

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
FLORESTAL**

CIPÓS E SUA ASSOCIAÇÃO COM *Parapiptadenia rigida* (Benth) Brenan EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Thomas Schröder

Santa Maria, RS, Brasil

2013

**CIPÓS E SUA ASSOCIAÇÃO COM *Parapiptadenia rigida*
(Bentham) Brenan EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA
ESTACIONAL DECIDUAL**

Thomas Schröder

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Manejo Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Florestal**

Orientador: Prof. Dr. Frederico Dimas Fleig

Santa Maria, RS, Brasil

2013

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal**

**A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
Aprova a Dissertação de Mestrado**

**CIPÓS E SUA ASSOCIAÇÃO COM *Parapiptadenia rigida*
(Bentham) Brenan EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA
ESTACIONAL DECIDUAL**

elaborada por
Thomas Schröder

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Florestal

COMISSÃO EXAMINADORA:

Frederico Dimas Fleig, Dr.
(Presidente/Orientador)

Edson José Vidal da Silva, Dr. (Esalq/USP)

Miguel Antão Durlo, Dr.

Santa Maria, 07 de Fevereiro de 2013.

AGRADECIMENTOS

À Paulo Freire e Jacques Jacotot;

Ao Estado Democrático de Direito, pela oportunidade;

À Bakunin pela ousadia;

À família por sempre acreditar, respeitar e apoiar;

Aos amigos pelas conversas, discussões ideológicas e
xingamentos;

Ao Vini, colaborador e crítico mais importante;

Aos colegas pelas discussões sobre ecologia, economia e
estatística;

Aos professores pela sua paciência e dedicação na troca de
conhecimentos;

Ao Frederico pela compreensão, pelas ideias e insistência;

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Universidade Federal de Santa Maria

CIPÓS E SUA ASSOCIAÇÃO COM *Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL

AUTOR: THOMAS SCHRÖDER

ORIENTADOR: FREDERICO DIMAS FLEIG

Data e local da Defesa: Santa Maria, 07 de Fevereiro de 2013.

Cipós são conhecidos como pragas florestais, no entanto possuem grande importância florística e estrutural em florestas naturais. O objetivo deste estudo foi conhecer a ecologia de cipós e seu efeito sobre o crescimento e produção do Angico-Vermelho. Foi levantado um hectare de um fragmento da Floresta Estacional Decidual, dentro do qual foram selecionados 50 Angicos-Vermelhos e a comunidade de cipós associados a estes. Foram encontradas 23 espécies de cipós, com forte dominância de *Senegalia tucumanensis*. Espécies apoiantes e preenseis mostraram maior capacidade de brotação e, portanto, são mais resistentes ao corte. Existiu uma forte influência da bordadura na área basal de cipós. O Angico-vermelho possui mais cipós em seu entorno do que na floresta como um todo. A competição acima do solo por cipós, medida através do IOC (Índice de Ocupação de Copa) influenciou negativamente no desenvolvimento da copa. A área basal de cipós contribuiu na explicação da variação do incremento em área basal do Angico-Vermelho, sendo que o modelo proposto explicou quase 80% da variação. O Angico-Vermelho possui grande potencial de exploração no manejo de florestas naturais devido ao seu rápido crescimento, madeira de qualidade e capacidade de sequestro de carbono. É recomendado como tratamento silvicultural o corte pontual de cipós em indivíduos com menos de 20 centímetros de diâmetro e em árvores com mais de 25% da copa ocupada nos outros casos.

Palavras-chave: Ecologia de Cipós; Competição; Incremento; Manejo de florestas naturais.

ABSTRACT

Master's Dissertation
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Universidade Federal de Santa Maria

LIANAS AND THEIR ASSOCIATION WITH *Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan IN A FRAGMENT OF SEASONAL DECIDUOUS FOREST

AUTHOR: THOMAS SCHRÖDER

ADVISOR: FREDERICO DIMAS FLEIG

Date and local of Presentation: Santa Maria, February 07th of 2013.

Lianas are known as forest parasites, although they are major components structurally and floristically of natural forests. The aim of this study was to research liana ecology and its effects on growth and production of Angico-Vermelho. Field procedures were realized in one hectare of natural forest and 50 individual trees. Were found 23 species in the liana community, that strongly dominated by *Senegalia tucumanensis*. Scramblers and tendrils climbers showed a greater capacity of sprouting, being more resistant to liana cutting. Angico-Vermelho has more lianas around it than does the overall forest. Above-ground competition, measured by COI (Crown Occupancy Index), negatively influenced crown development. Liana basal area helped to explain basal area increment variation in Angico-Vermelho as the overall model explained almost 80% of total variation. Angico-Vermelho has great exploration potential in natural forests due to fast growth, wood quality and carbon sequestration ability. It is recommended, as a silvicultural treatment, liana cutting in trees with less than 20 centimeters of diameter, otherwise in trees with more the 25% of the crown occupied by lianas.

Key-Words: Liana Ecology; Competition; Increment; Natural forest management.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 . – Localização da área de estudo no fragmento de Floresta Estacional Decidual escolhido.....16
- Figura 2 – Distribuição do Angico-Vermelho no Brasil segundo Carvalho (2003).....17
- Figura 1.1 – Distribuições diamétricas observadas e ajustadas de cipós com diferentes tipos de associação ao suporte de uma amostra de um hectare em Arroio Grande – RS.....49
- Figura 2.1 – Distribuição da amostra de Angicos-Vermelhos nos centros de classe de diâmetro, definidas pela fórmula de Sturges (1926), analisados em Arroio Grande – RS.....67
- Figura 2.2 – Distribuição da amostra de Angicos-Vermelhos nas classes de Índice de Ocupação de Copa em Arroia Grande – RS.68
- Figura 2.3 – Distribuição da amostra de Angicos-Vermelhos de Arroio Grande – RS, em função do número de hastes de cipós encontradas nas parcelas circulares de quatro metros de raio (50,27 metros quadrados) centradas na árvore amostra.....69
- Figura 2.4 – Distribuição da amostra de Angicos-Vermelhos nos centros de classe de área basal de cipós por hectare, em uma parcela de quatro metros de raio (50,27 metros quadrados) centrada na árvore amostra, definidas pela fórmula de Sturges (1926)...69
- Figura 2.5 – Resultados gráficos da análise de covariância para tendência sigmoidal da relação hipsométrica de Angico-Vermelho com diferentes níveis em função do Índice de Ocupação de Copa (IOC) de cipós, em Arroio Grande – RS.....73
- Figura 2.6 – Diferentes aspectos do Angico-Vermelho (*Parapiptadenia rigida*) em função do ambiente de crescimento.74
- Figura 2.7 – Resultado gráfico da análise de regressão para tendência sigmoidal e linear do diâmetro de copa em função do diâmetro para Angico-Vermelho, em uma amostra de 50 árvores de Arroio Grande – RS.....76
- Figura 2.8 – Resultado gráfico da análise de regressão dos diferentes

modelos testados para incremento em área basal entre o a primavera de 2007 e o inverno de 2011 de angico Vermelho, em função do diâmetro a altura do peito.....78

