

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

PATRICK RICARDO CÂNDIDO GONÇALVES BARBOZA

**ESTRUTURA FLORESTAL, SERRAPILHEIRA E ATRIBUTOS DO
SOLO EM BORDA DE FLORESTA TROPICAL COM MANEJO DE
TREPADERAS POR SEIS ANOS**

SÃO CARLOS
2023

PATRICK RICARDO CÂNDIDO GONÇALVES BARBOZA

ESTRUTURA FLORESTAL, SERRAPILHEIRA E ATRIBUTOS DO SOLO
EM BORDA DE FLORESTA TROPICAL COM MANEJO DE TREPADERAS
POR SEIS ANOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof.^a Dra. Raquel Stucchi Boschi

Coorientadora: Prof.^a Dra. Andréa L. T. de Souza

SÃO CARLOS, SP
2023

Barboza, Patrick Ricardo Cândido Gonçalves

Estrutura florestal, serrapilheira e atributos do solo em
borda de Floresta Tropical com manejo de trepadeiras
por seis anos / Patrick Ricardo Cândido Gonçalves
Barboza -- 2023.
37f.

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

Orientador (a): Raquel Stucchi Boschi

Banca Examinadora: Raquel Stucchi Boschi, Luciano
Elsinor Lopes, Renata Cristina Bovi

Bibliografia

1. Fragmento Florestal. 2. Manejo de trepadeira. 3.
Qualidade do solo. I. Barboza, Patrick Ricardo Cândido
Gonçalves. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Ronildo Santos Prado - CRB/8 7325



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Patrick Ricardo Candido Gonçalves Barboza, realizada em 04/08/2023.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Raquel Stucchi Boschi (UFSCar)

Prof. Dr. Luciano Elsinor Lopes (UFSCar)

Profa. Dra. Renata Cristina Bovi (UNESP)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

AGRADECIMENTOS

Nada mais honroso do que começar agradecendo à família, DÁDIVA DIVINA, bem que nos acolhe em todos os momentos e são o diferencial por estarem ali nos momentos em que mais precisamos, os mais difíceis, complicados e turbulentos. Meus pais Vicente e Marlene, motivo essencial resultante deste trabalho e esforço, para os quais dedico cada minuto empenhado, sendo esta uma singela homenagem frente a tudo que passaram e batalharam para que hoje pudesse concluir mais um ciclo da minha vida. À minha irmã Paloma pela paciência, primeiramente de ser minha irmã (não deve ser fácil!), e por todo apoio técnico concedido quando mais precisei, contribuindo sobremaneira para a conclusão deste. Ao meu filho Ryan que, mesmo distante, irrigou meu coração de perseverança e me fez amadurecer como ser humano, redobrando meus esforços para conquistar meus objetivos sempre no caminho da retidão e honestidade, para que ele tenha em mim uma opção de referência e base para ser o homem que quiser ser... Finalizo essa primeira parte com um agradecimento especial à minha namorada, Aline pelo carinho e compreensão, dos dias que abriu mão de seu tempo e passou ao meu lado enquanto produzia essa dissertação, pelas palavras de motivação e confiança, essenciais para fazer com que esse caminho fosse menos tortuoso.

À minha orientadora Prof.^a Dra. Raquel Stucchi Boschi, por ter me aceitado e contribuído para que aquele projeto embrionário tomasse corpo e pudesse ocorrer com a devida maestria que um trabalho dessa envergadura demanda, sempre acompanhando, corrigindo e apoiando. Conte sempre comigo como amigo e eterno aluno!

À minha coorientadora Prof.^a Dra. Andréa Lúcia Teixeira de Souza, uma verdadeira mãe, que modelou e estruturou as ideias necessárias, ajudando a caminhar com o trabalho para que chegasse com clareza até onde chegou. Me lembro da fita métrica emprestada no primeiro dia de orientação para coleta de amostras com a seguinte advertência: “cuidado para não perder pois todas que empresto não voltam!”, e não deu outra, perdi! Mas como diz o ditado: “A dívida é logo paga, quando o devedor tem vergonha na cara”. Estou com a vergonha em dia!

Aos policiais militares da Polícia Ambiental, Cabos Belini, Fábio, Marcos e Oliveira, pelo apoio nos trabalhos de campo necessários, que contribuíram para a agilidade e uniformidade das amostragens, refletindo em um trabalho transparente.

Aos Prof. Dr. Ricardo Augusto Viani, Prof. Dra. Vânia Regina Pivello e Prof. Dra Maria Tereza Grombone-Guaratinia pela participação na banca de qualificação do trabalho escrito, em especial à Prof. Dra Renata Cristina Bovi e Prof. Dr. Luciano Elsinor Lopes pela composição na banca de defesa. Todas as sugestões, correções e discussões serviram para enriquecer a dissertação.

A todo corpo docente do DCAM, em especial àqueles pelos quais tive a honra de participar

das aulas promovidas, agregando conhecimento e experiência suficientes para aguçar meu senso crítico e de como enxergar o meio ambiente, me tornando capaz desse maravilhoso dom de difusão do conhecimento.

Meus colegas da turma, ingressantes em 2020, pela convivência, mesmo que de maneira remota, contribuindo com experiências profissionais e de vida, melhor palco para a aplicação dos conhecimentos obtidos.

Aos funcionários do DCAM e PPGCAM pela ajuda e disponibilidade mesmo com as dificuldades que o momento pandêmico nos trouxe.

Findo com o agradecimento à instituição Universidade Federal de São Carlos que, por meio do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCAM), possibilitou a realização de um sonho, não só meu, mas de muitos pais, mães, irmãos, irmãs, filhos, filhas, netos e netas espalhados pelo mundo afora!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

Barboza, P. R. C. G. – Estrutura florestal, serrapilheira e atributos do solo em borda de floresta tropical com manejo de trepadeiras por seis anos. 2023 – 42p: Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos – 2023.

O Parque Estadual da Vassununga (PEV), no município de Santa Rita do Passa Quatro - SP, é uma Unidade de Conservação estadual, possuidora de vasta diversidade em fauna e flora, composta por formações de Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual - FES) e Cerrado, caracterizando-se como área de transição entre estes biomas. Sua composição estratificada em diversas glebas e histórico de perturbações exógenas propiciaram o aumento na população de trepadeiras. Neste trabalho, avaliamos as possíveis alterações na estrutura da floresta, serrapilheira e nos atributos químicos do solo de FES em áreas de borda após seis anos de manejo por corte anual de trepadeiras. Foram marcadas 27 (10x10m) parcelas próximo à borda, sendo 14 em áreas que não receberam nenhum tipo de manejo, controle (C) e outras 13 que sofreram um corte anual de trepadeiras (M) na época seca. Amostras de serrapilheira e solo foram coletadas com o intuito de avaliar as diferenças na massa seca e atributos químicos do solo. A estrutura da floresta e serrapilheira não diferiram de forma significativa em parcelas manejadas e não manejadas. Contudo, foi possível verificar alterações químicas no solo manejado, como teores dobrados de Al (de 4,9 mmol/dm³ para 9 mmol/dm³), menor pH (de 4,7 para 4,5), e menor teor de matéria orgânica (~10%), sugerindo uma alteração no solo.

Palavras-chave: fragmento florestal, efeito de borda, hiperabundância e manejo de trepadeiras, restauração florestal, qualidade do solo.

ABSTRACT

The Vassununga State Park (PEV), in the municipality of Santa Rita do Passa Quatro - SP, is a State Conservation Unit, possessing vast diversity in fauna and flora, composed of formations of Atlantic Forest (Semideciduous Seasonal Forest) and Cerrado, characterized as a transition area between these biomes. Its stratified composition in several plots and history of exogenous disturbances have propitiated an increase in the population of vines. In this work, we evaluated possible changes in forest structure, litterfall and soil chemical attributes of semideciduous seasonal forest in edge areas after six years of management by annual cutting of vines. Twenty-seven (10x10m) plots were marked near the edge, 14 of them in areas that did not receive any management, control (C), and another 13 that underwent an annual vine cutting (M) during the dry season. Samples of litterfall and soil were collected to assess differences in dry mass and soil chemical attributes. Forest and litterfall structure did not differ significantly in managed and unmanaged plots. However, it was possible to verify chemical changes in the managed soil, such as doubled Al content (from 4.9 mmol_c/dm³ to 9 mmol_c/dm³), lower pH (from 4.7 to 4.5), and lower organic matter content (~10%), suggesting a change soil.

Keywords: forest fragment, edge effect, hyperabundance and climbing plant management, forest restoration, soil quality.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	5
RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO	10
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1. Área de estudo	14
3.2. Desenho Experimental	16
3.3. Análise dos dados	21
4. RESULTADOS	21
5. DISCUSSÃO	26
6. CONCLUSÃO	29
7. REFERÊNCIAS	30

1. INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica é composta predominantemente por dois tipos de vegetação: a floresta costeira ou floresta atlântica e a floresta tropical sazonal ou floresta atlântica semidecídua e apresenta a segunda maior biodiversidade das Américas (MORELLATO & HADDAD, 2000).

Por se localizar em região que abriga mais de 70% de toda a população brasileira, geradora de boa parte do produto interno bruto (PIB), esse bioma sofreu intenso processo de degradação ao longo da história, fruto do contínuo avanço antrópico, tanto urbanístico quanto agroindustrial (MARQUES et al., 2016), chegando a registros recentes de apenas 12,4% da floresta existente originalmente, sendo que 80% desta está presente em áreas privadas (SOSMA, 2021). No estado de São Paulo, o saldo é 32,6% das florestas que existiam originalmente (IF, 2020), onde esforços governamentais, acadêmicos e de próprios integrantes da sociedade civil tem se mostrado relevantes para preservar e conservar esse remanescente, gerando políticas públicas favoráveis inclusive a restauração de florestas degradadas, além de relevantes estudos contributivos à ciência e compreensão das peculiaridades desse bioma. Viani (2015) salientou a importância de um sólido planejamento de restauração ecológica, independentemente do nível de degradação ou fragmentação, incluindo Unidades de Conservação próximas às áreas urbanas, onde estudos têm sido conduzidos com enfoque no combate à hiperabundância de espécies invasoras, exótica ou nativas, principalmente trepadeiras, bambus, entre outras, e seu possível impacto nas comunidades vegetais.

