

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

**Padrões da comunidade de trepadeiras e suas relações com a
biomassa arbórea e a regeneração natural em uma Floresta
Estacional Semidecidual em Piracicaba, SP: Implicações no manejo
de fragmentos florestais degradados**

Felipe Nery Arantes Mello

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Recursos Florestais. Área de
concentração: Conservação de Ecossistemas
Florestais

**Piracicaba
2015**

Felipe Nery Arantes Mello
Licenciado/Bacharel em Ciências Biológicas

**Padrões da comunidade de trepadeiras e suas relações com a
biomassa arbórea e a regeneração natural em uma Floresta
Estacional Semidecidual em Piracicaba, SP: Implicações no manejo
de fragmentos florestais degradados**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **EDSON JOSÉ VIDAL DA SILVA**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Recursos Florestais. Área de
concentração: Conservação de Ecossistemas
Florestais

Piracicaba
2015

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

Mello, Felipe Nery Arantes

Padrões da comunidade de trepadeiras e suas relações com a biomassa arbórea e a regeneração natural em uma Floresta Estacional Semidecidual em Piracicaba, SP: implicações no manejo de fragmentos florestais degradados / Felipe Nery Arantes Mello. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015. 105 p. : il.

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

1. Fragmentação florestal 2. Plantas trepadeiras 3. Regeneração natural 4. Manejo
I. Título

CDD 634.94
M527p

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

DEDICATÓRIA

Dedico o presente trabalho à minha avóinha Rosaly Scarabuccy Nery,

Por todo o amor e apoio que sempre recibí durante todos estes anos!

AGRADECIMENTOS

Por toda atenção, apoio e carinho que recebi durante essa jornada, agradeço aos meus pais e família; minha mãe Regiane Maria Scarabucci Nery Britto e a meu padrasto Pauloenrique Duailibe Britto; e ao meu pai Guilherme Arantes Mello e à sua esposa Tayana Bezerra Teixeira Mello.

Aos meus irmãos, Beatriz Nery Duailibe Britto, Pedro Henrique Duailibe Britto, Luiz Otávio Teixeira Mello, Daví Teixeira Mello e João Antônio Teixeira Mello.

As minhas avós Rosaly Scarabucci Nery, Margarida Arantes e Ida Duailibe Britto, e meus avôs, que não ficaram em terra para ver esse trabalho pronto, mas sabem, lá do céu, o quão importante foram para minha formação pessoal e profissional. Sêu José Nery e tio Hélio, Muito Obrigado!

Ao Regi e a Cíntia, que desde de sempre, e mais recentemente com a ajuda da Izadora, sempre me deram todo apoio necessário na realização dos meus objetivos.

À Gabriela Fuini, princesa que me acompanhou durante toda essa jornada e aturou os momentos mais difíceis.

Também agradeço à minha família acadêmica, por onde tenho me guiado para formação profissional e também pessoal. Agradeço especialmente ao Prof. Edson Vidal pela oportunidade oferecida de trabalhar sob sua orientação e por todos os ensinamentos passados com maestria em conversas descontraídas, desde o laboratório até a Floresta Amazônica Paraense.

Agradeço à Prof^a Renata Udulutsch pela imensa ajuda na identificação das plantas trepadeiras e participação na banca examinadora.

Também agradeço aos professores Pedro Brancalion, Ricardo Rodrigues, João L. F. Batista e Juliano Van Melis pela valiosa participação no meu processo de formação

acadêmica e por aceitarem serem membros e suplentes na banca de avaliação deste trabalho.

Aos Pedreiros de fé e irmãos camaradas Vanessa Jó Girão e Ricardo Gomes César pelos momentos e carrapatos compartilhados (roubei essa de você xau) durante os campos na Pedreira. Estamos mestres nisso agora!

Um grande obrigado para a equipe do LASTROP, Vanessa Moreno, Denise, Renata Keli, Phillipe tintin, Saulo, Daniel Kixot, Flávia forga, Germano Caipira, Fred Pega-bola, Mariana mezenga, Danilo e todos os demais pelos novos conhecimentos e convivência durante estes dois anos. Obrigado também aos membros do Herbário ESA, Thiago Hibisco, Gabriel garí, Juliana Kuntz e Prof. Vinicius.

Abraço especial para o pessoal do GEPEM - Crislaine, Sereno, Apolo, Guiça, Torresmin, Saga, Helen, Rabisco, Dileite, lenhador e muitos outros que deram uma força inestimável nos trabalhos de campo.

Agradecimento especial também ao amigo e engenheiro florestal Maurício Vulcano (Magmera), pelas inúmeras ajudas de campo e identificação botânica!

Agradeço à Geovana e todo o pessoal do Programa de Pós Graduação de Recursos Florestais da ESALQ, em especial à Ivanka Rosada por, durante um ano, dividir a experiência de ser representante discente!

Agradecimento especial ao Governo do Canadá pela bolsa de estudos concedida; à Simon Fraser University, no nome de Carolyn Hanna; Ao professor Andrew Cooper pelas sugestões nas análises estatísticas; a equipe da Casa Hakai, especialmente a Laurie Wood e Jordan Benner; E aos Professores Kenneth Lertzman e Anne Salomon, pelo acolhimento e oportunidade de conhecer e vivenciar as pesquisas desenvolvidas na Floresta Temperada da costa Oeste do Canadá.

Um muito obrigado para Rafa Falcon, Léo tremendão, Guilherme Poktelhas, Morgane Retiere, Matheus Fernando, Jaime Lopez, Isa Quatrochi, Mari e Camilinho, Fran Lode, Juliana Valente, Stephanie, Cajuína, Victor Alan e todos baleianos e piracemas!

Por fim agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida durante o trabalho, à Universidade de São Paulo e toda sociedade brasileira e paulista pelo investimento feito.

EPÍGRAFE

“Se temos de esperar, que seja para
colher a semente boa que lançamos
hoje no solo da vida. Se for para
semear, então que seja para
produzir milhões de sorrisos, de
solidariedade e amizade.”

Cora Coralina

SUMÁRIO

RESUMO	13
ABSTRACT	15
LISTA DE FIGURAS.....	17
LISTA DE TABELAS	21
1 INTRODUÇÃO	23
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	29
2.1 Vinculação.....	29
2.2 Área de estudo	29
2.3 Divisão da área em setores de estrutura.....	31
2.4 Implantação das parcelas.....	33
2.5 Coleta de dados	34
2.5.1 Amostragem de plantas trepadeiras.....	34
2.5.2 Amostragem da biomassa arbórea	36
2.5.3 Amostragem de regenerantes	38
2.6 Análise de dados.....	38
2.6.1 Descrição da comunidade de plantas trepadeiras	38
2.6.2 Associações entre a comunidade de plantas trepadeiras, biomassa arbórea e regeneração natural	39
2.6.3 Seleção de modelos	40
3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	43
3.1 Comunidade de plantas trepadeiras: riqueza, abundância e densidade.....	43
3.2 Biomassa arbórea, regeneração natural e interações com plantas trepadeiras	61
3.2.1 Regeneração natural, plantas trepadeiras e biomassa arbórea.....	65
3.2.2 Plantas trepadeiras e biomassa arbórea.....	69
3.3 Seleção de modelos para influência sobre a regeneração natural.....	73
4 CONCLUSÕES	81
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	83
REFERÊNCIAS.....	85
ANEXOS	97

RESUMO

Padrões da comunidade de trepadeiras e suas relações com a biomassa arbórea e a regeneração natural em uma Floresta Estacional Semidecidual em Piracicaba, SP: Implicações no manejo de fragmentos florestais degradados

Devido ao histórico processo de exploração e conversão do uso do solo, as florestas tropicais hoje se encontram altamente fragmentadas e com os remanescentes de vegetação sobre constante pressão, como é possível observar para Florestas Estacionais Semidecíduais do Estado de São Paulo. O aumento na frequência e intensidade de fatores de perturbação em pequenos fragmentos florestais pode ocasionar uma proliferação desequilibrada de plantas trepadeiras que acabam por contribuir com a degradação florestal iniciada pelas perturbações. Isto se reflete na crescente demanda por resolução de problemas ligados ao manejo de tais plantas em fragmentos florestais como forma de restauração florestal. Sendo assim o presente trabalho teve como objetivos caracterizar a comunidade de plantas trepadeiras em diferentes setores de conservação de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado e avaliar os padrões de associação de variáveis como densidade, diâmetro e biomassa de trepadeiras com variáveis estruturais da floresta como a regeneração natural e a biomassa arbórea da área total e estratos de conservação. As variáveis que mostraram associação em pelo menos algum estrato foram selecionados para compor modelos candidatos utilizando a densidade de regeneração natural como variável resposta, sendo feito uma seleção do melhor modelo através de Akaike Information Criterion (AIC). Utilizando os modelos selecionados como indicativos, foram traçados e discutidos possíveis estratégias de manejo. Foram amostradas 2323 plantas trepadeiras pertencentes a 62 espécies, 50 gêneros e 20 famílias botânicas. As espécies *Mansoa difficilis*, *Lundia obliqua*, *Dicella bracteosa*, *Fridericia triplinervia*, *Serjania fuscifolia*, *Adenocalymma marginatum*, *Bignonia sciuripabula* e *Bignonia campanulata* representaram 50% da abundância total de indivíduos. Os resultados mostraram que a área possui uma grande riqueza e diversidade de plantas trepadeiras, sendo registrada uma abundância heterogênea nos diferentes estratos de conservação, com espécies exclusivas para cada um deles. Algumas espécies como *Bignonia campanulata* apresentou alta densidade em estratos “pouco degradados”, média em “degradados” e não foi encontrada em “muito degradados”. Em geral as variáveis de plantas trepadeiras não mostraram tendências de associação com a regeneração natural e biomassa arbórea quando considerado a área total, porém algumas associações moderadas foram obtidas em diferentes estratos de conservação. O modelo selecionado para área total e para setores “degradado” e “muito degradado” mostrou um efeito negativo da densidade de plantas trepadeiras e positivo da biomassa arbórea sobre a regeneração natural, sendo que para o setor “pouco degradado” o melhor modelo não mostrava qualquer efeito de preditoras. Os resultados mostram que parâmetros como a densidade de plantas trepadeiras e a biomassa arbórea do fragmento florestal influenciam a regeneração natural, sendo tais características importantes de serem levadas em conta em atividades de manejo através do corte de trepadeiras, sendo sugerido controle da densidade destas plantas e manutenção e promoção da biomassa arbórea em fragmentos florestais degradados.

Palavras-chave: Fragmentação florestal; Plantas trepadeiras; Regeneração natural; manejo

ABSTRACT

Climbing plants community patterns and its relations with tree biomass and natural regeneration in a Seasonal Semideciduous Forest: Implications for the management of degraded forest fragments

Due to the historical process of exploration and conversion of land use in tropical forest, nowadays these regions are highly fragmented and the remaining vegetation under constant pressure, what can be seen in the semideciduous seasonal forests of São Paulo, Brazil. The increase in the frequency and intensity of disturbance factors in small forest fragments can cause an unbalanced proliferation of climbing plants that end up contributing to forest degradation initiated by the disturbances. Demand for solving problems related to the management of these plants as a forest restoration tool has increasingly risen. Thus, the present study aimed to characterize the pattern of climbing plants community in different conservation areas of a small and degraded Seasonal Semideciduous forest fragment and evaluate the patterns of association within variables such as density, diameter and biomass with forest structural variables as the natural regeneration and the tree biomass of the total area and conservation sectors. The variables that were associated with at least some strata were selected to compose candidate models using natural regeneration density as the response variable, being made a selection of the best model using Akaike Information Criterion (AIC). Using the models selected as guides, were drawn and discussed possible management strategies. Were sampled 2323 individuals from climbing plants belonging to 62 species, 50 genera and 20 botanical families. The species *difficilis* Mansoa, *obliqua* Lundia, *bracteosa* Dicella, *triplinervia* Fridericia, *Serjania fuscifolia*, *Adenocalymma marginatum*, *Bignonia* *Bignonia campanulata* *sciuripabula* and accounted for 50% of the total abundance of individuals. The results showed that the area has a wealth and diversity of climbing plants, and registered a motley abundance in different conservation sectors, with exclusive species for each of them. Some species as *Bignonia campanulata* showed high density in sectors "little degraded," few individuals in "degraded" sectors and was not found in sectors "highly degraded". In general, the variables of climbing plants don't showed strong trends of association with natural regeneration and tree biomass when considering the total area, but some moderate associations were obtained in different conservation sectors. The model selected for total area and sectors "degraded" and "highly degraded" showed a negative effect by the climbing plants density and a positive effect by the tree biomass on natural regeneration. In the other hand the "little degraded" sector best model showed no effect of any predictive variable. By the results, the author suggests that the management focused on the control of density and maintenance and promotion of tree biomass would be more suitable in degraded forest fragments.

Keywords Termo: Forest fragmentation; Climbing plants; Forest regeneration; Management

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Área de estudo: Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual da “Mata da Pedreira”29
- Figura 2 - Abundância de plantas trepadeiras no interior do fragmento e ocorrência de “torres” de tais plantas apoiadas em grandes indivíduos arbóreos remanescentes.....31
- Figura 3 - Estratificação das parcelas por setores de conservação. Os estratos foram definidos baseado na estrutura do dossel, presença de indivíduos arbóreos jovens e adultos de diferentes espécies e densidade de plantas trepadeiras.....32
- Figura 4 - (A) Distribuição das parcelas de amostragem da comunidade de plantas trepadeiras. (B) Esquema de alocação das parcelas de 3x3m usando como referência o centro das parcelas permanentes.....34
- Figura 5 - Protocolo de mensuração de lianas segundo (A) Gerwing (2006) e complementação por (B) Schnitzer (2008), utilizados na amostragem e mensuração das plantas trepadeiras na Mata da Pedreira.....35
- Figura 6 - Plantas trepadeiras amostradas marcadas e plaqueadas no ponto de mensuração.....36
- Figura 7 - Abundância de indivíduos de plantas trepadeiras por família botânica amostrados na “Mata da Pedreira”, Piracicaba - SP.....48
- Figura 8 - Abundância total das espécies de plantas trepadeiras amostradas para o fragmento florestal da “Mata da Pedreira”, Piracicaba - SP.....51
- Figura 9 - Densidade de indivíduos de lianas e vinhas nos diferentes estratos de conservação.....53

- Figura 10 - Abundância das vinte espécies de maior Índice de Valor de Importância (IVI) para os diferentes setores de conservação da Mata da Pedreira, Piracicaba - SP. (PD) – Pouco degradado; (D) – Degradado; (MD) – Muito Degradado.....57
- Figura 11 - Distribuição diamétrica dos indivíduos de plantas trepadeiras amostrados em área total na Mata da Pedreira.....59
- Figura 12 - Distribuição dos dados da densidade de plantas trepadeiras por parcela encontradas nos diferentes setores de conservação da Mata da Pedreira.....60
- Figura 13 - Média dos diâmetros de plantas trepadeiras por parcela nos diferentes setores de conservação da Mata da Pedreira.....61
- Figura 14 - Distribuição dos dados de biomassa de plantas trepadeiras por parcela nos diferentes setores de conservação da Mata da Pedreira.....62
- Figura 15 - Biomassa arbórea média circundante e densidade de regeneração natural arbórea/arbustiva nos diferentes setores de conservação.....64
- Figura 16 - Diagramas de dispersão para os dados de densidade de regenerantes por densidade de plantas trepadeiras em área total e por setores de conservação.....65
- Figura 17 - Diagramas de dispersão para os dados de densidade de regenerantes por diâmetro médio de plantas trepadeiras em área total e por setores de conservação.....66
- Figura 18 - Diagramas de dispersão para os dados de densidade de regenerantes por biomassa de plantas trepadeiras em área total e por setores de conservação.....67

Figura 19 - Diagramas de dispersão para os dados de densidade de regenerantes por biomassa arbórea/arbustiva em área total e por setores de conservação.....	68
Figura 20 - Diagramas de dispersão para os dados de biomassa de plantas trepadeiras por biomassa arbórea em área total e por setores de conservação.....	69
Figura 21 - Diagramas de dispersão para os dados de densidade de plantas trepadeiras por biomassa arbórea em área total e por setores de conservação.....	70
Figura 22 - Diagramas de dispersão para os dados de diâmetro de plantas trepadeiras por biomassa arbórea em área total e por setores de conservação.....	71

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Lista de famílias botânicas e espécies de plantas trepadeiras amostradas no fragmento florestal da “Mata da Pedreira”. Morfologia – H: herbácea, L: lenhoso; Escalada – Volúvel, escandente ou preênsil.....44
- Tabela 2 - Distribuição da densidade de plantas trepadeiras da Mata da Pedreira por classes diamétricas.....58
- Tabela 3 - Correlações entre parâmetros da comunidade de plantas trepadeiras e a biomassa arbórea e densidade de regeneração natural na área total da Mata da Pdereira e por setores de conservação.....69
- Tabela 4 - Correlações entre parâmetros da comunidade de plantas trepadeiras e a biomassa arbórea em área total da Mata da Pedreira e por setores de conservação.....72
- Tabela 5 - Modelos candidatos com seus respectivos delta AICc e pesos de evidência. O modelo sem diferença de informação ($\Delta AICc=0$) e maior peso de evidência é escolhido como modelo mais parcimonioso.....75
- Tabela 6 - Tabela com descritores fitossociológico das plantas trepadeiras da Mata da Pdereira, Piracicaba, SP.....99

1 INTRODUÇÃO

As florestas cobrem cerca de 4 bilhões de hectares do planeta Terra, o que corresponde a 31% da superfície terrestre. Na América do Sul, as áreas florestadas representam 49% do território, com mais de 853 milhões de hectares, dos quais mais da metade se encontra no Brasil, país que ainda possui 456 milhões de ha de florestas tropicais naturais (PAN et al., 2013; SFB, 2013; FAO, 2010).

As florestas tropicais são sistemas sustentáveis que fornecem grandes quantidades de recursos naturais e serviços ecossistêmicos para populações humanas, porém as dificuldades na definição de um valor econômico para todos os recursos e serviços e o rápido retorno econômico de atividades que exigem a conversão das florestas, acabam por ditar o futuro de tais ecossistemas, estando as sujeitas a pressões que aumentam em intensidade e extensão, de acordo com o crescimento da população humana e demandas da mesma (COSTANZA et al., 1997; DE GROOT et al., 2012; HOWARTH & FARBER, 2002; WRIGHT, 2015).

A substituição do uso do solo por sistemas de produção agropecuária e decorrente processo de fragmentação das florestas tropicais ocasiona uma maior exposição das regiões limitrofes dos remanescentes à novas condições abióticas, consequentemente induzindo mudanças na estrutura e dinâmica florestal que podem atingir partes do interior do fragmento e ainda aumentar a vulnerabilidade à outros fatores de degradação, principalmente em paisagens altamente fragmentadas (HADDAD et al., 2015; TABANEZ & VIANA, 2000; WRIGHT, 2015).

Apesar de raramente o desmatamento remover toda a vegetação pré-existente em uma área, os processos desencadeados nos fragmentos isolados de vegetação original podem ter consequências deletérias para as espécies presentes e as interações ecológicas existentes (FARAH et al., 2014; FAHRIG, 2003; LAURANCE & BIERREGAARD, 1997; LÔBO et al., 2011; PÜTZ et al., 2011; TABARELLI et al., 2010b).

De acordo com o SFB (2013), as florestas no Brasil se encontram principalmente na Mata Atlântica, esta com área original de 13% do território nacional (111 milhões hectares), e na Amazônia, floresta com área original de 420 milhões de ha; que representa mais de 30% das florestas tropicais remanescentes no mundo.

O processo de desflorestamento e conversão das florestas brasileiras ocorreu de maneira heterogênea, sendo a Mata Atlântica massivamente impactada devido ao processo desordenado de ocupação humana e uso dos recursos naturais, onde

atualmente vive mais de 60% da população Brasileira (MORELLATO & HADDAD, 2000; GALINDO-LEAL & CAMARA, 2005).

Apesar de ainda existir cerca de 77% de áreas de florestas Amazônicas remanescentes, as florestas da Mata Atlântica se encontram extremamente fragmentadas, com área remanescente variando entre 11,4% a 16% da cobertura original, sendo cerca de 80% desta área respresentada por pequenos fragmentos florestais menores que 50 ha e com pouca conectividade em nível de paisagem (RANTA et al., 1998; RIBEIRO et al., 2009a).

A forma, tamanho, grau de isolamento, vizinhança e histórico de perturbações são considerados os principais fatores que afetam a dinâmica de fragmentos florestais, e tais características podem potencializar o aparecimento de fatores de degradação e desestruturação florestal (BRANCALION et al., 2012; TABANEZ & VIANA, 2000).

Estudos de enfoque conservacionistas apontam a Mata Atlântica como região de alta prioridade, considerada um *Hotspot* para conservação devido à grande biodiversidade e endemismo e pressão antrópica sofrida por tal ecossistema (MYERS et al., 2000; OLSON & DINERSTEIN, 2002).

As florestas tropicais possuem várias características particulares, sendo a sinúsia das plantas escaladoras uma das mais visíveis e evidentes (GENTRY, 1992; RICHARDS, 1952). As plantas trepadeiras, também conhecidas como lianas, vinhas ou cipós, são plantas que germinam no solo e dependem de uma sustentação mecânica, geralmente fornecida por outras plantas, para que tenham um crescimento em altura, mantendo-se enraizada ao solo por toda vida (PUTZ & MOONEY, 1991).

As plantas trepadeiras podem ser herbáceas, também chamadas de vinhas, ou lenhosas, também conhecidas como lianas, sendo estas últimas grande maioria em florestas tropicais (DARWIN, 1867; GERWING, 2006; VILLAGRA, 2012).

No Brasil, o termo Cipó, palavra derivada do tupi-guarani (*Ysi'po*), também é amplamente utilizado para se referir a plantas trepadeiras, podendo designar tanto lianas como vinhas, sendo que em alguns casos pode também se referir a outros grupos de plantas escaladoras, como no caso da hemiepífita cipó-títica (VILLAGRA, 2012).

As plantas trepadeiras representam um grupo ecológico importante que historicamente foi pouco estudado e negligenciado quando comparado ao conhecimento científico produzidos sobre a comunidade arbórea de florestas tropicais

(SCHNITZER & CARSON, 2000; GENTRY & DONSON, 1987; PUTZ, 1991). Porém, recentemente a atenção parece ter se voltado para tal sinúsia, e um crescente número de publicações envolvendo plantas trepadeiras tem sido observado, principalmente com lianas, porém o estudo de comunidades de plantas trepadeiras em pequenos fragmentos florestais ainda permanece escasso (PUTZ, 2012; SCHNITZER et al., 2015).

As plantas trepadeiras constituem parte importante da biodiversidade vegetal de florestas tropicais, sendo estimado que 90% das espécies se encontram nos trópicos, com a América do Sul figurando como continente mais rico neste grupo de plantas (CABALLÉ & HEGARTY, 1992; DEWALT et al., 2015; GENTRY, 1992). Na Floresta Amazônica as plantas trepadeiras podem chegar à 44% das espécies lenhosas, com 51 espécies de lianas por hectare e uma massa seca de até 46 t/ha, o que chega a representar até 6% da biomassa aérea total, podendo ser de até 13,7% para florestas de Paragominas/PA (GERWING & FARIAS, 2000; PEREZ-SALICRUP et al., 2001).

Os trabalhos de florística e fitossociologia com enfoque em comunidades de lianas da Mata Atlântica são relativamente recentes e observa-se um aumento de tais estudos, predominando os feitos em grandes remanescentes florestais do estado de São Paulo (KIM, 1996; HORA & SOARES, 2002; UDULUTSCH et al., 2004; TIBIRIÇA et al., 2006; VILLAGRA, 2008; REZENDE & RANGA, 2005; REZENDE et al., 2007; MORELLATO & LEITÃO FILHO 1996).

Kim (1996) em levantamento de lianas do estado de São Paulo, baseado em análise de material depositado em herbários, encontrou 361 espécies distribuídas em 42 famílias botânicas, onde Asteraceae, Fabaceae, Bignoniaceae, Sapindaceae, Convolvulaceae e Asclepiadaceae foram as mais ricas em espécie, contando com 54,2% do total de lianas do estudo.

As plantas trepadeiras desempenham importantes interações ecológicas com a fauna e funcionam como importante fonte de alimento, principalmente quando árvores não estão produzindo frutos ou flores, e deslocamento para vários animais, principalmente primatas (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015; MORELLATO & LEITAO-FILHO, 1996).