Figura 2.9 – Resultado gráfico da *plotagem* dos resíduos percentuais em função da variável dependente (Logaritmo Natural do Incremento em Área Basal) identificado pelo Índice de Ocupação de Copa (IOC).....81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 -	Espécies de cipós encontradas na área amostrada em Arroio Grande – RS, sua forma de associação ao suporte e número de registro no Herbário do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Santa Maria (HDCF).....	42
Tabela 1.2 –	Valores dos índices de diversidade e estimadores não paramétricos de riqueza da comunidade de cipós levantada em um hectare em Arroio Grande – RS.....	45
Tabela 1.3 –	Valores dos índices fitossociológicos encontrados para a comunidade de cipós levantada em um hectare em Arroio Grande – RS.....	46
Tabela 1.4 –	Média do número de hastes por indivíduo (em escala logarítmica), agrupadas pelo teste de Tukey, para diferentes espécies de cipós amostradas em Arroio Grande – RS.....	50
Tabela 1.5 –	Análise da estrutura espacial de espécies de cipós considerando apenas indivíduos (Fitossociologia) ou o número de hastes, através do teste de Payadeh, de uma amostra em Arroio Grande - RS.....	51
Tabela 1.6 –	Análise de correlação entre área basal e número de indivíduos de cipós e variáveis de distância de borda em uma amostra de um hectare em Arroio Grande – RS.....	53
Tabela 2.1 –	Modelos testados para variáveis de copa (altura e diâmetro de copa) em função do diâmetro para Angico-Vermelho em Arroio Grande – RS.....	65
Tabela 2.2 –	Correlações (abaixo da diagonal principal) e significância (em negrito) das variáveis dimensionais de Angico-Vermelho e diferentes índices de competição de cipós, em Arroio Grande – RS.....	70
Tabela 2.3 –	Coeficientes e significância da análise de covariância para tendência sigmoideal da relação hipsométrica para Angico-Vermelho, com diferentes níveis em função do Índice de Ocupação de Copa (IOC) de cipós, em Arroio Grande – RS...	72

Tabela 2.4 –	Modelos e os valores de ajuste encontrados para diâmetro de copa (DC) de Angico-Vermelho em função do diâmetro (D), em uma amostra de 50 árvores de Arroio Grande – RS.....	75
Tabela 2.5 –	Variáveis dependentes e modelos testados para incremento em área basal entre o a primavera de 2007 e o inverno de 2011de angico Vermelho, em função do diâmetro a altura do peito e os valores de ajuste encontrados.....	77
Tabela 2.6 –	Coeficientes e ajuste do modelo para incremento em área basal entre o a primavera de 2007 e o inverno de 2011de angico Vermelho, em função do diâmetro a altura do peito da competição por cipós.....	79

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 Objetivo geral	144
1.2 Objetivos específicos	144
2. DESCRIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO	15
3. REVISÃO DE LITERATURA	17
3.1 Descrição do Angico-Vermelho (<i>Parapiptadenia rigida</i> (Bentham) Brenan)	17
3.2 Ecologia de cipós	19
3.3 Efeitos silviculturais de cipós.....	22
3.4 Manejo de cipós	23
3.5 O Crescimento e sua modelagem em florestas naturais.....	24
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28

CAPÍTULO I - ECOLOGIA DE CIPÓS E SUA ASSOCIAÇÃO COM <i>Parapiptadenia rigida</i> (Bentham) Brenan NA DEPRESSÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL – UM ESTUDO DE CASO	35
--	----

1. INTRODUÇÃO	37
2. METODOLOGIA	399
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
3.1 Riqueza e diversidade de cipós	42
3.2 Estrutura horizontal	45
3.3 Agregação e capacidade de crotação	50
3.4 Relação da comunidade de cipós com a bordadura	522
4. CONCLUSÕES	55
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

CAPÍTULO II - INFLUÊNCIA DE CIPÓS SOBRE CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DE *Parapiptadenia rigida* (Bentham)

Brenan	59
1. INTRODUÇÃO	61
2. METODOLOGIA	633
2.1 Procedimento amostral	63
2.2 Procedimento estatístico	64
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
3.1 Análises de distribuição.....	677
3.2 Análise de correlação entre índices de competição e dimensão.....	70
3.3 Efeito da competição por cipós na morfometria da copa.....	71
3.4 Modelo de incremento	76
3.5 Seleção de índice de competição por cipós	79
4. CONCLUSÃO	822
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83
1.DISCUSSÃO	86
1.1 Implicações para o manejo de florestas naturais.....	86
2.CONCLUSÃO	89
3.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	90
APÊNDICE	92

1. INTRODUÇÃO GERAL

A atividade florestal sempre se constitui em uma atividade importante para a civilização, cobrindo desde as necessidades energéticas até necessidades recreativas e materiais em sociedades avançadas. Para suprir estas necessidades existem sistemas de exploração florestal de diferentes complexidades tecnológicas, desde a derrubada por corte raso de florestas naturais até sistemas de plantio com plantas melhoradas geneticamente e com uma grande entrada de trabalho e energia para produção de madeira e outros bens e serviços.

Apesar deste grande avanço tecnológico chega-se a um consenso de que a produção de madeira de alta qualidade depende do manejo de florestas naturais para fins ecológicos e materiais. A viabilidade econômica deste sistema de manejo depende de atividades silviculturais com custos reduzidos e eficácia maximizada. Para tanto é necessário que as atividades sejam planejadas em nível de árvore individual.

Modelos para avaliar a eficiência do manejo baseado em árvores individuais são uma realidade na América do Norte, mas são incipientes no Brasil. O desenvolvimento de modelos de produção no Brasil necessita de um entendimento da complexidade ecológica envolvendo florestas de maior diversidade do que a de ecossistemas temperados. Uma característica estrutural marcante das florestas naturais no Brasil e outros países tropicais é a presença de cipós.

A presença deste grupo de plantas pode ser encarada como uma das maiores dificuldades para produção madeireira em florestas naturais do Brasil. Por outro lado abre uma gama de possibilidades para a utilização de produtos não-madeireiros. Com exceção do leste da Amazônia, o conhecimento dos efeitos de cipós sobre o crescimento das árvores no Brasil é nulo e, não existe nenhum consenso sobre a forma de quantificar a competição dos cipós sobre as árvores.

Esta dissertação está dividida em dois capítulos, o primeiro aborda a ecologia de cipós e os efeitos que a presença de *Parapiptadenia rigida* sobre esta comunidade. O segundo capítulo aborda os efeitos da infestação de cipós

sobre a morfometria e o incremento de *Parapiptadenia rigida*. Por fim, é apresentada uma discussão sobre os impactos desta pesquisa sobre o manejo de florestas naturais.

1.1 Objetivo geral

- Conhecer a ecologia da comunidade de cipós e sua influência sobre o crescimento de *Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan;

1.2 Objetivos específicos

- Fazer a análise fitossociológica, de agregação, relação com bordadura e com *Parapiptadenia rigida* da comunidade de cipós em um fragmento da Floresta Subtropical da Depressão Central do Rio Grande do Sul;
- Determinar os efeitos dos cipós sobre morfometria de *Parapiptadenia rigida* em Santa Maria;
- Quantificar a influencia dos cipós sobre o incremento em área basal do Angico-Vermelho;
- Construir um guia de identificação por caracteres vegetativos das espécies de cipós estudadas;

2. DESCRIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

A Depressão Central do Rio Grande do Sul está localizada no coração do Estado e se configura como um importante entroncamento ferroviário e rodoviário. Segundo Sartori (2009), a região de Santa Maria – RS está inserida na unidade morfoestrutural da Bacia Sedimentar do Paraná, formada por sobreposições de derrames de lava e deposição sedimentar de camadas vermelhas. A Depressão Central se formou a partir de processos de dissecação fluvial e erosão. Assim o relevo fica marcado por ondulações e a presença da Serra Geral ao norte. De acordo com Dalmolin e Pedron (2009) este processo formou neossolos nas encostas da Serra Geral, partes planas dominadas por argissolos e, em áreas onde há excesso de umidade, formam-se planossolos e gleissolos, ambos hidromórficos.