Distúrbios de origem antrópica, principalmente os associados ao processo de fragmentação e aumento do efeito de borda favorecem a proliferação e o aumento de biomassa de lianas em florestas tropicais (SCHNITZER & BONGERS, 2002, 2011; SCHNITZER, 2015). Lianas (trepadeiras lenhosas) são plantas heliófitas que se utilizam das árvores para alcançar o dossel da floresta (PUTZ & CHAI, 1987; SCHNITZER, 2018) estabelecendo, dessa forma, uma relação antagonista com sua estrutura de suporte (LAURANCE et al., 2001). Nas regiões neotropicais, lianas representam cerca de 15-45 % da diversidade florística (PÉREZ-SALICRUP et al., 2001; SCHNITZER & BONGERS, 2002; GALLAGHER, 2015), 5 % da biomassa lenhosa, 24-30 % serapilheira (HERGATY, 1991; GERWING & FARIAS, 2000).

Durante as últimas décadas as pesquisas se propuseram a avaliar os efeitos negativos associados à superabundância (PIVELLO et al., 2021) de lianas: limitação das taxas de crescimento e produtividade e ao aumento da mortalidade arbórea (ALVAREZ-CASINO et al., 2015; TOBIN et al., 2012; CÉSAR et al., 2016; VENEGAS-GONZÁLES et al., 2017), redução da biomassa total das florestas e, conseqüentemente a redução do estoque de carbono (SCHNITZER, 2015) ao aumento de filtros ambientais que podem limitar a velocidade da sucessão ecológica (RONQUIM,

2010; GIRÃO, 2015; MARTÍNEZ-IZQUIERDO et al., 2016), além da competição com regenerantes inclusive abaixo do solo, a nível de função das raízes (ALMEIDA et al., 2017) e ciclagem de carbono (HEIJDEN, 2015). Contudo, alguns estudos têm avaliado o papel das trepadeiras na alimentação de mamíferos, folívoros, frugívoros, polinizadores e artrópodes, na movimentação da fauna através de fragmentos florestais, na diversidade de formigas e no aumento da diversidade nos programas de restauração (por exemplo, MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1996; LE BOURLEGAT et al., 2013; ADAMS et al., 2019a, 2019b; CUDNEY-VALENZUELA et al., 2021).

Nesse contexto, a literatura também aponta diferentes efeitos da remoção de trepadeiras nas comunidades de espécies arbóreas em ecossistemas florestais como ganho de biomassa e área basal (CESAR et al., 2016; MARSHALL et al., 2016; JORDÃO, 2009; CAMPELLO, 2012; INGWELL et al., 2010), ao passo que áreas adjacentes, normalmente menos complexas, influíram no microclima e atributos do solo da floresta (BETTEZ et al., 2013; HOFMEISTER et al., 2013; WUYTS et al., 2013; BARROS & FEARNSIDE, 2016; NOVAIS et al., 2016; SCHRÖDER & FLEIG, 2017; MEEUSSEN et al., 2020).

Alterações nas espécies e comunidades de fauna e flora também foram apontadas (HOFMEISTER et al., 2013; SANTOS et al., 2014; NUMATA et al., 2017; MEEUSSEN et al., 2020), como exemplo das respostas da fauna no sentido de maior ou menor incidência em decorrência das próprias alterações das características da borda para o interior e disponibilidade de alimento (NOREIKA & KOTZE, 2012) ou na produção e decomposição de serapilheira (RIUTTA et al., 2012; MORENO et al., 2014; DODONOV et al., 2017; REMY et al., 2018).

Mudanças nas comunidades vegetais refletem em alterações nos processos ecossistêmicos incluindo os atributos físicos e químicos do solo. As trepadeiras são plantas de altas taxas de crescimento e, portanto, de alta produtividade e sua produção de folhas parece ser relativamente muito mais alta quando comparada com as árvores. Segundo Tang et al. (2012) apesar da biomassa de trepadeiras alcançar no máximo 5% da biomassa total da floresta, a produção de serapilheira advinda de trepadeiras é desproporcionalmente grande quando comparadas com a produção de árvores, chegando em média a 36% da biomassa de folhas produzidas. Além disto, segundo estes autores, as folhas produzidas por trepadeiras tem uma menor massa por unidade de área e a concentração de nitrogênio nas folhas é em média 30,8% maior e de fósforo 75% maior do que nas folhas de árvores, o que resulta em maiores taxas e velocidade de decomposição. Estas diferenças devem aumentar a ciclagem de nutrientes no solo, porém informações a cerca do impacto da retirada de trepadeiras no solo de ecossistemas florestais ainda são escassas.

Neste estudo, verificamos o efeito de seis anos de corte anual de plantas trepadeiras na

estrutura da floresta, serrapilheira e nos atributos químicos do solo, nas bordas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (FES) do Parque Estadual Vassununga, no estado de São Paulo. Para isso, avaliamos área basal (individual e total), diâmetro na altura do peito médio, estratificação, densidade, massa seca de serrapilheira, e atributos químicos do solo, em áreas manejadas e controle. Dessa forma, a hipótese do trabalho é de que o manejo de trepadeiras interferem na estrutura da floresta, serrapilheira e atributos químicos do solo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Florestas tropicais tem as plantas trepadeiras como constituintes matriz, sendo integrantes naturais de alguns ecossistemas florestais (MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1996; ENGEL et al., 1998; ARROYO-RODRÍGUES et al., 2015).

Representando cerca de 25% da diversidade e abundância (SCHNITZER & BONGERS, 2002), define-se como plantas que dependem de suporte para seu crescimento, pois mesmo que enraizadas no solo, possuem caule incapaz de se manter ereto (ACEVEDO-RODRÍGUEZ, 2005), realizando apoio e fixação em espécies arbóreas existentes (forófito). Lianas estão inclusas nessa denominação, definidas especificamente como espécies de trepadeiras mais lenhosas, confundidas com o termo mais genérico.

A fragmentação das florestas (LAURANCE et al., 2001) e abertura de clareiras (UDULUTSCH et al., 2004) se mostraram favoráveis às trepadeiras quando da competição por água e nutrientes para com a estrutura suporte (SCHNITZER, 2005; DEWALT et al., 2010), havendo clara relação com alterações nas condições do ambiente físico da floresta (efeitos abióticos).

Ecossistemas adjacentes como pastagens, estradas, cultivos agrícolas ou fragmentos de regeneração secundária podem resultar em alterações no ecossistema florestal (MURCIA et al., 1995; HADDAD et al., 2015) e efeitos diretos sobre a fauna e flora (HOFMEISTER et al., 2013; SANTOS et al., 2014; NUMATA et al., 2017; MEEUSSEN et al., 2020) como, aumento da abundância de espécies invasoras (PIVELLO et al., 1999; HONNAY et al., 2002; CILLIERS et al., 2008), de plantas trepadeiras nativas (LAURANCE et al., 2001), entre outras.

Por outro lado, a alta densidade de trepadeiras em florestas tropicais e sua característica de se manterem verdes em estação seca, fazem com que contribuam para a transpiração dessas florestas, bem como inibem a regeneração de árvores, reduzindo a quantidade de carbono sequestrado convertido em biomassa vegetal (SCHNITZER & BONGERS, 2002), interferindo na regeneração florestal, manutenção da diversidade, e assim na dinâmica florestal do sistema (UDULUTSCH et al., 2010).

Levantamentos florísticos de trepadeiras da FES e mata ciliar no Vale do Rio Araguari-MG, apresentaram 58% das espécies pertencentes as famílias Malpighiaceae, Bignoniaceae, Convolvulaceae, Apocynaceae e Sapindaceae (VARGAS et al., 2013). Já em Mata Atlântica nordestina 41,6% foi representado por Fabaceae, Bignoniaceae e Convolvulaceae (PINHEIRO et al., 2020). As famílias mais abundantes encontradas em um Parque Estadual no estado de São Paulo foram Asteraceae, Malpighiaceae e Bignoniaceae (MONZOLI, 2020).

Em que pese ser integrante nativo de alguns ecossistemas, sejam estas tropicais ou neotropicais, a relação que as trepadeiras tem com a floresta e demais componentes do ambiente, tende a se modificar principalmente nas bordas (CASTRO, 2008), influenciada pela fitofisionomia dominante e das características das áreas do entorno (DIDHAM & LAWTON, 1999; DODONOV et al., 2013; VAUGHN et al., 2014).

Estudos relativos aos impactos causados pelo aumento de plantas trepadeiras em ecossistemas florestais, tem mostrado efeitos negativos nas comunidades de espécies arbóreas (PIVELLO et al., 2021), tais como, limitação das taxas de crescimento, produtividade e aumento da mortalidade de indivíduos adultos de espécies arbóreas (TOLEDO-ACEVES, 2008; INGWELL et al., 2010; TOBIN et al., 2012; ALVAREZ-CASINO et al., 2015; CÉSAR et al., 2016; VENEGAS-GONZÁLEZ et al., 2017), além de gerar alterações nos filtros ambientais que podem limitar o recrutamento de regenerantes (ALMEIDA et al., 2017; SANTOS, 2019). Conseqüentemente, estas alterações podem diminuir a velocidade da sucessão ecológica, em decorrência das alterações das características abióticas e da disponibilidade de recursos (RONQUIM, 2010; GIRÃO, 2015; MARTÍNEZ-IZQUIERDO et al., 2016).

Almeida et al. (2017) mostrou que a competição com as trepadeiras pode restringir o desenvolvimento de indivíduos regenerantes de espécies arbóreas, com o domínio de trepadeiras sob mesmas condições iniciais de desenvolvimento. Da mesma forma, um estudo conduzido no Panamá entre 1996 e 2007 monitorou por 10 anos a influência do desenvolvimento de trepadeiras na sobrevivência e crescimento de indivíduos arbóreos e mostrou que 21% das árvores livres de infestação de trepadeiras morreram em comparação com 42%, de morte para árvores com mais de 75% da copa infestada (INGWELL et al., 2010). Condições climáticas mais severas e adversas, relacionadas, por exemplo, ao calor, seca e elevadas taxas de dióxido de carbono na atmosfera, tem sido mais comuns no planeta favorecendo mais o crescimento de trepadeiras quando comparadas com espécies arbóreas (SCHNITZER, 2005). Cesar et al. (2016) evidenciam um ganho de biomassa em pelo menos 51% das árvores e arbustos existentes em determinado fragmento florestal regenerante com remoção de trepadeiras ruderais. Resultados semelhantes foram registrados em florestas na África com cinco anos de manejo de trepadeiras (MARSHALL et al., 2016). Jordão

(2009) apresentou resultados convergentes, pois o controle de trepadeiras permitiu um melhor desenvolvimento em altura e diâmetro das unidades arbóreas de FES, influenciando positivamente o banco de sementes ao passo que Rosalin (2019) não encontrou o mesmo resultado de melhorias no banco de sementes em área de FES situada em Araras-SP, na qual houve controle de trepadeiras. Campello (2012), num estudo conduzido numa floresta subtropical da Argentina, mostrou que o controle de trepadeiras por meio de poda levou a uma diminuição da área basal das próprias manejadas, mas esse manejo resultou em uma forte regeneração das mesmas. O resultado na comunidade de espécies arbóreas foi de um pequeno aumento na área basal dos indivíduos, não havendo, porém, aumento de indivíduos regenerantes. Além disso, foi observada queda na infestação das trepadeiras no bioma como um todo ao longo de 10 anos de manejo se comparado a parcela controle, porém em volume que não mostrou um custo-benefício vantajoso. Assim, constatamos uma grande variação nos resultados sobre os efeitos do manejo de trepadeiras nas comunidades de espécies arbóreas em ecossistemas florestais e novos estudos são necessários para subsidiar de maneira mais robusta os efeitos do manejo de trepadeiras em florestas tropicais e espessar o rol de possíveis ações visando a conservação de áreas naturais.