Apesar de desempenhar papéis ecológicos importantes, a grande maioria de plantas trepadeiras possui um comportamento heliófilo, sendo de fácil proliferação em matas secundárias, clareiras e bordas de fragmentos, o que, nestes casos, levam a

uma hiperabundância que pode formar cortinas impenetráveis que dificultam a chegada de sementes e o crescimento de árvores regenerantes, não sendo causa primária mas podendo contribuir para a degradação estrutural destes ambientes através de estagnação da sucessão secundária em áreas de clareira (SCHNITZER et al., 2000; TANG et al., 2012; ENGEL et al., 1998).

Vários estudos têm demonstrado um aumento na abundância de plantas trepadeiras tanto em florestas tropicais contínuas e pouco perturbadas, como em pequenos fragmentos florestais, sendo apontados como principais causas (1) o aumento nos regimes de distúrbios aos quais os fragmentos florestais estão expostos, sendo previsto maior intensidade e frequência dos mesmos para regiões tropicais; e (2) o aumento dos períodos de sazonalidade, que também é projetado para regiões tropicais, e que pode favorecer o aumento de plantas trepadeiras, tendo em vista que estas possuem uma grande capacidade de aproveitamento de recursos durante épocas secas e suas maiores abundâncias ocorrem em florestas com pronunciados períodos secos (ÁLVAREZ-CANSINO et al., 2014; CAI et al., 2009; CHEN et al., 2015; LAURANCE et al., 2013; PHILLIPS et al., 2002; SCHNITZER & BONGERS, 2011; SCHNITZER, 2015; WRIGHT et al., 2004).

Estudos em fragmentos florestais no interior de São Paulo geralmente relatam a presença de diferentes setores dentro de um mesmo remanescente com estados de conservação e estágios de sucessão diferentes, com predomínio de capoeiras de baixa diversidade infestadas com plantas trepadeiras, principalmente em partes dos fragmentos que foram expostas a fatores de degradação como exploração de madeira, fogo e gado. Apesar de tais relatos serem de estudos realizados a mais de duas décadas, ainda hoje é possível observar locais que permanecem estagnados devido a hiperabundância de trepadeiras (CATHARINO, 1989; NASCIMENTO & VIANA, 1999).

Engel et al (1998) considera a redução na abundância de plantas trepadeiras uma tendência natural da sucessão, porém existem evidências dos impactos de tais plantas na estagnação da regeneração de clareiras, podendo reduzir consideravelmente os estoques de carbono por espécies arbóreas e arbustivas, principalmente em florestas degradadas e muito perturbadas (SCHNITZER et al., 2000; SCHNITZER et al., 2014). Isto aparenta ocorrer devido a um desequilíbrio na rede de interações entre plantas trepadeiras e forófitos (SFAIR et al., 2010).

Atualmente 60% das florestas tropicais remanescentes do planeta se encontram em estágio secundário ou degradado, muitos dos quais necessitam intervenções em ordem de garantir a perpetuação e sustentabilidade florestal (FAO, 2010). Entretanto, os remanescentes de floresta secundária e pequenos fragmentos florestais tem sido reconhecidos como reservatórios de biodiversidade e áreas extremamente importantes na conectividade da biodiversidade (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2009; CHAZDON et al., 2009; CHAZDON, 2014; TABARELLI, 2010)

O manejo de lianas superabundantes em florestas secundárias e fragmentos florestais degradados tem sido discutido como ferramenta de restauração florestal, e em sua maior parte, quando realizada para fins operacionais, é feita sem uma discriminação entre as espécies manejadas, sendo empregado o método de corte total de lianas (CÉSAR, 2014; GIRÃO, 2014; JORDÃO, 2009; ROZZA et al., 2006; SFAIR et al., 2015; TABANEZ et al., 1997).

Tal manejo em fragmentos florestais possui objetivos bastante diferentes do empregado para fins de manejo madeireiro de impacto reduzido realizado em florestas de exploração, sendo que as técnicas de manejo de trepadeiras para estes fins já vêm sendo desenvolvidas a algum tempo (VIDAL & GERWING 2004; PARREN, 2003).

De qualquer forma, no manejo de lianas para fins de exploração madeireira na Amazônia, Gerwing & Vidal, (2002) evidenciaram uma redução de 14% no número de espécies e uma redução de 85% da área basal das lianas após oito anos do corte das mesmas e seis anos após exploração madeireira, indicando uma perda de biodiversidade local e de área basal, fato importante a ser considerado em qualquer discussão de manejo que envolva remoção de plantas trepadeiras.

Quando se busca a restauração de um fragmento florestal, a perda de espécies de qualquer tipo pode ir na contramão dos objetivos almejados, podendo ocasionar efeitos cascata com a perda de importantes interações ecológicas realizadas entre trepadeiras e outros organismos que as usam como recurso (TERBORGH, 2000).

Se por um lado o manejo através de corte de plantas trepadeiras pode ocasionar perda funcional de espécies, por outro lado áreas em processo de restauração florestal demonstram uma dificuldade no reestabelecimento da diversidade funcional de tais plantas, sendo proposto técnicas de reintrodução de plantas trepadeiras visando o reestabelecimento de tal diversidade (CAMPBELL et al., 2015a; GARCIA et al., 2015; LE BOURLEGAT et al., 2013).

Sendo assim, devido à crescente necessidade de resolução de problemas práticos envolvendo plantas trepadeiras em desequilíbrio em fragmentos florestais e Unidades de Conservação, o controle de tais plantas através do manejo cada vez mais figura como uma ferramenta importante na restauração de fragmentos florestais degradados, porém com grande necessidade de pesquisa e desenvolvimento de técnicas apropriadas de como manejar tais plantas, evitando possíveis efeitos negativos de tal intervenção (CAMPBELL et al., 2015b; HOBBS et al., 2011; SFAIR et al., 2015).

Tendo em vista as importâncias ecológicas já citadas, seria imprescindível a coleta e amostragem de espécies de plantas trepadeiras em áreas a serem submetidas ao manejo através do corte, o que possibilitaria focar a intervenção nas espécies mais abundantes da área, como sugerido com base em modelos teóricos por Sfair (2015), e um monitoramento mais eficaz de possíveis efeitos negativos sobre a diversidade.

A regeneração natural consiste no banco de indivíduos que potencialmente irão compor a futura estrutura do dossel florestal no decorrer do processo de sucessão secundária, e a integridade da estrutura florestal está intimamente relacionado com a capacidade de regeneração natural da floresta (CHAZDON, 2014). É conhecido que as plantas trepadeiras, principalmente lianas, possuem uma influência negativa sobre a regeneração natural em florestas tropicais e temperadas, e tal influência sobre a regeneração pode ter importantes implicações no manejo florestal (GRAUEL & PUTZ, 2004; LADWIG & MEINERS, 2010; SCHNITZER et al., 2000; TOLEDO-ACEVES & SWAINE, 2008)

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Vinculação

O presente estudo está vinculado ao projeto “Restauração da Mata da Pedreira: Desenvolvimento de métodos de manejo e criação de uma unidade demonstrativa e de pesquisa permanente para a ampliação da conservação da biodiversidade e da geração de serviços ambientais em fragmentos florestais degradados”, como parte do subprojeto “Caracterização da colonização de ecounidades florestais por lianas hiperabundantes e estabelecimento de estratégias de manejo” [CNPq processo 561910/2010-3].

2.2 Área de Estudo

O presente trabalho foi desenvolvido na “Mata da Pedreira”, um fragmento florestal de 14 hectares localizado dentro do campus da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP), atrás do departamento de Ciências Florestais (LCF), em Piracicaba – SP, latitude 22°42’40 S e longitude 47°37’30 W, a uma altitude de aproximadamente 550 m (Figura 1).



Figura 1 – Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual “Mata da Pedreira”

A vegetação do fragmento é classificada como Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO et al., 1991), com alguns elementos de Floresta Decidual, sendo o mesmo inserido em uma paisagem altamente antropizada, composta principalmente por pastagens, cultivos agrícolas e áreas urbanizadas (Figura 1).

O clima da área de estudo é classificado como Cwa, de acordo com Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 21,6 °C e precipitação anual de 1328 mm, sendo estes dados registrados entre 1917-2010, porém nos últimos anos tem se observado mudanças em tais parâmetros, com contínua redução na precipitação anual desde 2010 (KOTTEK et al., 2006).

O fragmento florestal “Mata da Pedreira” possui um histórico de exposições a fatores de degradação, como exploração madeireira, entrada de animais domésticos e incêndios, incluindo um de grande intensidade em julho de 1981.

Também existe uma grande circulação de estudantes, pesquisadores e moradores do campus da USP de Piracicaba pelas trilhas da mata, que desde 1973 é utilizada para atividades didáticas e como unidade demonstrativa para disciplinas como Ecologia Florestal e Silvicultura Tropical do Departamento de Ciências Florestais (LCF) da ESALQ/USP.

O fragmento também foi objeto de estudos fisionômico-florístico por Catharino (1989), de ciclagem de nutrientes e produção de serrapilheira por Poggiani e Monteiro (1990), e mais recentemente estudos sobre os filtros ecológicos impostos por trepadeiras hiperabundantes por César (2014), e resposta dendrométrica de espécies arbóreas e da regeneração natural ao manejo de trepadeiras por Venegaz-González (2013) e Girão (2014), respectivamente.

O histórico processo de exposição da mata a fatores de perturbação levou o fragmento à uma condição de mosaico composto por estratos de conservação em diferentes estágios de sucessão secundária, com presença de manchas compostas basicamente de espécies pioneiras e com grande proliferação de gramíneas e plantas trepadeiras, principalmente em grandes clareiras localizadas nas áreas expostas a distúrbios frequentes. Por outro lado, existe a retenção de algumas manchas com a estrutura florestal ainda presente, compostas por grandes indivíduos arbóreos e abundante sub-bosque de espécies secundárias e presença de pequenas clareiras em bom estado de regeneração. Apesar da presença de áreas ainda estruturadas, a grande proliferação de trepadeiras por todo o fragmento é evidente, atuando como verdadeiras barreiras físicas para se movimentar na mata e com grandes indivíduos

arbóreos remanescentes completamente tomados por tais plantas, formando “torres” de plantas trepadeiras (Figura 2). Segundo relatos de pesquisadores que realizaram trabalhos no fragmento há cerca de duas décadas, o mesmo encontra-se em declínio ecológico, com prejuízo progressivo do seu estado de conservação.

Os resultados do trabalho conduzido nesse fragmento têm grande potencial de garantir um melhor entendimento da comunidade de plantas trepadeiras em pequenos fragmentos degradados de Florestas Estacionais Semidecíduais, e suas implicações para o manejo de fragmentos florestais degradados.



Cesár (2013)

Figura 2 – Abundância de plantas trepadeiras no interior do fragmento e ocorrência de “torres” de tais plantas apoiadas em grandes indivíduos arbóreos remanescentes.

2.3 Divisão da área de estudo em setores de estrutura

Como parte do projeto, o fragmento florestal foi estratificado em setores de acordo com o gradiente de conservação encontrado nas diferentes manchas sucessionais presentes, decorrentes de processos históricos. Tal estratificação da mata já era observada por Catharino (1989):

...devemos chamar a atenção ao fato de que uma mesma “mata”, em sentido amplo, pode possuir trechos que se encontram em diferentes estágios de sucessão, formando um mosaico entre elas (...) O que encontramos, na realidade, são manchas de vegetação residual que possuem **áreas mais ou menos degradadas**, como ocorre claramente na **Mata da Pedreira** (CATHARINO, 1986, p.139).

Apesar das discussões acerca da utilização do termo “degradação” para florestas secundárias, principalmente devido a definição utilizada pela FAO (2010) e recentemente discutido por Chazdon (2014), para fins do presente trabalho os estratos foram definidos de acordo com o grau de degradação encontrados na Mata da Pedreira, sendo esse termo utilizado aqui com intuito de refletir um gradiente de manchas que foram expostas a perturbações de diferentes graus e intensidades e que se encontram em diferentes fases sucessionais e estados de conservação.

Para a estratificação foram utilizados parâmetros como estrutura do dossel, presença de indivíduos arbóreos jovens e adultos de diferentes grupos ecológicos e densidade de plantas trepadeiras. Foi considerado “muito degradado” as manchas com ausência de dossel estruturado, presença de poucos e pequenos indivíduos arbóreo/arbustivos e presença maciça de plantas trepadeiras; “degradado” as manchas com ausência parcial de dossel estruturado, presença de alguns poucos indivíduos de maior porte remanescentes, e maciça presença de plantas trepadeiras; e “pouco degradado” as manchas com dossel ainda estruturado, com grandes remanescentes arbóreos e com presença de plantas trepadeiras abundantes. Devido ao grau de infestação por plantas trepadeiras, o fragmento não possui regiões com ausência de tais plantas.

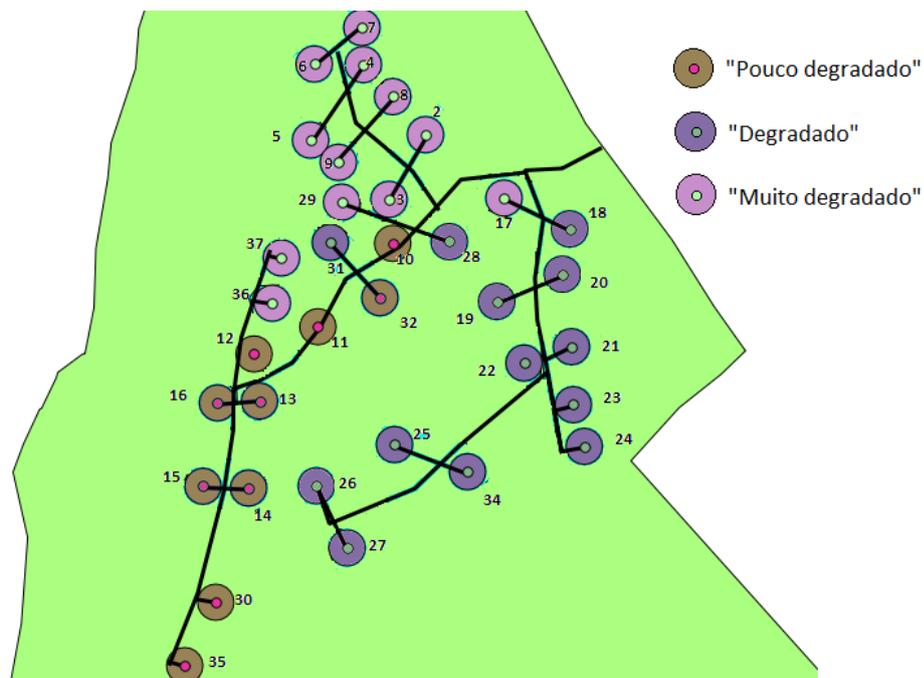


Figura 3 – Estratificação das parcelas por setores de conservação. Os estratos foram definidos baseado na estrutura do dossel, presença de indivíduos arbóreos jovens e adultos de diferentes espécies e densidade de plantas trepadeiras.

2.4 Implantação das parcelas

As parcelas utilizadas para o levantamento de dados foram feitas tendo como referência as parcelas permanentes instaladas no fragmento florestal como parte do projeto “Restauração da Mata da Pedreira: Desenvolvimento de métodos de manejo e criação de uma unidade demonstrativa e de pesquisa permanente para a ampliação da conservação da biodiversidade e da geração de serviços ambientais em fragmentos florestais degradados”.

Inicialmente foram implantadas 35 parcelas permanentes circulares de 10 metros de raio, com a delimitação do ponto central das mesmas por um marco de concreto.

As parcelas permanentes foram alocadas da seguinte maneira para o presente trabalho:

- 12 localizadas em setores considerados muito degradado
- 13 localizadas em setores considerados degradado
- 10 localizadas em setores pouco degradado

Devido a condição crítica de conservação do fragmento florestal como um todo, as áreas mais conservadas, denominadas aqui de “pouco degradado”, possuem uma área total menor do que os demais setores, sendo um dos motivos do menor número de parcelas permanentes localizados em tais setores. Os setores considerados “muito degradados” e “degradados” possuem características bastante similares quanto a infestação por plantas trepadeiras, porém é possível observar neste último maior presença de indivíduos arbóreos e arbustivos.

O levantamento de plantas trepadeiras dentro das parcelas circulares não foi viável devido a intervenções de manejo de plantas trepadeiras, através de corte, realizados em trabalhos anteriores desenvolvidos no fragmento florestal (CÉSAR, 2014; VENEGAZ-GONZÁLES, 2013; GIRÃO, 2014).

Visando amostrar a comunidade de plantas trepadeiras e a densidade de regeneração natural da Mata da Pedreira, foram alocadas 140 parcelas quadradas de 3x3 metros (9m²), totalizando uma área amostral de 0,1224 ha. As parcelas quadradas foram alocadas tendo as parcelas permanentes como referência, e direcionadas a Norte, Sul, Leste e Oeste, distantes 13 metros do ponto central das mesmas, totalizando 4 parcelas quadradas por parcela permanente circular, em um esquema amostral aleatório por conglomerados (Figura 4). As parcelas foram confeccionadas

com estacas de madeira e alocadas sempre para o lado esquerdo do ponto da primeira estaca, distando no mínimo 4 metros uma das outras.



Figura 4 – (A) Distribuição das parcelas de amostragem da comunidade de plantas trepadeiras. (B) Esquema de alocação das parcelas de 3x3m usando como referência o centro das parcelas permanentes.

A utilização da parcela circular como referência foi feita visando manter a estratificação dos setores de conservação e para facilitar a localização espacial das parcelas de 3x3m, devido a dificuldade de movimentação dentro do fragmento sem intervenção na vegetação.

2.5 Coleta de Dados

2.5.1 Amostragem de plantas trepadeiras

A amostragem e mensuração das plantas trepadeiras da Mata da Pedreira foi realizada segundo os protocolos de Gerwing (2006) e Schnitzer (2008), onde foram levantados todos os indivíduos com diâmetro $\geq 0,5$ cm, a 130 cm a partir do último ponto de enraizamento substancial dentro da parcela de 3x3m. Exceções a localização do ponto de mensuração do diâmetro foram tomados em indivíduos que seguem os padrões dos casos C, F e P do protocolo, referentes a plantas trepadeiras com bifurcação abaixo dos 130 cm ou com raízes aéreas, nestes casos com pontos de mensuração à 20 cm abaixo do ponto de bifurcação para o primeiro – C – e 50 cm acima do enraizamento aéreo para o segundo – F e P (Figura 5).

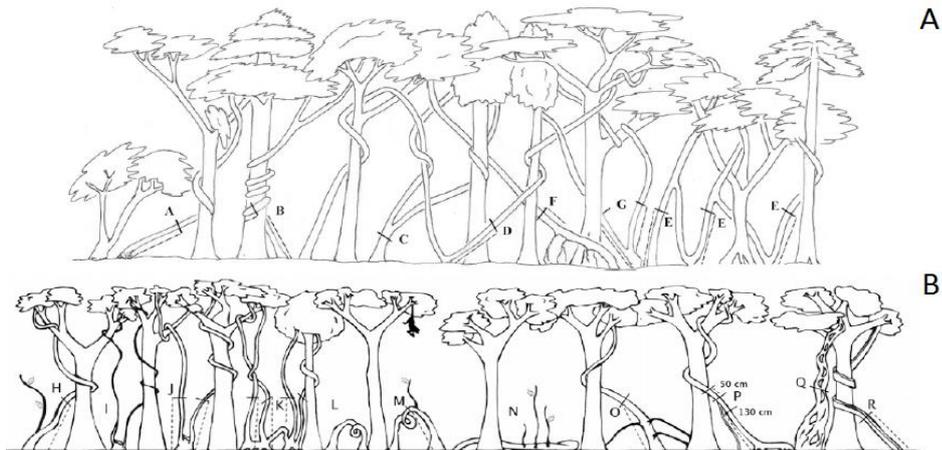


Figura 5 – Protocolo de mensuração de lianas segundo (A) Gerwing (2006) e complementação por (B) Schnitzer (2008), utilizados na amostragem e mensuração das plantas trepadeiras na Mata da Pedreira.

A inclusão de indivíduos a partir de 0,5 cm é indicada por Gerwing (2006) para estudos de dinâmica de comunidades. Tal medida foi adotada no presente trabalho devido a dominância de indivíduos de menor diâmetro característico de florestas perturbadas e intenção de futuras mensurações para estudos de dinâmica.

Todos os indivíduos de plantas trepadeiras amostrados foram marcados com tinta no ponto de mensuração, visando posteriores medidas, e plaqueados para identificação botânica (Figura 6).



Figura 6 - Plantas trepadeiras marcadas e plaqueadas no ponto de mensuração.

A identificação botânica das plantas trepadeiras amostradas foi realizada através de estudos florísticos e chaves de identificação para a região (UDULUTSCH, 2004; UDULUTSCH, 2010; FIGUEIREDO, 2011; SPRENGEL-LIMA, 2013; REZENDE, 1997; MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1998; CATHARINO, 1989) e herborização de material reprodutivo ou vegetativo para posterior comparação com exsicatas depositadas no Herbário da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (Herbário ESA). Também foram realizadas consultas à especialistas para confirmação e identificação de plantas que não foram passíveis de identificação por chave ou comparação. As famílias botânicas estão de acordo com o sistema do APG III (2009).

A biomassa de plantas trepadeiras acima do solo foi calculada com base na equação de Schnitzer et al. (2006):

$$\text{BLAS} = \exp[-1.484 + 2.657 \ln(D)]$$

Onde BLAS é a biomassa de plantas trepadeiras acima do solo em quilogramas, e D o diâmetro dos indivíduos.

2.5.2 Amostragem da biomassa arbórea/arbustiva

A amostragem da biomassa arbórea e arbustiva no entorno de cada parcela de plantas trepadeiras foi feita através de método adaptado utilizando pontos de Biterlich com relascópio de fator de área basal igual a 1 (BARREIRO et al, 2004).

O método de Biterlich consiste em um método de amostragem de área variável, sendo a mesma realizada através de relascopia em pontos fixos. Após escolhido o ponto de amostragem, é realizada uma “visada” de 360° em torno do ponto, e todas as árvores que se encaixam dentro da faixa escolhida de fator de área basal são incluídas na amostragem (BARREIRO et al, 2004).

A escolha do fator de Área Basal depende das (1) características do povoamento da vizinhança do ponto escolhido para o giro, do (2) diâmetro e da (3) densidade das árvores da floresta em questão (BARREIRO et al, 2004). Devido a condição da floresta, que se encontra degradada e com uma predominância de árvores pioneiras e de pequeno diâmetro (CÉSAR, 2013), foi utilizado o fator de Área Basal 1, o qual é a menor escala presente no relascópio.

Os métodos de amostragem de plantas trepadeiras foram padronizados somente recentemente através dos protocolos de Gerwing (2006) e Schnitzer (2008), porém ainda são poucos os trabalhos e métodos que buscam avaliar as relações entre a comunidade de trepadeiras com o componente arbóreo arbustivo, neste caso ainda carente de métodos padronizados que buscam fazer tal relação (DA ROCHA, 2014; SFAIR et al. 2011; SFAIR et al., 2010; VAN MELIS, 2013)

Para determinação da biomassa arbórea, realizou-se um levantamento dos diâmetros dos indivíduos arbóreos e arbustivos circundantes por meio do método de Biterlich, utilizando o centro das parcelas de avaliação da comunidade de plantas trepadeiras como ponto de amostragem. Todas as árvores incluídas na amostragem tiveram seus DAP mensurados, sendo tal procedimento uma adaptação do método padrão de inventário por relascopia.

De posse de tais dados, foi possível calcular a biomassa do componente arbóreo arbustivo circundante. Para cálculo de biomassa foi utilizada a equação de Lacerda et al (2009):

$$\mathbf{BAAS = -1, 19829 + 1, 98391 \ln(DAP)}$$

Onde BAAS é a biomassa arbórea acima do solo em quilogramas, e o DAP a medida do diâmetro à altura do peito dos indivíduos.

A utilização do método de Biterlich para amostragem dos diâmetros das árvores e arbustos circundantes foi feita por consistir em um método relativamente simples e rápido, o que pode ser útil para inventários em florestas com presença de plantas trepadeiras em desequilíbrio, como medida para definição de potenciais áreas para manejo de plantas trepadeiras.

Tendo em vista o padrão de crescimento vegetativo de plantas trepadeiras, muitas vezes o enraizamento destas dentro da parcela pode ser proveniente de rametes que podem estar originalmente enraizado e espalhado por outros pontos do entorno (PARREN, 2003; GERWING, 2008). Sendo assim, através do método descrito, buscou-se evidenciar possíveis relações entre a comunidade de plantas trepadeiras e o componente arbóreo arbustivo circundante.

2.5.3 Amostragem de regenerantes

A amostragem da densidade de regeneração natural arbórea/arbustiva foi realizada dentro das parcelas de 3x3m utilizadas na amostragem da comunidade de plantas trepadeiras. Para efeito do presente trabalho foram considerados regeneração natural todos os indivíduos arbóreos arbustivos >40cm em altura e <1,58cm de diâmetro, e a densidade foi avaliada através da contagem do número de indivíduos arbóreo/arbustivos dentro da classe de tamanho citada acima.