Segundo Heldwein et al. (2009) o clima da Depressão Central é mesotérmico úmido (Cfa segundo a classificação de Köppen), sem estação seca definida. No entanto, é uma das regiões mais quentes do Rio Grande do Sul e sujeito à geadas moderadas no inverno, período no qual são registrados excessos hídricos. Apesar de as médias de precipitação não apresentar um período de seca, os déficits hídricos duram em torno de sete meses e períodos de seca aleatórios são comuns.

A vegetação da região é governada pela transição de relevo, nas encostas da Serra Geral ocorre a Floresta Estacional Decidual, limite austral da Floresta Atlântica. À medida que diminui a altitude ocorre uma transição lenta para o Bioma do Pampa. Este extremamente degradado pela bovinocultura e pela cultura do arroz irrigado. Já as serras da região apresentam grandes extensões florestadas que se regeneraram a partir do êxodo rural e abandono de terras ocorrido nas últimas décadas. Esta floresta apresenta baixo valor econômico e grande variabilidade estrutural e florística, devido à exploração de espécies madeireiras e da agricultura migratória (MARCHIORI, 2009).

Como o restante da Floresta Atlântica, este bioma encontra-se extremamente fragmentado. No trabalho realizado por Ribeiro et al. (2009) estimou-se que quase metade de toda a Floresta Atlântica esteja a menos de cem metros de uma bordadura, causando grandes mudanças no ambiente e

estrutura da floresta (LAURENCE et al., 2000;FAHRIG, 2003; TABARELLI et al., 2004). Muito provavelmente a floresta da região de estudo esteja nas mesmas condições de fragmentação.

Analisando a vegetação percebe-se que não se pode fazer inferências gerais sobre a Floresta Estacional Decidual devido a sua estrutura fragmentada. Mesmo dentro de áreas florestais contínuas é possível perceber variações florísticas e estruturais, também pela variação ambiental, mas principalmente devido á diferentes históricos de exploração e diferentes processos de regeneração da floresta.

A área de estudo é localizada nas coordenadas geográficas 29° 40' 23" S e 53° 37' 56" O. Esta área está na comunidade de Arroio Grande – RS, na divisa entre os municípios de Santa Maria e Silveira Martins. O local apresenta sinais de antropização (curvas de nível construídas com pedras) e muito provavelmente a floresta existente corresponde à regeneração em uma área anteriormente explorada para agricultura. Pelo histórico da região acredita-se que o fragmento possua de 40 – 60 anos de idade em regeneração natural. Atualmente a área é afetada pelo pastejo do gado proveniente de uma pastagem adjacente (Figura 1).

Figura 1. – Localização da área de estudo no fragmento de Floresta Estacional Decidual escolhido.

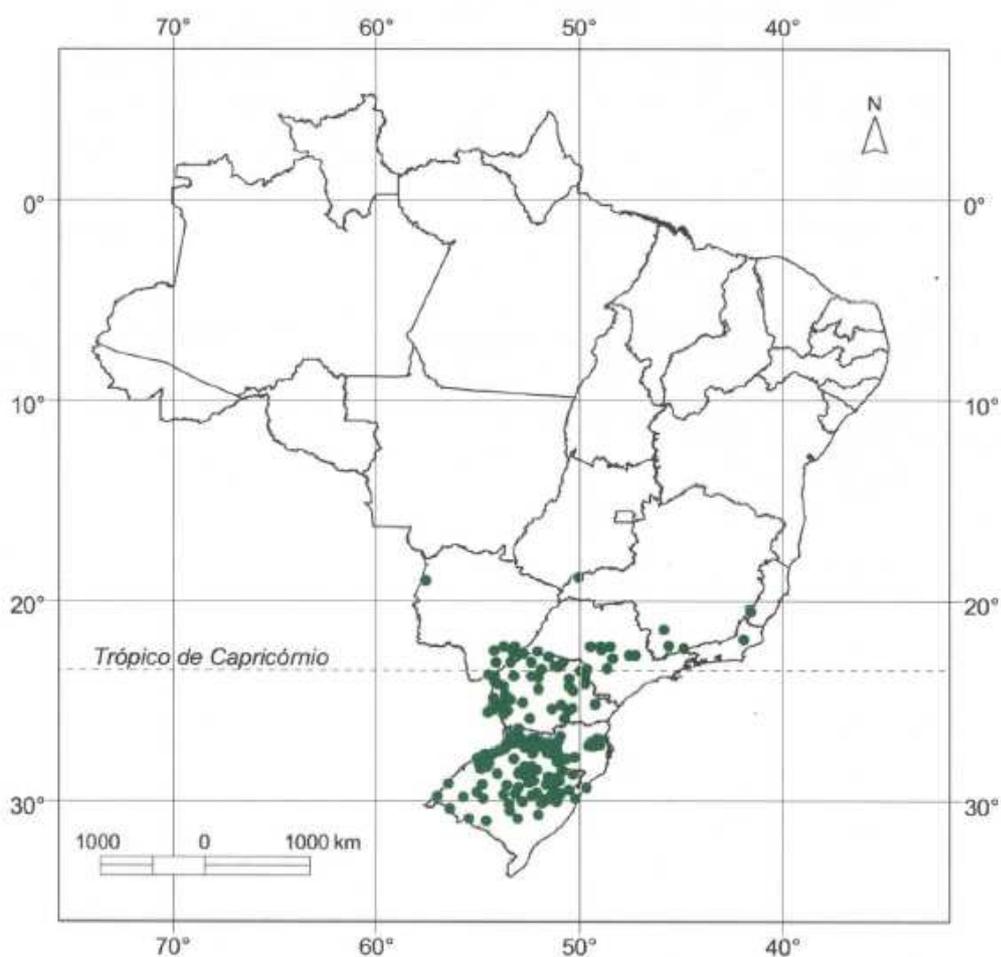


3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Descrição do Angico-Vermelho (*Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan)

A *Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan ocorre no Brasil (Figura 2) desde o sudoeste do Rio Grande do Sul, incorporando-se à Floresta Atlântica, limitando sua dispersão nos estados de Mato Grosso do Sul e Minas Gerais no território brasileiro (CARVALHO, 2003). No espaço de sua distribuição pelo País recebe vários nomes populares, porém se destaca Angico-Vermelho, utilizado mais ao sul de sua ocorrência no Brasil e, Angico-Gurucaia utilizado nos estados mais ao norte.

Figura 2. Distribuição do Angico-Vermelho no Brasil segundo Carvalho (2003).



Segundo o APG III (2009) o angico- vermelho pertence à Ordem Fabales Bromhead, Família Fabaceae Lindl.. A etimologia do nome científico vem do grego παρά (semelhante) ao gênero Piptadenia Benth. (BURKART, 1979), o termo rigida se refere à dureza de sua madeira. A origem do nome popular deriva do tupi guarani, angico-caá, ou “árvore-para-doença-da-alma”, referindo-se às propriedades medicinais da casca (LONGHI, 1995).

Segundo Burkart (1979) é uma árvore de dimensão considerável, chegando a 30 metros de altura e 1,2 metros de diâmetro, com casca levemente fissurada com desprendimento em plaquetas. Possui folhas de 6-13,5 centímetros de comprimento com 3-9 jugas, na parte superior do pecíolo possui uma glândula séssil oblonga, característica vegetativa que permite sua identificação no campo. Sua inflorescência é em espigas axilares, em geral solitárias de 5-9 centímetros de comprimento. É uma árvore semidecidual, com floração tardia na primavera, as vezes adentrando dezembro. Seus frutos estão maduros em abril, podendo persistir na árvore até outubro.