Encontramos ainda mais dificuldade em obter informações sobre o efeito do manejo de trepadeiras no solo das florestas, considerando que a degradação e fragmentação conferem a mesma instabilidade do bioma ao solo assim potencializada pelo diminuto tamanho (DE VASCONCELOS, 2019), variando atributos físicos como densidade, umidade e peso específico em sua borda, frente à ações antrópicas (CUNHA et al., 2013), conforme a classificação e distinção edáfica da região (ALMEIDA, 2016), dados que influem na aplicação de um plano de restauração eficiente e justificam os questionamentos do presente trabalho. Verifica-se a possível relação entre controle de trepadeiras em florestas degradadas e atributos contidos na estrutura da floresta, serrapilheira e condição em que se encontra o solo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

As glebas Capetinga estão inseridas na Unidade de Conservação denominada Parque Estadual Vassununga (PEV), localizada no município de Santa Rita do Passa Quatro - SP (21° 54' 44" S e 47° 35' 6", Projeção UTM, fuso 23, Datum horizontal, SIRGAS 2000). O PEV é uma Unidade de Conservação legal (Decretos Estadual nº 52.546 de 26 de outubro de 1970 e nº 52.720 de 12 de março de 1971) constituída por seis glebas: Praxedes, Pé-de-Gigante, Capetinga Oeste, Capetinga Leste, Capão da Várzea e Maravilha (SÃO PAULO, ESTADO, 2020), perfazendo um

total de 2.069,23 ha. Com exceção da gleba Pé-de-Gigante, que é coberto por vegetação de Cerrado, as outras cinco são cobertas por Floresta Estacional Semidecidual, sendo a região transicional entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica, possuidora de alta diversidade em fauna e flora.

A área em que o estudo foi conduzido (Figura 1) é cortada pela Rodovia Anhanguera, SP-330, recebendo assim influência antrópica, principalmente pelo histórico de incêndios florestais nas regiões de borda (anteriores a 1970). Assim, o fragmento florestal Capetinga, é separado nas porções Leste e Oeste.

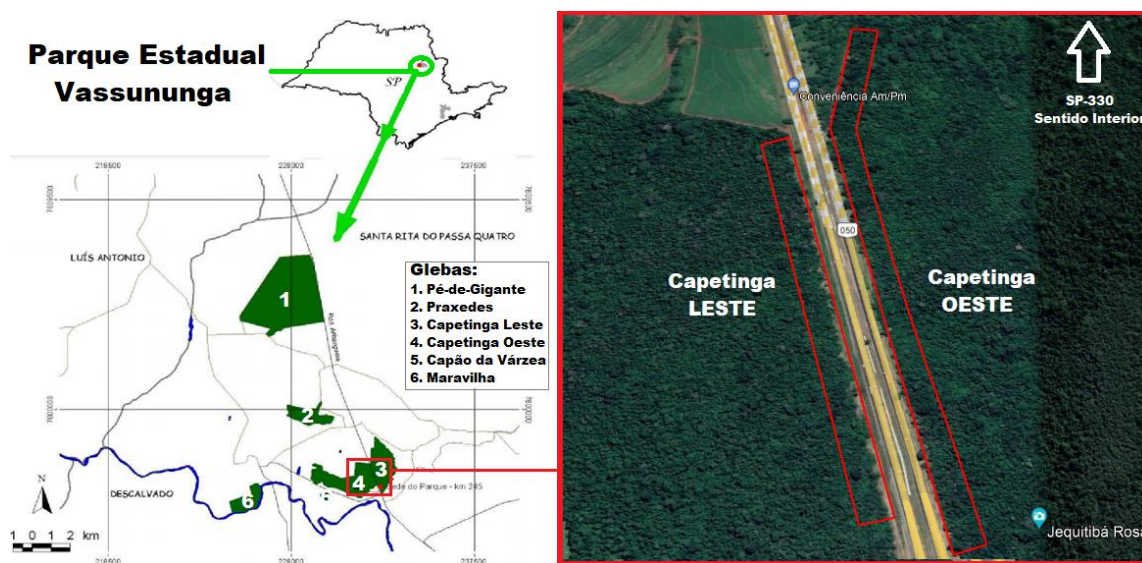


Figura 1. Localização das glebas do PEV, com destaque para as glebas 3 e 4 (Capetinga Leste e Oeste), local de condução do experimento, próximo a sede do parque. Fonte: Adaptado de PLANO DE MANEJO PEV (2009).

A Capetinga Oeste é constituída de vegetação característica da FES com porte arbóreo médio a alto, dossel relativamente aberto e com presença de cipós. As espécies arbóreas de maiores índices de valor de importância são *Alchornea iricurana*, *Cariniana legalis*, *Metrodorea nigra* e *Astronium graveolens* (VIEIRA et al., 1989). Na Capetinga Leste o porte arbóreo também é alto e a estrutura do dossel é uniforme e sem alterações significativas, sendo *Metrodorea nigra*, *Aspidosperma ramiflorum*, *Astronium graveolens*, *Croton floribundus* e *Trichilia catigua* as que apresentam os maiores índices de valor de importância (IVI) (BERTONI et al., 1992). Domene (2021) relatou *Forsteronia glabrescens*, *Serjania* sp. e *Banisteriopsis* sp. como as espécies nativas de trepadeiras mais recorrentes nas bordas desta floresta. Nos entornos tem como atividades agrícolas principalmente o cultivo de cana-de-açúcar e eucalipto.

O clima da região, segundo classificação de Köppen-Geiger (1948), é Cwa (subtropical

úmido), temperado macrotérmico, com chuvas moderadas ocorrendo no período de novembro a março e inverno seco não rigoroso, este mais latente entre junho e agosto. A precipitação pluviométrica média da região é de 1.498 mm (PIRES NETO et al., 2005) e temperaturas médias mensais variando entre 19 e 24°C (RODRIGUES et al., 2019).

A borda, onde as parcelas foram delimitadas para o presente estudo, está contida geomorfologicamente em área de cuestras cuja litologia predominantemente são rochas basálticas tubulares e rochas sedimentares tubulares, compondo assim província morfológica de Cuestras Basálticas, havendo na área solos do tipo Latossolos Vermelho Escuro e Latossolo Vermelho Amarelo, Neossolo Litólico, Neossolo Quartzarênico e Gleissolo Háptico ou Gleissolo Melânico (PLANO DE MANEJO PEV, 2020) (Figura 2), com textura variando entre média, argilosa e muito argilosa.

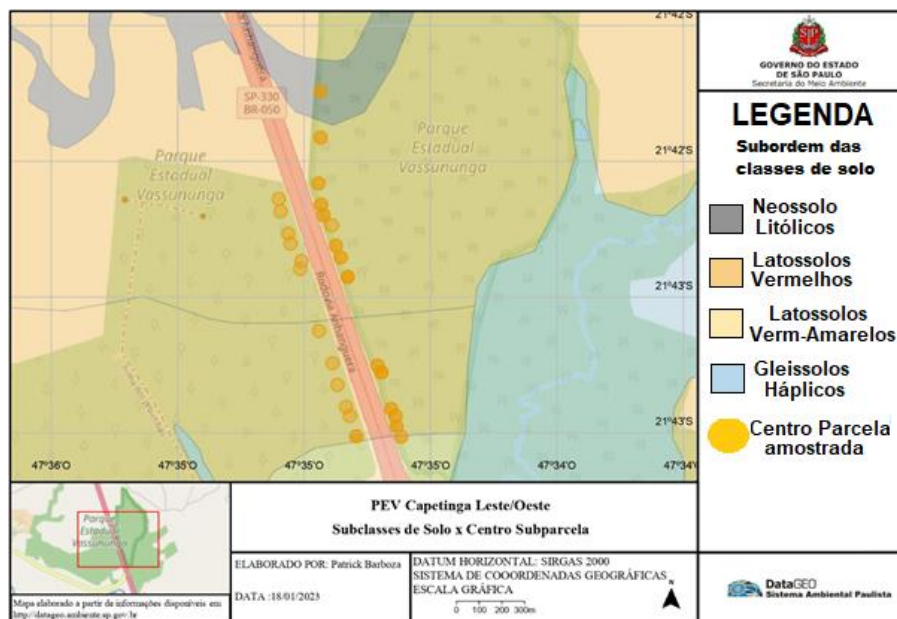


Figura 2. Área de estudo com indicação das parcelas amostradas e disposição das classes de solo. Fonte: adaptado DATAGEO (2023).

3.2. Desenho Experimental

Em 2014, com o objetivo de avaliar o efeito da retirada de trepadeiras na sobrevivência e crescimento de espécies arbóreas, Domene (2021), pelo Laboratório de Silvicultura e Pesquisas Florestais (Laspef) do Centro de Ciências Agrárias CCA/UFSCar, demarcou 54 parcelas na faixa perpendicular a borda medindo 45x44m (< 50m - indicativo da influência de borda) (LAURANCE, 1998), sendo distribuídas aleatoriamente em ambas as Capetingas com características e condições fitofisionômicas iniciais, metade delas preservadas, sem nenhum tipo de manejo, consideradas aqui

como testemunha, controle (C), e outra metade que sofreram manejo, que consistiu em um único corte anual (1m de altura) de trepadeiras durante seis anos (Figura 3).