2.6 Análise dos dados

2.6.1 Descrição da comunidade de trepadeiras

Os dados da comunidade de plantas trepadeiras foram analisados através de métodos descritivos, buscando avaliar a riqueza, abundância e densidade de tal sinúsia no fragmento da Mata da Pedreira, bem como dentro dos setores de conservação definidos pela estratificação das parcelas.

A riqueza de plantas trepadeiras foi listada através do número de espécies e morfo-espécies identificadas, sendo considerados somente os indivíduos encontrados dentro das parcelas amostradas. Também foram observadas informações relativas aos padrões de crescimento secundário, sendo as trepadeiras lenhosas classificadas como lianas e as herbáceas como vinhas.

As abundâncias totais e relativas por espécies e famílias botânicas de trepadeiras foram avaliadas e plotadas em histogramas para visualização dos grupos predominantes no fragmento florestal como um todo e também dentro dos setores de conservação, buscando, neste último caso, verificar possíveis diferenças na composição de espécies entre os diferentes estratos de conservação. Apesar de geralmente empregado para comparar áreas distintas, foi utilizado o Índice de Jaccard visando avaliar a similaridade florística entre os setores de conservação definidos.

A diversidade de plantas trepadeiras da Mata da Pedreira foi calculada através do alfa de Fisher (α) e do índice de diversidade de Shannon-Wiener.

Os cálculos de diversidade escolhidos possuem origens matemáticas diferentes, sendo o alfa de Fisher (α) uma medida de diversidade derivada de séries logarítmicas dos modelos de abundância propostos por R. A. Fisher, pouco sensível ao tamanho amostral e relatas a abundância das espécies (MAGURRAN, 2004; COLWELL, 2009). Recentemente tal métrica foi usado por DeWalt et al. (2015) para

observar padrões de diversidade de lianas em vários tipos de florestas nos diferentes continentes do planeta.

O índice de Shannon-Wiener tem suas origens baseada na matemática clássica da entropia de Rényi, derivado da teoria da informação, sendo tal índice mais sensível à área amostral (COLWELL, 2009). O Índice de Diversidade de Shannon-Wiener foi calculado na base e (nats/indivíduo), sendo avaliado para área total e também para os setores de conservação.

A densidade das plantas trepadeiras foi calculada por classe diâmetrica para área total e entre os diferentes estratos, visando observar o padrão de predominância diâmetrica em um fragmento florestal perturbado.

2.6.2 Associações entre comunidade de plantas trepadeiras, biomassa arbórea e regeneração natural.

Visando observar os padrões das possíveis associações existentes entre a comunidade de plantas trepadeiras com o componente arbóreo-arbustivo do fragmento florestal da Mata da Pedreira, foram realizadas análises do coeficiente de correlação de Person entre variáveis da comunidade de trepadeiras e a densidade da regeneração natural e biomassa arbórea/arbustiva.

Com o objetivo de avaliar as possíveis associações entre a regeneração natural do componente arbóreo arbustivo e as plantas trepadeiras, foi utilizada a densidade de regeneração natural encontrada em cada parcela como variável dependente, e avaliado possíveis correlações com a densidade, diâmetro e biomassa de plantas trepadeiras, tendo como hipótese de pesquisa a existência de forte associação negativa entre as variáveis em questão.

Possíveis associações entre a biomassa arbórea/arbustiva circundante e as plantas trepadeiras também foram avaliadas para as variáveis densidade, diâmetro e biomassa de plantas trepadeiras, tendo como hipótese de pesquisa a existência de forte associação negativa entre tais variáveis.

Finalmente, a regeneração natural foi avaliada como variável dependente da biomassa arbórea circundante, tendo-se como hipótese uma forte associação positiva entre as variáveis.

As associações obtidas através do coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis da comunidade de lianas e componente arbóreo arbustivo foram

avaliadas para a área total da “Mata da Pedreira”, bem como para os diferentes estratos de conservação.

2.6.3 Seleção de modelos

As variáveis que obtiveram maior coeficiente de correlação de Person em área total ou em algum dos diferentes estratos de conservação foram selecionadas para compor modelos lineares utilizando a variável densidade de regeneração natural como variável dependente.

Recentemente tem-se observado um aumento nos estudos ecológicos utilizando inferências através de multimodelos, método que tem se tornado uma alternativa de análise onde os testes de hipóteses não se encaixam como melhor opção (AHO et al., 2014; HOBBS & HILBORN, 2006; JOHNSON & OMLAND, 2004). Tais métodos enfatizam o peso de evidências de hipóteses múltiplas, usados para inferir sobre a qualidade dos modelos gerados, principalmente através de critérios de informações de Akaike (Akaike information criterion – AIC) e critérios de informações Bayesianas (Bayesian information criterion – BIC) (BURNHAM & ANDERSON, 2004).

Sendo assim, foi gerado um conjunto de modelos candidatos para a densidade de regeneração natural, utilizando como variáveis preditoras a densidade e diâmetro quadrático médio de plantas trepadeiras e a biomassa arbórea/arbustiva circundante. Foram gerados todos os modelos lineares possíveis utilizando as três variáveis preditoras, inclusive o modelo nulo, que assume ausência de efeito de qualquer preditora. Além dos modelos simples, utilizando somente uma das variáveis como preditora, também foram gerados modelos múltiplos, neste último caso com todas as combinações e interações de variáveis possíveis.

Após a geração dos modelos candidatos, os mesmos foram comparados através do critério de informações de Akaike (AIC). Foi gerada uma lista dos modelos com os respectivos pesos de evidência. O modelo com menor peso de evidência foi considerado o de melhor ajuste.

Com isso, objetivou-se acessar qual(is) variável(eis), dentre densidade de plantas trepadeiras, diâmetro quadrático e biomassa arbórea arbustiva, possui(em) maior efeito no padrão da densidade de regeneração natural encontrado na Mata da Pedreira, visando utilizar tais resultados como um possível indicador para embasar o estabelecimento de estratégias de manejo para a área.

Sendo assim, o presente trabalho objetivou fazer um estudo da comunidade de plantas trepadeiras da Mata da Pedreira e avaliar possíveis efeitos de tais plantas em relação a aspectos estruturais importantes na sucessão florestal como a regeneração natural e a biomassa arbórea, visando assim estabelecer diretrizes de manejo de plantas trepadeiras para a área de estudo

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Comunidade de plantas trepadeiras: riqueza, abundância e densidade

No total foram amostrados 2323 indivíduos de plantas trepadeiras com diâmetro maior ou igual a 0,5 cm, pertencentes à 20 famílias botânicas, 50 gêneros e 62 espécies (Tabela 1). Devido às dificuldades de coleta de material reprodutivo, ou ainda de partes vegetativas com folhas, 374 indivíduos amostrados, cerca de 16% do total, não foram passíveis de identificação ao nível de espécie. Destes, 147 indivíduos ficaram sem nenhuma identificação, 111 indivíduos identificados a nível de família e 116 a nível de gênero, baseando-se principalmente na disposição dos feixes vasculares dos sarmentos amostrados (FIGUEIREDO, 2011). Ao total, considerando-se as plantas identificadas ao nível de família e gênero, foram encontradas cerca de 84 morfo-espécies de plantas trepadeiras.

As plantas que ficaram sem nenhuma identificação botânica foram decorrentes de indivíduos mortos ou que não possuíam qualquer material reprodutivo ou vegetativo, e sem viabilidade de coleta de amostras do sarmento.

Tabela 1 - Lista de famílias botânicas e espécies de plantas trepadeiras amostradas no fragmento florestal da "Mata da Pedreira". Morfologia – H: herbácea, L: lenhoso (Continua)

Família/Espécie	Morfologia
Amaranthaceae	
<i>Chamissoa acuminata</i> Mart.	H
<i>Hebanthe paniculata</i> Mart.	L
Apocynaceae	
<i>Forsteronia pilosa</i> (Vell.) Müll.Arg.	L
<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC.	L
<i>Forsteronia</i> sp.	L
<i>Marsdenia macrophylla</i> (Humb. & Bonpl. ex Shult.) E.Fourn.	H
<i>Prestonia coalita</i> (Vell.) Woodson	L
Apocynaceae sp1.	L
Apocynaceae sp.2	L
Apocynaceae sp.3	H
Aristolochiaceae	
<i>Aristolochia gigantea</i> Mart. & Zucc.*	H
Asteraceae	
<i>Senecio confusus</i> Britten*	H
Bignoniaceae	
<i>Adenocalymma bracteatum</i> (Cham.) DC.	L
<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	L
<i>Amphilophium paniculatum</i> (L.) Kunth	L
<i>Bignonia campanulata</i> Cham.	L
<i>Bignonia sciuripabula</i> (K.Schum.) L.G.Lohmann	L
<i>Cuspidaria pulchra</i> (Cham.) L.G.Lohmann	L
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G.Lohmann	L
<i>Dolichandra quadrivalvis</i> (Jacq.) L.G.Lohmann	L
<i>Fridericia conjugata</i> (Vell.) L.G.Lohmann	L
<i>Fridericia triplinervia</i> (Mart. ex DC.) L.G.Lohmann	L
<i>Lundia obliqua</i> Sond.	L
<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K.Schum.	L

Tabela 1 - Lista de famílias botânicas e espécies de plantas trepadeiras amostradas no fragmento florestal da "Mata da Pedreira". Morfologia – H: herbácea, L: lenhoso (Continuação)

Família/Espécie	Morfologia
<i>Pleonotoma tetraquetra</i> (Cham.) Bureau	L
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	L
<i>Stizophyllum perforatum</i> (Cham.) Miers	L
<i>Tanaecium selloi</i> (Spreng.) L.G.Lohmann	L
<i>Tynanthus</i> sp.	L
<i>Tynanthus</i> sp.2	L
Bignoniaceae sp.1	L
Bignoniaceae sp.2	L
Bignoniaceae sp.3	L
Bignoniaceae sp.4	L
Bignoniaceae sp.5	L
Cactaceae	
<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	H
Celastraceae	
<i>Hippocratea volubilis</i> L.	L
Cucurbitaceae	
<i>Wilbrandia hibiscoides</i> Silva Manso	H
Cucurbitaceae sp.1	H
Dilleniaceae	
<i>Doliocarpus</i> sp.	L
Dioscoreaceae	
<i>Dioscorea multiflora</i> Mart. ex Griseb.	H
Euphorbiaceae	
<i>Dalechampia pentaphylla</i> Lam.	L
<i>Dalechampia triphylla</i> Lam.	L
Fabaceae	
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	L
<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.*	L
<i>Acacia</i> Mill. sp.	L
<i>Camptosema</i> Hook. & Arn. sp.	L

Tabela 1 - Lista de famílias botânicas e espécies de plantas trepadeiras amostradas no fragmento florestal da "Mata da Pedreira". Morfologia – H: herbácea, L: lenhoso (Continuação)

Família/Espécie	Morfologia
<i>Phanera</i> Lour. sp.	L
Fabaceae sp.	L
Malpighiaceae	
<i>Banisteriopsis anisandra</i> (A.Juss.) B.Gates	L
<i>Dicella bracteosa</i> (A.Juss.) Griseb.	L
<i>Diplopterys lutea</i> (Griseb.) W.R.Anderson & C.C.Davis	L
<i>Heteropterys argyrophaea</i> A.Juss.	L
<i>Mascagnia cordifolia</i> (A.Juss.) Griseb.	L
<i>Stigmaphyllon lalandianum</i> A.Juss.	L
<i>Heteropterys</i> Kunth sp.	L
<i>Heteropterys</i> Kunth sp.2	L
<i>Mascagnia</i> Bertero sp.	L
Malpighiaceae sp.	L
Menispermaceae	
<i>Abuta selloana</i> Eichler	L
<i>Cissampelos pareira</i> L.	H
Passifloraceae	
<i>Passiflora alata</i> Curtis	H
<i>Passiflora amethystina</i> J.C.Mikan	H
Rhamnaceae	
<i>Gouania latifolia</i> Reissek	L
Sapindaceae	
<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	L
<i>Paullinia meliifolia</i> Juss.	L
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	L
<i>Serjania fuscifolia</i> Radlk.	L
<i>Serjania glabrata</i> Kunth	L
<i>Serjania glutinosa</i> Radlk.	L
<i>Serjania Laruotteana</i> Cambess.	L

Tabela 1 - Lista de famílias botânicas e espécies de plantas trepadeiras amostradas no fragmento florestal da “Mata da Pedreira”. Morfologia – H: herbácea, L: lenhoso (Conclusão)

Família/Espécie	Morfologia
<i>Serjania lethalis</i> A.St.-Hil.	L
<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	L
<i>Thinouia mucronata</i> Radlk.	L
<i>Thinouia ventricosa</i> Radlk.	L
<i>Urvillea laevis</i> Radlk.	L
<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	L
<i>Serjania</i> Mill. sp.	L
Smilacaceae	
<i>Smilax campestris</i> Griseb.	H
Smilacaceae sp.	H
Solanaceae	
<i>Solanum alternatopinnatum</i> Steud.	H
<i>Solanum hirtellum</i> (Spreng.) Hassl.	L
Vitaceae	
<i>Cissus sulcicaulis</i> (Baker) Planch.	H
<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E.Jarvis	H

*Espécies exóticas

As famílias amostradas com maior abundância e riqueza foram Bignoniaceae, com 1139 indivíduos distribuídos em 16 espécies (23 morfo-espécies); Malpighiaceae, com 323 indivíduos distribuídos em 6 espécies (8 morfo-espécies); e Sapindaceae, com 284 indivíduos distribuídos em 13 espécies (14 morfo-espécies). Somente a família Bignoniaceae correspondeu a quase 49% da abundância relativa total de indivíduos, e quando considerada somada às Malpighiaceae e Sapindaceae, a abundância relativa destas três famílias representou mais de 75% do total de indivíduos amostrados.

A abundância encontrada para as famílias botânicas do presente trabalho corrobora com outros estudos realizados em florestas estacionais semidecíduais, onde as famílias Bignoniaceae, Malpighiaceae e Sapindaceae também estiveram entre as famílias de maior riqueza e abundância em seis de oito trabalhos feitos em Florestas Estacionais Semidecíduais analisados por Udulutsch et al. 2010, sendo a

familia bignoniaceae a de maior riqueza para todos os oito trabalhos levantados e ainda para outros estudos na região (CATHARINO, 1989; MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1998; HORA & SOARES, 2002; REZENDE et al., 2007; REZENDE & RANGA, 2005; TIBIRIÇÁ et al., 2006; UDULUTSCH et al., 2004; UDULUTSCH et al., 2010; ROCHA, 2014; VAN MELIS, 2013).

É notável a diversidade e abundância de plantas trepadeiras pertencentes às Bignoniaceas, sendo esta a família botânica com maior representatividade em riqueza e abundância para as florestas estacionais do sudeste do Brasil (UDULUTSCH et al., 2010).

Outras famílias botânicas também apresentaram uma elevada abundância, como Fabaceae, Cactaceae, Apocynaceae, Dioscoreaceae, Asteraceae, Vitaceae, Solanaceae e Euphorbiaceae, todas com número superior a 30 indivíduos amostrados, porém, com exceção de Apocynaceae e Fabaceae, as mesmas se encontram representadas por somente uma ou duas espécies (Figuras 7 e 8). As famílias Apocynaceae, Fabaceae e Asteraceae também figuram entre as famílias botânicas de destaque em riqueza para Florestas Estacionais Semidecíduais (UDULUTSCH et al., 2010).

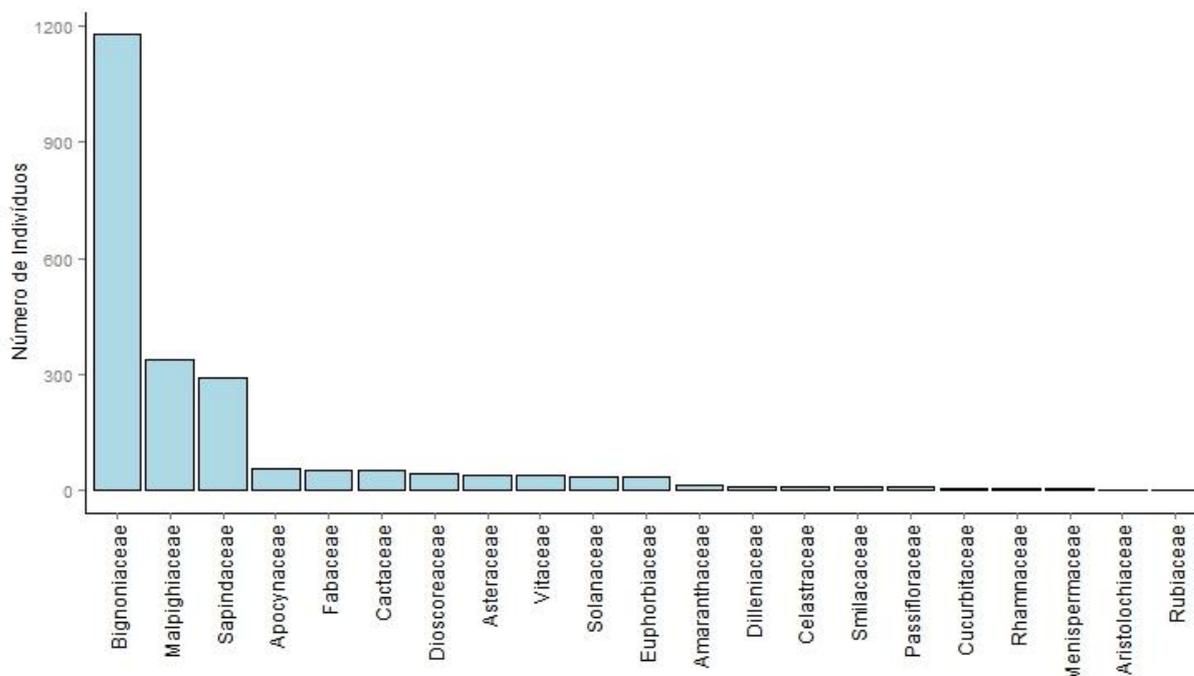


Figura 7 – Abundância de indivíduos de plantas trepadeiras por família botânica amostrados na “Mata da Pedreira”, Piracicaba - SP.

Dentre as espécies amostradas, *Mansoa difficilis* foi a mais abundante, com 283 indivíduos levantados na mata como um todo, representando cerca de 12% do total de indivíduos amostrados e apresentando o maior índice de valor de importância (IVI) dentre todas as espécies (Anexo 1). Estudos realizados em florestas estacionais semidecíduais em regiões relativamente próximas a do presente trabalho também evidenciaram *Mansoa difficilis* entre as espécies de maior IVI (HORA & SOARES, 2002; TIBIRIÇÁ et al., 2006; VAN MELIS, 2013).

Em compilação da composição de espécies de plantas trepadeiras nos fragmentos florestais do sudeste do Brasil realizado por Santos et al. (2009), a espécie *Mansoa difficilis* aparece representada em seis dos dez inventários de trepadeiras levantados, sendo que, recentemente, Van Melis (2013) encontrou *Mansoa difficilis* como segunda espécie de maior IVI para Ribeirão Cachoeira, uma das áreas que não possuíam registros de tal espécie em Santos et al. (2009).

As espécies *Lundia obliqua*, *Dicella bracteosa*, *Fridericia triplinervia*, *Serjania fuscifolia*, *Adenocalymma marginatum*, *Bignonia sciuripabula* e *Bignonia campanulata* também apresentaram grande abundância, com um número de 190 (8% do total), 175 (7%), 123 (5%), 102 (4,3%), 93 (4%) , 94 (4%) e 92 (4%) indivíduos respectivamente. Juntas, estas 8 espécies de maior abundância representaram quase 50% do total de indivíduos amostrados (Figura 8).

Todas as espécies acima são citadas por Santos et al. (2009) como ocorrentes em fragmentos florestais do sudeste do Brasil, com *Lundia obliqua* e *Fridericia triplinervia* presentes em todos os levantamentos para o estado de São Paulo.

No total, dezoito espécies (vinte e cinco morfo-espécies) tiveram três ou menos indivíduos amostrados, representando 2,3% da abundância relativa. A espécie *Pyrostegia venusta*, conhecida por grande abundância em regiões de borda e áreas com grande incidência solar e por altos valores de IVI em algumas Florestas Estacionais Semidecíduais (UDULUTSCH, 2004; ROBARTINO, 2010), foi representada por somente 2 indivíduos amostrados.

Para o levantamento realizado na Mata da Pedreira se obteve um α de Fisher de 16,97. O α de Fisher foi utilizado recentemente por DeWalt et al. (2015) em compilação de estudos sobre padrões biogeográficos de lianas em diferentes continentes, e os valores obtidos variaram entre 4,2 a 35,7 (Média=13; mediana=10) para trabalhos de levantamento de lianas realizados para a América Latina, África e

Ásia. O único estudo relatado para região de Mata Atlântica no Brasil, em Ubatuba - SP, possui valor alfa de Fisher de 17,3 (ALVES et al., 2012; DEWALT et al., 2015).

Apesar de florestas com períodos de secas estacionais possuírem maior abundância e diversidade do que florestas ombrófilas, o índice alfa de Fisher obtido em um pequeno fragmento florestal perturbado, com valor próximo ao encontrado em áreas de floresta contínua como em Ubatuba, pode refletir a grande e crescente importância de pequenos fragmentos florestais em paisagens altamente alteradas como reservatórios de biodiversidade (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2009; TABARELLI et al., 2012; CHAZDON, 2014).

O índice de Shannon-Wiener para a área da Mata da Pedreira foi de 3,54 nats, valor considerado alto quando comparado a demais estudos com trepadeiras (HORA & SOARES, 2002; ROMANIUC NETO et al., 2012, ROBARTINO, 2010). A comparação de índices de diversidade como o de Shannon-Wiener muitas vezes são inconsistentes devido a diferenças amostrais entre os estudos, principalmente com plantas trepadeiras, que somente recentemente tem-se tentado padronizar as amostragens por meio do estabelecimento de protocolos (GERWING et al., 2006; SCHNITZER et al., 2008).

Para estudos com plantas trepadeiras, além da sensibilidade do número de espécies de acordo com a área amostral, o tamanho de inclusão diâmetrica também atua como diferencial de esforço amostral, com consequências diretas no número de espécies da amostra em questão.

Porém medidas de diversidade são importantes, principalmente em face aos atuais desafios da preservação, e busca-se cada vez mais uma padronização de tais medidas como uma ferramenta de monitoramento para fins de conservação e manejo (CHIARUCCI et al., 2011).

Dentre as plantas trepadeiras amostradas para a Mata da Pedreira, três espécies foram identificadas como exóticas, sendo elas *Aristolochia gigantea*, *Senecio confusus* e *Mucuna pruriens*.

