESTRADA-VILLEGAS, S.; Narvaez, S.S.P., Sanchez, A., & Schnitzer, S. A. Lianas significantly reduce tree performance and biomass accumulation across tropical forests: A global meta-analysis. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, p. 812066, 2022.

EUGÊNIO, ELIELTON RAMOS. **Desenvolvimento e sobrevivência de espécies arbóreas em um plantio de enriquecimento em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado**. Orientador: Ricardo Augusto Gorne Viani. 2017. 44 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Agrônômica) - Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2017.

FAO, ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTOS E AGRICULTURA. Avaliando a degradação florestal - Rumo ao desenvolvimento de diretrizes globalmente aplicáveis. **Forest Resource Assessment Working paper**, n. 177, 2011.

FAO, ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTOS E AGRICULTURA. 10 Anos para restaurar o planeta. Disponível em: <<https://www.decadeonrestoration.org/pt-br>>. Acesso em junho de 2024.

FERREIRA, J. C.; PATINO, C. M.. What does the p value really mean?. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 41, n. 5, p. 485, 2015.

FINLAYSON C.; ROOPSIND A.; GRISCOM B. W.; EDWARDS D.; FRECKLETON R.P. Removing climbers more than doubles tree growth and biomass in degraded tropical forests. **Ecology and Evolution**. n. 12, p. 1-13, 2022.

FOLEY, JONATHAN A.; DEFRIES, RUTH; ASNER, GREGORY P.; BARFORD, CAROL; BONAN, GORDON; CARPENTER, STEPHEN R.; CHAPIN, F. STUART; COE, MICHAEL T.; DAILY, GRETCHEN C.; GIBBS, HOLLY K.; HELKOWSKI, JOSEPH H.; HOLLOWAY, TRACEY; HOWARD, ERICA A.; KUCHARIK, CHRISTOPHER J.; MONFREDA, CHAD; PATZ, JONATHAN A.; PRENTICE, I. COLIN; RAMANKUTTY, NAVIN; SNYDER, PETER K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FOX, J.; WEISBERG, S. An R Companion to Applied Regression. **Publicações Sage**, 2018.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Plano de Manejo Parque Estadual do Vassununga**. Fundação Florestal, São Paulo, 2020.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais. Atlas of the Atlantic Forest 2021-2022. [Atlas da Mata Atlântica 2021-2022.] 2023 Available at: <<https://www.sosma.org.br/iniciativas/atlas-da-mata-atlantica>. Accessed Feb. 2024.

GANN, G. D., MCDONALD, T., WALDER, B., ARONSON, J., NELSON, C. R., JONSON, J., ... & DIXON, K. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration ecology**, v. 27(S1), p.S1-S46. 2019.

GENTRY, A.H. The distribution and evolution of climbing plants. In: PUTZ, F.E. & MOONEY, H.A. (eds.). **The Biology of Vines**. Cambridge: Cambridge University Press. p. 3-49. 1991.

GEROLAMO, C. S., PEREIRA, L., COSTA, F. R., JANSEN, S., ANGYALOSSY, V., & NOGUEIRA, A. Lianas in tropical dry seasonal forests have a high hydraulic efficiency but not always a higher embolism resistance than lianas in rainforests. **Annals of Botany**, v. 134, n.2, p. 337-350, 2024.

GHAZOUL, J.; BURIVALOVA, Z.; GARCIA-ULLOA, J. E KING, L. A. Conceptualizing forest degradation. **Trends in ecology & evolution**, v. 30, n. 10, p. 622-632, 2015.

GHAZOUL, J.; CHAZDON, R. Degradation and recovery in changing forest landscapes: a multiscale conceptual framework. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 42, p. 161-188, 2017.