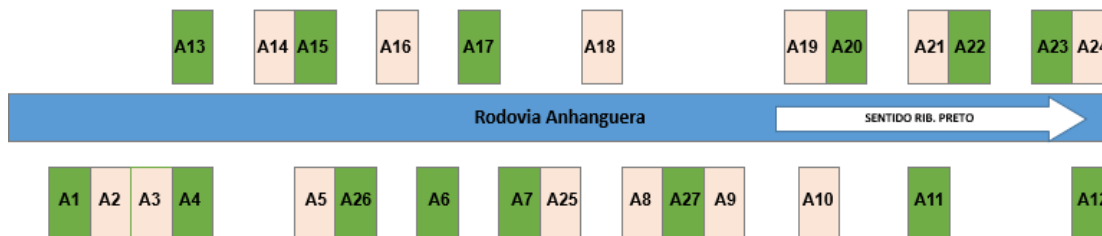


Figura 3. Desenho esquemático mostrando a localização das parcelas (fora de escala) às margens da Rodovia Anhanguera (SP-330) em azul. A Capetinga Oeste na porção superior à rodovia e a Capetinga Leste na porção inferior à rodovia. As parcelas manejadas que sofreram corte de trepadeiras, estão representadas na cor rosa e as parcelas controle estão representadas na cor verde, totalizando 27 amostras (A1 a 27). Fonte: Adaptado de Domene et al.(2021).

Para o presente estudo, foi utilizado parte do interior de 27 dessas parcelas, das quais: 14 controle (C) e outras 13 manejadas (M) na época seca. O centro de todas as parcelas foi georreferenciado para facilitar a localização em campo com base nas parcelas de Domene (2021) à partir de mapa shapefile elaborado no Google Earth, sendo que em campo as demarcações já existentes, inclusive no centro, e a perceptível diferença visual entre os tratamentos permitiu a fácil localização (Figura 4).



Figura 4. Imagem da borda que permite notar a diferença visual entre as parcelas, sendo à esquerda controle e à direita manejada.

Assim, identificado e obtido a coordenada central em campo, foi realizada a demarcação das parcelas de interesse medindo 10x10m com o uso de trena, estacas e fita zebraada, finalizando-se com a coleta dos dados previamente estabelecidos para estrutura da floresta, serrapilheira e amostras de solo, totalizando uma área amostral de 2.700m² (Figura 5).



Figura 5. Marcação realizada de parcelas com o uso de fita zebraada para coleta amostral. À esquerda parcela controle e a direita manejada.

A estrutura da floresta (EF) foi estimada segundo Pestana et al. (2020). Consistiu na obtenção do diâmetro à altura do peito (DAP), medição convencional dendométrica para inventários florestais, à partir da circunferência de uma unidade arbórea, passando-se a fita métrica a uma altura de 1,30m (altura do peito padrão estabelecido segundo Sistema Internacional de Unidades-SI), ou seja, circunferência à altura do peito (CAP). Esta relação ($DAP = CAP/\pi$) possibilitou estimar a área basal individual ou total, ou seja, a área de circunferência que aquela árvore ocupa dentro da parcela sozinha ou em conjunto com as demais unidades arbóreas presente, a densidade, que estima o número de árvores por unidade de área da parcela, e a estratificação, expressa pela razão entre desvio padrão e média do diâmetro das árvores, informações suficientes para analisar a estrutura da floresta.

Para o presente trabalho foram considerados na medição árvores vivas e com CAP ≥ 15 cm, (Figura 6).



Figura 6. Mensuração do CAP de indivíduo arbóreo com CAP ≥ 15 cm existente em parcela.

A área basal de cada indivíduo (AB_i), foi obtida a partir da analogia com a circunferência ($A = \pi r^2$), onde metade do DAP da unidade arbórea (Ua) medida corresponde ao seu raio (Equação 1):

$$AB_i = \pi \times \left(\frac{DAP}{2}\right)^2 \quad \text{[Equação 1]}$$

O diâmetro médio das árvores por parcela (DAP_m) foi estimado pela razão entre o somatório dos DAP de todas as árvores de cada parcela pelo número de indivíduos (Ua) (Equação 2):

$$DAP_m = \frac{\sum DAP}{Ua} \quad \text{[Equação 2]}$$

A área basal total ($ABasal_t$), medida de área ocupada por todos os indivíduos vivos dentro da parcela, foi estimada a partir da soma da área basal de todos os indivíduos (Equação 3):

$$ABasal_t = \sum_{i=1}^n AB_i, \quad \text{[Equação 3]}$$

onde i representa o número do indivíduo e AB_i a área basal de cada indivíduo.

A densidade de indivíduos (Dens) da parcela é obtida pela razão do número total de árvores vivas dentro da área de cada parcela (100 m^2) e a estratificação (Estrat) da parcela, resultado da

divisão entre o desvio padrão (σ) dos diâmetros existentes e o próprio DAP médio (DAP_m) (Equação 4), sendo que quanto maior o σ , maior será sua estratificação:

$$Estrat = \frac{\sigma}{DAP_m} \quad [\text{Equação 4}]$$

A serrapilheira foi coletada lançando-se dentro da parcela, de maneira aleatória, quatro quadrados em tubo PVC medindo 0,5 x 0,5m (0,25m²), retirando dele toda serapilheira contida e reservando-as separadamente em um saco de papel devidamente identificado (Figura 7), totalizando 108 amostras. O conteúdo de cada amostra foram secas em estufa a aproximadamente 60°C até estabilização e obtenção da massa seca de serapilheira (Serap), cerca de 72h e foi obtida a média por parcela.



Figura 7. Material utilizado na coleta de serapilheira: a) quadrado de PVC utilizado para amostragem de serrapilheira; b) sacos de papel com o material já acondicionado antes da condução à estufa para estabilização e obtenção da massa seca.

Em seguida, no mesmo local onde foi amostrada a serrapilheira, utilizou-se um trado de amostragem tipo holandês, de maneira a obter quatro subamostras deformadas da camada 0-10cm do solo, que foram misturadas, resultando em uma única amostra composta para cada parcela, colocadas em sacos plásticos. Esse material foi encaminhado para o Laboratório de Fertilidade do Solo, do Departamento de Ciência do Solo, Esalq-Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba-SP, para determinação de atributos químicos (pH, matéria orgânica, P, K, Ca, Mg, H+Al e Al) e granulométricos (porcentagem de areia, silte e argila). A matéria orgânica foi determinada pelo método de colorimetria com dicromato. Os valores de P (mg dm⁻³), K (mmolc dm⁻³), Ca (mmolc dm⁻³) e Mg (mmolc dm⁻³), foram obtidos por extração pela resina trocadora de íons, a acidez potencial e o pH por SMP, e o Al (mmolc dm⁻³) por extração pelo KCl 1 mol L⁻¹. Já a granulometria foi medida pelo método do hidrômetro (BLAKE & HARTGE, 1986).

Os dados da estrutura da floresta, serapilheira e solo foram coletados entre os meses de julho e agosto de 2021.

3.3. Análise dos dados

O efeito do manejo de trepadeiras na estrutura da floresta e nos atributos químicos do solo foi avaliado através da Análise de Componente Principal (ACP), a fim de reduzir o número de variáveis para dois ou três eixos, seguida pela Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), teste que foi usado para checar as diferenças entre parcelas manejadas e controle. As correlações entre as variáveis e os eixos da ACP foram estimadas pela Equação 5:

$$r = u_{jk}\sqrt{\lambda_k}, \quad [\text{Equação 5}]$$

onde: λ é o autovalor do eixo k e u_{jk} é o coeficiente da variável j no eixo k (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012).

A normalidade de todas as variáveis foi previamente avaliada usando o teste de Shapiro-Wilk, e quando necessário as variáveis foram normalizadas através da transformação Box-Cox (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012). Como os atributos químicos do solo apresentam grande variação espacial, ajustamos um modelo de regressão múltipla considerando os escores dos dois primeiros eixos da ACP do solo (variáveis dependentes) e a distância entre cada parcela e a primeira parcela (usada como marco zero) na extremidade da área de estudo (variável preditora). Os resíduos desta regressão foram usados então para isolar o efeito da distribuição espacial das parcelas do efeito do manejo das trepadeiras nos atributos do solo. Os resíduos da análise de regressão (variável dependente) do tratamento e controle foram usados para a construção da Análise de Variância (ANOVA). As ACP e o modelo de regressão foram conduzidos no software OriginPro 2018 (MAY & STEVENSON, 2009) e a PERMANOVA no software PRIMER 6.0 (CLARKE & GORLEY, 2015).

4. RESULTADOS

Mensuramos 239 indivíduos de espécies arbóreas nas 27 parcelas estudadas. Os atributos da estrutura florestal e serrapilheira variaram muito entre as parcelas, mas não entre o tratamento e o controle (Tabela 1). Já para os atributos do químicos do solo (Tabela 2) chama a atenção a diferença apresentada entre as médias de bases (K, Ca, Mg), acidez potencial (H+Al) e concentração de alumínio entre as manejadas e controle, pois sugere indícios de prejuízo na sua qualidade, sendo

que os dados obtidos foram submetidos a análise de componentes principais.

Tabela 1. Valores médios dos atributos da estrutura da floresta e serrapilheira de parcelas controle (N = 4) manejadas (N = 13). Densidade (DENS); Diâmetro médio (DAP_m), área basal total (ABas_t), estratificação (Estrat) e quantidade de serapilheira (Serap). Valores entre parênteses e apresentam mínimo e máximo, respectivamente.

Atributo	Controle	Manejada
Densidade (DENS)	7,857 (3 – 13)	9,846 (3 – 17)
Diâmetro médio (DAP _m) (m)	0,343 (0,193 – 0,517)	0,361 (0,290 – 0,485)
Área basal total (Basal _t) (m ²)	1,164 (0,097 – 4,939)	1,477 (0,337 – 3,792)
Estratificação (Estrat)	0,571 (0,331 – 1,226)	0,582 (0,130 – 1,202)
Serapilheira (Serap) (g)	205,3 (80,8 – 418,8)	161,2 (65,7 – 327,4)

Tabela 2. Valores médios dos atributos químicos dos solos de parcelas controle (N = 14) e manejadas (N = 13). Valores entre parênteses representam mínimo e máximo respectivamente. CTC (capacidade de troca catiônica); SB (soma de bases; H+Al: acidez potencial).