O angico cresce de acordo com o modelo arquitetural de Troll como proposto por Hallé et al. (1978), no qual o crescimento em altura se dá pela sobreposição indefinida de ramos plagiotrópicos, fato observado por Carvalho (2003) no desenvolvimento inicial da muda. Este último autor recomenda a utilização de um tutor para manter a muda ereta, mas assim diminui-se a superfície fotossintética e o auto-sombreamento, portanto este procedimento pode diminuir o desenvolvimento inicial da espécie, o que precisa ser verificado por outra pesquisa. Uma característica importante deste modelo de crescimento é sua alta plasticidade, que gera plantas com morfometria adaptada às mais diversas circunstâncias ambientais (HALLÉ et al., 1978).

O angico vermelho é classificado com espécie pioneira (KLEIN, 1965) até espécie sucessional tardia de grande dimensão (KAMMESHEIDT, 2002), apesar da falta de estudos neste sentido. Aparentemente o angico é caracterizado por uma população com pouca regeneração no sub-bosque, com a maioria dos indivíduos em posição sociológica dominante ou codominante, gerando assim uma distribuição diamétrica diferente do “J” invertido, pois apesar de tendência ser exponencial negativa, a distribuição é mais próxima da constante, característica essa, de espécies heliófilas (KAMMESHEIDT, 2000).

As mudas desta espécie apresentam alta tolerância à geada (SOUZA et al., 2011), ao estresse hídrico (ARAÚJO et al., 2010), à toxidez por cobre (SILVA et al., 2011) e à variações de luminosidade (FARIAS et al., 2005), revelando alta plasticidade da espécie, apesar de aparentemente não se adaptar ao Cerrado brasileiro (MELO et al., 200-). A plasticidade da espécie explica a confusão referente à sua classificação ecológica dentro de diferentes estágios sucessionais.

Uma característica ecológica importante se refere à agressividade desta espécie em estágios iniciais da sucessão florestal, podendo formar povoamentos quase puros. Em um contexto no qual a Floresta Atlântica se apresenta como uma paisagem hiper-fragmentada (RIBEIRO et al., 2009), formada por mosaicos de diferentes idades e com grande influência de bordadura, a densidade desta espécie se torna maior, tanto para a ciclagem de nutrientes (SCHUMACHER et al., 2011) como para alimentação da fauna, destacadamente primatas (PRATES, 2007).

A etimologia do nome científico e popular expressa os usos desta espécie. Sua casca apresenta valor medicinal, sendo indicado para inúmeros usos pela medicina popular (CARVALHO, 2003; KÖRBES, 1995; FRANCO & FONTANA, 1997; REITZ, 1950; PEDROSO et al., 2007). Em ensaios científicos, Catequinas de Angico mostraram resultados promissores na cura de feridas (SCHMIDT et. al, 2010) e extratos de cocção foram eficientes no combate à micróbios (AVANCINI et al., 2007; SOUZA et al., 2003). A sua madeira pesada com densidade de 0,75 a 1 g/cm³ (CARVALHO, 2003), é de ótima qualidade para energia com poder calorífico superior de 5324 Kcal/Kg (QUIRINO et al., 2005).

A madeira do Angico é largamente utilizada pela indústria madeireira, aparecendo na produção de esquadrias no pólo madeireiro de Porto União (RODRIGUES et al., 2009), e foi citado com 9 diferentes usos em pesquisa no Alto Uruguai em Santa Catarina (RUSCHEL et al., 2003).

3.2 Ecologia de cipós

Em florestas tropicais cipós são plantas muito comuns, mas não possuem a capacidade de se autossustentar até alturas apreciáveis (PUTZ;

MOONEY, 1991), para chegar ao dossel, onde encontram ambiente favorável para completar seu ciclo vital, se utilizam de árvore ou outros cipós como suporte.

Existe certa discussão quanto à terminologia mais adequada para definir este conjunto de plantas. Villagra (2012) fez uma revisão etimológica dos diferentes termos utilizados e recomendou utilizar os termos liana e trepadeira como sinônimos e que se especificasse quando ao citar plantas herbáceas ou lenhosas. A mesma autora comenta que o termo cipó é de origem tupi-guarani e é restrito ao Brasil.

No entanto, qualquer generalização epistemológica sobre este grupo de plantas é sempre fundamentada em morfologia vegetal que é fortemente influenciada pelo ambiente (GENTRY, 1991). Por este motivo, levantamentos de cipós e árvores, por vezes encontram a mesma espécie nos dois grupos. No caso, esta pesquisa utiliza o termo cipó, como plantas lenhosas que se utilizam de outras plantas como suporte para seu peso.

Como não possuem a capacidade de suportar o próprio peso, a disponibilidade de método e meio adequado para chegar até o dossel de florestas fechadas é um dos fatores mais limitantes para a sobrevivência dos cipós (ENGEL; OLIVEIRA, 1998). Os diferentes métodos de escalada são novamente divididos em função de características morfológicas, gerando grande variedade de classificações. A classificação de métodos de associação ao suporte mais aceita é a proposta por HEGARTY (1991), que divide os cipós em quatro grupos: 1. Volúveis que se utilizam de caules, ramos ou pecíolos para se associar ao suporte; 2. Preenseis que se utilizam de ramos ou folhas modificados em gavinhas para escalar; 3. Apoiadores, que se apoiam nos suportes frequentemente com a ajuda de espinhos; 4. Radicantes que desenvolvem raízes adventícias grampiformes para se aderir ao suporte.

Esta classificação marca um gradiente morfológico no qual os cipós apoiadores são semelhantes às árvores e arbustos, podendo crescer como tais, caso desenvolvem-se livres de competição. Os volúveis e preenseis são o “core” desta classe morfológica. Os cipós radicantes são uma transição morfológica para plantas hemiepífitas. Por vezes, se encontra na literatura pesquisas que excluem cipós apoiadores e, por outras, são incluídas plantas hemiepífitas ao grupo de cipós.

Segundo GENTRY (1991) metade das famílias de fanerógamas incluem plantas trepadeiras herbáceas ou lenhosas. Mas devido às grandes pressões ambientais que sofre este grupo, poucos táxons se desenvolveram extensivamente como trepadores. Por este motivo, as comunidades são dominadas por poucas espécies e famílias, sendo que nos Neotrópicos as famílias dominantes são Bignoniaceae e Fabaceae (GENTRY, 1991).

Como os cipós não precisam desenvolver caules e raízes de sustentação podem investir grande parte de sua energia na produção de raízes de absorção, folhas e reprodução. Seus caules finos possuem alto fluxo de seiva no xilema, causado pelo desenvolvimento de vasos maiores do que árvores de taxonomia semelhante (EWERS et al., 1991). Desta forma, um cipó pode suportar cem vezes mais biomassa foliar por unidade de área basal que uma árvore de mesma dimensão (GERWING; FARIAS, 2003).

Mesmo contribuindo relativamente pouco para a biomassa de uma floresta, podem facilmente contribuir com mais de 40% da produção de folhas e serrapilheira (PHILLIPS et al., 2002), sendo elementos importantes na competição por luz e minerais e para a ciclagem de nutrientes de florestas tropicais. Cumprem outras funções ecossistêmicas como sequestro de carbono, produção de alimento para a fauna, meio de transporte para primatas, algumas possuem poder medicinal, constituindo-se de um grupo bastante variado de formas de vida representando em torno de 25% da biodiversidade da floresta (SCHNITZER; BONGERS, 2002).

Nos poucos estudos que se dedicaram a acompanhar os cipós durante a sucessão natural da floresta, verificou-se que os mesmos são mais abundantes nos estágios iniciais (DEWALT et al., 2000; LETCHER; CHAZDON, 2009). Durante o processo, sua biomassa se mantém relativamente constante, acumulando-se em um número menor de indivíduos com diâmetros médios cada vez maiores, podendo mostrar que cipós grandes são indicadores de florestas maduras. A grande abundância de cipós no início da sucessão florestal indica que estas espécies são importantes para a reconstituição do ciclo de nutrientes e, conseqüentemente para a reparação do ambiente florestal.