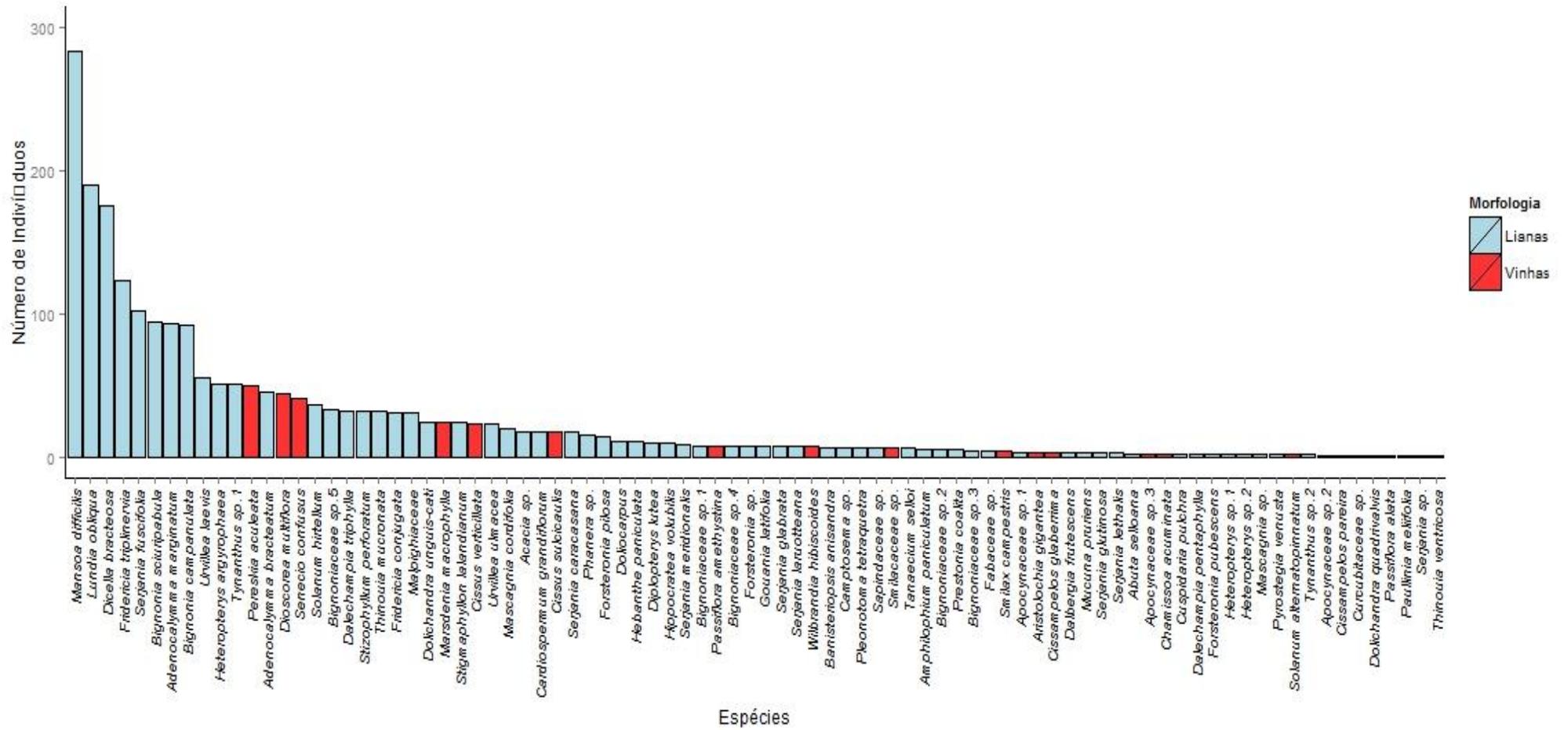


Figura 8 – Abundância total das espécies de plantas trepadeiras (Lianas e Vinhas) amostradas no fragmento florestal da “Mata da Pedreira” – Piracicaba/SP

Apesar da grande riqueza de lianas registrada no presente trabalho para a Mata da Pedreira, Catharino (1986) cita várias outras espécies de plantas trepadeiras para a mesma área, o que pode incrementar ainda mais a riqueza de espécies para o fragmento.

Houve uma grande predominância de lianas (trepadeiras lenhosas) dentre as plantas amostradas, sendo 49 espécies de lianas (67 morfo espécies), correspondendo a 79% do total de espécies levantadas (Figura 8). Também houve um predomínio de lianas na densidade total, com 2084 indivíduos amostrados, o que corresponde a 90% dos sarmentos levantados.

A riqueza de espécies de lianas encontrada para a Mata da Pedreira é considerável quando comparado com a riqueza arbórea. César (2013) lista 123 espécies arbóreas e arbustivas para a mesma área. Assim sendo, as 49 espécies de lianas corresponderiam a cerca de 28% da riqueza total de espécies lenhosas do fragmento.

Em florestas tropicais não perturbadas, as lianas correspondem entre 20-35% da riqueza total de plantas lenhosas, podendo chegar a até 44% como observado para Floresta Amazônica Boliviana. Em fragmentos florestais secundários geralmente a riqueza de lianas tende a ser maior em comparação à de árvores (CABALLÉ & HEGARTY, 1992; GENTRY, 1992; SCHNITZER et al., 2015)

As trepadeiras herbáceas, também chamadas de vinhas, estiveram representadas por 15 espécies (18 morfo-espécies), correspondendo a 21% do total levantado. As vinhas corresponderam a 239 indivíduos amostrados, cerca de 10% da densidade total.

A densidade total de vinhas tendeu a decrescer de acordo com o estado de conservação, atingindo a menor densidade de indivíduos nos setores “pouco degradado” (Figura 9). Em levantamento realizado na mesma área, Catharino (1986) relata uma redução das plantas trepadeiras herbáceas de acordo com o avanço da condição sucessional da floresta, atingindo sua menor densidade em setores denominados pelo mesmo como “capoeirão ou estágio secundário tardio”, o que corresponderia aos setores “pouco degradado” do presente estudo (VIDAL et al., 1997)

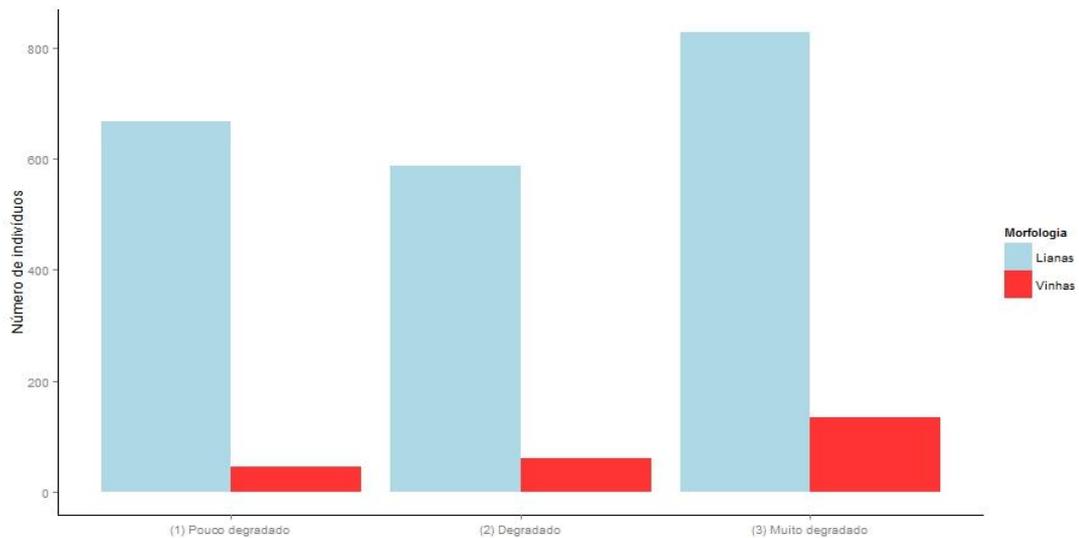


Figura 9 – Densidade de indivíduos de lianas e vinhas nos diferentes estratos de conservação

Quando as plantas trepadeiras foram avaliadas para os diferentes setores de conservação, foi possível observar uma diferença no padrão de riqueza e abundância de espécies de acordo com o estrato.

Devido a diferença nas áreas amostrais, foi feito a rarefação para o número de espécies em cada setor de conservação, onde as áreas “degradadas” apresentaram maior riqueza dentre as demais, com 52 espécies de plantas trepadeiras. O setor “muito degradado” e o “pouco degradado” apresentaram 51 e 45 espécies, respectivamente. Se considerados os indivíduos identificados a nível de família, teríamos 60, 57 e 49 morfo-espécies na mesma ordem de riqueza para os setores.

Campbell et al. (2015) relata certa tendência de maior riqueza em fragmentos florestais em relação a florestas não perturbadas e Addo-Fordjour et al. (2013) encontrou menor riqueza em regiões florestais não perturbadas em comparação com regiões com diferentes graus de perturbação. Distúrbios, principalmente antropogênicos, tem sido identificados como uma das causas do sucesso de plantas trepadeiras em florestas tropicais, sendo recentemente discutido o papel dos distúrbios florestais aliados com a estrutura clonal de propagação de plantas trepadeiras na manutenção da diversidade de plantas trepadeiras em florestas de Barro Colorado, Panamá (ADDO-FORDJOUR et al., 2009a, 2009b; LEDO & SCHNITZER, 2014; ROEDER et al., 2014; SCHNITZER & BONGERS, 2002).

Apesar da maior riqueza encontrada nos setores mais degradados da Mata da Pedreira, o índice de Shannon-Wiener revelou uma maior diversidade em áreas

“pouco degradada”, com 3,06 nats, seguido por áreas “muito degradada” e “degradada”, com 2,9 e 2,7 nats, respectivamente, demonstrando que apesar da maior riqueza encontrada nas áreas “degradadas”, estas apresentam o menor índice de diversidade, enquanto que o setor menos degradado da mata, que apresentou a menor riqueza, foi o de maior diversidade.

A similaridade florística foi avaliada entre os diferentes setores de conservação através do índice de Jaccard. Os setores “pouco degradado” mostraram uma similaridade florística de 57% com setores “degradados” e 50% com setores “muito degradados”, enquanto estes últimos dois apresentaram similaridade de 59%.

É possível observar uma maior similaridade florística entre os setores “degradado” e os demais setores, sendo possível inferir que tal setor seria um possível estágio intermediário de composição de espécies de trepadeiras entre a condição de “muito degradado” para “pouco degradado”, estes últimos mostrando uma menor similaridade florísticas entre si.

Considerando-se que a similaridade florística foi calculada para diferentes regiões delimitadas dentro de uma mesma área contínua, seria esperado uma maior similaridade entre os setores. Isto, aliado ao número de espécies encontradas, evidência uma diferença na composição de plantas trepadeiras de acordo com o estágio sucessional, de perturbação ou degradação da mancha florestal em questão (LEDO & SCHNITZER, 2014; LETCHER, 2015).

Quando avaliada a abundância das 20 primeiras espécies com maior Índice de Valor de Importância (IVI), foi possível observar uma diferença nos padrões de algumas espécies de acordo com o setor de conservação. Com exceção das espécies *Bignonia campanulata* e *Stygmaphyllon lalandianum*, todas as outras 17 espécies apresentaram indivíduos amostrados para os três setores de conservação definidos para a Mata da Pedreira (Figura 10).

A espécie *Bignonia campanulata* apresentou alta abundância em setores “pouco degradados”, média abundância em setores “degradados” e não apresentou indivíduos em setores “muito degradados” (Figura 10). Tal tendência poderia sugerir que a espécie possui sensibilidade ao nível de perturbação da floresta, porém tal espécie foi quase que ubíquo nas parcelas amostradas por Van Melis (2013), onde foi a espécie de maior IVI para Ribeirão Cachoeira - SP.

Outros estudos florísticos também listam tal espécie para regiões de Floresta Estacional Semidecidual próximas, como Santa Rita do Passa Quatro, Rio Claro, São

Carlos e Campinas, porém é válido observar que a área florestal de tais estudos são muito maiores, estando a fazenda São Vicente (Campinas) e São Carlos entre as menores áreas levantadas, com 70 e 112 hectares respectivamente (TIBIRIÇA et al., 2006; UDULUTSCH, 2004; HORA & SOARES, 2002; MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1996; BERNACCI & LEITÃO-FILHO, 1996).

As espécies *Aristolochia gigantea*, *Dalechampia pentaphylla* e *Solanum alternatopinatum* ocorreram exclusivamente em setores “pouco degradados”, enquanto as espécies *Stygmaphyllon laladianum*, *Serjania laruotteana*, *Dalbergia frutescens*, *Cuspidaria pulchra*, *Forsteronia pubescens* e *Pyrostegia venusta* ocorreram somente em setor “degradado”.

O setor “muito degradado” apresentou o maior número de espécies exclusivas, sendo elas *Passiflora alata*, *Paullinia meliifolia*, *Dolichandra quadrivalvis*, *Cissampelos pareira*, *Thinouia ventricosa*, *Chamissoa acuminata*, *Abuta selloana*, *Serjania glutinosa*, *Serjania lethalis*, *Amphilophium paniculatum*.

É possível perceber um gradiente no número de espécies exclusivas de acordo com o setor de conservação, com uma maior riqueza encontrada em setores “muito degradados” e menor em setores “pouco degradados”.

Novamente aqui podemos inferir sobre a perturbação no favorecimento de nichos para diferentes espécies de trepadeiras, que com o passar da sucessão secundária vão sendo excluídas por competição e condições abióticas (ADDO-FORDJOUR et al., 2009b; LEDO & SCHNITZER, 2014; ROEDER et al., 2014; SCHNITZER & BONGERS, 2002).

Uma evidência observada para tal afirmação foi o maior número de trepadeiras encontradas mortas no momento da identificação em setor “degradado”. Este setor apresentou 23 trepadeiras mortas no momento da identificação, enquanto os setores “pouco degradado” e “muito degradado” apresentaram 6 e 12 indivíduos mortos no momento da identificação.

Houve uma tendência de redução na abundância de todas as espécies herbáceas de áreas “muito degradadas” para áreas “pouco degradadas”, como pode-se observar para as espécies *Dioscorea multiflora*, *Pereskia aculeata* e *Marsdenia macrophilla* (Figura 10).

A espécie herbácea *Senecio confusus* é uma espécie exótica e geralmente utilizada com fins ornamentais e adaptada a áreas com maior incidência solar. Tal espécie foi encontrada em uma densidade de 39 indivíduos para áreas “muito

degradadas”, 2 em áreas “degradadas” e nenhum indivíduo para área menos degradada.

A espécie de liana *Dicella bracteosa* também apresentou uma tendência de redução de abundância em áreas menos degradadas, com 105 indivíduos para áreas “muito degradadas”, 47 para áreas “degradadas” e 23 para áreas “pouco degradadas”, o que pode indicar uma maior associação de tal espécie com ambientes mais perturbados.

Em geral as espécies apresentaram maior abundâncias nos setores mais degradados, com exceção de *Bignonia campanulata*, *Fridericia triplinervia*, *Adenocalymma bracteatum*, *Fridericia conjugata* e *Stygmaphyllon lalandianum*, que apresentaram maior abundância no setor “pouco degradado”. Apesar do comportamento generalista observado para a maioria das espécies, algumas outras, como citado acima, apresentaram uma tendência de ocorrer em lugares mais ou menos conservados, o que pode indicar comportamentos ecológicos diferentes de acordo com o grau de perturbação, luminosidade, forófitos disponíveis, entre outros fatores que influenciam no estabelecimento, sobrevivência e crescimento de plantas trepadeiras.

Espécies conhecidas por grande abundância em regiões de borda como *Cardiospermum grandiflorum* e *Pyrostegya venusta*, tidas muitas vezes como espécies problemáticas, foram registradas em pequenas abundâncias no presente estudo. Tal observação reflete a importância de tais espécies como “cicatrizadoras” de regiões de bordas (PUTZ, 2012), ocorrendo em altas densidades em tais locais, propiciando microclima e estabilização, e ocorrendo em densidades menores ou inexistentes em regiões de interior de mata.

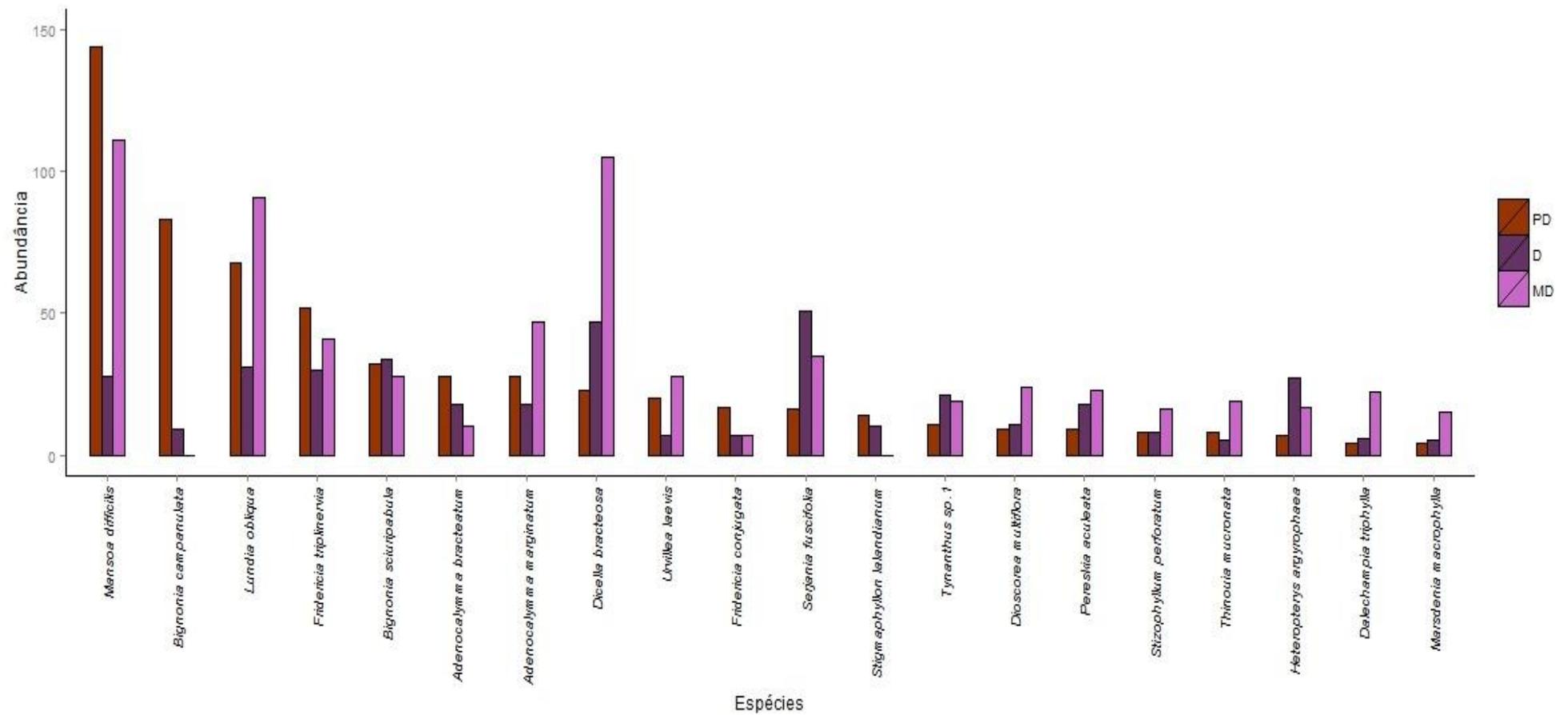


Figura 10 – Abundância das vinte espécies de maior Índice de Valor de Importância (IVI) para os diferentes setores de conservação da Mata da Pedreira, Piracicaba - SP. (PD) – Pouco degradado; (D) – Degradado; (MD) – Muito degradado

Foi encontrado uma densidade total de 2323 plantas trepadeiras com diâmetro acima de 0,5 cm para a área de 0,1224 hectares amostrada no presente estudo. Sendo assim, a densidade de plantas trepadeiras poderia ser estimada em 18.978 indivíduos por hectare, ou ainda 1,9 indivíduos por metro quadrado (Tabela 2).

Em recente compilação de estudos sobre os padrões biogeográficos de abundância e diversidade de lianas, DeWalt et al (2015) relatam uma densidade média variando entre 105 a 1414 lianas por hectare, para levantamentos realizados em diversos continentes, sendo a maioria em regiões tropicais e sub-tropicais.

O critério de inclusão utilizado nos trabalhos levantados foi de lianas com diâmetro maior ou igual a 2,5 cm de diâmetro, o que explica em parte a discrepância com os números do presente trabalho. Outra explicação a ser considerada é a inclusão de vinhas no presente levantamento, e não somente lianas.

Se contarmos somente as lianas com diâmetro acima de 2,5 cm presentes na Mata da Pedreira, de acordo com o critério de inclusão utilizado nos estudos levantados por DeWalt et al. (2005), obteríamos um total de 115 plantas amostradas em 0,12ha, correspondendo a uma estimativa de 958 plantas trepadeiras por hectare, valor que se encontra dentro do intervalo de densidades encontrados para estudos com lianas.

Tabela 2 – Distribuição da densidade de plantas trepadeiras da Mata da Pedreira por classes diamétricasidem correção anterior

Classes	Área Total	Pouco	Degradado	Muito
Diâmetricas	(1224 m²)	Degradado	(468 m²)	Degradado
		(360 m²)		(396 m²)
Até 1 cm	1256	369	333	554
1 cm – 2 cm	829	251	240	338
2 cm – 3 cm	168	62	60	46
3 cm – 4 cm	46	23	7	16
Acima 4 cm	24	7	8	9
TOTAL	2323	712	648	963

Entretanto, os valores encontrados para a “Mata da Pedreira” são maiores do que os valores de densidade relatados para o Brasil, sendo a densidade de 220 indivíduos/ha para Reserva Ducke, em Floresta Amazônica, e 180 para Mata Atlântica em Ubatauba (DEWALT et al., 2015). De qualquer forma, é conhecido que plantas

trepadeiras tendem a ocorrer em maior densidade em florestas com presença de estação seca, devido principalmente a grande habilidade que plantas trepadeiras têm em relação às árvores na exploração de recursos como água durante as estações secas (CAI et al., 2009; CHEN et al., 2015; SCHNITZER, 2015).

Recentemente, Van Melis (2012) encontrou uma abundância de 3806 sarmentos de lianas vivas maiores ou iguais a 1 cm de diâmetro em 1 ha de Floresta Estacional Semidecidual na região de Ribeirão Cachoeira – SP, número próximo ao encontrado por Robartino (2010) em florestas semelhantes no Noroeste paulista, com 3278 ind/ha.

É curioso observar que grande parte dos indivíduos amostrados no presente estudo possuem um diâmetro relativamente pequeno, o que reflete as condições de degradação e proliferação de trepadeiras encontrado no fragmento.

Quando consideradas classes diamétricas, a maioria dos indivíduos foi incluído dentro do intervalo de 0,5 a 1 cm em diâmetro, com presença de 1256 sarmentos nesta classe, o que corresponde a cerca de 54% do total de indivíduos amostrados (Figura 11; Tabela 2).

Se considerarmos somente os indivíduos menores de 2,5cm de diâmetro, critério de inclusão utilizado nos estudos levantados por DeWalt et al, (2005), obtemos 2199 indivíduos de plantas trepadeiras, o que corresponde a quase 95% do total de sarmentos amostrados.

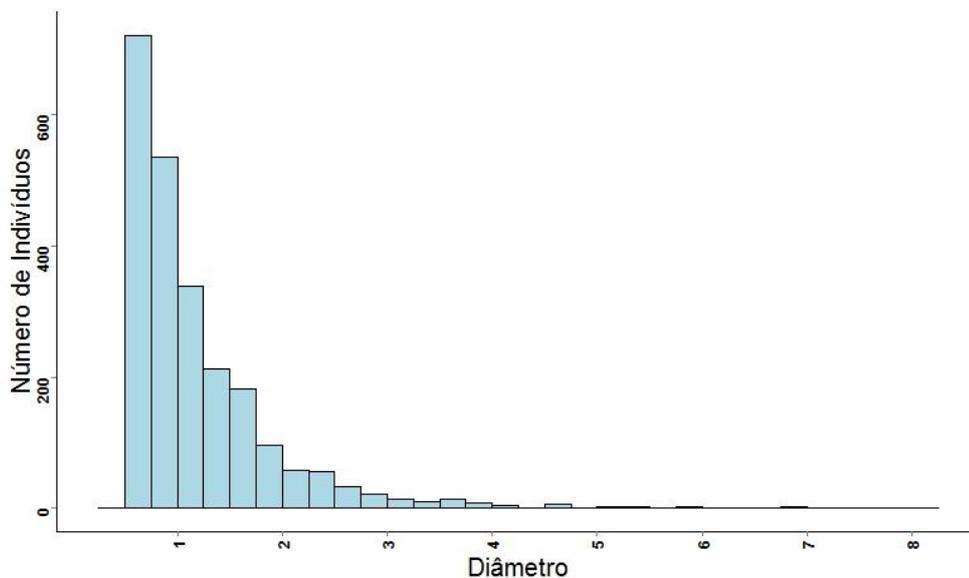


Figura 11 – Distribuição diamétrica dos indivíduos de plantas trepadeiras amostrados em área total na Mata da Pedreira

Uma grande densidade de trepadeiras lenhosas de menor diâmetro também foi encontrada por Parren (2003) em florestas contínuas do sul de Camarões, onde obteve uma média de 408 lianas ≥ 2 cm e 4370 indivíduos < 2 cm de diâmetro por hectare.

Quando avaliado dentro dos diferentes setores de conservação estabelecidos no presente estudo, não se observa grande diferença na densidade de indivíduos para cada estrato. Nos setores considerados “pouco degradado”, encontramos uma estimativa de aproximadamente 1,98 ind/m², enquanto nos setores considerados “muito degradado”, onde visualmente é possível observar uma infestação muito maior de plantas trepadeiras, a densidade de indivíduos enraizados permanece praticamente igual, sendo de aproximadamente 2,43 ind/m².

O setor intermediário, considerado “degradado”, foi onde encontramos a menor densidade de indivíduos, com aproximadamente 1,38 ind/m². No caso de extrapolarmos os dados para uma estimativa por hectare, teríamos uma diferença na ordem de 10.500 indivíduos de plantas trepadeiras por hectare entre áreas “muito degradado” e “degradado”.

Este último setor apresentou uma média de 13 indivíduos por parcela, enquanto nos demais setores se observou uma média de 18 indivíduos, sendo que em duas parcelas de 9m² dos setores “muito degradado” e “pouco degradado” foram registrados um total de 43 e 38 indivíduos, respectivamente (Figura 12).