Atributo	Parcela Controle	Parcela Manejada
Fósforo (mg/dm ³)	11,0 (6,0 – 31,5)	9,1 (6,0 – 20,8)
Matéria orgânica (g/dm ³)	48,4 (27,3 – 79,4)	43,6 (24,3 – 72,6)
pH	4,7 (3,8 – 7,0)	4,5 (3,8 – 6,0)
Potássio (mmol _c /dm ³)	2,0 (0,6 – 7,5)	1,1 (0,5 – 2,7)
Cálcio (mmol _c /dm ³)	55,4 (3,4 – 207,1)	37,2 (3,0 – 119,5)
Magnésio (mmol _c /dm ³)	13,4 (1,5 – 41,7)	12,4 (1,2 – 39,7)
Alumínio (mmol _c /dm ³)	4,9 (0,1 – 12,8)	9,0 (0,1 – 19,5)
H+Al (mmol _c /dm ³)	52,3 (12,3 – 82,0)	61,3 (22,0 – 104,5)
SB (mmol _c /dm ³)	70,8 (5,5 – 243,5)	50,8 (4,7 – 151,2)
CTC (mmol _c /dm ³)	123,1 (63,7 – 255,8)	112,0 (59,6 – 175,2)
Saturação de bases (%)	46,0 (8,0 – 95,0)	35,4 (8,0 – 87,0)
Areia total (%)	57,8 (25,5 – 85,1)	56,5 (26,9 – 84,4)
Silte (%)	12,7 (1,9 – 61,2)	12,1 (1,2 – 33,9)
Argila (%)	29,5 (12,5 – 51,2)	31,4 (12,5 – 50,2)

Aplicando-se a ACP para os dados da tabela 1 os dois primeiros eixos explicaram 76,24% da variação dos dados, sendo que a área basal total, a estratificação e o diâmetro médio das árvores foram fortemente e diretamente correlacionadas com o primeiro eixo ($r = 0,977$; $r = 0,832$ e $r = 0,756$, respectivamente), indicando que parcelas com as maiores árvores eram mais estratificadas e com maior área basal (Figura 8). O segundo eixo da ACP explicou 26,34% da variação dos dados e foi positivamente correlacionado com a quantidade de serapilheira ($r = 0,742$) e negativamente correlacionado com a densidade de árvores ($r = -0,735$) (Figura 8), o que sugere que parcelas com um maior número de árvores por 100 m² produziram uma menor quantidade de serapilheira. No entanto, o tratamento de manejo de trepadeiras não influenciou a estrutura da floresta e serrapilheira disponível (PERMANOVA, $F = 1,4554$, $P_{perm} = 0,2188$).

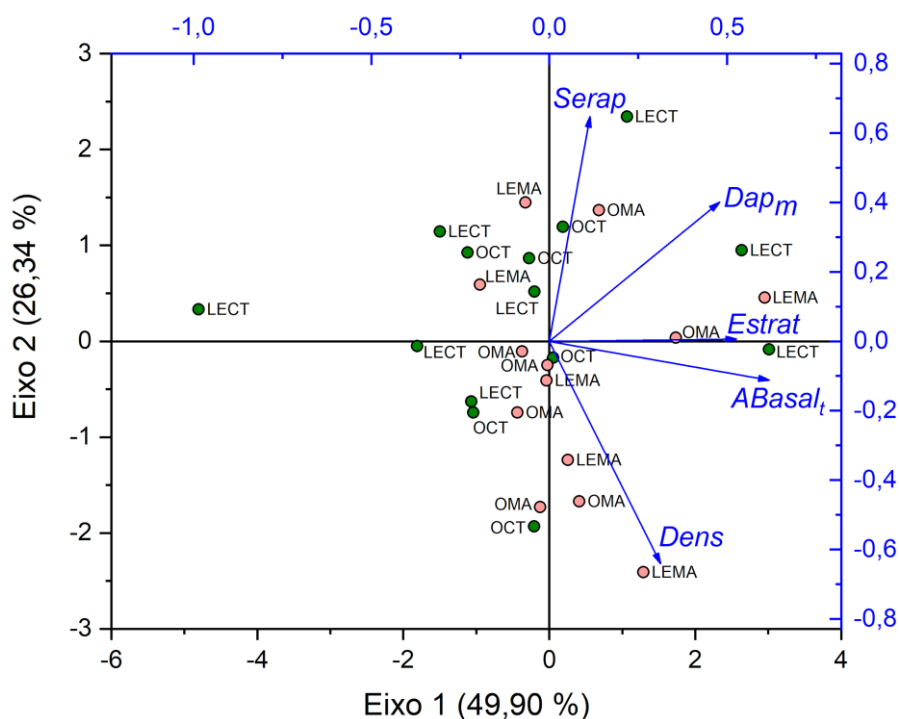


Figura 8. Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) utilizando os atributos da estrutura da floresta (DAPm, Estrat, ABasal, Dens) e da serapilheira (Serap). Os vetores representam os seguintes dados: serapilheira (Serap), média do diâmetro à altura do peito de todos os indivíduos arbóreos (DAPm), estratificação (Estrat), somatório da área basal de todos os indivíduos de cada parcela (ABasal) e número total de indivíduos de cada parcela (Dens). Círculos em rosa representam as parcelas em áreas manejadas (retirada de trepadeiras) e círculos verdes representam as parcelas em áreas controle.

A ACP do solo mostrou uma grande variação nos atributos químicos do solo entre as parcelas

(Figura 9). Os dois primeiros eixos da ACP explicaram 87,61% da variação dos atributos químicos, sendo que o eixo 1 explicou 65,89% da variação total dos dados e o eixo 2 explicou 21,72% da variação total dos dados. O eixo 1 foi positivamente correlacionado com a CTC ($r = 0,903$), MO ($r = 0,834$), pH ($r = 0,950$) e K ($r = 0,950$), e negativamente com correlacionado com o Al ($r = -0,856$), ao passo que o eixo 2 foi diretamente correlacionado negativa com a acidez potencial (HAL) ($r = -0,794$) e com o teor de Argila ($r = -0,745$).

Os resultados da ACP dos atributos do solo mostraram que áreas manejadas e controle não diferiram entre si (PERMANOVA, $F = 1,4738$, $P_{perm} = 0,2189$), apesar das parcelas manejadas, especialmente as localizadas na Capetinga Oeste (OM), apresentarem uma tendência de uma maior concentração de Al e maior acidez potencial (HAL).

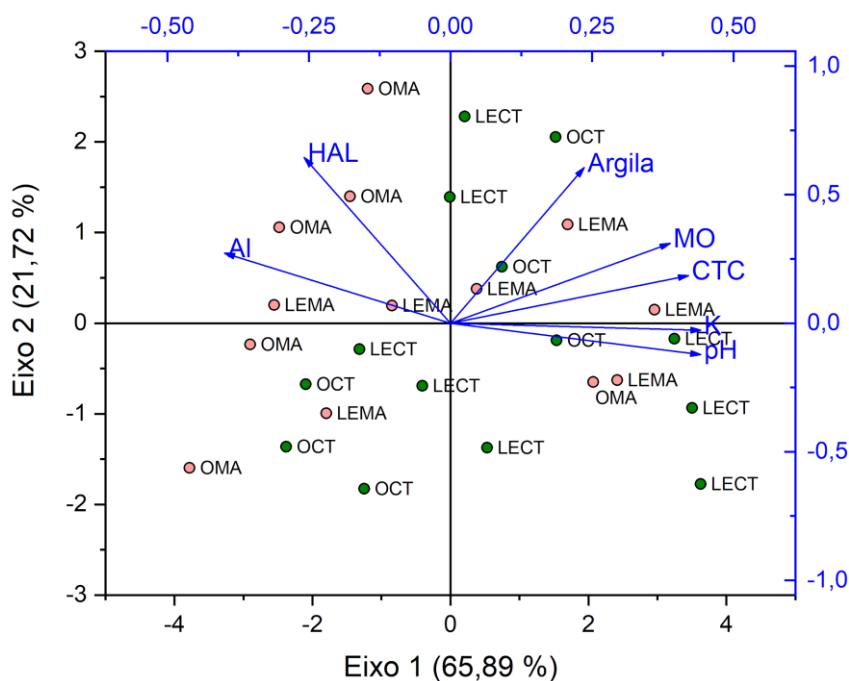


Figura 9. Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) das parcelas de acordo com os atributos químicos do solo: Alumínio (Al), Hidrogênio e Alumínio (HAI), Argila, Matéria Orgânica (MO), Capacidade de troca de cátions (CTC), Potássio trocável (K). Os pontos representam as 27 parcelas que compõem a área experimental distribuídas em manejadas (pontos em rosas: LEMA – Leste Manejada/OMA – Oeste Manejada) e sem manejo de trepadeiras (pontos verdes: LECT – Leste Controle/OCT- Oeste Controle).

O modelo de regressão linear mostrou que os atributos de solo variaram ao longo da distância da primeira parcela (Eixo 1 da PCA) ($F = 70,152$; $P < 0,0001$; $R^2 = 0,74$) (Figura 10). A relação entre a distância e o primeiro eixo da ACP indicou um gradiente de fertilidade do solo, onde as

parcelas mais distantes tinham maiores quantidades de matéria orgânica, maior CTC, pH mais elevado e maiores concentrações de potássio. A distância do marco zero não influenciou o Eixo 2 da ACP ($F = 0,751$; $P = 0,395$), sugerindo que a variação do teor de argila e acidez potencial do solo não foi relacionada pela distância.

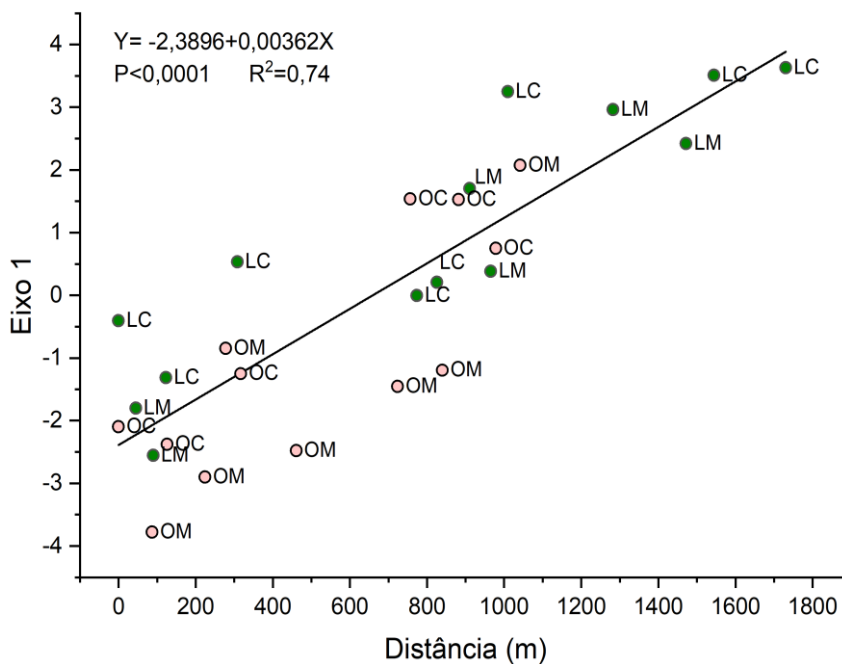


Figura 10. Relação entre atributos do solo (eixo 1) e a distância, sendo leste manejada (LM), oeste manejada (OM), leste controle (LC) oeste controle (OC). Regressão entre o eixo 1 da ACP pela distância, ou seja, pelos pontos de coleta ao longo das trilhas, sendo esta aqui representada pelo eixo x e Eixo 1 da ACP do solo no y.