Apesar de serem abundantes no sub-bosque de florestas maduras, a maioria das espécies necessita da formação de clareiras para atingir o dossel e

como são muito mais abundantes em áreas de florestas jovens, podem ser classificadas como espécies pioneiras (DEWALT et al., 2000). Ao crescer, podem causar a queda de galhos devido ao seu peso ou a morte de árvores inteiras por competição, causando um efeito sinérgico em que aumentam os distúrbios na floresta e são favorecidas por estes mesmos distúrbios (LAURANCE et al., 2001).

Boa parte das espécies de cipós possui grande capacidade de reprodução vegetativa e resistência a danos mecânicos (FISCHER; EWERS, 1991). Assim quando uma árvore infestada por cipós cai, estas podem rapidamente colonizar a clareira inibindo a regeneração de árvores, criando manchas na floresta dominadas por cipós que podem durar décadas e, talvez caracterizando um caminho alternativo para sucessão florestal (SCHNITZER et al., 2000). Estes emaranhados de cipós são muito comuns em áreas de florestas com um histórico de derrubada seletiva (GERWING, 2001) ou outro tipo de distúrbios frequentes.

3.3 Efeitos silviculturais de cipós

Os cipós afetam as árvores em diferentes formas. As espécies volúveis, também são conhecidas por estranguladoras. Por se enrolarem nos caules e galhos das árvores, elas podem, em muitos casos, causar danos à forma da árvore e reduzir o crescimento (PUTZ, 1991). Árvores com grande infestação de cipós são até dez vezes mais propensas a terem copas deformadas do que árvores livres de cipós (KAINER et al., 2006). Apesar desta característica forma de supressão de crescimento, os cipós diminuem o incremento das árvores principalmente através da competição por recursos.

Vários artigos são citados por Putz (1991) como evidências de que a ocupação por cipós diminui o incremento de árvores, porém todos levam em consideração apenas uma correlação parcial, esquecendo-se de que o incremento das árvores é majoritariamente definido pela própria dimensão da árvore. O mesmo autor também salienta a dificuldade de se analisar uma situação causal desta análise, pois espécies com baixo crescimento são mais suscetíveis aos cipós.

De conhecimento do autor, apenas dois trabalhos publicados até hoje levam em conta a dimensão da árvore para quantificar o efeito de cipós no incremento. Clark & Clark (1990) utilizou análise de variância parcial para estudar o efeito da área basal de cipós ao redor de árvores e ocupação de copa: os cipós reduziram significativamente o incremento de árvores em cinco das seis espécies estudadas. Pérez-Salicrup & Barber (2000) encontram os mesmos resultados para incremento relativo na sua espécie de estudo, mesmo que o número de observações tenha sido pequeno. Este último estudo também discute as relações de competição acima e abaixo do solo entre cipós e árvores.

Observações de longo prazo também indicam que árvores com grande parte de suas copas ocupadas por cipós tem muito maior probabilidade de morrer (INGWELL et al. 2010). Em áreas de exploração florestal pode-se dizer que, de forma geral, o corte de cipós se realizado antes da exploração diminui os danos à floresta em até 50 % (SCHNITZER; BONGERS, 2002).

3.4 Manejo de cipós

Pelo exposto, o controle de cipós é utilizado amplamente como prática na silvicultura de florestas naturais (ALVIRA et al., 2006) e, tem sido recomendado como prática silvicultural por mais de um século e meio (DAWKINS; PHILIP, 1998) em função da diminuição de danos à floresta durante operações de exploração (SCHNITZER; BONGERS, 2002). A única exceção à esta regra é um estudo realizado em Camarões (PARREN; BONGERS, 2001), onde não foi observada redução nos danos à floresta nas parcelas onde foi realizado o corte de cipós, isto pode se dever ao fato de que as espécies exploradas no local não serem propensas à infestação por cipós, mas tal relação não foi observada nesta pesquisa.

A eliminação dos cipós favorece a regeneração de árvores (GRAUEL; PUTZ, 2004), aumentando o crescimento em altura dos indivíduos de pequeno porte em até 100%. Os aumentos na quantidade de luz também podem ser responsáveis por um aumento na densidade da regeneração que ocorre no sub-bosque, desde que a mortalidade causada pelo esmagamento de plântulas

pela queda dos ramos de cipós não seja superior ao recrutamento de novos indivíduos (GRAUEL; PUTZ, 2004).

Na Argentina (CAMPANELLO et al., 2007) observou-se que o corte de cipós aumenta o incremento médio em até 100%, em um estudo realizado em uma floresta subtropical atlântica. No mesmo estudo uma espécie não teve seu incremento alterado pelo corte de cipós, mesmo resultado encontrado por Kainer et. al. (2006), que não encontrou relação entre a carga de cipós e o crescimento de *Bertholletia excelsa*.

Poucos estudos se dedicaram a avaliar os aspectos econômicos relativos ao manejo de cipós em separado. O custo total estimados da operação variou entre os estudos, de US\$ 1 por hectare (PÉREZ-SALICRUP, 2001), para até US\$ 28 por hectare (VIDAL et al., 1997). Esta variação é explicada pelo fato de que existem diferenças na densidade de cipós em cada tipologia florestal e, conseqüentemente, no custo total da operação. Outros fatores como transporte e treinamento dos operários e, principalmente, o valor pago aos trabalhadores influenciam o custo do manejo de cipós.

Um avanço de uma prática de eliminação de cipós para novos métodos, mais ecológicos e econômicos, pode ser observado pela comparação de diferentes métodos de manejo de cipós realizado por Pinho et al. (2009). Apesar do baixo custo do manejo de cipós, esta operação pode ter sua viabilidade comprometida pelo longo período de tempo necessário para o retorno do investimento: nenhum estudo encontrado na literatura se preocupou em descobrir se os ganhos obtidos com o aumento da produção de madeira compensam os gastos que se têm ao realizar o corte de trepadeiras.

3.5 O Crescimento e sua modelagem em florestas naturais

O conhecimento sobre o crescimento e a produção florestal futura e presente em um determinado ecossistema é fundamental para a elaboração de práticas silviculturais e para a elaboração de políticas públicas (ASSMANN, 1970; VANCLAY, 1994; HASENAUER, 2000). Para tanto é necessário a adoção de práticas de amostragem eficazes, bem como processos de determinação de produção o acurados.

Os primeiros modelos de predição de produção foram desenvolvidos no final do século XVIII e tomaram a forma em tabelas de produção de dupla entrada para plantações, com sítio e idade explicando a variação no volume da floresta (VAUGHN, 2007), representando de forma simplificada uma realidade essencialmente mais complexa (HASENAUER, 2000). Posteriormente, com o desenvolvimento dos recursos computacionais e estatísticos foram desenvolvidos modelos com grande capacidade de adaptação, como o modelo de Richards (1959), capaz de prever a dimensão da árvore ou do povoamento somente em função da idade. A tendência sigmoide e a inexistência de intercepto deste modelo fazem com que este possua grande relevância biológica.

No entanto, a utilização destes modelos para explicar o crescimento em florestas naturais não é adequada, principalmente em florestas de regiões tropicais e subtropicais onde existe uma grande diversidade de espécies com diferentes estratégias de crescimento (VANCLAY, 1994). Tratar florestas naturais como povoamentos implantados, torna a predição da produção pouco confiável e, portanto dificulta a elaboração de estratégias de manejo.