GRISCOM, B. W.; ADAMS, J.; ELLIS, P. W. HOUGHTON; LOMAX, R. A G.; MITEVA, D.A.; SCHLESINGER, W. H.; SHOCH, D.; SIIKAMÄKI, J.V.; SMITH, P.; WOODBURY, P.; ZGANJAR, C.; BLACKMAN, A.; CAMPARI, J.; CONANT, R.T; DELGADO, C.; ELIAS, P.; GOPALAKRISHNA, T.; HAMSIK, M. R.; HERRERO, M.; KIESECKER, J.; LANDIS, E.; LAESTADIUS, L.; LEAVITT, S. M.; MINNEMEYER, S.; POLASKY S.; POTAPOV, P.; PUTZ, F. E.; SANDERMAN, J.; SILVIUS, M.; WOLLENBERG, E.; FARGIONE. J. Natural climate solutions. **Proceedings of the national academy of sciences**, Vv. 114, n. 44, p. 11645-11650, 2017.

HADDAD N. M.; BRUDVIG L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING A. J.; LAURANCE W. F.; LEVEY D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG D. X.; TOWNSHEND, J.R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HARTIG, F. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. **R package version 0.3**, v. 3, n. 5, 2022.

HUA, F.; BRUIJNZEEL, L. A.; MELI, P.; MARTIN, P. A.; ZHANG, J.; NAKAGAWA, S.; MIAO, X.; WANG, W.; MCEVOY, C.; PEÑA-ARANCIBIA, J. L.; BRANCALION, PEDRO H. S.; SMITH, P.; EDWARDS, D. P. E BALMFORD, A. The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. **Science**, v. 376, n. 6595, p. 839-844, 2022.

IBGE. **Manuais técnicos em geociências: manual técnico da vegetação brasileira**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, 2012.

INGWELL, L. L., JOSEPH WRIGHT, S., BECKLUND, K. K., HUBBELL, S. P., & SCHNITZER, S. A. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, v.98 n.4, p. 879-887, 2010.

KORMAN, Vânia. **Proposta de interligação das glebas do parque estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. 2003. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Piracicaba. 2003.

LAURANCE, S. GW. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1344-1357, 2004.

LAURANCE, W. F., NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; EWERS, R. M.; HARMS, K. E; LUIZÃO, R. CC; RIBEIRO, J. E. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS one**, v. 2, n. 10, p. e1017, 2007.

LAURANCE, W. F; ANDRADE; AS; MAGRACH, A.; CAMARGO, JL; CAMPBELL, M.; FEARNSIDE, PM; EDWARDS, W.; VALSKO, J. J.; LOVEJOY, T. E. E LAURANCE, SG. Apparent environmental synergism drives the dynamics of Amazonian forest fragments. **Ecology** , v.95, n.11, p. 3018-3026, 2014.

LIMA, M. S.C.S; SOUZA, C. A. S.; PEDERASSI, J. What Diversity Index Should be Used? **Cadernos UniFOA**, Volta Redonda, n. 30, p. 129-138, abr. 2016.

LINDENMAYER, David B.; FISCHER, Joern. **Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis**. Island Press, 2013.

MEUNIER, F.; VISSER, M.D.; SHIKLOMANOV, A.; DIETZE, M.C.; GUZMAN, J.A.Q.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; DE DEURWAERDER, H.P.T.; MOORTHY, S.M.K.; SCHNITZER, S.A.; MARVIN, D.C.; LONGO, M; LIU, C.; BROADBENT, E. N.; ZAMBRANO, A.M.A; LANDAU, H. C. M.; DETTO, M. VERBEECK, H. Liana Optical Traits Increase Tropical Forest Albedo and Reduce Ecosystem Productivity. *Global Change Biology*, v.28, p.227–244, 2022.

MARSHALL, A. R., PLATTS, P. J., CHAZDON, R. L., SEKI, H., CAMPBELL, M. J., PHILLIPS, O. L. E PFEIFER, M. Conceptualising the global forest response to liana proliferation. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 3, p. 35, 2020.