A análise de resíduos mostrou que o solo de áreas que não sofreram manejo de trepadeiras tinha valores de escores do Eixo 1 da ACP do solo mais elevados do que seria esperado apenas pela variação espacial ($F = 7,355$; $P = 0,011$), sugerindo uma maior quantidade de matéria orgânica, maior CTC, pH mais elevado e maiores concentrações de potássio nas áreas controle quando comparadas às áreas manejadas (Figura 11).

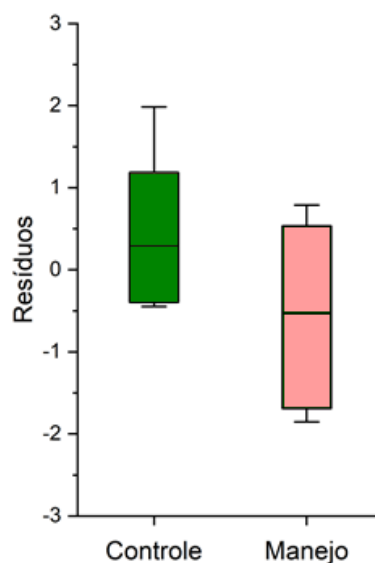


Figura 11. Variação dos resíduos da regressão em função do manejo das áreas: as extremidades das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil, a linha no interior das caixas representam a mediana e as barras representam o intervalo de confiança.

5. DISCUSSÃO

Os resultados encontrados por nosso estudo mostraram uma grande variação espacial na estrutura da floresta, mas não foram detectadas diferenças entre parcelas manejadas e controle, o que indica que a retirada de trepadeiras ao longo do período de seis anos não influenciou a estrutura da floresta, ou seja, em que pese ser visualmente notável a diferença entre uma borda manejada da controle, não há interferência em atributos específicos mensurados. Por outro lado, vários estudos mostraram que a influência da hiperabundância das trepadeiras na estrutura da floresta foi negativa (INGWELL, 2010; MELLO, 2015; MARSHALL, 2016; ALMEIDA, 2017). César et al. (2016) mostraram que a retirada de trepadeiras ruderais resultou num ganho de biomassa em pelo menos 51% das árvores e arbustos existentes em determinado fragmento florestal. Resultados semelhantes foram registrados em florestas na África com cinco anos de manejo de trepadeiras (MARSHALL et al., 2016) e no Brasil, em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, onde a retirada das trepadeiras resultou em um melhor desenvolvimento em altura e diâmetro das árvores (JORDÃO, 2019). Além disto, um estudo conduzido numa floresta subtropical da Argentina (CAMPELLO, 2012), mostrou que o controle de trepadeiras, por meio de poda levou a uma diminuição da área basal das trepadeiras e um elevado índice de regeneração. Para o Cerrado brasileiro também foram observadas alterações na estrutura da floresta devido a presença de bordas hiperabundantes em trepadeiras, nas quais houve uma menor quantidade de indivíduos arbóreos com grande área basal

(VANMELIS et al., 2020), não havendo, porém, aumento de indivíduos regenerantes (DOMENE, 2021). Nesse sentido, o presente trabalho pode ter divergido em aspectos ligados a forma de aplicação do manejo bem como o período em que as amostras permaneceram sem a influência das trepadeiras, podendo ser uma das justificativas para as diferenças notadas em comparação com outros resultados obtidos.

O desenvolvimento de trepadeiras pode resultar numa diminuição da quantidade de carbono fixada por outras espécies plantas, uma vez que limita a sobrevivência e crescimento de árvores. Heijden et al. (2015) mostrou, através de um experimento de remoção de trepadeiras conduzido no Barro Colorado no Panamá por três anos, que as trepadeiras diminuíram em cerca de 76% da absorção de carbono pelas árvores. No entanto, os autores não avaliaram a concentração de carbono no solo e devido à grande variação espacial na absorção de carbono pelas árvores, o estudo não detectou diferenças significativas na produtividade total acima do solo, entre parcelas que sofreram manejo de trapadeiras e parcelas controle. Ao contrário do proposto por Heijden et al. (2015), nossos resultados não encontraram diferenças na estrutura da floresta resultantes da remoção de trepadeiras, mas detectamos um efeito da retirada das trepadeiras nos atributos químicos do solo.

Registramos não só uma forte variação espacial mas um gradiente nos atributos do solo ao longo da área de estudo. A distância do marco zero influenciou os atributos do solo (Figuras 9 e 10), em especial por se tratar de uma região com transição de tipos de solo, ou seja, a distância entre as amostras iniciais, tanto na Leste quanto na Oeste, que variaram em até 1.800 m, compreenderam uma transição pedológica (Figura 2) que refletiu em alterações em vários atributos do solo. Portanto, os atributos do solo variaram muito espacialmente, sendo que as parcelas posicionadas mais a noroeste apresentaram maiores escores do primeiro eixo da ACP que eram positivamente correlacionados com potássio, pH, CTC e matéria orgânica e negativamente correlacionados com alumínio. Assim, foi necessário avaliar o efeito da retirada das trepadeiras nos atributos do solo isolando o efeito desta variação pedológica.

Quando retiramos o efeito da variação espacial nos atributos do solo detectamos diferenças nos escores do primeiro eixo da ACP, que era fortemente correlacionado com as concentrações de matéria orgânica no solo, sugerindo assim que a retirada de trepadeiras por seis anos resultou numa diminuição de matéria orgânica no solo de parcelas manejadas. Assim, independentemente da variação espacial, o solo de parcelas controle apresentaram maiores valores dos atributos do solo correlacionados com o primeiro eixo da ACP, como maiores concentrações de matéria orgânica, maior capacidade de troca catiônica e potássio e menores quantidades de alumínio (Figura 10 e 11). Isto sugere que a relação solo-planta deve ser considerada para ampliar a compreensão do impacto de determinada interferência no ecossistema e suas consequências. Ao interferir em ciclos

estabelecidos da vegetação de uma floresta pode então resultar no impacto em diferentes compartimentos do ecossistema, neste caso os atributos do solo, como uma menor fixação de carbono orgânico. Os resultados do presente estudo corroboraram com o estudo de Bronick et al. (2005), uma vez que o manejo das trepadeiras parece ter levado a uma redução de matéria orgânica no solo e a uma consequente alteração em outros atributos químicos (Anexo B), importantes para a nutrição das plantas.

Solos pobres em matéria orgânica geram degradação do ecossistema, como a perda da manutenção da estrutura do solo, alteração das taxas de decomposição e consequentemente alterações na ciclagem de nutrientes. Esta degradação pode levar ao declínio da produtividade primária e mudanças nas comunidades de microrganismos (BÜNEMANN et al., 2018). A quantidade de matéria orgânica no solo em ecossistemas florestais é advinda principalmente da queda de serapilheira no solo das florestas (SILVER et al., 2014; ERFANI et al., 2017). Hora (2015) mostrou num estudo conduzido também em Floresta Estacional Semidecidual que lianas contribuiu com cerca de 29,9% das folhas depositadas no solo. Ecossistemas que sofrem perda de matéria orgânica no solo podem apresentar limitações ao desenvolvimento das plantas e contribuir para o aumento de recrutamento de plantas trepadeiras, uma vez que essas são mais resistentes às condições de solo de menor fertilidade (SCHNITZER, 2005; VARGAS, 2020). Assim, solos de menor fertilidade podem favorecer o recrutamento e crescimento de trepadeiras e limitar o desenvolvimento de outras espécies de plantas.

Nessa linha de raciocínio, estudos sobre estoques de carbono em fragmentos de Mata Atlântica do Espírito Santo também mostraram que estes estoques foram maiores para trepadeiras e estáveis para as árvores, em todas as bordas, sugerindo que mudanças estruturais nas bordas ocorrem independente do tamanho do fragmento, afetando inclusive a qualidade do solo pela grande interferência microclimáticas dessa borda advindas do calor, vento e escassez de água (MAGNAGO et al., 2017), corroborando com os nossos resultados em que o manejo dessas trepadeiras pode diminuir a quantidade de matéria orgânica no solo diretamente, através quantidade e qualidade da serapilheira depositada pelas trepadeiras e indiretamente pela maior exposição às condições abióticas mais estressantes de locais em que foram retiradas as trepadeiras, submetendo ainda mais o remanescente florestal aos fatores abióticos intensos promovidos pela fragmentação.

Da borda para o centro de fragmento florestal, o solo tende a apresentar diferenças em seus atributos advindos do efeito de borda, frente às características físicas como maior incidência de calor e baixa umidade, o que pode limitar ainda o desenvolvimento das espécies arbóreas (SIMPSON, 2012, WUYTS, 2013; NOVAES, 2016). Este estudo mostrou que, juntamente da estrutura das florestas, outros aspectos do efeito da retirada de trepadeiras em diferentes compartimentos do

ecossistema devem ser considerados. O monitoramento constante das trepadeiras se apresenta como uma opção relevante por serem, na maioria, nativas da floresta e portanto constituírem de elementos do ecossistema contribuindo com a diversidade florestal e com serviços do ecossistema como o fornecimento de fitoterápicos (VARGAS, 2020). Além disto, o esclarecimento da influência das trepadeiras nos processos ecossistêmicos continua escassos, uma vez que a presença de trepadeiras pode contribuir para a conservação do solo (ÁLVAREZ-CASINO et al. 2015), competição com regenerantes (TOLEDO-ACEVES 2008; GIRÃO, 2015), aumento da área basal dos indivíduos arbóreos estabelecidos (INGWELL, 2010; GIRÃO, 2015; MARSHALL, 2016), ou seja, efeitos positivos ou negativos que o manejo pode propiciar. Por fim o custo-benefício, se mostrou desvantajoso por envolver muita mão de obra e tempo frente a permanência do manejo (CAMPELLO, 2022).