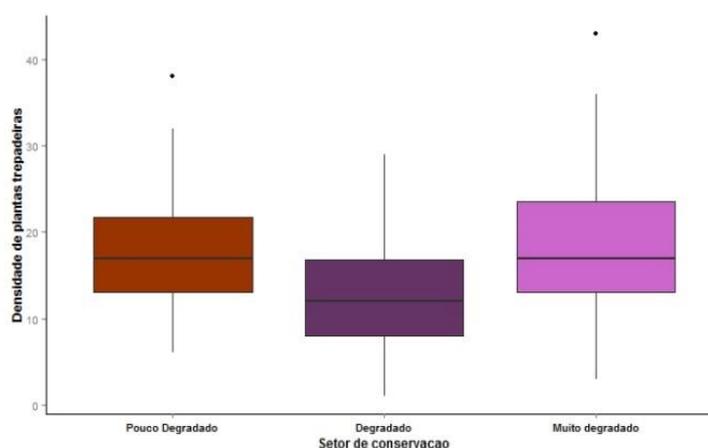


Figura 12 – Distribuição dos dados da densidade de plantas trepadeiras por parcela encontradas nos diferentes setores de conservação da Mata da Pedreira

Porém, ao analisar a distribuição diamétrica das plantas trepadeiras encontradas nos diferentes setores de conservação, é possível observar uma

predominância de indivíduos de menor diâmetro em áreas “muito degradadas”, e uma predominância de indivíduos de maior diâmetro em áreas “pouco degradadas”.

Os setores intermediários (“degradados”), tiveram um menor número de indivíduos de menor diâmetro em comparação com os demais estratos, porém apresentou uma posição intermediária em número de indivíduos de maior diâmetro, com maior densidade em comparação ao estrato “muito degradado”, e menor em comparação ao estrato “pouco degradado”.

Apesar das diferenças nas densidades de indivíduos dentro das classes diâmetricas, praticamente não houve diferença entre o diâmetro médio das plantas trepadeiras entre os diferentes setores de conservação (Figura 13).

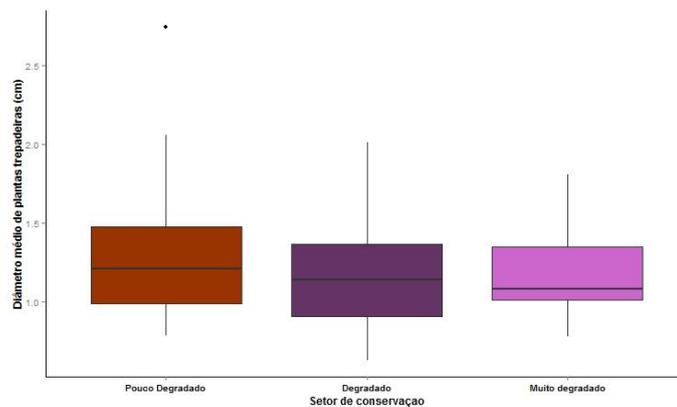


Figura 13 – Média dos diâmetros de plantas trepadeiras por parcela nos diferentes setores de conservação da Mata da Pedreira

3.2 Relações entre a plantas trepadeiras e a biomassa arbórea/arbustiva da Mata da Pedreira

A biomassa total de plantas trepadeiras estimada para a Mata da Pedreira foi de 17,56 Mg.ha⁻¹, valor relativamente alto e maior que os encontrados por DeWalt & Chave (2004), utilizando o mesmo critério de inclusão diamétrica, para florestas contínuas da Ilha de Barro Colorado, no Panamá (17,2 Mg.ha⁻¹) e Florestas Amazônicas no Peru (15 Mg.ha⁻¹) e no Brasil (11,9 Mg.ha⁻¹).

Em uma escala mais regional, existem relatos de valores de biomassa de plantas trepadeiras de 15,1 Mg.ha⁻¹ para áreas de Mata Ciliar na região de Itapira - SP, e de 12,68 Mg.ha⁻¹ para florestas de terras baixas em Ubatuba - SP. Porém a biomassa de plantas trepadeiras para florestas tropicais é muito variável, com valores que vão desde 0,5 Mg.ha⁻¹ em florestas de Rondônia, RO, até 43 Mg.ha⁻¹ em Paragominas, PA (ALVES et al., 2012; CARVALHO et al., 2011; CUMMINGS et al., 2002; DEWALT & CHAVE, 2004; GERWING & FARIAS, 2000; VAN MELIS, 2008)

A maior parte da biomassa de plantas trepadeiras da Mata da Pedreira se encontra armazenada nos indivíduos de maior diâmetro, com cerca de metade da biomassa total estocada nos indivíduos com diâmetro $\geq 2,5\text{cm}$, que correspondem a 5% da densidade total.

Os onze indivíduos amostrados no presente estudo com diâmetro $\geq 5\text{cm}$ foram responsáveis por 20% da biomassa total de plantas trepadeiras, valor bem próximo ao encontrado por Carvalho et al. (2011) em Floresta Baixo Montana no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga - SP, onde, utilizando a mesma equação alométrica para cálculo da biomassa, encontrou 21,4% da biomassa estocada nos indivíduos acima $\geq 5\text{cm}$.

Dentro dos estratos, o setor “pouco degradado” contribuiu com 36,7% da biomassa total, correspondendo a maior fatia, com $6,44\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. No setor “degradado” foi observado a menor biomassa, cerca de 30% do total, com valor de $5,25\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, e no setor “muito degradado” foi registrado um valor intermediário de 33,4% da biomassa ($5,87\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Apesar da pequena diferença encontrada entre os setores, é possível perceber que todos compartilham de uma quantidade relativamente parecida de biomassa de plantas trepadeiras. Nota-se uma quantidade maior de outliers com quantidades significativas de biomassa nos setores “degradado” e “pouco degradado”, onde se obteve valores máximos por parcela de $0,68$ e $0,66\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente, correspondendo a parcelas com indivíduos de grande diâmetro (Figura 14).

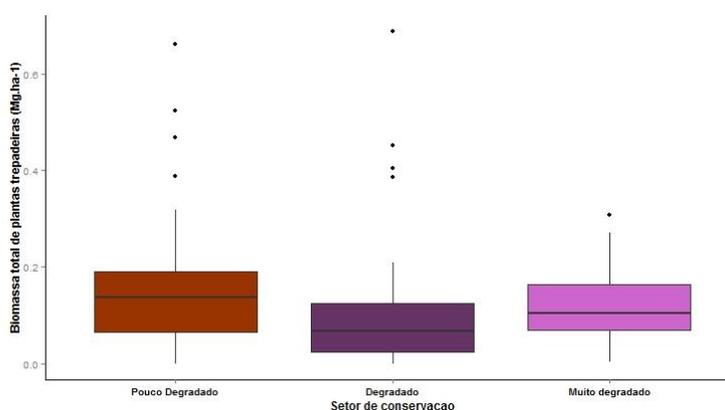


Figura 14 – Distribuição dos dados de biomassa de plantas trepadeiras por parcela nos diferentes setores de conservação da Mata da Pedreira

O componente arbóreo da mata da pedreira foi avaliado quanto a densidade de regeneração natural e biomassa arbórea circundante. Tendo em vista que discussões sobre restauração de fragmentos florestais degradados sempre levam em

consideração a manutenção da comunidade arbórea remanescente e a qualidade da regeneração natural, usamos os padrões de biomassa arbórea e a densidade de regeneração natural encontrados na Mata da Pedreira como variáveis em busca de possíveis associações com a densidade, diâmetro médio e biomassa de plantas trepadeiras do local.

Quando analisado a biomassa arbórea, a Mata da Pedreira apresentou um estoque total estimado em $109,78 \text{ Mg.ha}^{-1}$, valor que se encontra dentro do esperado para o tipo de floresta em questão. Souza et al. (2012) e Ribeiro et al., (2009b) encontraram valores próximos para Florestas Estacionais Semidecíduais em diferentes estágios de sucessão, sendo para o primeiro estudo 73 Mg.ha^{-1} em matas mais jovens e $150,5 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para matas em estágio mais avançado de sucessão, e $166,67 \text{ Mg.ha}^{-1}$ em floresta madura para o segundo estudo, ambos realizados no estado de Minas Gerais.

DeWalt & Chave (2004) encontraram valores maiores para florestas neotropicais contínuas no Perú, Brazil, Costa Rica e Panamá, sendo estimado para este último país $190,2 \text{ Mg.ha}^{-1}$ em Floresta Semidecidual da ilha de Barro Colorado, e $256,2 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para Floresta Amazônica no Brasil.

A biomassa de plantas trepadeiras representou cerca de 16% do total da biomassa arbórea, e 13,8% da biomassa total da Mata da Pedreira quando considerado a soma de biomassa arbórea com a de trepadeiras. Tal relação entre biomassas é bastante elevada, sendo similar aos 13,7% encontrado para Floresta Amazônica de Paragominas por Gerwing & Farias (2000), e próxima aos 11,3% encontrado em Mata Ciliar de Itapira/SP por Moreira-Burguer & Delitti (1999).

Os demais estudos que buscaram acessar a relação de biomassa entre o componente arbóreo e lianescente, mostram proporções bem menores entre tais compartimentos, sendo de 2,23% para florestas de Ubatuba/SP (CUMMINGS et al., 2002; DEWALT & CHAVE, 2004; NASCIMENTO & LAURANCE, 2004; VAN MELIS, 2008).

É importante lembrar que muitas vezes os estudos em questão possuem diferentes métodos de inclusão de plantas trepadeiras, o que pode gerar grandes discrepâncias quando comparados.

Em média, as áreas dentro do setor “pouco degradado” apresentaram uma maior quantidade de biomassa arbórea em comparação com o estrato “degradado” e

este em relação ao estrato “muito degradado”, demonstrando um aumento gradativo da biomassa arbórea de acordo com o grau de conservação dos setores (Figura 15).

Já a regeneração natural mostrou uma maior densidade média nos setores “degradados”, seguido pelos setores “pouco degradado” e “muito degradado” (Figura 15).

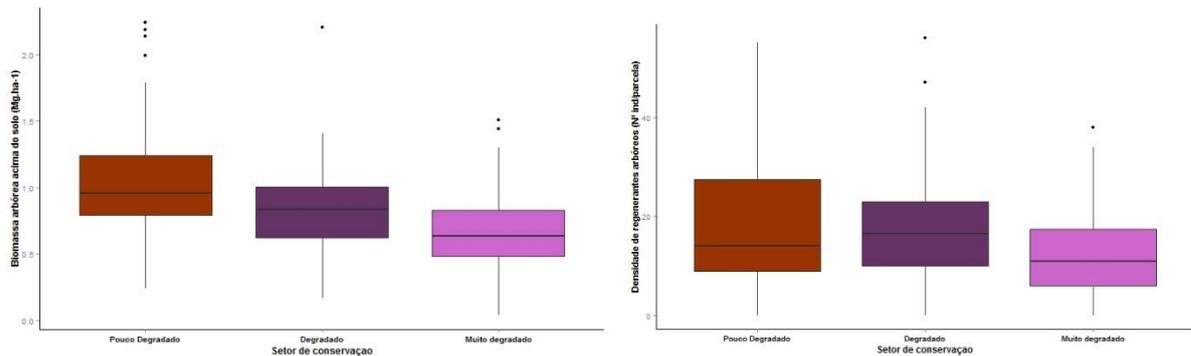


Figura 15 – Biomassa arbórea média circundante e densidade de regeneração natural arbórea/arbustiva nos diferentes setores de conservação

Visando acessar as possíveis associações existentes entre as variáveis de plantas trepadeiras com a biomassa e regeneração arbórea, foram feitas correlações entre os dados para área total e para os diferentes setores de conservação delimitados para o fragmento florestal da Mata da Pedreira.

Apesar da dificuldade na definição de variáveis respostas e predictoras para os dados em questão, por padrão definimos a densidade de regenerantes por parcela como variável dependente e a biomassa arbórea como variável independente, e foram testadas correlações utilizando os dados da comunidade de plantas trepadeiras como variáveis dependentes para biomassa arbórea e independentes para a densidade de regeneração natural.

Apesar de tal padronização, não é possível estabelecer relações precisas de causa e efeito entre as variáveis, sendo avaliado somente possíveis associações entre os dados.

3.2.1 Regeneração natural, plantas trepadeiras e biomassa arbórea

Quando avaliado a densidade de regeneração natural com a densidade de plantas trepadeiras para área total da Mata da Pedreira, observamos uma fraca associação negativa entre as variáveis ($r = -0,2226266$, $p = 0,01656$). Apesar da falta de correlação, evidencia-se uma fraca tendência da densidade de regeneração natural decrescer a medida que aumenta a densidade de plantas trepadeiras.

Porém, quando analisados os dados estratificados por setor de conservação, observamos uma média associação negativa entre as variáveis nos setores “muito degradado” ($r = -0,3898745$; $p = 0,006158$), evidenciando uma tendência de correlação entre os dados para o estrato. Nos demais setores as variáveis apresentaram uma fraca associação ($r = 0,03588524$, $p = 0,833$ / $r = -0,1746133$, $p = 0,2877$), indicando ausência de correlação entre os dados.

Aparentemente para as áreas em condição intermediária de conservação da Mata da Pedreira existe um padrão de redução na densidade de regeneração natural a medida que a densidade de plantas trepadeiras aumenta (Figura 16).

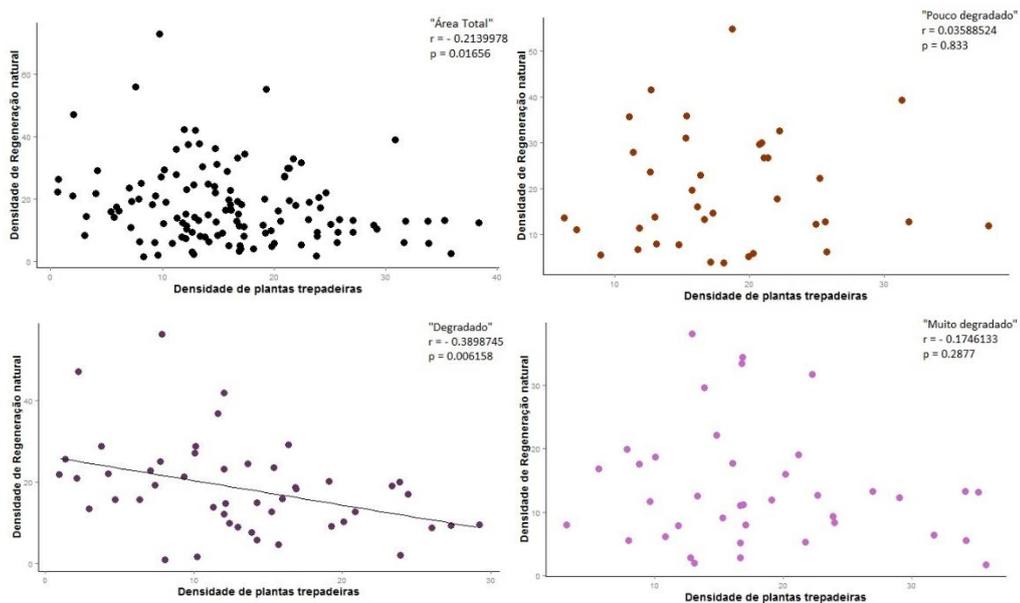


Figura 16 – Diagramas de dispersão para os dados de densidade de regenerantes por densidade de plantas trepadeiras em área total e por setores de conservação

A densidade de regeneração natural demonstrou fraca associação com o diâmetro médio das plantas trepadeiras na área total da Mata da Pedreira ($r = 0,1085097$, $p = 0,2191$), não sendo possível estabelecer correlações.

Porém, quando avaliado os dados estratificados por setor de conservação, vemos uma forte associação positiva entre as variáveis no estrato “Pouco degradado”, demonstrando uma correlação significativa entre tais variáveis ($r = 0,5940238$, $p = 0,0002678$). Isto mostra que no setor mais conservado da Mata da Pedreira é possível observar um aumento da regeneração natural em locais com trepadeiras de maior diâmetro.

Já nos demais setores não foi possível estabelecer uma associação entre as variáveis, sendo os valores de r muito próximos a 0 ($r = 0,02124807/p = 0,8836$ e $r = 0,07653049/p = 0,6257$ respectivamente), indicando pouca ou nenhuma correlação entre os dados (Figura 17).

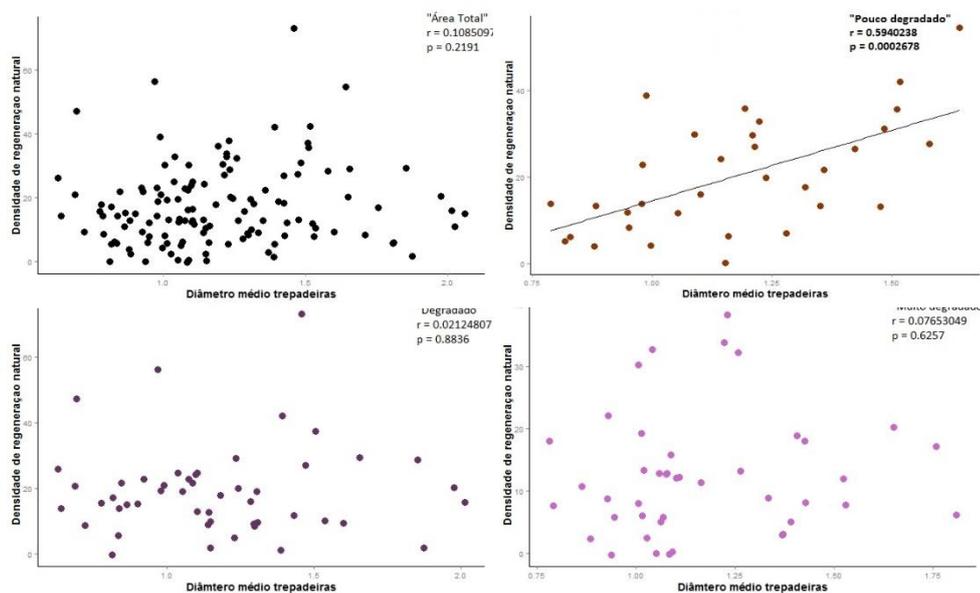


Figura 17 – Diagramas de dispersão para os dados de densidade de regenerantes por diâmetro médio de plantas trepadeiras em área total e por setores de conservação

Quando avaliada a variável biomassa de plantas trepadeiras em relação a densidade de plantas trepadeiras, não foi possível observar nenhuma tendência de associação entre as variáveis. Tanto para área total como para os setores de

conservação foram obtidos valores de r muito pequenos, não permitindo estabelecer qualquer correlação ou associação (Figura 18).

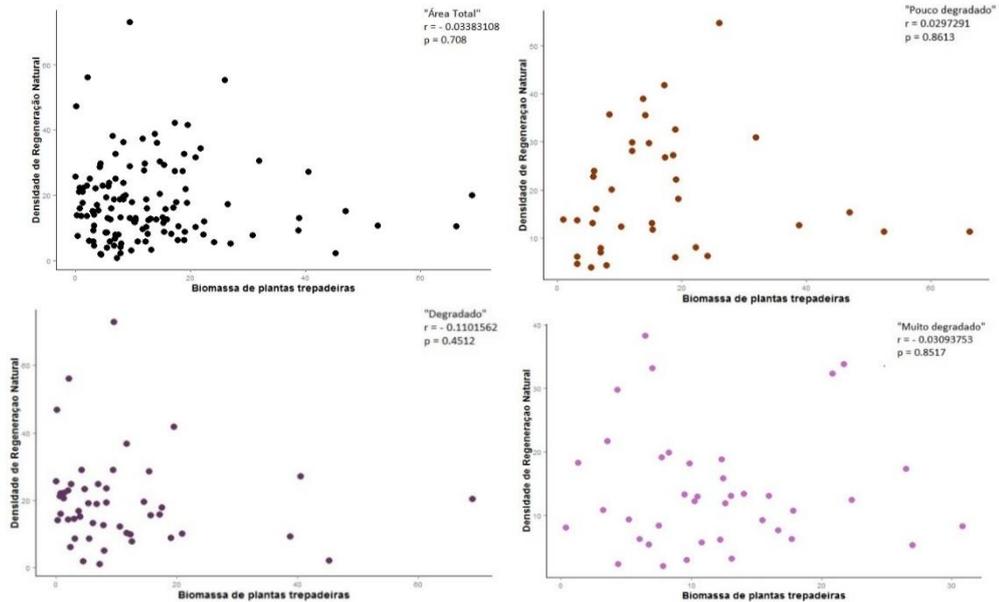


Figura 18 – Diagramas de dispersão para os dados de densidade de regenerantes por biomassa de plantas trepadeiras em área total e por setores de conservação

Quando a densidade de regeneração natural foi avaliada em relação a biomassa arbórea para a área total da Mata da Pedreira, tais variáveis apresentaram uma tendência média de associação positiva ($r = 0,3609513$, $p=5,512.e^{-05}$).

Para os diferentes setores de conservação, observou-se uma correlação moderada entre as variáveis em setores “pouco degradado” ($r= 0,3014319$, $p=0,08824$) e “muito degradado” ($r= 0,4365332$, $p=0,004325$).

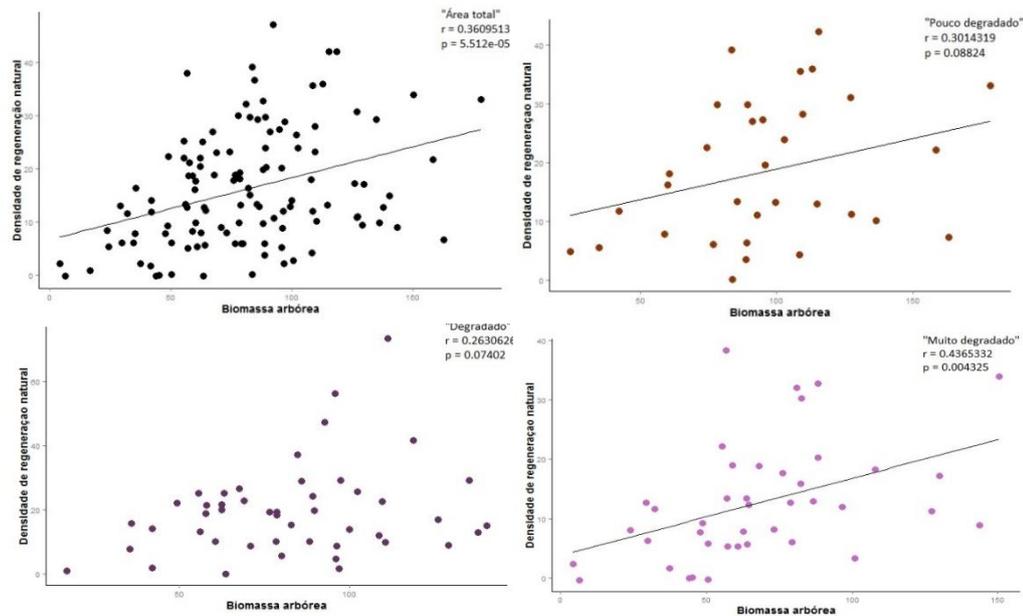


Figura 19 – Diagramas de dispersão para os dados de densidade de regenerantes por biomassa arbórea/arbustiva em área total e por setores de conservação

É possível observar que a densidade de regenerantes arbóreos da área de estudo apresenta uma moderada correlação positiva somente com a biomassa arbórea, fato de certa forma já esperado, tendo em vista que a maior parte da regeneração natural se encontra nas áreas menos degradadas e de maior biomassa do fragmento (Tabela 3).

Em relação as variáveis das plantas trepadeiras, foi possível observar associação somente no setor “pouco degradado”, onde obteve-se uma forte correlação positiva entre a regeneração natural e o diâmetro médio das plantas trepadeiras.

Apesar da impossibilidade de associações de causa e efeito, tal resultado mostra uma possível importância das plantas trepadeiras de maior diâmetro na manutenção dos processos ecológicos ligados à regeneração natural da floresta (CAMPBELL et al., 2015).