MARSHALL, A. R.; COATES, M. A.; ARCHER, J.; KIVAMBE, E.; MNENDENDO, H.; MTOKA, S.; MWAKISOMA, R; FIGUEIREDO, R. JR L. E NJILIMA, F. M. Liana cutting for restoring tropical forests: a rare palaeotropical trial. *African Journal of Ecology*, v.55, n.3, p. 282-297, 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Mapa de Vegetação Nativa na Área de Aplicação da Lei no. 11.428/2006 – Lei da Mata Atlântica (ano base 2009). **Ministério do Meio Ambiente**, Brasília - DF, p. 1-85, 2015. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/images/arquivos/biomas/mata_atlantica/Relatorio%20Final%20Atualizacao%20do%20Mapa%20de%20cobertura%20vegetal%20nativa%20da%20Mata%20Atlantica%201.pdf>. Acesso em: 27 abr. 2022.

MICHALSKI, F.; NISHI, I.; PERES, Carlos A. Deriva mediada por perturbações em grupos funcionais de árvores em fragmentos florestais amazônicos. **Biotropica** , v. 39, n. 6, pág. 691-701, 2007.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Objetivos do desenvolvimento sustentável**. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em Agosto de 2024.

NAVES, Emmanuel Rezende. **Dinâmica do componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual em estado avançado de**

sucessão. 2014. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia. 2014.

NGUTE, A. S. K.; SCHOEMAN, D. S.; PFEIFER, M.; VAN DER HEIJDEN; G. M.; PHILLIPS, O. L.; VAN BREUGEL, M.; CHANDLER C. J.; ENQUIST, B. J.; GALLAGHER R. V.; GEHRING, C; SALÃO J. S.; LAURANCE, S.; LAURANCE, W. F.; LETCHER, S. G.; LIU,W.; SULLIVAN, M. J. P.; WRIGHT, J. S.; YUAN, C. & MARSHALL, A. R. Global dominance of lianas over trees is driven by forest disturbance, climate and topography. **Global Change Biology**, v. 30, n. 1, p. e17140, 2024.

O'BRIEN, M. J., PHILIPSON, C. D., REYNOLDS, G., DZULKIFLI, D., SNADDON, J. L., ONG, R., & HECTOR, A. Positive effects of liana cutting on seedlings are reduced during El Niño-induced drought. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 4, p. 891-901, 2019.

OLIVEIRA, D. S.P. de et al. **Efeito de tratamentos silviculturais sobre o crescimento de espécies arbóreas em uma floresta densa na Amazônia oriental.** 2023. Tese de Doutorado. UFRA/Campus Belém.

ODUM, E.P. Ecologia. **Rio de Janeiro: Editora Guanabara, p.434** 1986.

ODUM, E. P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de Ecologia**, 5° ed. São Paulo, Thomson Learning, 612p, 2007.

PAUL, GILLIAN S.; YAVITT, JOSEPH B. Tropical vine growth and the effects on forest succession: a review of the ecology and management of tropical climbing plants. **The Botanical Review**, v. 77, p. 11-30, 2010.

PIAIA, B.B.; ROVEDDER, A.P.M; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B. Assessment of ecological indicators in restoration by applied nucleation with different ages. **Ciência Florestal**, Santa Maria - RS, ano 3, v. 31, p. 1512-1534, 2021.

PINTO, N. G. M.; CORONEL, D. A. A Degradação Ambiental Agropecuária de Santa Catarina. **Espacios**, v.36, p.17-29, 2015. Disponível em: <<https://www.revistaespacios.com/a15v36n24/15362417.html>>. Acesso em: 26 abr. 2022.

PINTO, N. G. M.; ROSSATO, V. P.; MÜLLER, A. P. CORONEL, D. A. Environmental degradation and agriculture: an approach in countries by middle of indexes. **Ciência Florestal**, Santa Maria - RS, v. 52, ed. 6, p. 1-12, 2022.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SANTA RITA DO PASSA QUATRO. Anexo II – TERMO DE REFERÊNCIA. 2015. Disponível em: <<http://www.comasa.eco.br/media/upload/ckeditor/2021/11/04/concorrenca-0032015-anexo-ii-termo-de-referencia.pdf>>. Acesso em 20 de outubro de 2023.