Assim, o controle de trepadeiras nas bordas florestais nem sempre resulta em aspectos positivos para o desenvolvimento das florestas (JORDÃO, 2009; ROSALIN, 2019). Nossos resultados mostraram que esta ação pode modificar atributos importantes do solo, o que pode levar a efeitos negativos a longo prazo. Também devemos considerar que muitas dessas espécies de trepadeiras existentes fazem parte das comunidades naturais da Floresta Estacional Semidecidual, como de outros ecossistemas, logo contributivas para a dinâmica natural do ecossistema (HORA, 2008) e sua supressão deve ser considerada com ressalvas, recaindo na questão já abordada da importância do constante monitoramento.

6. CONCLUSÃO

O manejo de trepadeiras não alterou os atributos de estrutura da vegetação da floresta, porém, aumentou a acidez e reduziu o conteúdo de matéria orgânica do solo, esta última possivelmente relacionada com a queda na deposição e qualidade de serapilheira

Essa conclusão reforça a importância de uma avaliação mais ampla sobre os diferentes aspectos do ecossistema, no esclarecimento dos efeitos da hiperabundância de trepadeiras e da sua retirada, como uma ação paliativa e temporária, tentando minimizar os efeitos da fragmentação e até mesmo da própria degradação. Ações de retirada de trepadeiras sem as informações sobre diferentes aspectos do ecossistema pode alterar atributos ecológicos, sendo de suma importância de estudos futuros avaliando os efeitos dos próximos anos ou décadas sob as condições criadas e assim melhor ponderar as conclusões obtidas no presente trabalho.

7. REFERÊNCIAS

- ADAMS, J B.; SCHNITZER A.S.; YANOVIK, P. S. Connectivity explains local ant community structure in a Neotropical Forest canopy: a large-scale experimental approach. **Ecology**, v. 100, n. 6, p. 1-10, 2019a.
- ADAMS, J B.; GORA, E., VAN BRUGEL, M; ESTRADA-VILLEGAS, S.; SCHNITZER A.S.; HALL, J.S.; YANOVIK, S. Do lianas shape ant communities in an early successional tropical forest? **Biotropica**, v. 51, p. 885–893, 2019b.
- ALMEIDA, D. S. **Diagnósticos ambientais. In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica. Ilhéus-BA**, ed. 3, p 78-90, 2016.
- ALMEIDA, C. de et al. Competição por recursos entre uma trepadeira (*Calopogonium mucunoides* Desv.) e uma árvore (*Guazuma ulmifolia* Lam.): implicações para o manejo de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual degradados. **Ciência, Tecnologia e Ambiente**, v. 4, p 30-37, 2017.
- ÁLVAREZ-CASINO, L.; SCHNITZER, S. A.; REID, J. P. POWERS, J. S. Liana competition with tropical trees varies seasonally but not with tree species identity. **Ecology**, v. 96, p 39-45, 2015.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ASENSIO, N.; DUNN, J. C.; CRISTÓBAL-AZKARATE, J.; GONZALEZ-ZAMORA, A. Use of lianas by primates: more than a food source. Increasing liana abundance in neotropical forest causes and consequences. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, J. R.; PTZ, F. E. **Ecology of lianas**. v. 1, p. 407-428, 2015.
- BABEL, U. “Micromorphology of Soil Organic Matter”, in Gieseking, J. E. (Ed.), Soil Component. **Springer-Verlag**, p 369-473, 1975.
- BAILÃO, E. F. L. C.; DEVILLA, I. A.; CONCEIÇÃO, E. C.; BORGES, L. L. Bioactive compounds found in Brazilian Cerrado Fruits. **Int. J. Mol. Sci.**, v. 16, p. 23760-23783, 2015.
- BARROS, H. S.; FEARNside, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. **For. Ecol. Manage.**, v. 379, p. 30-36, 2016.
- BRASIL, S. L., GIEHL, N. F. da S.; DOS SANTOS, A. O.; MARIMON, B. S.; JÚNIOR, B. H. M. Efeito de borda sobre camada de serrapilheira em área de cerradão no leste do Mato Grosso. **Revista Biotemas**, v. 26, p. 37-47, 2013.
- BERTONI, J. E. A.; MORAES, J. L.; VIEIRA, M. G. L.; ZANDARIN, M. A. Análise das principais espécies arbóreas ocorrentes na Gleba Capetinga leste do Parque Estadual de Vassununga. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, p. 158-162, 1992.
- BETTEZ, N. D. et al. Roads as nitrogen deposition hot spots. **Biogeochemistry**, v. 114, p. 149–163, 2013.
- BLAKE G. R.; HARTGE K. H. Bulk density. p. 363-375. In: Klute. A., ed. **Methods of soil**

- analysis, physical and mineralogical methods.** ASA, Madison, WI, USA. 1986.
- CAMPELLO, P. I.; VILLAGRA, M.; GARIBALDI, J. F.; RITTER, L. J.; ARAUJO, J. J.; GOLDSTEIN, G. Liana abundance, tree crown infestation, and tree regeneration ten years after liana cutting in a subtropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 238, p. 213-221, 2012.
- CARVALHO, P. G.; MELLIS, J. V.; ASCENÇÃO, B. M.; CESTARI, F. M.; ALVES, L. F.; GROMBONEGUARATINI, M. T. Abundância e biomassa de lianas em um fragmento de floresta Atlântica. **Hoehnea**, v. 38, p 307–314, 2011.
- CASTRO, D. M. Efeitos de Borda em Ecossistemas Tropicais: Síntese Bibliográfica e Estudos de Caso em Fragmentos de Cerrado, na Região Nordeste do Estado de São Paulo. **Dissertação de mestrado** em Ciências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 171 p., 2008.
- CÉSAR, R. G.; HOLL, K. D.; GIRÃO, V. J.; MELLO, F. N. A.; VIDAL, E.; ALVES, M. C.; BRANCALION, P. H. S. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forest. **Biological Conservation**, v. 201, n. October, p. 309-313, 2016.
- CILLIERS, S. S.; WILLIAMS, N. S. G.; BARNARD, F. J. Patterns of exotic plant invasions in fragmented urban and rural grasslands across continents. **Landsc. Ecol.**, v.23, p. 1243-1256, 2008.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. "**PRIMER v7**: User Manual/Tutorial". PRIMER-E, 2015.
- COSTA, D. R. T. R. et al. Zonas de Amortecimento em Unidades de Conservação: levantamento legal e comparativo das normas dos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Editora UFPR, v. 27, p. 57-70, 2013.
- CUDNEY-VALENZUELA, S. J.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; ANDRESEN, E.; TOLEDO-ACEVES, T.; MORA-ARDILA, F.; ANDRADE-PONCE, G.; MANDUJANO, S. Does patch quality drive arboreal mammal assemblages in fragmented rainforests? **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 61-68, 2021.
- CUNHA, J. C. M.; LONGO, R. M. e MENDES, D. R. Análise dos atributos físicos do solo no remanescente florestal mata Santa Genebra, Campinas – SP como indicadores de degradação ambiental em áreas de borda. **IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental – CONGEA**. Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. Salvador-BA 2013.
- DE VASCONELOS, A. Qualidade do solo sob diferentes formas de uso em áreas de zona de amortecimento da Arie Floresta da Cicuta. **Dissertação de Mestrado** em Tecnologia Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda-RJ, 71p., 2019.
- DEWALT, S. J., SCHNITZER, S. A.; CHAVE J.; BONGERS F.; BURNHAM R. J.; CAI Z.; CHUYONG G.; CLARK D. B. Annual Rainfall and Seasonality Predict Pan-tropical Patterns

- of Liana Density and Basal Area. **Biotropica**, v. 42, n. 3, p. 309-317, 2010.
- DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, v. 30, p. 17-30, 1999.
- DODONOV, P. et al. Edge influence on plant litter biomass in forest and savanna in the Brazilian cerrado. **Austral Ecol.**, v.42, p. 187–197, 2017.
- DODONOV, P.; HARPER, K. A.; SILVA-MATOS, D. M. The role of edge contrast and forest structure in edge influence: vegetation and microclimate at edges in the Brazilian cerrado. **Plant Ecol.** v. 214, p. 1345–1359, 2013.
- DOMENE, F; SANTOS, A. dos; VIANI, R. A. G. Manejo de Fragmentos Florestais Degradados no Parque Estadual de Vassununga (PEV). **Relatório Técnico**. Laboratório de Silvicultura e Pesquisas Florestais –CCA/UFSCar, Araras, SP, 53p. 2021.
- ERFANI, M.; SALMANMAHINY, A.; DANEHKAR, A.; ETEMAD, V. Modeling of forest soil and litter health using disturbance and landscape heterogeneity indicators in northern Iran. *Journal of Mountain Science*, Sichuan, v. 14, n. 9, p. 1801-1813, 2017.
- GALLAGHER, R. V. Climbing plant diversity in Australia: taxonomy, biogeography and functional traits, **Ecology of Lianas**, p. 104-115, 2015.
- GARAY, I.; SILVA, B. A. O. “Húmus Vegetais: Síntese e Diagnóstico das relações vegetação-solo”, **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 19-46, 1995.
- GENTRY, A. G.; DODSON, C. Contribuição de não-árvores para a riqueza de espécies de uma floresta tropical úmida. **Biotropica**, v. 19, p. 149-156, 1987.
- GERWING, J. & FARIAS, D. L. 2000. Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of total aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 3, p. 327-335, 2000.
- GIRÃO, V. J. Alterações iniciais na dinâmica de regeneração de um fragmento florestal degradado após manejo de trepadeiras superabundantes. **Dissertação de mestrado** em Ciências, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 63 p., 2015.
- HADDAD, N.M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Sci. Adv.**, v.1, p. 1-10, 2015.
- HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.
- HEIJDEN, G. M. F. van der; POWERS, J. S.; SCHNITZER. Lianas reduce carbono accumulation and storage in tropical forests. **PNAS**, v. 12, n. 43, p. 13267–13271, 2015.
- HEGARTY, E.E. **Vine-host interactions**. In *The biology of vines* (F.E. Putz & H.A. Mooney, eds.).