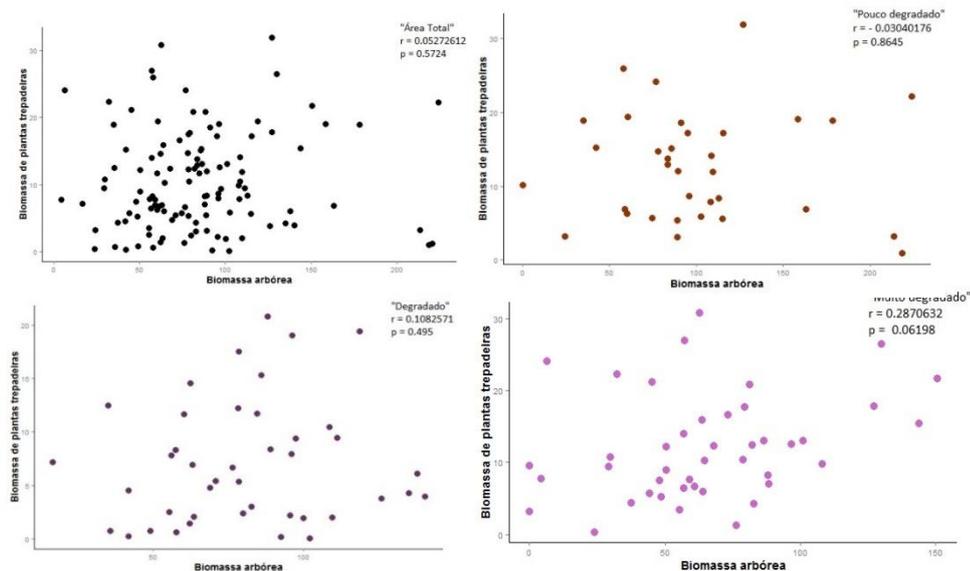
Tabela 3 – Correlações entre parâmetros da comunidade de plantas trepadeiras e a biomassa arbórea e densidade de regeneração natural na área total da Mata da Pedreira e por setores de conservação

		“Área Total”	“Pouco Degradado”	“Degradado”	“Muito degradado”
		Densidade de Regeneração	Densidade de Regeneração	Densidade de Regeneração	Densidade de Regeneração
Densidade de trepadeiras	p	0,01656	0,833	0,006158	0,2877
	r	-0,2139978	0,03588524	- 0,3898745	- 0,1746133
Diâmetro Médio de trepadeiras	p	0,2191	0,0002678	0,8836	0,6257
	r	0,108509	0,5940238	0,02124807	0,07653049
Biomassa de trepadeiras	p	0,708	0,8613	0,4512	0,8517
	r	-0,03383108	0,0297291	-0,1101562	-0,03093753
Biomassa arbórea	P	5,512e-05	0,08824	0,07402	0,004325
	r	0,3609513	0,3014319	0,2630626	0,4365332

3.2.2 Plantas trepadeiras e biomassa arbórea

Os dados da comunidade de plantas trepadeiras, sendo as variáveis densidade, diâmetro médio e biomassa total, também foram utilizadas como variáveis dependentes da biomassa arbórea arbustiva da mata da pedreira.

Quando avaliado a biomassa de trepadeiras com a biomassa arbórea para a área total da mata da pedreira, não é possível observar qualquer associação entre os dados ($r=0.05272612$, $p= 0,5724$). Também não foi possível estabelecer nenhuma correlação forte ou moderada para os dados estratificados em setores de conservação (Figura 20).



Figura

Diagramas de dispersão para os dados de biomassa de plantas trepadeiras por biomassa arbórea em área total e por setores de conservação

A densidade de plantas trepadeiras também não mostrou associação significativa com a biomassa arbórea para área total ($r = -0,1673361$, $p = 0,06005$), porém no setor “pouco degradado” da mata foi possível observar uma correlação negativa moderada ($r = -0,4376711$, $p = 0,005996$) entre as variáveis, indicando uma redução do número de plantas trepadeiras com o aumento da biomassa arbórea (Figura 21).

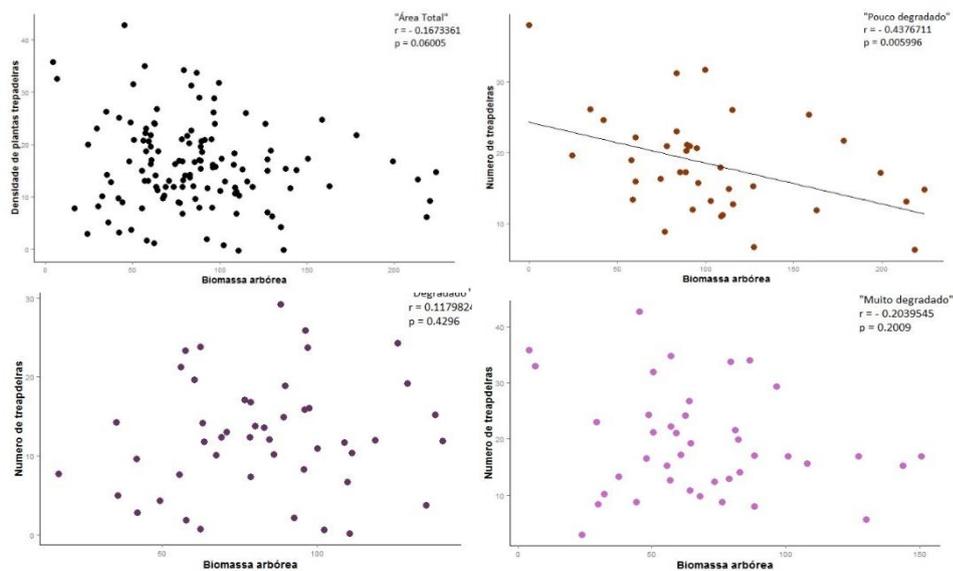


Figura 21 – Diagramas de dispersão para os dados de densidade de plantas trepadeiras por biomassa arbórea em área total e por setores de conservação

O diâmetro médio de plantas trepadeiras também apresentou uma fraca associação com a biomassa arbórea, quando avaliado para a área total da Mata da Pedreira ($r = 0,2801748$, $p = 0,002318$).

Novamente aqui, apesar da falta de correlações em área total, podemos observar uma associação positiva moderada entre as variáveis dentro dos setores de conservação “pouco degradado” ($r = 0,4183693$, $p = 0,0138$) e “muito degradado” ($r = 0,3361427$, $p = 0,03165$).

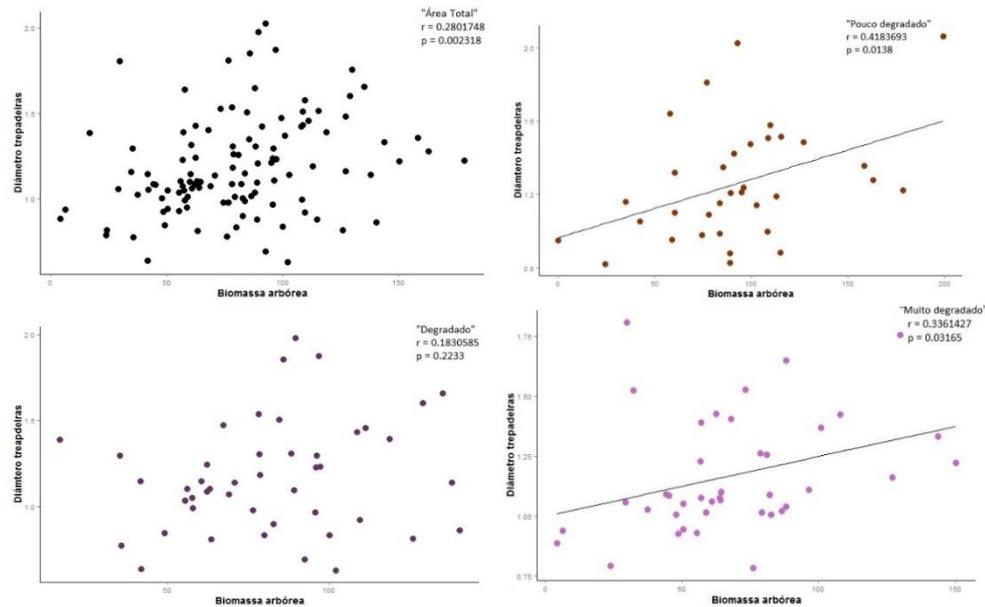


Figura 22 – Diagramas de dispersão para os dados de diâmetro de plantas trepadeiras por biomassa arbórea em área total e por setores de conservação

Outra vez não foi possível observar nenhuma associação forte ou moderada entre as variáveis da comunidade de plantas trepadeiras e a biomassa arbórea da Mata da Pedreira como um todo, apesar de se observar associações moderadas para os dados de densidade e diâmetro médio de plantas trepadeiras no setor “pouco degradado” e também no “muito degradado” para a última variável (Tabela 4).

Dentro do setor “pouco degradado” foi possível observar uma tendência de decréscimo no número de plantas trepadeiras e acréscimo no diâmetro médio das mesmas de acordo com o aumento da biomassa arbórea (Figuras 21 e 22).

Tabela 4 – Correlações entre parâmetros da comunidade de plantas trepadeiras e a biomassa arbórea em área total da Mata da Pedreira e por setores de conservação e tire os traços grossos

		“Área Total”	“Pouco Degradado”	“Degradado”	“Muito degradado”
		Biomassa	Biomassa	Biomassa	Biomassa
		arbórea	arbórea	arbórea	arbórea
Biomassa de trepadeiras	p	0,5724	0,8645	0,495	0,06198
	r	0,05272612	-0,03040176	0,1082571	0,2870632
Densidade de trepadeiras	p	0,06005	0,005996	0,4296	0,2009
	r	-0,1673361	- 0,4376711	0,1179824	- 0,2039545
Diâmetro médio de trepadeiras	P	0,002318	0,0138	0,2233	0,03165
	r	0,2801748	0,4183693	0,1830585	0,3361427

Os dados mostram que a biomassa arbórea remanescente da Mata da Pedreira tem um papel importante na manutenção da sucessão secundária do fragmento, apresentando um padrão de associação importante em relação à regeneração natural presente na área.

O setor “pouco degradado”, considerado a parte mais conservada da mata, apresentou o maior número de associações moderadas entre as variáveis, com valor significativo para a densidade de regeneração em relação ao diâmetro médio de plantas trepadeiras.

Nestes locais a regeneração natural mostra uma tendência de ocorrer em maior densidade em locais com trepadeiras de maior diâmetro, estes que possivelmente são decorrente de indivíduos já estabelecido e com relativo equilíbrio da rede estabelecida com forófitos circundantes, independente da grande densidade de tais plantas apresentada pelo setor (SFAIR et al., 2010).

De qualquer maneira, a densidade de plantas trepadeiras para os setores menos degradados da mata tende a ser menor, sendo possível observar uma redução das mesmas a medida que a biomassa arbórea aumenta.

No setor “degradado” também foi possível observar uma tendência de redução da densidade de regeneração natural com o aumento da densidade de plantas trepadeiras, o que, aliado as observações restantes, mostram uma interação negativa da densidade de plantas trepadeiras com a biomassa arbórea e a densidade de regeneração natural, fato que deve ser levado em conta em planos de manejo visando restauração do fragmento florestal da Mata da Pedreira.

3.3 Seleção de modelos para influência sobre a regeneração natural

Visando acessar qual seria o melhor modelo de interação para a regeneração natural, as variáveis levantadas que obtiveram pelo menos uma associação moderada através do coeficiente de correlação de Person, tanto em área total quanto nos diferentes setores de conservação, foram selecionadas para compor modelos lineares utilizando a densidade de regeneração natural como variável dependente.

Sendo assim foram gerados todos os modelos lineares candidatos possíveis, considerando como variáveis preditoras a densidade e diâmetro médio de plantas trepadeiras e biomassa arbórea. A homoscedasticidade das variâncias e a normalidade dos dados em questão foram avaliadas através do gráfico de resíduos vs. valores ajustados e QQ-norm, respectivamente (Anexo B).

Foram considerados o modelo nulo (1, Tabela 5), assumindo falta de efeito de qualquer preditora, os modelos lineares simples (2 – 4, Tabela 5), assumindo interação somente com uma preditora (Densidade, Diâmetro ou Biomassa), e ainda modelos múltiplos (5 – 16, Tabela 5), considerando-se as somas e interações dos efeitos das preditoras, totalizando 16 modelos (Tabela 5).

Foi gerada uma lista de modelos candidatos para área total da mata da pedreira e para cada um dos diferentes setores, com objetivo de verificar possíveis diferenças no modelo selecionado para os diferentes ambientes.

Os modelos candidatos foram listados em ordem crescente de delta AIC e em ordem decrescente de peso de evidência (Anexo C).

A Tabela 5 destaca os modelos selecionados como mais parcimoniosos para as diferentes áreas. É possível observar que o melhor modelo foi o mesmo para área total e para os setores “degradado” e “muito degradado”, diferindo somente no setor “pouco degradado”.

O modelo representado pelo efeito múltiplo das variáveis “densidade de plantas trepadeiras” e “biomassa arbórea” sobre a densidade de regeneração natural foi selecionado como de melhor ajuste para os setores “degradado”, “muito degradado” e para área total.

Quando avaliado os valores de intercepto e inclinação do modelo selecionado, é possível ver que todos possuem valores bem próximos, indicando padrões aproximados na ausência de efeito das preditoras, e efeitos similares positivos da biomassa arbórea e negativos da densidade de trepadeiras sobre a regeneração natural (Anexo D).

Assumimos que tais valores preditivos do modelo representam a realidade das parcelas amostradas, podendo a regeneração natural variar de acordo com o acréscimo ou decréscimo de unidades de densidade de plantas trepadeiras ou biomassa arbórea dentro da área levantada, sendo delicada a extrapolação de tal valor preditivo para os 14 ha da Mata ou para outros fragmentos.

Desta maneira os valores de intercepto e inclinação dos modelos lineares selecionados atuam como indicadores dos efeitos negativos ou positivos das variáveis preditoras sobre a densidade de regeneração natural, buscando guiar possíveis estratégias de manejo mais focadas no “como cortar” do que no “número de plantas a ser cortado”.

Tabela 5 – Modelos candidatos com seus respectivos delta AICc e pesos de evidência. O modelo sem diferença de informação ($\Delta AICc=0$) e maior peso de evidência é escolhido como modelo mais parcimonioso

Modelos	Área Total		Pouco degradado		Degradado		Muito degradado	
	$\Delta AICc$	Peso	$\Delta AICc$	Peso	$\Delta AICc$	Peso	$\Delta AICc$	Peso
1 nullmodel	16.291	0.000	0.000	0.295	3.089	0.050	8.968	0.003
2 Numlian	8.750	0.005	2.303	0.093	1.490	0.111	7.241	0.007
3 DQlian	16.885	0.000	0.557	0.223	5.337	0.016	10.390	0.002
4 biomas	5.202	0.029	2.303	0.093	1.846	0.093	0.689	0.196
5 NumIDQ	9.895	0.003	3.072	0.064	3.798	0.035	9.634	0.002
6 NumIBiom	0.000	0.386	4.499	0.031	0.000	0.233	0.000	0.277
7 DQBiom	6.884	0.012	2.973	0.067	4.211	0.028	3.125	0.058
8 NumIDQBiom	1.904	0.149	5.603	0.018	2.350	0.072	2.017	0.101
9 NumIDQint	11.206	0.001	5.132	0.023	5.951	0.012	11.778	0.001
10 NumIBiomint	1.641	0.170	4.499	0.031	0.588	0.174	1.025	0.166
11 DQBiomint	8.106	0.007	4.125	0.038	6.686	0.008	4.949	0.023
12 NDB.NDint	4.085	0.050	7.987	0.005	3.930	0.033	4.727	0.026
13 NDB.NBint	3.705	0.061	8.347	0.005	2.632	0.063	3.382	0.051
14 NDB.DBint	3.810	0.058	6.476	0.012	4.790	0.021	3.722	0.043
15 NDB.NDint.NBint	5.935	0.020	10.999	0.001	4.966	0.019	5.738	0.016
16 NDB.NDint.DBint	6.010	0.019	9.361	0.003	6.288	0.010	6.436	0.011
17 NDB.NBint.DBint	5.656	0.023	9.395	0.003	5.311	0.016	6.137	0.013
18 NDB.3ints	7.928	0.007	12.550	0.001	7.692	0.005	8.657	0.004

O modelo selecionado em questão demonstra um efeito negativo da densidade de plantas trepadeiras sobre a regeneração natural e efeito positivo da biomassa arbórea sobre o mesmo. Tal modelo se mostra o melhor para área total da mata da pedra e nos setores mais degradados, indicando um maior efeito das preditoras em condições de degradação.

Podemos inferir que a regeneração natural é encontrada em número bastante reduzido em locais com alta densidade de trepadeiras e reduzida biomassa arbórea. Tal condição, geralmente encontrada nos setores mais degradados da mata como um todo, pode decorrer de uma quebra do equilíbrio da rede de interações entre

trepadeiras e forótios e consequente desestruturação florestal, representado aqui pela biomassa arbórea, o que favoreceria a proliferação de plantas trepadeiras em detrimento de espécies arbóreas (FARAH et al., 2014; SFAIR et al., 2010).

No setor “pouco degradado” o modelo selecionado através da análise foi o nulo, que assume a falta de qualquer efeito de variáveis preditoras. Tal resultado é interessante uma vez que na área em questão foi observado a maioria das tendências de associações para as variáveis do presente trabalho, e nenhuma delas demonstrou se ajustar como melhor modelo em relação a regeneração natural para tal área, indicando um possível padrão de equilíbrio dos componentes florestais avaliados em áreas florestais ainda estruturadas (FARAH et al., 2014).

A ausência de efeitos das variáveis preditoras no modelo selecionado para as áreas menos degradadas do presente trabalho serve como um indicativo da importância das manchas remanescentes mais conservadas em fragmentos florestais degradados, locais que ainda possuem capacidade de manutenção de processos ecológicos importantes para o equilíbrio e perpetuação da sucessão ecológica.

Entretanto, existem modelos que preveem mudanças nos regimes de precipitação em várias regiões da América (COOK et al., 2015). Series históricas para a região onde se encontra a Mata da Pedreira demonstram uma contínua redução no volume de chuvas na última década em comparação com o período de 1950 a 2000, sendo os dois últimos anos os maiores e mais drásticos períodos de seca já registrados para região.

Aliado a isso, tem se observado um aumento na temperatura média da região, tendo sido registrado um aumento em 1.4 °C no ano de 2014 em comparação com essa mesma época em 2013.

Com os modelos de mudanças climáticas apontando para estações mais secas e quentes na região da área de estudo, o cenário se torna favorável às plantas trepadeiras, e um aumento de abundância e densidade desta sinúsia tem sido observado em trabalhos recentes até mesmo em florestas contínuas pouco perturbadas (PHILLIPS et al., 2002; SCHNITZER & BONGERS, 2011; SCHNITZER, 2015; WRIGHT et al., 2004)

Com base no presente resultado, as estratégias de manejo indicadas para o fragmento da Mata da Pedreira seria a manutenção e não intervenção de setores que ainda não apresentam a estrutura florestal comprometida, com presença de abundante regeneração natural, grande número de indivíduos arbóreos e lianas de

grande diâmetro; e promoção da biomassa arbórea, sendo esta realizada por meio de liberação da regeneração natural através do corte das trepadeiras em desequilíbrio, e aplicação de técnicas de restauração como condução de regeneração natural, revolvimento do solo e plantio de adensamento/enriquecimento.

Em trabalho recente na mesma área, Girão (2014) observou um efeito positivo do corte de plantas trepadeiras em área total sobre a regeneração natural, porém, como foi observado um equilíbrio entre mortalidade e estabelecimento de novos indivíduos de trepadeiras, aliado a rebrota de algumas plantas após o corte, a autora indica a manutenção contínua para evitar o efeitos da reinfestação de plantas trepadeiras sobre a regeneração natural.

Também na mesma área, César (2013) observou um favorecimento de árvores de menor porte ao corte de plantas trepadeiras, sendo o mesmo observado para espécies de grandes indivíduos por Venegaz-González et al. (dados não publicados). Tais trabalhos também frisam a importância de manutenções periódicas para controle de reinfestações de plantas trepadeiras.

Utilizando plantio de mudas de espécies nativas após o manejo de plantas trepadeiras através de corte, César (2014) obteve uma alta taxa de mortalidade das mudas, recomendando plantios somente em condições de dossel muito aberto, pois a regeneração natural em fragmentos florestais geralmente possui densidade suficiente para a recuperação do dossel e manutenção dos processos sucessionais.

De qualquer maneira, tendo em vista a importância do reestabelecimento da biomassa arbórea levantado no presente estudo, o plantio de mudas com espécies de rápido crescimento em locais de maior exposição solar, ou plantios de adensamento/enriquecimento com espécies mais tolerantes a sombra em locais mais sombreados, pode ser uma técnica auxiliar em tal processo de reestabelecimento, sendo necessário mais estudos para avaliar a melhor maneira de ser utilizado em ordem de evitar altas taxas de mortalidade.

Em trabalho recente, Sfair (2015) mostra através de modelos teóricos que o corte de lianas de grandes diâmetros pode ser tão efetivo quanto o corte aleatório, entretanto ambos não se mostraram bons métodos de manejo de plantas trepadeiras. Com os dados do presente trabalho, indica-se evitar o corte de trepadeiras de maior diâmetro, focando o controle através do corte em locais com altas densidades de trepadeiras finas, com objetivo de remoção da barreira física formada, visando uma liberação para crescimento da regeneração natural, quando presente.

Talvez o corte aleatório de plantas trepadeiras não seja uma técnica interessante para ser utilizada isoladamente, necessitando ser aliada com outras técnicas, como descrito acima, para alcançar os objetivos de restauração de fragmentos degradados com grande proliferação de trepadeiras.

Evidencia-se que tal proliferação pode ocorrer de maneira mais intensa devido a degradação estrutural da floresta, podendo posteriormente contribuir para o agravamento de tal quadro, porém o papel das plantas trepadeiras como causa da degradação florestal ainda se mantêm controverso (ENGEL et al, 1998).

Sendo assim, a manutenção de biomassa arbórea em setores mais conservados de fragmentos florestais degradados, como proposto no presente trabalho, poderia ser acompanhada para fins científicos através de monitoramentos de longo prazo, buscando avaliar a resiliência das manchas mais conservadas a processos naturais, como formação de clareiras, ou ainda distúrbios mais intensos como ventanias e tempestades, e ainda avaliar possíveis incrementos na abundância de plantas trepadeiras em tais áreas.

Já o manejo de setores degradados em fragmentos florestais através do corte de plantas trepadeiras necessita ser melhor estudado e desenvolvido (HOBBS et al., 2011).

Com base nos resultados do presente trabalho, propomos uma mudança no enfoque de tirar biomassa de trepadeiras para o de promover a biomassa arbórea através da regeneração natural, utilizando o corte de plantas trepadeiras em desequilíbrio para remoção de barreiras ocasionadas por tais plantas próximo ao solo ou em indivíduos regenerantes maiores infestados.

Quando possível fazer um levantamento quali-quantitativo da comunidade de plantas trepadeiras antes da intervenção de manejo, o que é altamente recomendado, o corte visando manejo de tais plantas pode ser direcionado para as espécies de maior densidade e abundância, como recomendado por Sfair et al. (2015), onde cinco ou menos espécies podem representar quase que a totalidade de sarmentos presentes, como no caso do presente estudo.

A utilização de técnicas de restauração como a condução de regeneração natural após o corte de plantas trepadeiras pode aumentar o potencial de recuperação da biomassa arbórea, e o plantio de mudas de espécies com comportamentos ecológicos adequados ao setor em questão também pode ser utilizado, principalmente

espécies pioneiras de rápido crescimento em grandes clareiras pós corte de plantas trepadeiras (CÉSAR, 2014).

4 CONCLUSÕES

A Mata da Pedreira possui uma grande riqueza e diversidade de plantas trepadeiras, independente do estado de conservação do local em questão.

Algumas espécies de plantas trepadeiras apresentam abundâncias distintas de acordo com o setor de conservação em questão, indicando possíveis comportamentos ecológicos diferenciados de tais espécies às condições ambientais proporcionadas, podendo atuar como espécies indicadoras.

As plantas trepadeiras de menor diâmetro representam grande fração da densidade total de tais plantas em fragmentos florestais degradados, onde 95% dos indivíduos se encontram entre 0,5 – 2,5cm de diâmetro.

A densidade de regeneração natural possui uma tendência de associação positiva com a biomassa arbórea circundante na Mata da Pedreira e, em pelo menos algum setor de conservação, a densidade e diâmetro médio de plantas trepadeiras mostram também associação positiva e negativa respectivamente, não sendo observado o mesmo para biomassa de trepadeiras.

O diâmetro de plantas trepadeiras tende a aumentar juntamente com a biomassa arbórea, enquanto a densidade de plantas trepadeiras segue na direção contrária, diminuindo a medida que aumenta a biomassa arbórea. Não existe uma associação entre as biomassas arbórea e de plantas trepadeiras.

A densidade de regeneração natural possui efeito positivo da biomassa arbórea e negativo para densidade de plantas trepadeiras na área total da mata e nos setores “degradado” e “muito degradado”, não mostrando efeito de preditoras para o setor “pouco degradado”.