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

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

PUTZ, F. E. “How Trees Avoid and Shed Lianas.” **Biotropica**, vol. 16, no. 1, 1984, pp. 19–23. *JSTOR*, <https://doi.org/10.2307/2387889>. Acesso em 23 de outubro de, 2023.

PUTZ, F. E. Ecologia das trepadeiras. *Ecologia. Info* 24, 2011. Disponível em: <https://ecologia.info/trepadeiras.htm>. Acesso em: 17 Maio. 2023.

PUTZ, F. E.; CAYETANO, D. T.; BELAIR, E. P.; ELLIS, P. W.; ROOPSIND, A.; GRISCOM, B. W.; FINLAYSON C.; FINKRAL, A. ; CHO, P P.; ROMERO, C. Liana cutting in selectively logged forests increases both carbon sequestration and timber yields. *Forest Ecology and Management*, v. 539, p. 121038, 2023.

RIES, L., FLETCHER JR, RJ, BATTIN, J., & SISK, TD. Respostas ecológicas às bordas do habitat: mecanismos, modelos e variabilidade explicados. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* , v. 35, n. 1, p. 491-522, 2004.

RIBEIRO, M. C. et al Mata Atlântica Brasileira: Quanto resta e como a floresta remanescente é distribuída? Implicações para conservação. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

R CORE TEAM. A Language and Environment for Statistical Computing, **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2023. disponível em:<<https://www.R-project.org/>>. Acesso em 30 de outubro de 2023.

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

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S. NAVE, A. G.. Sobre a restauração de florestas de alta diversidade: 30 anos de experiência na Mata Atlântica brasileira. **Conservação biológica**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P. H. S. **Restauração florestal.** Oficina de Textos, 2015.

ROEDER, M., SLIK, J. W. F., HARRISON, R. D., PAUDEL, E., & TOMLINSON, K. W. Proximity to the host is an important characteristic for selection of the first support in lianas. **Journal of Vegetation Science**, v. 26, p. 1054–1060, 2015.

ROZZA, A. F. **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 (2003).

SCHNITZER, S. A.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of ecology**, v. 88, n. 4, p. 655-666, 2000.

SCHNITZER, S.A. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **The American Naturalist**, v. 166, n. 3 p. 262–276, 2005.

SCHNITZER, S.A., KUZEE, M. & BONGERS, F. Disentangling above-and below-ground competition between lianas and trees in a tropical forest. **J. Ecol.**, v.93, p.1115-1125, (2005).

SCHNITZER, S.A.; DE WALT, S.J.; CHAVE, J. Censusing and Measuring Lianas: A Quantitative Comparison of the Common Methods. **Biotropica**, [s.l.], v. 38, n. 5, p.581-591, 2006.

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

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology letters**, v. 14, n. 4, pág. 397-406, 2011.

SCHNITZER, S. A.; MANGAN, S. A.; DALLING, J. W.; BALDECK, C. A.; HUBBELL, S. P.; LEDO, A.; HELENE MULLER-LANDAU; TOBIN M. F. AGUILAR, S.; BRASSFIELD, D.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R.; VALDES, O. YORKE, S. R. Liana abundance, diversity, and distribution on Barro Colorado Island, Panama. **PLOS One**, v. 7, n. 12, p. e52114, 2012.

SCHNITZER, S. A.; HEIJDEN, G. V. D.; MASCARO, J.; CARSON, W. P. Lianas in gaps reduce carbon accumulation in a tropical forest. **Ecology**, v. 95, n. 11, pág. 3008-3017, 2014.

SCHNITZER, Stefan A.; VAN DER HEIJDEN, Geertje MF; POWERS, Jennifer S. Response to Verbeeck and Kearsley: addressing the challenges of including lianas in global vegetation models. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. p.2, 2015.