Para explicar uma realidade mais complexa os modelos necessitam de uma complexidade maior na entrada de dados (HASENAUER, 2000) e, o método mais adequado para florestas naturais é a construção de modelos para árvores individuais para cada espécie de interesse (MONSERUD; STERBA, 1996). Segundo Vaughn (2007) os modelos para árvores individuais são preferíveis devido à potência computacional existente, por maiores detalhes na qualidade da madeira e tamanho de peças produzidas e pela adaptação de tratamentos silviculturais à estrutura complexa de florestas naturais. Os problemas fundamentais para elaboração destes modelos residem na inexistência da idade como parâmetro e da dificuldade na classificação de sítios.

A idade pode ser substituída pela dimensão da árvore (STERBA, 2006), pois cada classe de diâmetro possui árvores com idades semelhantes. Além disso, a transformação da curva de Richards em uma estrutura autoregressiva da dimensão da árvore torna a relação quase perfeitamente linear, no entanto, a expressão do incremento em função da dimensão pode tomar várias formas (VANCLAY, 1994). A dimensão da própria árvore é capaz de explicar grande

parte da variação do incremento (MONSERUD; STERBA, 1996). Uma ressalva deve ser feita quanto à dimensão, pois esta pode ser expressa de várias formas e, sua complexidade é expressa da forma mais completa com as dimensões usuais (altura e diâmetro) acrescidas das dimensões de copa (BURGER, 1939).

O segundo problema relacionada à modelagem de crescimento de árvores individuais se refere à descrição do sítio. O termo sítio se refere as variações ambientais às quais diferentes indivíduos estão expostos, sendo esta variação composta por fatores bióticos e abióticos (ODUM, 1983). Os fatores bióticos se referem á competição por recursos entre plantas e, todavia existe uma grande variedade de índices que buscam mensurar este fator.

Para a modelagem de crescimento de árvores em florestas naturais é evidente a utilização de índices de competição dependentes da distância, devido à inerente heterogeneidade espacial destes ecossistemas (VAUGHN, 2007). Dentro destes índices de competição se destaca o método de Bitterlich (1948), por possibilitar que a quantificação da competição pontual possua um critério objetivo para inclusão de competidores. Este método foi aprofundado por Spurr (1962) que transformou o método de uma média de competição de Bitterlich, para um valor mais acurado de competição pontual com suficiência amostral.

No entanto, estes índices foram desenvolvidos para florestas temperadas e não possuem o poder de incluir uma característica marcante de florestas naturais tropicais e subtropicais, os cipós. Existe discussão quanto à utilização de índices que quantifiquem a competição por cipós pela luz ou por água e nutrientes (HEIDJEN; PHILLIPS, 2009). Não existe nenhuma diretriz para quantificação da competição abaixo do solo (HEIDJEN; PHILLIPS, 2009) e acima do solo, apesar de neste último caso uma classificação ordinal da ocupação da copa das árvores ser o mais simples e aplicável (HEIDJEN et al., 2010).

Os fatores abióticos de competição se referem as variações de solo e de clima. A classificação de sítios para plantações, onde a competição é um fator controlado pelo espaçamento inicial, se utiliza de sistemas de classificação fitocêntricos (VANCLAY, 1994), onde a qualidade do local de plantio é geralmente determinada pela altura dominante do povoamento (STERBA,

2006). Em florestas naturais pode-se utilizar a altura média de árvores de classes diamétricas superiores como indicador do sítio (FLURY apud ASSMANN, 1970), porém com pouca confiabilidade.

Os métodos geocêntricos de classificação de sítio (VANCLAY, 1994) baseados em características climáticas e edáficas apresentam resultados variáveis (PEREIRA, 2011). Apesar de avanços consideráveis na classificação de sítios em função de variáveis ambientais (MATTOS, 2007; SOUZA et al. 2009), a classificação dos sítios em florestas naturais continua um desafio para a modelagem da produção, também pela falta de padronização dos índices de competição.

Por último cabe uma análise dos processos de amostragem. As séries de crescimento são um método amostral que se baseia no princípio de que um povoamento velho se desenvolveu da mesma forma que um povoamento jovem, em iguais condições ambientais (HASENAUER, 2000). Portanto, para amostragem de árvores individuais, pode-se proceder com a análise de diferentes árvores em diferentes dimensões para se construir tendências de crescimento. Este é o método mais rápido e barato de construção de modelos de produção, no entanto, devido às suas premissas é invariavelmente inferior à utilização de parcelas permanentes (STERBA, 2006).

A utilização deste método de amostragem combinado com análise de anéis de crescimento referente aos últimos anos de incremento permite a construção de diretrizes para manejo de florestas naturais (SCHÖNGART, 2008). No entanto, para inclusão confiável de parâmetros morfométricos e de competição é necessário que a análise dos anéis de crescimento se resumam a poucos anos. A utilização de anéis de crescimento em espécies de florestas naturais tropicais e subtropicais foi por muito tempo questionada, mas este paradigma foi quebrado e abriu grandes perspectivas para o manejo de florestas naturais nestas regiões (ROZENDAAL; ZUIDEMA, 2010).

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.161, p.105-121, 2009.

ARAÚJO, R. S. L. et al. Análise de crescimento em *Mimosa caesalpinifolia* benth. (sabiá) e *Parapiptadenia rigida* bentham (brenan) (angico monjolo) submetidas ao estresse hídrico. **Anais... X JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO – JEPEX 2010 – UFRPE: Recife**, 18 a 22 de outubro.

ASSMANN, E. **The principles of forest yield study**. Oxford: Pergamon Press, 1970. 506 p.

AVANCINI, C. et al. **Antimicrobial activity of plants used in the prevention and control of bovine mastitis in Southern Brazil**. **Latin American Journal of Pharmacy**, v. 27, n. 6, p. 894-899, 2008.

BITTERLICH, W. **Die Winkelzählprobe**. Allg. Forst-u. Holzwirtschaft. Ztg., v.59, n.12, p.4-5. 1948.

BONINSEGNA, J. A. et al. Studies on tree rings, growth rates and age-size relationships of tropical tree species in Misiones, Argentina. **IAWA Bulletin**, v. 10, n.2, p.161-169, 1989.

BURKART, A. Leguminosas – Mimosoideas. In: **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: P. Raulino Reits, v.1, p.17-48, 1979.

CAMPANELLO, P. I., et al. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. **Forest Ecology and Management**, v. 242, p. 250-259, 2007.

CAMPOS, J. C. & LANDGRAF, P. R. C. Análise da regeneração natural de espécies florestais em matas ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 2, p. 143-151, 2001.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica. Colombo, PR: EMBRAPA Florestas, v. 1, 2003. 1039 p.

CLARK, D. B.; CLARK, D. A. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 3, p. 321-331, 1990.

DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. A. Solos do município de Santa Maria. **Ciência & Ambiente**, v. 38, p. 59-77, 2009.

DAWKINS, H. C.; PHILIP, M. S. **Tropical moist forest silviculture and management**: A history of success and failure. CAB International: Wallingford, 1998, 359 p.

DEWALT, S. J., et al. Density and diversity of lianas along a chronosequence in central Panamanian lowland forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, p. 1-19, 2000.

DURLO, M.A.; DENARDI, L. Morfometria de *Cabralea canjerana*, em mata secundária nativa do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 8, n. 1, p. 55-66, 1998.

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

EWERS, F. W. Water flux and xylem structure. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge, 1991, 525 p.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FARIAS, J. A. et al. Comportamento de mudas de *Parapiptadenia rigida* (Bentharn) Brenan, submetidas a diferentes índices de luminosidade e em função de diferentes dimensões de recipientes. **Caderno de Pesquisa Sér. Bio.**, v. 17, n. 2, p. 69-80, 2005.