- Cambridge University Press. New York, p.357-375, 1991.
- HOFMEISTER, J. et al. Strong influence of long-distance edge effect on herb-layer vegetation in forest fragments in an agricultural landscape. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 15, p. 293–303, 2013.
- HONNAY, O.; VERHEYEN, K.; HERMY, M. Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. For. **Ecol. Manage.** v. 161, p. 109–122, 2002.
- HORA, R. C. da; PRIMAVESI, O.; SOARES, J. J. Contribuição das folhas de lianas na produção de serapilheira em um fragmento de floresta estacional semidecidual em São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, p. 277-285, 2008.
- INGWELL, L. L. et al. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island. **Panama. Journal of Ecology**, v. 98, p 879-887, 2010.
- JORDÃO, S. M. S. Manejo de lianas em bordas de floresta estacional semidecidual e cerradão, Santa Rita do Passa Quatro, SP. **Tese de Doutorado** em Ciências, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 248p, 2009.
- LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; MERONA, J.M.R.-D.; LAURENCE, S.G. Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, p 2032 -2040, 1998.
- LAURANCE, F. W.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSIDE, P. M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T, E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, p 105-116, 2001.
- LE BOURLEGAT, J. G.; GANDOL, F.L.; S; BRANCALION, P.H.S.; DIAS, C.T.S. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. **Hoehnea**, v.40, n. 3. p.465-472, 2013.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3rd ed. Elsevier. 2012.
- MALAGON, D.; SEVINK, J.; GARAY, I. “Methods for soil analysis”, in: Van Der Hammet, T., Müller-Dombois, D. and LittleE, M. A. **Manual of methods for mountains transect studies**. Comparative studies of tropical mountain ecosystems, IUBS, Paris, p. 29-40, 1989.
- MARQUES, A. A. B. de, SCHNEIDER M.; PERES C. A. Human population and socioeconomic modulators of conservation performance in 788 Amazonian and Atlantic Forest reserves. **PeerJ4**: e2206<https://doi.org/10.7717/peerj.2206>. 2016.
- MARSHALL, A. R. et al. Liana cutting for restoring tropical forests: a rare palaeotropical trial. **African Journal of Ecology**, v. 55, p 282-297, 2016.
- MARTÍNEZ-IZQUIERDO L. M.; GARCIA, M. M.; POWERS, J. S.; SCHNITZER S. A. Lianas suppress seedling growth and survival of 14 tree species in a Panamanian tropical forest.

- Ecological Society of America**, v. 97, p 215-224, 2016.
- MARTINS, F. R. O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do Estado de São Paulo: Parque Estadual de Vassununga. **Tese** (Doutorado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 239 p., 1979.
- MAY, R. A.; STEVENSON, K. J. Software Review of Origin 8. **Journal of the American Chemical Society**, v. 131, n. 2, p. 872-872, 2009.
- MEEUSSEN, C. et al. Drivers of carbon stocks in forest edges across Europe. **Sci. Total Environ.**, 143497, 2020.
- MELLO, F. N. A. Padrões de comunidades de trepadeiras e suas relações com a biomassa arbórea e a regeneração natural em uma floresta estacional semidecidual em Piracicaba, SP. Implicações do manejo de fragmentos florestais degradados. **Dissertação de mestrado** em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 105 p., 2015.
- MONZOLI, J. V. L. Trepadeiras do Parque Estadual Carlos Botelho, núcleo São Miguel Arcanjo, São Paulo, Brasil. **Dissertação de Mestrado** em Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Letras, Assis, 181p. 2020.
- MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Reproductive phenology of climbers in a southeastern Brazilian forest. **Biotropica**, v. 28, n. 2, p. 180-191, 1996.
- MORELLATO, P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 786-792, 2000.
- MORENO, M. L. et al. Area and edge effects on leaf-litter decomposition in a fragmented subtropical dry forest. **Acta Oecologica**, v. 60, p. 26-29, 2014.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- NAKASATO, M. V. Estrutura da vegetação e atributos químicos do solo 12 anos após uma restauração florestal. **Dissertação (Mestrado)**, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 63 p., 2022.
- NOREIKA, N.; KOTZE, D. J. Forest edge contrasts have a predictable effect on the spatial distribution of carabid beetles in urban forests. **J. Insect Conserv.**, v. 16, p. 867–881, 2012.
- NOVAIS, D. B.; FERREIRA, J.S. BARRETO-COSTA, P.A.B. Fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em fragmentos florestais, Vitória da Conquista, Bahia. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 4, p. 185-189, 2016.
- NUMATA, I. et al. Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the

- southwestern Amazon. For. **Ecol. Manage.**, v. 401, p. 135–146, 2017.
- PESTANA, L. F.; SOUZA, A. L. T.; TANAKA, M. O.; LABARQUE, F. M.; SOARES, J. A. H. Interactive effects between vegetation structure and soil fertility on tropical ground-dwelling arthropod assemblages. **Applied Soil Ecology**, n. 155, p. 103624, 2020.
- PIELOU, E. C. **The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination**. Wiley, New York, 263 p., 1984.
- PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, p. 1281–1294, 1999.
- PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI A. V.; RIBEIRO, D. B.; MENEZES L. DA S.; BERLINK C. N. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, p. 233–255, 2021.
- REMY, E. et al. Driving Factors Behind Litter Decomposition and Nutrient Release at Temperate Forest Edges. **Ecosystems**, v. 21, p. 755–771, 2018.
- RIUTTA, T. et al. Experimental evidence for the interacting effects of forest edge, moisture and soil macrofauna on leaf litter decomposition. *Soil Biol. Biochem.*, v. 49, p. 124–131, 2012.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J. BARRETO, T. E.; VIDAL, C.Y. BRANCALION, P. H. S. Restauração ecológica em larga escala de florestas tropicais de alta diversidade no sudeste do Brasil. **Ecologia e Manejo Florestal**, v 261, p 1605–13, 2011.
- RONQUIM, C. C. Queimada na Colheita de Cana-de-Açúcar: Impactos Ambientais, Sociais e Econômicos. Campinas: **Embrapa Monitoramento por Satélite**. p. 48, 2010.
- ROSALIN, A. C. , ROSA, L. B. G.; VIANI, R. A. G.; MARTINS, V. F. Trepadeiras e o banco de sementes de um fragmento florestal. **Ciência, Tecnologia e Ambiente**, v. 09, 9p, 2019.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA). Inventário Florestal do Estado de São Paulo. **Instituto Florestal (I.F.)**, 2020.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA). Plano de Manejo Parque Estadual Vassununga. **Instituto Florestal (I.F.)**, 2009.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA). Plano de Manejo Parque Estadual Vassununga. **Instituto Florestal (I.F.)**, 2020.
- SANTOS, C. M. Bordas Florestais com trepadeiras superabundantes inseridas em matriz agrícola: estrutura, composição e manejo. **Tese de Doutorado** em Ciências, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 123 p., 2019.
- SANTOS et al. Composition and structure of a diverse tree community at the edges of a Brazilian Amazon rainforest island surrounded by marshes and mangroves. **Plant Ecol.**, v. 215, p. 1469–

1481, 2014.

- SANTOS, L. B. dos; GUERRA, A. J. T. Influência da estrutura florestal nas características físico-químicas do solo e no estoque de serrapilheira . **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, p. 867-880, 2015.
- SCHNITZER, S. A; BONGERS F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n 5, p 223–230, 2002.
- SCHNITZER, S. A. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **The American Naturalist**, v. 166, n 2, p 262–276, 2005.
- SCHNITZER, S. A. The contribution of lianas to forest ecology, diversity, and dynamics. **Biodiversity of Lianas, Parthasarathy**, p 149–160, 2015.
- SCHNITZER, S. A. Testing ecological theory with lianas. **New Phytologist**, v. 220, p 366–380, 2018.
- SCHRÖDER, T., FLEIG, F.D., 2017. Spatial patterns and edge effects on soil organic matter and nutrients in a forest fragment of southern Brazil. **Soil Res.**, v. 55, p. 649–656, 2017.
- SILVER, W. L.; HALL, S. J.; GONZÁLES, G. Differential effects of canopy trimming and litter deposition on litterfall and nutrient dynamics in a wet subtropical forest. *Forest Ecology and Management, Amsterdam*, v. 332, p. 47-55, 2014.
- SOSMA – **SOS Mata Atlântica**. Relatório Anual 2021. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/>, 2021. (link “Sobre” : “Relatórios e Balanços” <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balanços/>) (Acesso em 17.01.2023).
- SOSMA – **SOS Mata Atlântica**. **Dados Gerais**. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/>, 2022. (link “Dados Gerais” <<https://www.sosma.org.br/conheca/mata-atlantica/>> (Acesso em 13.05.2023).
- TANG, Y.; KITCHING, R. L.; CAO, M. Lianas as structural parasites: a re-evaluation. **Chinese Science Bulletin**, n. 57, p. 307-312, 2012.
- TOBIN, M.F.; WRIGHT, A.J.; MANGAN, S.A.; SCHNITZER, S.A. Lianas have a greater competitive effect than trees of similar biomass on tropical canopy trees. **Ecosphere, Tucson**, v. 3, n. 2, p. 1-11, 2012.
- TOLEDO-ACEVES, T.; SWAINE, M. D. Above- and Below-Ground Competition between the Liana *Acacia kamerunensis* and Tree Seedlings in Contrasting Light Environments. **Plant Ecology**, v. 196, n. 2, p 233-244, 2008.
- UDULUTSCH, R. G.; ASSIS, M. A.; PICCHI, D. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n.1, p. 125-134, 2004.
- VANMELIS, J; CAMARGO, M.G.G; CARVALHO, P. G.; MORELLATO, L. P. C.;

- GROMBONE-GUARATINI, M. T. Contrasting edge effect on lianas and trees in a cerrado savanna remnant. **Austral Ecology**, v. 46, n. 2, p. 192-203, 2021.
- VAUGHN, N. R.; ASNER, G. P.; GIARDINA, C. P. Centennial impacts of fragmentation on the canopy structure of tropical montane forest. **Ecol. Appl.**, v. 24, p. 1638–1650, 2014.
- VENEGAS-GONZÁLEZ, A.; BRANCALION, P. H. S.; JUNINOR, A. A.; CHAGAS, M. P.; JUNIOR, C. R. A.; CHAIX, G.; FILHO, M. T. What tree rings can tell us about the competition between trees and lianas? A case study based on growth, anatomy, density, and carbon accumulation. **Dendrochronologia**, v. 42, p. 1–11, 2017.
- VIANI, R. A. G. et al. A new focus for ecological restoration: management of degrade forest remnants in fragmented landscapes. **Global Land Project**, v. 12, p 6-9, 2015.
- VIEIRA, M. G. L.; MORAIS, J. L.; BERTONI, J. E. A.; MARTINS, F. R.; ZANDARIM, M. A. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação arbórea do Parque Estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passa Quatro (SP). II - Gleba Capetinga oeste. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 135-159, 1989.
- WUYTS, K. et al. Edge Effects on Soil Acidification in Forests on Sandy Soils Under High Deposition Load. *Water, Air, Soil Pollut.*, v. 224, 1545, 2013.