SCHNITZER, S. A. Testing ecological theory with lianas. **New Phytologist**, v. 220, n. 2, p. 366-380, 2018.

SCHNITZER, S. A.; ESTRADA-VILLEGAS, S.; WRIGHT, S. J. The response of lianas to 20 yr of nutrient addition in a Panamanian forest. **Ecology**, v. 101, n. 12, p. e03190, 2020.

SCHNITZER, S. A.; FILIPPIS, D. M.; VISSER, M.; ESTRADA-VILLEGAS, S.; RIVERA-CAMAÑA, R.; BERNAL, B., PEREZ, S.; VALDEZ A.; VALDÉZ, S.; AGUILAR, A; DALLING, J. W. ; BROADBENT, E. N.; ZAMBRANO, A. M. A., HUBBELL, S. P. , LEÓN, M. G. Local canopy disturbance as an explanation for long-term increases in liana abundance. **Ecology Letters**, v. 24, n. 12, p. 2635-2647, 2021.

SOARES, C. P. B., PAULA NETO, F., & DE SOUZA, A. L. Dendrometria e Inventário Florestal. Ed 2. Viçosa: **Editora UFV**, 2012.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL; GRUPO DE TRABALHO SOBRE CIÊNCIA E POLÍTICA (2004). Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica), Tuscon, Arizona. 2004.

SAATCHI, S. S.; HOUGHTON, R. A.; SANTOS, R. C. A.; SOARES, J. V., & YU, Y. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global change biology*, v. 13, n. 4, p. 816-837, 2007.

TIBIRIÇÁ, Y. J. A.; COELHO, L. F. M.; MOURA, L. C. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. **Acta botânica brasílica**, v. 20, p. 339-346, 2006.

UNICEF BRASIL. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <<https://www.unicef.org/brazil/objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel>>. Acesso em Agosto de 2024.

VERYARD, R.; WU, J.; O'BRIEN, M. J.; ANTHONY, R.; BOTH, S.; BURSLEM, D. F.; CHEN, B.; CAGIGAL, E. F. M.; GODFRAY, H. C. J.; GODOONG, E.; LIANG, S. SCHMID, P. S. B.; WAI, Y.S.; XIE, J; REYNOLDS, G. & HECTOR, A. Positive effects of tree diversity on tropical forest restoration in a field-scale experiment. **Science Advances**, v. 9(37), eadf0938. 2023.

VANCUTSEM, C.; F. ACHARD; J. F. PEKEL; G. VIEILLEDENT; S. CARBONI; D. SIMONETTI; J. GALLEGGO; L.E. O. C. ARAGÃO; R. NASI. Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. **Science Advances**, v. 7, n. 10, p.1603, 2021.

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; PHILLIPS, O. L. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest. **Biogeosciences**, v. 6, n. 10, p. 2217-2226, 2009.

VAN DER HEIJDEN, G. M. F; POWERS J. S., SCHNITZER S. A. Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. **Proc Natl Acad Sci U S A**, v. 112, n. 43, p.13267-13271, 2015.

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; SCHNITZER S. A.; POWERS J. S.; PHILLIPS OL. Liana Impacts on Carbon Cycling, Storage and Sequestration in Tropical Forests **Biotropica**; v. 45, p. 682–692. 2013.

VÁSQUEZ-GRANDÓN, A.; DONOSO, P. J.; GERDING, V. Forest degradation: when is a forest degraded?. **Forests**, v. 9, n. 11, p. 726, 2018.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade?. **Ciência Florestal**, v. 20, p. 533-552, 2010.

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

WATSON, J.; DUDLEY, N.; SEGAN, D.; Hockings, M. The performance and potential of protected areas. **Nature**, v.515, p.67-73, 2014.

WOLOWSKI, M.; AGOSTINI, K.; RECH, A. R.; VARASSIN, I. G.; MAUÉS, M.; FREITAS, L.; CARNEIRO, L. T.; BUENO, R. O. CONSOLARO, H.; CAVALHEIRO, L.; SARAIVA, A. M. & SILVA, C. I. Relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil. São Carlos, SP: **Editora Cubo**, p. 93, 2019.