FERRAZ, A. V. & ENGEL, V. L. Efeito do tamanho de tubetes na qualidade de mudas de jatobá (*Hymenaea courbaril* L. var. *stilbocarpa* (Hayne) Lee et Lang.), ipê-amarelo (*Tabebuia chrysotricha* (Mart. ex DC.) Sandl.) e guarucaia (*Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan). **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, p.413-423, 2011.

FISCHER, J. B.; EWERS, F. W. Structural responses to stem injury in vines. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge, 1991, 525 p.

FORTES, A.B. **Geografia física do Rio Grande do Sul**. Ed. Globo, Porto Alegre. 1959.

FOWLER, J.A.P.; CARPANEZZI, A.A. Conservação de sementes de angico-gurucaia (*Parapiptadenia rigida* (Bentharn) Brenan). **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n.36, p.5-10, 1998.

FRANCO, I.J.; FONTANA, V.L. **Ervas & plantas**: a medicina dos simples. Erechim: Imprimax, 1997. 177p.

GENTRY, A. H. Distribution and evolution of climbing plants. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge, 1991, 525 p.

GERWING, J. J.; FARIAS, D. Estimativa de biomassa florestal total a partir da abundância de cipós e estatura da floresta na amazônia oriental. In: VIDAL, E.; GERWING, J. J. (orgs.). **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. IMAZON, Belém, 2003.

GERWING, J. J. Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 1264-1276, 2001.

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

HALLÉ, F. et al. **Tropical trees and forests: An architectural analysis**. Springer-Verlag, Berlin, 1978, 441 p.

HASENAUER, H. Princípios para a modelagem de ecossistemas florestais. **Ciência & Ambiente**, n. 20, p. 53-69, 2000.

HEGARTY, E. E. Vine-host interactions. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge, 1991, 525 p.

HEIDJEN, G. M.; PHILLIPS, O. L. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest. **Biogeosciences**, v. 6, p. 2217–2226, 2009.

HEIDJEN, G. M. et al. Calibrating the liana crown occupancy index in Amazonian forests. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 549-555, 2010.

HELDWEIN, A. B. et al. O clima de Santa Maria. **Ciência & Ambiente**, v. 38, p. 43-58, 2009.

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

KAINER, K. A., WADT, L. H. O., GOMES-SILVA, D. A. P. & CAPANU, M. Liana loads and their association with *Betholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 147-154, 2006.

KAMMESHEIDT, L. Some autecological characteristics of early to late successional tree species in **Venezuela**. *Acta Oecologica*, v. 21, n. 1, p.37–48, 2000.

KAMMESHEIDT, L. et al. Simulating logging scenarios in secondary forest embedded in a fragmented neotropical landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 170, p. 89-105, 2002.

KLEIN, R.M. Sugestões e dados ecológicos de algumas árvores nativas próprias a serem empregadas no reflorestamento norte e oeste paranaense. In: **Anais... SIMPÓSIO DE REFLORESTAMENTO DA REGIÃO DA ARAUCÁRIA**, 1., 1963, Curitiba. Anais. Curitiba: FIEP, 1965. p.157-174.

KÓRBES, V.C. **Manual de plantas medicinais**. Francisco Beltrão: Associação de Estudos, Orientação e Assistência Rural, 1995. 188p.

LAURANCE, W. F. et. al. Rain forest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836, 2000.

LAURANCE, W. F. et. al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, p. 105-116, 2001.

LETCHER, S. G. & CHAZDON, R. L. Lianas and self-supporting plants during tropical forest succession. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 2150-2156, 2009.

LONGHI, R.A. **Livro das árvores: árvores e arvoretas do Sul**. Porto Alegre: L & PM, 1995. 176p.

MARCHIORI, J. N. C. A vegetação em Santa Maria. **Ciência & Ambiente**, v. 38, p. 93-112, 2009.

MARCHIORI, J.N.C. **Dendrologia das angiospermas: leguminosas**. Santa Maria: Ed. da UFSM, 1997. 200 p.

MATTOS, R. B. Possibilidade de ganho de fuste em espécies euxilóforas nativas da região central do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 2, p. 111-120, 2003.

MATTOS, R. B. **Produtividade e incremento de *Cabralea canjerana* (vell.) mart., *Cedrela fissilis* vell. E *Cordia trichotoma* (vell.) arrab. ex steud., em floresta nativa no Rio Grande do Sul**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

MELO, A. C. G. et al. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas plantadas em área de Cerrado, Assis – SP. Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista, p. 315-324, 200-.

MONSERUD, R.; STERBA, H. A basal area increment model for individual trees growing in even-and-uneven-aged forest stands in Austria. **Forest Ecology and management**, v. 80, p. 57-80, 1996.

ODUM, EP. 1983. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 434 p.

PARREN, M. & BONGERS, F. Does climber cutting reduce felling damage in southern Cameroon?. **Forest Ecology and Management**, v. 141, p. 175-188, 2001.

PEDROSO, K. et al. Levantamento de plantas medicinais arbóreas e ocorrência em Floresta Ombrófila Mista. **Ambiência**, v. 3, n. 1, p. 39-50, 2007.

PEREIRA, L. D. **Dendroecologia de *Cedrela fissilis* (vell.) na região de Santa Maria, RS**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2011.

PÉREZ-SALICRUP, D. R. Cost and efficiency of cutting lianas in a lowland liana forest of Bolivia. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 324-329, 2001.

PÉREZ-SALICRUP, D. R.; BARKER, M. G. Effect of liana cutting on water potential and growth of adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) trees in a Bolivian tropical forest. **Oecologia**, v. 124, p.469–475, 2000.

PHILLIPS, O. L. et. al. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. **Nature**, v. 418, p. 770-774, 2002.

PINHO, G. S. C. Análise de custos e rendimentos de diferentes métodos de corte de cipós para produção de madeira na floresta nacional do Tapajós. **Acta Amazonica**, v. 39, n.3, p. 555 – 560, 2009.

PRATES, H. M. **Ecologia e comportamento de um grupo de bugios-pretos (*Alouatta caraya*) habitante de um pomar em alegrete, RS, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Feral do Rio Grande do Sul, 2007.

PUTZ, F. E. Silvicultural effects of lianas. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge, 1991, 525 p.

PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge, 1991, 525 p.

QUIRINO, W. F. et al. Poder calorífico da madeira e de materiais lignocelulósicos. **Revista da Madeira**, v. 89, p. 100-106, 2005.

REITZ, R. Plantas medicinais de Santa Catarina. **Anais Botânico do Herbário Barbosa Rodrigues**, Itajaí, v. 2, n.2, p. 71-116,1950.

RIBEIRO, M. C. et al. The brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n.6, p. 1141-1153, 2009.

RICHARDS, F. J. A Flexible growth function for empirical use. **Journal experimental of Botany**, Oxford, v. 10, p. 290-300, 1959.

RODRIGUES, F. et al. Influência dos traços culturais nacionais na formação de apf's – o caso das empresas de esquadrias do apf da madeira. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 40, n. 1, p. 137-146, j 2010.

ROZENDAAL, D. M. A.; ZUIDEMA, P. A.. Dendroecology in the tropics: a review. **Trees**, v. 25, p.3–16, 2010.

RUSCHEL, A. R. et al. Evolução do uso e valorização das espécies madeiráveis da floresta estacional decidual do Alto-Uruguai, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 153-166, 2003.

SARTORI, P. L. P. Geologia e geomorfologia de Santa Maria. **Ciência & Ambiente**, v. 38, p. 19-42, 2009.

SCHMIDT, C. A. et al. Catechin derivatives from *Parapiptadenia rigida* with in vitro wound- healing properties. **Journal of Natural Products**, v. 73, n. 12, p. 2035-2041, 2010.

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

SCHNITZER, S. A. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 655-666, 2000.