O manejo de fragmentos degradados com presença de plantas trepadeiras em equilíbrio deve focar na manutenção da biomassa arbórea e na promoção da regeneração natural através de técnicas de condução de regeneração natural, revolvimento de solo e plantio de adensamento/enriquecimento.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Talvez uma relação equilibrada entre disponibilidade de suportes e presença de um dossel contínuo, contribua para o equilíbrio nas funções ecológicas desempenhado pelas plantas trepadeiras, sendo possível o estabelecimento, alcance de luz no dossel, crescimento em diâmetro, aumento da dominância e contínua proliferação vegetativa através das copas arbóreas, formando uma rede conectora entre as mesmas.

A desestruturação do dossel e falta de disponibilidade de apoio/forófitos (quebra da rede de interações), leva a uma maior proliferação de plantas trepadeiras próximo ao solo, com conseqüente interferência negativa na regeneração natural, o que inicia um processo de estagnação da sucessão secundária decorrente da degradação da estrutura florestal.

Muitas estratégias de manejo focam na retirada da biomassa de lianas através do corte, porém talvez mudar o foco da estratégia para o incremento da biomassa arbórea pode ser um caminho em busca do equilíbrio entre tais componentes.

Pela lógica das redes de interações discutidas por Sfair et al. (2010), buscaríamos uma forma de restaurar o equilíbrio entre forófitos e plantas trepadeiras através da promoção de biomassa arbórea, utilizando técnicas de intervenção como condução de regeneração natural ou plantios de adensamento e/ou enriquecimento, reestabelecendo o equilíbrio da rede de interações.

Sendo assim, o manejo de fragmentos florestais degradados envolve um complexo quadro onde a utilização de técnicas isoladas, como o corte de plantas trepadeiras, pode não ser efetivo, sendo necessário aliar outras técnicas de intervenção com a finalidade de atingir os objetivos desejados de restauração ecológica.

Sabemos que o manejo de fragmentos florestais inseridos em Unidades de Conservação (UC's) e reservas biológicas é uma demanda cada vez mais crescente e tem se buscado resolução para os problemas de tais áreas principalmente por serem locais já estabelecidos como de interesse ecológico e por receber atenção e verbas do estado para manutenção e conservação.

Porém, um ponto importante no que se refere ao manejo de fragmentos florestais degradados, está na aplicação de tais estratégias de manejo em propriedade rurais particulares, onde se encontram concentrados a grande maioria dos pequenos fragmentos florestais.

No Brasil existe uma grande resistência de proprietários rurais em fazer qualquer investimento ligados a conservação e manutenção de vegetação nativa nas propriedades rurais, estas muitas vezes vistas como “mato” indesejável.

Atualmente existem vários estudos que sugerem incremento e retorno econômico para o proprietário rural em ações de restauração florestal, porém esta ainda é uma área muito pouco explorada em relação a restauração de fragmentos florestais degradados (BRANCALION et al, 2012).

Geralmente os remanescentes florestais em propriedades agrícolas são destinados como áreas de Reserva Legal (RL) ou Áreas de Preservação Permanente (APP's). Em áreas de reserva legal, as possibilidades de restauração de fragmentos florestais degradados pode ser aplicada aliada a técnicas visando o retorno econômico para o produtor rural.

Nestas situações, o manejo de plantas trepadeiras pode ser seguido de plantio de espécies de interesse econômico ou cultural, como plantas frutíferas regionais ou outras espécies com potencial de uso.

A aplicação de sistemas agro-florestais em regiões de borda de fragmentos florestais degradados também é uma técnica que tem sido testada de forma a gerar renda ao produtor e tentar atuar como zonas tampão no entorno do fragmento (SILVA & RIGHI, 2011).

Sendo assim é possível observar que a restauração de fragmentos florestais degradados ainda é um grande campo a ser explorado, com necessidade de experimentação e intervenção para o desenvolvimento das melhores técnicas e ações de manejo.

O corte de plantas trepadeiras como estratégia de manejo precisa ser aliado com outras técnicas de restauração em busca de alcançar os objetivos de restauração ecológica almejados para cada região e área em questão, sendo que indicadores e protocolos de monitoramento ainda precisam ser melhor desenvolvidos no que se refere a ainda jovem restauração de fragmentos florestais degradados.

REFERÊNCIAS

- ADDO-FORDJOUR, P.; DUAH, P.; AGBESI, D.K.K. Factors Influencing Liana Species Richness and Structure following Anthropogenic Disturbance in a Tropical Forest, Ghana. **ISRN Forestry**, Cairo, 2013, Article ID 920370, 11p. 2013.
- ADDO-FORDJOUR, P.; ANNING, A.K.; LARBI, J.A.; AKYEAMPONG, S. Liana species richness, abundance and relationship with trees in the Bobiri forest reserve, Ghana: Impact of management systems. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 8, p. 1822–1828, 31 mar. 2009a.
- ADDO-FORDJOUR, P.; OBENG, S.; ADDO, M.G.; AKYEAMPONG, S. Effects of human disturbances and plant invasion on liana community structure and relationship with trees in the Tinte Bepo forest reserve, Ghana. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 5, p. 728–734, 20 Ago. 2009b.
- AHO, K.; DERRYBERRY, D.; PETERSON, T. Model selection for ecologists: the worldviews of AIC and BIC. **Ecology**, Brooklyn, v. 95, n. 3, p. 631–636, 1 Mar. 2014.
- ÁLVAREZ-CANSINO, L.; SCHNITZER, S.A.; REID, J.P.; POWERS, J.S. Liana competition with tropical trees varies seasonally but not with tree species identity. **Ecology**, Brooklyn, v. 96, n. 1, p. 39–45, 9 Out. 2014.
- ALVES, L.; ASSIS, M.; VAN MELIS, J.; BARROS, A. S.; VIEIRA, S.; MARTINS, F.; MARTINELLI, L.; JOLY, C. Variation in liana abundance and biomass along an elevational gradient in the tropical Atlantic Forest (Brazil). **Ecological Research**, Tsukuba, v. 27, n. 2, p. 323–332, 2012.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ASENSIO, N.; DUNN, J. C.; CRISTÓBAL-AZKARATE, J.; GONZALEZ-ZAMORA, A. Use of lianas by primates: more than a food source. In: **Ecology of Lianas**. [s.l.] John Wiley & Sons, Ltd, p. 407–426. 2015.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; PINEDA, E.; ESCOBAR, F.; BENÍTEZ-MALVIDO, J. Value of Small Patches in the Conservation of Plant-Species Diversity in Highly Fragmented Rainforest. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 3, p. 729–739, 1 jun. 2009.
- BARREIRO, S.; TOMÉ, M.; LUÍS, M. **Manuais de utilização**: Relascópio de espelhos de Bitterlich e Telerelascópio. Lisboa:Universidade Técnica de Lisboa, 2004. 16p.
- BRANCALION, P.H.S. ; VIANI, R.A.G. ;RODRIGUES, R.R. ; CESAR, R.G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, Belém, v. 7, p. 219-234, 2012.
- BRANCALION, P.H.S. ; VIANI, R.A.G. ; STRASSBURG, B.B.N. ; RODRIGUES, R.R. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, (English ed. Print), Rome, v. 63, p. 41-50, 2012.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. **Sociological Methods & Research**, Glasgow, 33, p. 261-304, Nov., 2004.

CABALLÉ, E.E.H. G.; HEGARTY, E.E.; G.C. Distribution and abundance of vines in forest communities. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H.A. (eds.) **The Biology of Vines**. Cambridge: Cambridge University Press. Cambridge University Press, p. 313-336, 1992.

CAI, Z.-Q.; SCHNITZER, S.A.; BONGERS, F. Seasonal differences in leaf-level physiology give lianas a competitive advantage over trees in a tropical seasonal forest. **Oecologia**, Norway, v. 161, n. 1, p. 25–33, 6 Aug. 2009.

CAMPBELL, M.; EDWARDS, W.; ODELL, E.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W.F. Can lianas assist in rainforest restoration? **Tropical Conservation Science**, cidade, v. 8, n. 1, p. 257–273, 2015a.

CAMPBELL, M.; LAURANCE, W.F.; MAGRACH, A. Ecological effects of lianas in fragmented forests. In: **Ecology of Lianas**. [s.l.] John Wiley, 2015b. p. 443–450.

CARVALHO, P.G.; MELLIS, J. VAN; ASCENÇÃO, B.M.; CESTARI, F.M.; ALVES, L.F.; GROMBONE-GUARATINI, M.T. Abundância e biomassa de lianas em um fragmento de floresta Atlântica. **Hoehnea**, São Paulo, v. 38, p. 307–314, 2011.

CATHARINO, E.L.M. **Estudos fisionômico-florísticos e fitossociológicos em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP**. 1989. 181p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Campinas , Campinas, 1989.

CÉSAR, R.G. **Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados**. 2014. 103p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz". Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

CHAZDON, R.L. **Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation**. [s.l.] Chicago:University of Chicago Press, 2014. 472p.

CHAZDON, R.L.; PERES, C.A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A.E.; LAMB, D.; STORK, N.E.; MILLER, S.E. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 6, p. 1406–1417, 1 Dec. 2009.

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**, Lancaster, v. 205, n. 1, p. 128–136, 2015.

CHIARUCCI, A.; BACARO, G.; SCHEINER, S.M. Old and new challenges in using species diversity for assessing biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 366, n. 1576, p. 2426–2437, 18 Jul. 2011.

COLWELL, R.K. Biodiversity: Concepts, Patterns and Measurements. In: LEVIN, S.A.; CARPENTER, S.R.; GODFRAY, H.C.J.; KINZIG, A.P.; LOREAU, M.; LOSOS, J.B.; WALKER, B.; WILCOVE, D.S. (Ed.). **The Princeton Guide to Ecology** Princeton: Princeton University Press, 2009. p.257-263.

COOK, B.I.; AULT, T.R.; SMERDON, J.E. Unprecedented 21st century drought risk in the American Southwest and Central Plains. **Science Advances**, Washington, v. 1, n. 1, p.12 fev. 2015.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, England, v. 387, p.253-260, 1997.

CUMMINGS, D.L.; BOONE KAUFFMAN, J.; PERRY, D.A.; FLINT HUGHES, R. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 163, n. 1/3, p. 293–307, 28 jun. 2002.

DA ROCHA, E. **Composição de espécies de lianas e sua resposta ao corte em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Araras, SP.**2014. 71p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) - Centro de Ciências Agrárias - Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2014.

DE GROOT, R.; BRANDER, L.; VAN DER PLOEG, S.; COSTANZA, R.; BERNARD, F.; BRAAT, L.; CHRISTIE, M.; CROSSMAN, N.; GHERMANDI, A.; HEIN, L.; HUSSAIN, S.; KUMAR, P.; MCVITTIE, A.; PORTELA, R.; RODRIGUEZ, L. C.; TEN BRINK, P.; VAN BEUKERING, P. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, Elsevier, v. 1, n. 1, p. 50–61, jul. 2012.

DARWIN, C. On the moviments and habits of climbing plants. **Journal of the Linnean Society**, ser. Botany, London, v. 9, p. 1-118, 1867.

DEWALT, S.J. Biogeographical patterns of liana abundance and diversity. in: SCHNITZER, S.; BONGERS, F.; BURNHAM, R.J.; PUTZ, F.E. **Ecology of Lianas**. [s.l.] John Wiley, 2015. p. 131–146.

DEWALT, S.J.; CHAVE, J. Structure and Biomass of Four Lowland Neotropical Forests. **Biotropica**, Washington, v. 36, n. 1, p. 7–19, 1 Mar. 2004.

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

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487–515, 1 Jan. 2003.

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

FIGUEIREDO, C.F. DE. **Anatomia e identificação macroscópica caulinar das lianas ocorrentes na mata da Reserva Florestal do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo - SP, Brasil.** 2011. 246p. Dissertação (Mestrado em Botânica) Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, 2011

FAO [Food and agriculture organization of the United Nations]. **Global forest resources assessment 2010.** UNFAO, Rome, 2010.

GALINDO-LEAL, C.; CAMARA, E. DE G. **Mata Atlântica - Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas.** [s.l.] S.O.S Mata Atlântica, 2005. 472p.

GARCIA, L.C.; CIANCIARUSO, M.V.; RIBEIRO, D.B.; DOS SANTOS, F.A.M.; RODRIGUES, R.R. Flower functional trait responses to restoration time. **Applied Vegetation Science**, Edinburgh, v. 18, n. 3, p. 402-412, 1 Jul. 2015.

GENTRY, A.H. The distribution and evolution of climbing plants. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. (eds.) **The Biology of Vines.** Cambridge University Press, 1992. p.3-50.

GENTRY, A.H.; DODSON, C. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. **Biotropica**, Washington, v. 19, p.149-155, 1987.

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

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

GERWING, J. J.; VIDAL, E. Changes in Liana Abundance and Species Diversity Eight Years after Liana Cutting and Logging in an Eastern Amazonian Forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 2, p. 544–548, 1 Apr. 2002.

GIRÃO, V. **Alterações iniciais na dinâmica de regeneração de um fragmento florestal degradado após manejo de trapadeiras superabundantes.** 2014. 63p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escolar Superior Agricultura "Luiz de Queiróz", Centro de Energia na Agricultura,. Universidade de São Paulo, 2014.

GRAUEL, W.T.; PUTZ, F.E. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 190, n. 1, p. 99-108, 8 Mar. 2004.

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.; TOWNSHEND, J.R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, Washington, v. 1, n. 2, p. 20 Mar. 2015.

HOBBS, N.T.; HILBORN, R. Alternatives To Statistical Hypothesis Testing In Ecology: A Guide To Self Teaching. **Ecological Applications**, Washington, v. 16, n. 1, p. 5–19, 1 Feb. 2006.

HOBBS, R.J.; HALLETT, LM.; EHRLICH, P.R.; MOONEY, H.A. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. **BioScience**, Oxford, v. 61, n. 6, p. 442–450, 1 jun. 2011.

HORA, R.C.R.; SOARES, J.J. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 25, n. 1990, p. 323–329, 2002.

HOWARTH, R.B.; FARBER, S. Accounting for the value of ecosystem services. **Ecological Economics**, Elsevier, v. 41, n. 3, p. 421–429, jun. 2002.

JOHNSON, J.B.; OMLAND, K.S. Model selection in ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, Elsevier, v. 19, n. 2, p. 101–108, Feb. 2004.

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

KIM, A.C. **Lianas da Mata Atlântica do Estado de São Paulo.** 1996. 211p. Dissertação (Mestrado em Botânica) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

KOTTEK, M.J. GRIESER, C.; BECK, B.; RUDOLF, R.F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. por extenso, **Meteorologische Zeitschrift**, Deutsch, v. 15, p.259-263, 2006.

LADWIG, L.M.; MEINERS, S.J. Liana host preference and implications for deciduous forest regeneration. **The Journal of the Torrey Botanical Society**, Torrey, v. 137, n. 1, p. 103–112, 1 Jan. 2010.

LAURANCE, W.F.; ANDRADE, A.S.; MAGRACH, A.; CAMARGO, J.L.C.; VALSKO, J.J.; CAMPBELL, M.; FEARNside, P.M.; EDWARDS, W.; LOVEJOY, T. E.; LAURANCE, S.G. Long-term changes in liana abundance and forest dynamics in undisturbed Amazonian forests. **Ecology**, Brooklyn, v. 95, n. 6, p. 1604–1611, 16 Dec. 2013.

LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 616.

LE BOURLEGAT, J.M.G.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P.H.S.; DIAS, C.T. DOS S. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. **Hoehnea**, São Paulo, v40, n3, p 465-472, 2013.

LEDO, A.; SCHNITZER, S.A. Disturbance and clonal reproduction determine liana distribution and maintain liana diversity in a tropical forest. **Ecology**, Brooklyn, v. 95, n. 8, p. 2169–2178, 12 Feb. 2014.

LETCHER, S.G. Patterns of liana succession in tropical forests. in: **Ecology of Lianas**. [s.l.] John Wiley , 2015. p. 116–130.

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

MAGURRAN, A.E. **Measuring Biological Diversity**. [s.l.] Wiley, 2004. p. 264.

MOREIRA-BURGER, D.; DELITTI, W.B.C. Fitomassa epigéa da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira - SP, **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v22, n3, p.429-435. 1999.

MORELLATO, L.P. C. ; HADDAD, CELIO F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** (Lawrence, KS), Kansas, v. 32, n.4b, p. 786-792, 2000.

MORELLATO, P.C.; LEITAO-FILHO, H.F. Reproductive Phenology of Climbers in a Southeastern Brazilian Forest. **Biotropica**, Kansas, v. 28, n. 2, p. 180–191, 1 Jun. 1996.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; KENT, J.; FONSECA, G.A.B. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, W.F. Biomass dynamics in amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 14, n. sp4, p. 127–138, 1 Ago. 2004.

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

OLSON, D.M. ; DINERSTEIN, E. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Missouri. v. 89, p199–224, 2002

PAN, Y.; BIRDSEY, R.A.; PHILLIPS, O.L.; JACKSON, R.B. The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto. v. 44, n. 1, p. 593–622, 23 Nov. 2013.

PARREN, M.P.E. **Lianas and logging in West Africa**. [s.l.] Wageningen University - the Netherlands, 2003. 168p.

PEREZ-SALICRUP, D.R.; SORK, V.L.; PUTZ, F.E. Lianas and Trees in a Liana Forest of Amazonian Bolivia. **Biotropica**, Kansas, v. 33, n. 1, p. 34–47, 1 Mar. 2001.

PHILLIPS, O.L.; VASQUEZ MARTINEZ, R.; ARROYO, L.; BAKER, T.R.; KILLEEN, T.; LEWIS, S.L.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO MENDOZA, A.; NEILL, D.; NUNEZ VARGAS, P.; ALEXIADES, M.; CERON, C.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; JARDIM, A.; PALACIOS, W.; SALDIAS, M.; VINCETI, B. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. **Nature**, London, v. 418, n. 6899, p. 770–774, 15 ago. 2002.

PUTZ, F.E. Vine Ecology. **Ecology.info**, cidade, v. 24, n1, p.1-10, 2012.

PUTZ, F.E. Lianas vs. trees. **Biotropica, cidade**, v. 12, p.224–225, 1980.

PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. **The Biology of Vines**. [s.l.] Cambridge University Press, 1991. p.526.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J.P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, Elsevier. v. 222, n. 12, p. 1986–1997, 24 jun. 2011.

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.Rproject.org/>. 2011.

RANTA, P.; BLOM, T.O.M.; NIEMELA, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity & Conservation**, Madrid, v. 7, n. 3, p. 385–403, 1998.

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

REZENDE, A.; RANGA, N. Lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista. **Acta Botânica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 19, n. 2, p. 273–279, 2005.

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

RIBEIRO, S.C.; JACOVINE, L.A.G.; SOARES, C.P.B.; MARTINS, S.V.; SOUZA, A.L. de; NARDELLI, A.M.B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de

carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 917-926, 2009b.

RICHARDS, P.W. **The Tropical Rain Forest**. Cambridge University Press, Cambridge, 1952. p.336.

ROEDER, M.; MCLEISH, M.; BECKSCHÄFER, P.; DE BLÉCOURT, M.; PAUDEL, E.; HARRISON, R. D.; SLIK, F. Phylogenetic clustering increases with succession for lianas in a Chinese tropical montane rain forest. **Ecography**, Lund, p. n/a–n/a, 1 dez. 2014.

ROMANIUC NETO, S.; GODOI, J.V.; VILLAGRA, B.L.P.; ALMEIDA-SCABBIA, R. J. DE; MELO, M.M. da R.F. de. Caracterização florística, fitossociológica e fenológica de trepadeiras de mata ciliar da Fazenda Campininha, Mogi Guaçu, SP, Brasil, **Hoehnea**, São Paulo, v.39, n.1, p.145-155. 2012.

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

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

SCHNITZER, S.A. Have we forgotten the forest because of the trees? **Trends in Ecology & Evolution**, Elsevier, v. 15 , Issue 9 , p.375 - 376, 2000.

SCHNITZER, S.A. Increasing liana abundance in neotropical forests: causes and consequences. In: **Ecology of Lianas**. [s.l.] John Wiley 2015. p. 451–464.

SCHNITZER, S.A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, Elsevier, v. 17, n. 5, p. 223–230, 1 maio 2002.

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

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

SCHNITZER, S.A.; DEWALT, S.J.; CHAVE, J. Censusing and Measuring Lianas: A Quantitative Comparison of the Common Methods¹. **Biotropica**, Kansas, v. 38, n. 5, p. 581–591, 1 Sept. 2006.

SCHNITZER, S.A.; MANGAN, S.A.; HUBBELL, S.P. The lianas of Barro Colorado Island, Panama. In: **Ecology of Lianas**. [s.l.] John Wiley 2015. p. 76–90.

SCHNITZER, S.A.; PUTZ, F.E.; BONGERS, F.; KROENING, K. The past, present, and potential future of liana ecology. In: **Ecology of Lianas**. [s.l.] John Wiley , 2015. p. 1–10.

SCHNITZER, S.A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 3/4, p. 1044–1049, Mar. 2008.

SCHNITZER, S.A.; VAN DER HEIJDEN, G.; MASCARO, J.; CARSON, W.P. Lianas in gaps reduce carbon accumulation in a tropical forest. **Ecology**, Brooklyn, v. 95, n. 11, p. 3008–3017, 15 May 2014.

SFAIR, J.C; MARTINS, Fernando Roberto . The role of heterogeneity on climber diversity: is liana diversity related to tree diversity?. **Global Journal of Biodiversity Science and Management**, Singapura, v. 1, p. 1-10, 2011.

SFAIR, J.C.; ROCHELLE, A.L.C.; REZENDE, A.A.; VAN MELIS, J.; WEISER, V. DE L.; MARTINS, F.R. Nested liana-tree network in three distinct neotropical vegetation formations. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Elsevier, v. 12, n. 4, p. 277–281, 20 nov. 2010.

SFAIR, J.C.; ROCHELLE, A.L.C.; VAN MELIS, J.; REZENDE, A.A.; WEISER, V. DE L.; MARTINS, F.R. Theoretical approaches to liana management: a search for a less harmful method. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, Wageningen, v. 11, n. 12, p. 89–95, 30 jan. 2015.

SFB [Serviço Florestal Brasileiro]. **Florestas do Brasil em resumo – 2013: dados 2007- 2012**. Brasília, 2013. 188p.

SILVA, M.A. ; RIGHI, C.A. **Sistemas Agroflorestais como forma de proteção a um fragmento florestal: diagnóstico prévio da borda**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 8., Belém: CBSAF, v. 1. p. 1-1, 2011.

SOUZA, A.L. DE; BOINA, A.; SOARES, C.P.B.; VITAL, B.R.; GASPAR, R.de O.; LANA, J.M. de. Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n.1, p.169-179, 2012.

SPRENGEL-LIMA, C. ; REZENDE, A.A. Sapindaceae do noroeste paulista: lista de especies e chave de identificacao baseada em caracteres vegetativos. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, p. 270-282, 2013.

TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M. Patch Structure within Brazilian Atlantic Forest Fragments and Implications for Conservation. **Biotropica**, Kansas, v. 32, n. 4b, p. 925–933, 1 jan. 2000.

TABANEZ, A. A. J. ; VIANA, V.M. ; BATISTA, J.I.F. Dynamics And Restoration Of Forest Fragment In Brazil'S Atlantic Moist Forest. **Tropical forest remnants:**

Ecology, Management and Conservation of Fragment Communities. Chicago, 1997. v.1, p.350-365.

TABARELLI, M. Tropical Biodiversity in Human-Modified Landscapes: What is our Trump Card? **Biotropica**, Kansas, v. 42, n. 5, p. 553–554, 2010a.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V; GIRÃO, L.C.; PERES, C.A.; LOPES, A.. Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, Washington, v. 24, n. 6, p. 1654–1663, 2010b.

TANG, Y.; KITCHING, R.; CAO, M. Lianas as structural parasites: A re-evaluation. **Chinese Science Bulletin**, Xangai, v. 57, n. 4, p. 307–312, 2012.

TERBORGH, J. The Fate of Tropical Forests: a Matter of Stewardship. **Conservation Biology**, Washington, v. 14, n. 5, p. 1358–1361, 18 out. 2000.

TIBIRIÇÁ, Y. DE A.; COELHO, L.; MOURA, L. DE. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 339–346, 2006.

TOLEDO-ACEVES, T.; SWAINE, M.D. Effect of lianas on tree regeneration in gaps and forest understorey in a tropical forest in Ghana. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 19, n. 5, p. 717–728, 1 Oct. 2008.

UDULUTSCH, R. **Composição Florística da Comunidade de Lianas lenhosas em duas Formações Florestais do Estado de São Paulo**. 2004. 114p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz" Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

UDULUTSCH, R.; ASSIS, M.; PICCHI, D. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro-Araras, estado de São Paulo, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 1, n. 1991, p. 125–134, 2004.