ZUUR, A.F.; IENO, E. N; WALKER, N.; SAVELIEV, A. A. SMITH, G.M. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. **Springer**. 596 p. 2009.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Material suplementar 1: Tabela de espécies de mudas plantadas em 2017 nas parcelas corte+plantio, em borda degradada de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil apresentando além dos nomes das espécies as suas respectivas famílias e classes sucessionais.

Espécie	Família	Classe Sucessional	Nome Popular
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex. Benth.) Burkart	Fabaceae	Pioneira	Farinha seca
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Verbenaceae	Pioneira	Lixa
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	Não Pioneira	Jequitibá-branco
<i>Centrolobium tomentosum</i> (Guillem. ex Benth)	Fabaceae	Não Pioneira	Araribá
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	Pioneira	Capixingui
<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae	Não Pioneira	Guamirim
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolaccaceae	Não Pioneira	Pau-d'alho
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	Pioneira	Mutambo
<i>Inga vera subsp. affinis</i> (DC.) T.D.Penn	Fabaceae	Não Pioneira	Ingá
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae	Pioneira	Fumo-bravo
<i>Trichilia hirta</i> L.	Meliaceae	Não Pioneira	Catiguá

Material suplementar 2: Resultados de modelos lineares mistos alternativos testando o efeito da ausência de manejo (controle), manejo com corte de trepadeiras (corte) e manejo com corte de trepadeiras e plantio de mudas de espécies arbóreas nativas (corte+plantio) na densidade de árvores e área basal. O efeito aleatório foi as parcelas onde o experimento foi conduzido, localizadas na borda degradada de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. Os modelos m_{cheio} contêm todos os efeitos fixos, os modelos m_{corte} incluem apenas o corte como um efeito fixo, os modelos $m_{\text{corte+plantio}}$ incluem apenas o corte+plantio como um efeito fixo e os modelos m_{vazio} não contêm efeitos fixos. As variáveis de resposta foram medidas antes do início do manejo (t_0), e 1 ano (t_1), 2 anos (t_2) e 8 anos (t_3) após o início do manejo.

Densidade de árvores (ind.ha⁻¹) em t_0

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos		AIC
		Standard deviation		Estimate	
m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	89,99	Intercept (controle)	579,25	483,68
	Residual	160,62	corte	59,50	
			corte+plantio	67,92	
m_{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	89,83	Intercept (controle)	616,21	481,83
	Residual	160,87	corte	25,54	
$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	90,35	Intercept (controle)	609,00	481,57
	Residual	160,00	corte+plantio	38,17	
m_{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	91,42	Intercept (controle)	621,7	480,04
	Residual	158,18			

Densidade de árvores (ind.ha⁻¹) em t_1

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos		AIC
		Standard deviation		Estimate	
m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	77,93	Intercept (controle)	583,83	481,71
	Residual	162,12	corte	57,67	
			corte+plantio	60,00	
m_{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	78,36	Intercept (controle)	613,83	480,59
	Residual	161,49	corte	27,67	
$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	78,51	Intercept (controle)	612,67	480,52
	Residual	161,27	corte+plantio	31,17	
m_{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	80,11	Intercept (controle)	623,1	478,83
	Residual	158,90			

Densidade de árvores (ind.ha⁻¹) em t2

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos		AIC
		Standard deviation		Estimate	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	84,14	Intercept (controle)	599,55	485,59
	Residual	170,46	corte	47,83	
			corte+plantio	44,83	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	85,59	Intercept (controle)	622,17	484,03
	Residual	168,27	corte	25,42	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	85,45	Intercept (controle)	623,67	484,10
	Residual	168,49	corte+plantio	20,92	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	87,45	Intercept (controle)	630,6	482,22
	Residual	165,38			

Densidade de árvores (ind.ha⁻¹) em t3

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos			AIC
		Standard deviation		Estimate	Standard error	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	84,58	Intercept (controle)	309,25	56,99	488,46
	Residual	178,39	corte	180,92	72,83	
			corte+plantio	263,67	72,83	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	39,62	Intercept (controle)	441,08	46,32	497,68
	Residual	220,40	corte	49,08	77,92	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	69,05	Intercept (controle)	399,71	44,96	492,40
	Residual	197,43	corte+plantio	173,21	69,80	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	44,46	Intercept (controle)	457,44	38,47	496,09
	Residual	217,61				

Área basal de árvores (m².ha⁻¹) em t0

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos		AIC
		Standard deviation		Estimate	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,679	Intercept (controle)	18,4167	259,45
	Residual	7,909	corte	-0,5833	
			corte+plantio	1,1667	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,900	Intercept (controle)	19,000	257,60
	Residual	7,758	corte	-1,167	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,923	Intercept (controle)	18,125	257,49
	Residual	7,741	corte+plantio	1,458	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	2,072	Intercept (controle)	18,61	255,78
	Residual	7,625			

Área basal de árvores (m².ha⁻¹) em t1

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos		AIC
		Standard deviation		Estimate	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,614	Intercept (controle)	17,0000	258,74
	Residual	7,841	corte	0,8333	
			corte+plantio	2,5000	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,719	Intercept (controle)	18,2500	257,39
	Residual	7,774	corte	0,4167	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,854	Intercept (controle)	17,417	256,81
	Residual	7,680	corte+plantio	2,083	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	1,943	Intercept (controle)	18,11	255,42
	Residual	7,614			

Área basal de árvores (m².ha⁻¹) em t2

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos		AIC
		Standard deviation		Estimate	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,468	Intercept (controle)	17,0833	258,96
	Residual	7,839	corte	0,8333	
			corte+plantio	2,3333	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,607	Intercept (controle)	18,2500	257,53
	Residual	7,811	corte	-0,3333	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,731	Intercept (controle)	17,500	257,04
	Residual	7,731	corte+plantio	1,971	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	1,849	Intercept (controle)	18,14	255,54
	Residual	7,649			

Área basal de árvores (m².ha⁻¹) em t3

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos			AIC
		Standard deviation		Estimate	Standard error	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,546	Intercept (controle)	10,667	2,808	272,81
	Residual	9,604	corte	5,167	3,921	
			corte+plantio	6,583	3,921	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,0000	Intercept (controle)	13,958	2,036	273,71
	Residual	9,974	corte	1,875	3,526	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	1,185	Intercept (controle)	13,250	2,021	272,63
	Residual	9,756	corte+plantio	4,000	3,449	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	0,974	Intercept (controle)	14,583	1,662	272,01
	Residual	9,826				

Material suplementar 3: Resultados de modelos lineares mistos alternativos, testando o efeito da ausência de manejo (controle), manejo com corte de trepadeiras (corte) e manejo com corte de trepadeiras e plantio de mudas de espécies arbóreas nativas (corte+plantio) na porcentagem de árvores mortas, densidade e diversidade de mudas, e densidade e área basal de trepadeiras. Para a riqueza de mudas, foram usados modelos lineares mistos generalizados com distribuição de Poisson dos resíduos. O efeito aleatório em todos os modelos foi as parcelas onde o experimento foi conduzido, localizadas na borda degradada de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. Os modelos m_{cheio} contêm todos os efeitos fixos, os modelos m_{corte} incluem apenas o corte como um efeito fixo, os modelos $m_{\text{corte+plantio}}$ incluem apenas o corte+plantio como um efeito fixo e os modelos m_{vazio} não contêm efeitos fixos. As variáveis de resposta foram medidas 8 anos após o início do manejo.