UDULUTSCH, R.G.; SOUZA, V.C.; RODRIGUES, R.R.; DIAS, P. Composição florística e chaves de identificação para as lianas da Estação Ecológica dos Caetetus, estado de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 4, p. 715–730, 1 out. 2010.

VAN MELIS, J. **Lianas: Biomassa em floresta Neotropicais e relação riqueza e biomassa em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica**. 2008. 84p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biologia (IB). Universidade Estadual de Campinas,, 2008.

VAN MELIS, J. **Estruturação da comunidade de trepadeiras de uma Floresta Estacional Semidecídua**. 2013. 119p. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto de Biologia (IB), Universidade de Campinas, 2013.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. R.; LIMA, J. C. C. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: **IBGE**, Departamento de Recursos Naturais, 1991. 124p.

VENEGAS-GONZÁLEZ, A.D. **Dendrocronologia de árvores de *Tectona grandis* L. e *Pinus caribaea* var. *hondurensis* Barr. et Golf de plantação da Mata da Pedreira, Campus da ESALQ-USP, Piracicaba, SP.** 2013. 142p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

VIDAL, E. ; GERWING, J. **Ecologia e Manejo de Cipós na Amazônia Oriental.** Belém: IMAZON, 2004. v. 1. 148p.

VIDAL, E.; JOHNS, J.; GERWING, J. J.; BARRETO, P.; UHL, C. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 98, n. 2, p. 105-114, 11/3/ 1997.

VILLAGRA, B.L.P. **Diversidade florística e estrutura das plantas trepadeiras no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga.** 2008. 151p Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, 2008.

VILLAGRA, B.L.P. **Estrutura da comunidade de trepadeiras em Mata Atlântica, Santo André, SP, Brasil.** 2012. 131p. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2012.

WRIGHT, S.J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in Ecology & Evolution**, Elsevier, v. 20, n. 10, p. 553–560, 2 Jul. 2015.

WRIGHT, S.J.; CALDERÓN, O.; HERNANDÉZ, A.; PATON, S. Are lianas increasing in importance in tropical forests? A 17-year record from Panama. **Ecology**, Brooklyn, v. 85, n. 2, p. 484–489, 1 Feb. 2004.

ANEXOS

Anexo A: Tabela fitossociológica das plantas trepadeiras amostradas na “Mata da Pedreira, Floresta Estacional Semidecídua, Piracicaba - SP, Brasil.

Tabela com descritores fitossociológico das plantas trepadeiras da Mata da Pdereira, Piracicaba, SP (Continua).

Espécies	Nindv	NAm	DeR	FrR	DoR	IVI
<i>Mansoa difficilis</i>	283	78	12,18	4,08	0,70	22,51
<i>Lundia obliqua</i>	190	74	8,18	4,22	0,86	20,05
<i>Fridericia triplinervia</i>	123	60	5,29	4,37	1,01	18,66
<i>Dicella bracteosa</i>	175	71	7,53	4,08	0,64	17,32
<i>Serjania fuscifolia</i>	102	47	4,39	3,78	0,60	13,48
<i>Bignonia campanulata</i>	92	20	3,96	0,87	0,66	10,75
<i>Adenocalymma marginatum</i>	93	39	4,00	3,35	0,32	10,23
<i>Bignonia sciuripabula</i>	94	32	4,05	2,62	0,32	9,48
<i>Tynanthus sp.1</i>	51	13	2,20	1,89	0,45	8,13
<i>Pereskia aculeata</i>	50	29	2,15	3,06	0,32	8,02
<i>Morta</i>	49	32	2,11	2,77	0,22	6,83
<i>Dioscorea multiflora</i>	44	35	1,89	3,49	0,14	6,67
<i>Urvillea laevis</i>	55	32	2,37	2,62	0,14	6,25
<i>Heteropterys argyrophaea</i>	51	29	2,20	2,91	0,08	5,85
<i>Adenocalymma bracteatum</i>	45	18	1,94	2,04	0,20	5,79
<i>Thinouia mucronata</i>	32	16	1,38	2,04	0,26	5,70
<i>Stizophyllum perforatum</i>	32	19	1,38	1,89	0,19	4,99
<i>Dalechampia triphylla</i>	32	17	1,38	2,04	0,14	4,63
<i>Marsdenia macrophylla</i>	24	17	1,03	2,18	0,14	4,50
<i>Fridericia conjugata</i>	31	23	1,33	2,04	0,12	4,46
<i>Stigmaphyllon lalandianum</i>	24	14	1,03	1,31	0,23	4,39
<i>Bignoniaceae sp.5</i>	33	12	1,42	1,02	0,22	4,37
<i>Solanum hirtellum</i>	36	16	1,55	1,60	0,13	4,34
<i>Cissus verticillata</i>	23	22	0,99	2,77	0,06	4,27
<i>Dolichandra unguis-cati</i>	24	15	1,03	2,04	0,12	4,17
<i>Diplopterys lutea</i>	10	8	0,43	0,87	0,26	3,63
<i>Malpighiaceae</i>	31	10	1,33	1,16	0,10	3,43
<i>Acacia sp.</i>	17	5	0,73	0,73	0,21	3,30
<i>Mascagnia cordifolia</i>	20	14	0,86	1,89	0,06	3,25
<i>Senecio confusus</i>	41	12	1,76	0,87	0,07	3,24
<i>Urvillea ulmacea</i>	23	12	0,99	1,16	0,12	3,19
<i>Cissus sulcicaulis</i>	17	14	0,73	1,46	0,10	3,11
<i>Phanera sp.</i>	15	9	0,65	1,16	0,10	2,73

Tabela com descritores fitossociológico das plantas trepadeiras da Mata da Pdereira, Piracicaba, SP. (Continuação...).

Espécies	Nindv	NAm	DeR	FrR	DoR	IVI
<i>Serjania caracasana</i>	17	12	0,73	1,16	0,08	2,59
<i>Serjania laruotteana</i>	7	5	0,30	0,58	0,18	2,48
<i>Serjania meridionalis</i>	9	2	0,39	0,29	0,17	2,22
<i>Hebanthe paniculata</i>	11	9	0,47	1,31	0,03	2,09
<i>Cardiospermum grandiflorum</i>	17	7	0,73	0,87	0,05	2,08
<i>Forsteronia pilosa</i>	14	7	0,60	0,73	0,07	1,92
<i>Hippocratea volubilis</i>	10	8	0,43	1,16	0,03	1,82
<i>Gouania latifolia</i>	7	4	0,30	0,58	0,10	1,77
<i>Sapindaceae sp.</i>	6	4	0,26	0,44	0,12	1,75
<i>Serjania glabrata</i>	7	5	0,30	0,73	0,06	1,57
<i>Dolioscarpus</i>	11	6	0,47	0,58	0,04	1,44
<i>Bignoniaceae sp.1</i>	8	3	0,34	0,73	0,03	1,33
<i>Amphilophium paniculatum</i>	5	2	0,22	0,29	0,09	1,33
<i>Wilbrandia hibiscoides</i>	7	6	0,30	0,87	0,01	1,25
<i>Banisteriopsis anisandra</i>	6	5	0,26	0,73	0,03	1,25
<i>Bignoniaceae sp.4</i>	7	6	0,30	0,15	0,07	1,10
<i>Passiflora amethystina</i>	8	5	0,34	0,58	0,01	1,04
<i>Tanaecium selloi</i>	6	2	0,26	0,58	0,02	1,04
<i>Forsteronia sp.</i>	7	4	0,30	0,44	0,03	0,98
<i>Pleonotoma tetraquetra</i>	6	5	0,26	0,58	0,01	0,94
<i>Bignoniaceae sp.3</i>	4	2	0,17	0,44	0,04	0,93
<i>Smilacaceae sp.</i>	6	4	0,26	0,58	0,01	0,92
<i>Chamissoa acuminata</i>	2	2	0,09	0,29	0,05	0,80
<i>Camptosema sp.</i>	6	3	0,26	0,44	0,01	0,78
<i>Prestonia coalita</i>	5	3	0,22	0,44	0,01	0,72
<i>Dalbergia frutescens</i>	3	2	0,13	0,15	0,05	0,71
<i>Smilax campestris</i>	4	3	0,17	0,44	0,01	0,71
<i>Mucuna pruriens</i>	3	3	0,13	0,44	0,01	0,68
<i>Mascagnia sp.</i>	2	2	0,09	0,29	0,03	0,65
<i>Fabaceae sp.</i>	4	3	0,17	0,29	0,01	0,58
<i>Bignoniaceae sp.2</i>	5	2	0,22	0,29	0,01	0,57
<i>Cissampelos glaberrima</i>	3	2	0,13	0,29	0,00	0,44
<i>Forsteronia pubescens</i>	2	2	0,09	0,29	0,01	0,44
<i>Apocynaceae sp.3</i>	2	2	0,09	0,29	0,01	0,44
<i>Tynanthus sp.2</i>	2	1	0,09	0,29	0,01	0,44
<i>Solanum alternatopinnatum</i>	2	2	0,09	0,29	0,00	0,40

Tabela com descritores fitossociológico das plantas trepadeiras da Mata da Pdereira, Piracicaba, SP. (Conclusão).

Espécies	Nindv	NAm	DeR	FrR	DoR	IVI
<i>Abuta selloana</i>	2	2	0,09	0,29	0,00	0,40
<i>Serjania lethalis</i>	3	2	0,13	0,15	0,01	0,36
<i>Cuspidaria pulchra</i>	2	1	0,09	0,15	0,01	0,34
<i>Serjania glutinosa</i>	3	1	0,13	0,15	0,01	0,34
<i>Aristolochia gigantea</i>	3	2	0,13	0,15	0,01	0,33
<i>Thinouia ventricosa</i>	1	1	0,04	0,15	0,01	0,30
<i>Passiflora alata</i>	1	1	0,04	0,15	0,01	0,30
<i>Apocynaceae sp.1</i>	3	1	0,13	0,15	0,00	0,30
<i>Pyrostegia venusta</i>	2	1	0,09	0,15	0,01	0,28
<i>Heteropterys sp.1</i>	2	1	0,09	0,15	0,00	0,26
<i>Dalechampia pentaphylla</i>	2	2	0,09	0,15	0,00	0,26
<i>Heteropterys sp.2</i>	2	1	0,09	0,15	0,00	0,25
<i>Curcubitaceae sp.</i>	1	1	0,04	0,15	0,01	0,24
<i>Paullinia meliifolia</i>	1	1	0,04	0,15	0,00	0,21
<i>Apocynaceae sp.2</i>	1	1	0,04	0,15	0,00	0,21
<i>Dolichandra quadrivalvis</i>	1	1	0,04	0,15	0,00	0,20
<i>Cissampelos pareira</i>	1	1	0,04	0,15	0,00	0,19
<i>Serjania sp.</i>	1	1	0,04	0,15	0,00	0,19
TOTAL	2225	136	100	100	100	300

Onde:

Nindv: Número de indivíduos amostrados;

NAm: número de amostras (parcelas de 9m²) em que as espécies foram encontradas;

DeR: Densidade relativa da espécie (porcentual da contribuição do número de indivíduos ao total da comunidade);

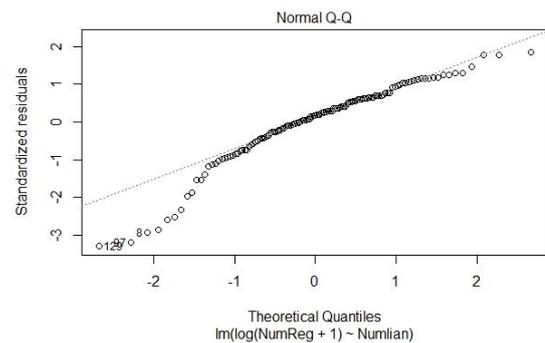
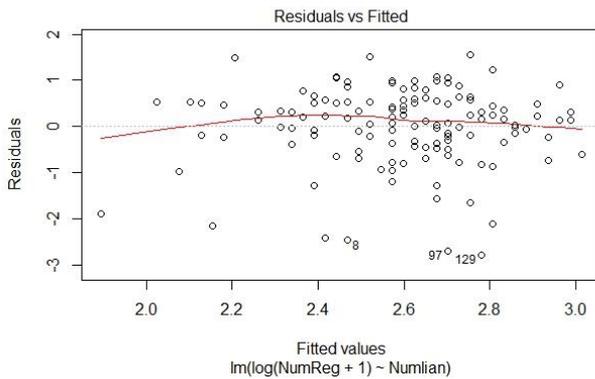
FrR: Frequência relativa da espécie (porcentual de amostras em que a espécie esteve presente);

DoR: Dominância relativa (porcentual da contribuição da área basal da espécie para a área basal da comunidade);

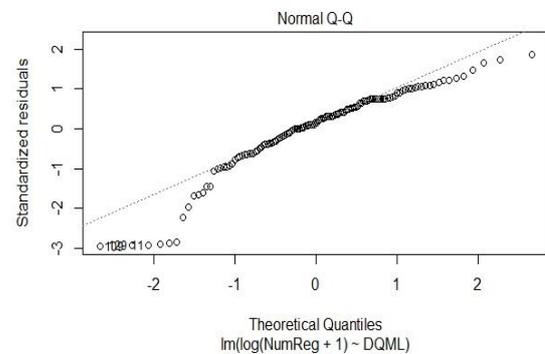
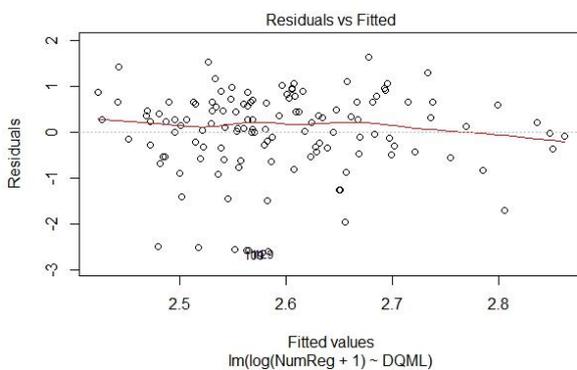
IVI: Índice de Valor de Importância. $IVI = DRe + FRe + DoRe$.

ANEXO B: Gráficos de diagnóstico de homogeneidade de variâncias e normalidade (Q-Q plot) para os dados utilizados nos modelos lineares .

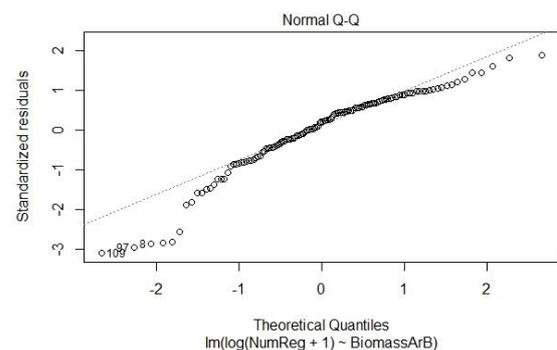
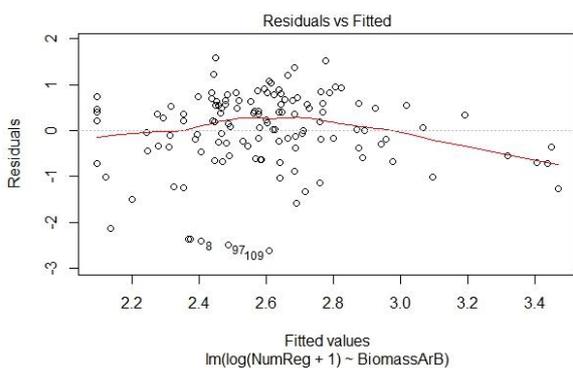
- **Densidade de Regenerantes~Número de Lianas:**



- **Densidade de Regenerantes~Diâmetro quadrático médio**



- **Densidade de Regenerantes~Biomassa arbórea**



ANEXO C: Lista de modelos candidatos ordenados por peso de evidência e delta AIC para área total e setores de conservação.

Área total:

Modnames	K	AICc	Delta_AICc	ModelLik	AICcwt	LL	Cum.wt
NumlBiom	4	324	0.00	1.000000	3.86e-01	-158	0.386
NumlBiomint	5	325	1.64	0.440135	1.70e-01	-157	0.556
NumlDQBiom	5	326	1.90	0.385886	1.49e-01	-158	0.706
NDB.NBint	6	327	3.70	0.156882	6.06e-02	-157	0.766
NDB.DBint	6	327	3.81	0.148846	5.75e-02	-157	0.824
N DB.NDint	6	328	4.09	0.129685	5.01e-02	-158	0.874
biomal	3	329	5.20	0.074200	2.87e-02	-161	0.903
NDB.NBint.DBint	7	329	5.66	0.059121	2.28e-02	-157	0.925
NDB.NDint.NBint	7	330	5.94	0.051420	1.99e-02	-157	0.945
NDB.NDint.DBint	7	330	6.01	0.049542	1.91e-02	-157	0.964
DQBiom	4	331	6.88	0.031994	1.24e-02	-161	0.977
NDB.3ints	8	332	7.93	0.018984	7.34e-03	-157	0.984
DQBiomint	5	332	8.11	0.017370	6.71e-03	-161	0.991
Numlian	3	332	8.75	0.012588	4.86e-03	-163	0.996
NumlDQ	4	334	9.90	0.007100	2.74e-03	-163	0.998
NumlDQint	5	335	11.21	0.003687	1.42e-03	-162	1.000
nullmodel	2	340	16.29	0.000290	1.12e-04	-168	1.000
DQlian	3	341	16.88	0.000216	8.33e-05	-167	1.000

Setor "Pouco Degradado":

Modnames	K	AICc	Delta_AICc	ModelLik	AICcwt	LL	Cum.wt
nullmodel1	2	91.9	0.000	1.00000	0.295130	-43.8	0.295
DQlian1	3	92.4	0.557	0.75707	0.223435	-42.9	0.519
biomal1	3	93.8	1.976	0.37223	0.109857	-43.6	0.628
Numlian1	3	94.2	2.303	0.31623	0.093328	-43.7	0.722
DQBiom1	4	94.8	2.973	0.22618	0.066753	-42.8	0.789
NumlDQ1	4	94.9	3.072	0.21524	0.063523	-42.8	0.852
DQBiomint1	5	96.0	4.125	0.12714	0.037524	-42.0	0.890
NumlBiom1	4	96.4	4.499	0.10544	0.031119	-43.6	0.921
NumlDQint1	5	97.0	5.132	0.07686	0.022684	-42.5	0.943
NumlDQBiom1	5	97.5	5.603	0.06071	0.017917	-42.8	0.961
NDB.DBint1	6	98.3	6.476	0.03924	0.011582	-41.8	0.973
NumlBiomint1	5	98.6	6.775	0.03380	0.009975	-43.4	0.983
NDB.NDint1	6	99.9	7.987	0.01843	0.005441	-42.5	0.988
NDB.NBint1	6	100.2	8.347	0.01540	0.004544	-42.7	0.993
NDB.NDint.DBint1	7	101.2	9.361	0.00927	0.002737	-41.7	0.996
NDB.NBint.DBint1	7	101.3	9.395	0.00912	0.002691	-41.7	0.998
NDB.NDint.NBint1	7	102.9	10.999	0.00409	0.001207	-42.5	0.999
NDB.3ints1	8	104.4	12.550	0.00188	0.000556	-41.6	1.000

ANEXO C: Lista de modelos candidatos para área total e setores de conservação ordenados por peso de evidência e delta AIC.

Setor “Degradado”:

Modnames	K	AICc	Delta_AICc	ModelLik	AICcwt	LL	Cum.Wt
NumlBiom2	4	120	0.000	1.0000	0.23339	-55.5	0.233
NumlBiomint2	5	120	0.588	0.7453	0.17395	-54.6	0.407
Numlian2	3	121	1.490	0.4748	0.11081	-57.4	0.518
bioma12	3	122	1.846	0.3972	0.09272	-57.6	0.611
NumlDQBiom2	5	122	2.350	0.3089	0.07209	-55.4	0.683
NDB.NBint2	6	123	2.632	0.2682	0.06261	-54.3	0.746
nullmodel2	2	123	3.089	0.2134	0.04981	-59.4	0.795
NumlDQ2	4	124	3.798	0.1497	0.03494	-57.4	0.830
NDB.NDint2	6	124	3.930	0.1401	0.03271	-54.9	0.863
DQBiom2	4	124	4.211	0.1218	0.02842	-57.6	0.891
NDB.DBint2	6	125	4.790	0.0912	0.02128	-55.4	0.913
NDB.NDint.NBint2	7	125	4.966	0.0835	0.01949	-54.1	0.932
NDB.NBint.DBint2	7	125	5.311	0.0703	0.01640	-54.3	0.949
DQlian2	3	125	5.337	0.0693	0.01618	-59.4	0.965
NumlDQint2	5	126	5.951	0.0510	0.01191	-57.2	0.977
NDB.NDint.DBint2	7	126	6.288	0.0431	0.01006	-54.8	0.987
DQBiomint2	5	127	6.686	0.0353	0.00825	-57.6	0.995
NDB.3ints2	8	128	7.692	0.0214	0.00499	-54.0	1.000

Setor “Muito Degradado”:

Modnames	K	AICc	Delta_AICc	ModelLik	AICcwt	LL	Cum.Wt
NumlBiom3	4	113	0.000	1.00000	0.276924	-52.0	0.277
bioma13	3	114	0.689	0.70859	0.196225	-53.6	0.473
NumlBiomint3	5	114	1.025	0.59914	0.165916	-51.2	0.639
NumlDQBiom3	5	115	2.017	0.36473	0.101004	-51.7	0.740
DQBiom3	4	116	3.125	0.20964	0.058054	-53.6	0.798
NDB.NBint3	6	116	3.382	0.18430	0.051037	-51.0	0.849
NDB.DBint3	6	117	3.722	0.15548	0.043056	-51.2	0.892
NDB.NDint3	6	118	4.727	0.09409	0.026056	-51.7	0.918
DQBiomint3	5	118	4.949	0.08419	0.023313	-53.2	0.942
NDB.NDint.NBint3	7	119	5.738	0.05676	0.015718	-50.8	0.957
NDB.NBint.DBint3	7	119	6.137	0.04649	0.012875	-51.0	0.970
NDB.NDint.DBint3	7	119	6.436	0.04003	0.011086	-51.1	0.981
Numlian3	3	120	7.241	0.02678	0.007415	-56.8	0.989
NDB.3ints3	8	122	8.657	0.01319	0.003652	-50.7	0.992
nullmodel3	2	122	8.968	0.01129	0.003127	-58.9	0.995
NumlDQ3	4	123	9.634	0.00809	0.002240	-56.8	0.998
DQlian3	3	123	10.390	0.00554	0.001535	-58.4	0.999
NumlDQint3	5	125	11.778	0.00277	0.000767	-56.6	1.000

ANEXO D: Resumo das informações dos modelos selecionados através de AIC. Os valores de inclinação e intercepto estão em *itálico*.

Área total:

```
Call:
lm(formula = log(NumReg + 1) ~ Numlian + BiomassArB, data = dfna)
Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.551628    0.225735  11.304 < 2e-16 ***
Numlian      -0.024238    0.008929  -2.714  0.00756 **
BiomassArB   0.005460    0.001640   3.330  0.00114 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Residual standard error: 0.8233 on 127 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.146,    Adjusted R-squared:  0.1325
F-statistic: 10.86 on 2 and 127 DF,  p-value: 4.443e-05
```

Setor “Pouco Degradado”:

```
Call:
lm(formula = log(NumReg + 1) ~ 1, data = dfna2.1)
Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.7564    0.1316   20.95 <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Residual standard error: 0.8005 on 36 degrees of freedom
```

Setor “Degradado”:

```
Call:
lm(formula = log(NumReg + 1) ~ Numlian + BiomassArB, data = dfna2.2)
Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.745772    0.313016   8.772 1.84e-11 ***
Numlian      -0.031076    0.015287  -2.033  0.0477 *
BiomassArB   0.005322    0.002741   1.941  0.0582 .
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Residual standard error: 0.7574 on 47 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.1431,    Adjusted R-squared:  0.1067
F-statistic: 3.925 on 2 and 47 DF,  p-value: 0.02653
```

Setor “Muito Degradado”

```
Call:
lm(formula = log(NumReg + 1) ~ Numlian + BiomassArB, data = dfna2.3)
Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  1.960098    0.407563   4.809 2.17e-05 ***
Numlian      -0.024688    0.014215  -1.737  0.09012 .
BiomassArB   0.011786    0.003709   3.177  0.00286 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Residual standard error: 0.8406 on 40 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.2732,    Adjusted R-squared:  0.2368
F-statistic: 7.517 on 2 and 40 DF,  p-value: 0.001693
```