Árvores mortas (%)

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos			AIC
		Standard deviation		Estimate	Standard error	
m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,000	Intercept (controle)	16,417	1,509	228,13
	Residual	5229	corte	-8,167	2,135	
			corte+plantio	-6,917	2,135	
m_{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,000	Intercept (controle)	12,598	1,207	236,07
	Residual	5,914	corte	-4,708	2,091	
$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,000	Intercept (controle)	12,333	1,263	239,35
	Residual	6,189	corte+plantio	-2,833	2,188	
m_{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	0,000	Intercept (controle)	11,389	1,041	239,08
	Residual	6,249				

Densidade de Regenerantes (ind.ha⁻¹)

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos			AIC
		Standard deviation		Estimate	Standard error	
m_{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	609,9	Intercept (controle)	2518,6	632,5	662,66
	Residual	2104,6	corte	1166,7	859,2	
			corte+plantio	574,2	859,2	
m_{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	638,4	Intercept (controle)	2805,7	462,7	661,15
	Residual	2079,1	corte	879,6	735,1	
$m_{\text{corte+plantio}}$ (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	563,8	Intercept (controle)	3101,917	466,7	662,60
	Residual	2142,9	corte+plantio	-9,167	757,6	
m_{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	617,8	Intercept (controle)	3098,9	392,5	660,60
	Residual	2097,8				

Diversidade de regenerantes conforme o Índice de Margalef

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos			AIC
		Standard deviation		Estimate	Standard error	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	3,977e ⁻¹⁰	Intercept (controle)	1,3333	0,3466	122,21
	Residual	1,201	corte	0,9167	0,4902	
			corte+plantio	1,3333	0,4902	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,000	Intercept (controle)	2,000,	0,2672	127,49
	Residual	1,309	corte	0,2500	0,4628	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,000	Intercept (controle)	1,7917	0,2540	123,83
	Residual	1,244	corte+plantio	0,8750	0,4399	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	0,000	Intercept (controle)	2,0833	0,2159	125,80
	Residual	1,296				

Riqueza de Regenerantes

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos			AIC
		Standard deviation		Estimate	Standard error	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,2157	Intercept (controle)	1,2988	0,1624	175,28
	Residual		corte	0,6241	0,1842	
			corte+plantio	0,4274	0,1911	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,2157	Intercept (controle)	1,5352	0,1141	178,37
	Residual		corte	0,3878	0,1434	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,2157	Intercept (controle)	1,65877	0,10952	185,25
	Residual		corte+plantio	0,06744	0,14873	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	0,2157	Intercept (controle)	1,68175	0,09648	183,46
	Residual					

Densidade de trepadeiras (ind.ha⁻¹)

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos			AIC
		Standard deviation		Estimate	Standard error	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	1318	Intercept (controle)	29945	1876	741,10
	Residual	6365	corte	-16019	2598	
			corte+plantio	-22852	2598	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	0	Intercept (controle)	18519	2356	781,56
	Residual	11539	corte	-4593	4080	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	0	Intercept (controle)	21935	1896	765,94
	Residual	9289	corte+plantio	-14843	3284	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	0	Intercept (controle)	16988	1931	780,88
	Residual	11583				

Área basal de trepadeiras (m².ha⁻¹)

modelo alternativo	Efeito aleatório		Efeitos fixos			AIC
		Standard deviation		Estimate	Standard error	
m _{cheio} (corte e corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,1064	Intercept (controle)	1,5190	0,2043	84,11
	Residual	0,6996	corte	-1,0792	0,2856	
			corte+plantio	-14008	0,2856	
m _{corte} (corte como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,0000	Intercept (controle)	0,8186	0,1862	101,50
	Residual	0,9123	corte	-0,3788	0,3226	
m _{corte+plantio} (corte+plantio como efeito fixo)	parcela (intercept)	0,0000	Intercept (controle)	0,9794	0,1698	94,83
	Residual	0,8316	corte+plantio	-0,8612	0,2940	
m _{vazio} (sem efeito fixos)	parcela (intercept)	0,0000	Intercept (controle)	0,6923	0,1529	100,93
	Residual	0,9173				