SCHONGART, J. . Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 46-58, 2008.

SCHUMACHER, M. V. et al. Espécies predominantes na deposição de serapilheira em fragmento de floresta estacional decidual no rio grande do sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 479-486, 2011.

SCHUMACHER, M. V. et al. Influência de diferentes doses de fósforo no crescimento de Angico-Vermelho *Parapiptadenia rigida* (Bentharn) Brenan. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 149-155, 2004.

SILVA, D. C. G. et al. Evidence of ecotypic differentiation between populations of the tree species *Parapiptadenia rigida* due to flooding. **Genetics and Molecular Research**, v. 9, n. 2, p.797-810, 2010.

SOARES, P. G. & RODRIGUES, R. R. Semeadura direta de leguminosas florestais: efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. **Scientia. Forestalis.**, Piracicaba, v. 36, n. 78, p. 115-121, 2008.

SOUZA, G. C. et al. Ethnopharmacological studies of antimicrobial remedies in the south of Brazil. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 90, n. 1, p. 135–143, 2004.

SOUZA, L. H. S. et al. Incremento volumétrico de *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez em Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 3, p. 305-314, 2009.

SOUZA, V. Q. et al. Resistência de espécies arbóreas submetidas a extremos climáticos de geada em diferentes sistemas agroflorestais. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.41, n.6, p.972-977, 2011.

SPURR, S.. A measure of point density. **Forest Science**, Bethesda, v. 8, n. 1, p. 85- 96, 1962.

STERBA, H. **Waldwachstumskunde**: Skriptum zur Lehrveranstaltung 420.020. Wien: Universität für Bodenkultur, Institut für Waldwachstumsforschung, 2006, 129 p.

TABARELLI, M. et al. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1419-1425, 2004.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield: Applications to mixed tropical forests**. Copenhagen: CAB International, 1994. 312 p.

VAUGHN, N. **An Individual-tree Model to Predict the Annual Growth of Young Stands of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco) in the Pacific Northwest**. Thesis (Master of Science) – University of Washington, Washington, 2007.

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

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

ZANGARO, W. et al. Micorriza arbuscular em espécies arbóreas nativas da Bacia do Rio Tibagi, Paraná. **Cerne**, v. 8, n.1, p. 77-87, 2002.

CAPÍTULO I

ECOLOGIA DE CIPÓS E SUA ASSOCIAÇÃO COM *Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan NA DEPRESSÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL – UM ESTUDO DE CASO

RESUMO

Cipós são componentes importantes estruturalmente e floristicamente da Floresta Atlântica, no entanto existe carência de estudos que busquem caracterizar sua ecologia no sul do Brasil. Este trabalho buscou caracterizar a ecologia de cipós e sua associação com a árvore *Parapiptadenia rigida* (Angico-Vermelho). Foram encontradas 23 espécies de cipós em um hectare de amostra, com dominância das famílias Bignoniaceae e Fabaceae, sendo que a estrutura horizontal foi fortemente dominada por *Senegalia tucumanensis*. A área basal de cipós foi maior em parcelas circulares em torno de *Parapiptadenia rigida* do que da comunidade como um todo. A existência de cipós com mais de 10 centímetros de diâmetro indica uma maturidade moderada do fragmento estudado. As espécies apoiantes e preenseis mostraram maior capacidade de brotação sendo, portanto, teoricamente mais resistentes ao corte. As espécies mostraram distribuição agregada em função de características de reprodução sexuada e preferências ambientais. A densidade e área basal de cipós tende a aumentar com a diminuição da distancia da bordadura independentemente da exposição da borda, mostrando a grande importância relativa dos cipós em um bioma com estrutura espacial fragmentada como a Floresta Atlântica.

Palavras-Chave: Ecologia de Cipós; Riqueza Florística; Interações entre Plantas; Fragmentação Florestal.

CHAPTER I

LIANAS ECOLOGY AND INTERACTION WITH *Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan ON DEPRESSÃO CENTRAL OF RIO GRANDE DO SUL – A CASE STUDY

ABSTRACT

Lianas are an important in the structure and species richness of Atlantic Rain Forest, nevertheless there are a few studies that describe lianas ecology in Southern Brazil. The aim of this research was to describe liana ecology and its association with a tree species *Parapitadenia rigida* (Angico-Vermelho). It was found 23 species in a hectare large sample, with dominance of Bignoniaceae and Fabaceae, with the horizontal structure was strongly dominated by *Senegalia tucumanensis*. The basal area of lianas around *Parapiptadenia rigida* was significantly larger than found in the overall forest. The existence of lianas larger than 10 centimeters of diameter at breast height indicated a moderated degree of maturity of the studied fragment. Scramblers and tendril climbers species showed a greater sprouting capacity, being probably more resistant to cutting. Lianas showed a clumped distribution due to sexual reproduction and site preference characteristics. Liana density and basal area increases in sites closer to forest edge, aside from edge exposition, showing the great relative importance of lianas in fragmented biome as the Atlantic Rain Forest.

Key-Words: Liana Ecology; Floristic Richness; Interactions between Plants; Forest Fragmentation.

1. INTRODUÇÃO

O bioma da Floresta Atlântica é um ambiente que pode ser considerado uma floresta tropical apesar de seus limites irem além do que se considera como áreas tropicais (NEGRELLE, 2002). Na realidade, este bioma é composto por diferentes formações florestais que podem ser subdivididas em muitos sub-biomas (SILVA; CASTELETI, 2003). Dentro dos domínios da Floresta Atlântica vive grande parte da população brasileira. Esta ocupação humana se baseou na exploração dos recursos deste bioma e gerou uma matriz espacial de floresta extremamente fragmentada, com 45% da área da Floresta Atlântica sendo encontrada a menos de 100 metros de uma bordadura (RIBEIRO et al., 2009).

Os cipós são componentes importantes e característicos de florestas tropicais (PUTZ; MOONEY, 1991) e, neste ambiente de fragmentação, a importância relativa destas formas de vida se torna ainda maior (ENGEL; OLIVEIRA, 1998). Como a Floresta Atlântica possui um grande contingente populacional em seu domínio, este bioma é exaustivamente estudado, no entanto, existe uma carência de estudos botânicos que abarquem os cipós (excetuam-se o Estado de São Paulo). Esta carência ou negligência se deve à dificuldade de identificação botânica deste grupo de espécies e aos relativamente pequenos diâmetros desenvolvidos por elas.

Mesmo contribuindo relativamente pouco para a biomassa lenhosa (1-5 %, SCHNITZER; BONGERS, 2002) de uma floresta, os cipós podem facilmente contribuir com mais de 40% da produção de folhas e serapilheira (PHILLIPS et al., 2002), sendo elementos importantes na competição por luz e minerais e, para a ciclagem de nutrientes de florestas tropicais. Cumprem outras funções ecossistêmicas como sequestro de carbono, produção de alimento para a fauna, meio de transporte para primatas e algumas possuem poder medicinal. Constituindo-se de um grupo bastante variado taxonomicamente e morfológicamente de formas de vida, representando de forma geral em torno de 25% da biodiversidade da floresta (SCHNITZER; BONGERS, 2002).

Os cipós possuem diferentes formas de se associar ao suporte, sendo que a disponibilidade de meio adequado para chegar até o dossel é um dos

fatores mais limitantes para sua sobrevivência (ENGEL; OLIVEIRA, 1998; PUTZ, 2010;). A classificação de métodos de associação ao suporte mais aceita é a proposta por Hegarty (1991), que divide os cipós em quatro grupos: 1. Volúveis que se utilizam de caules, ramos ou pecíolos para se associar ao suporte; 2. Preenseis que se utilizam de ramos ou folhas modificados em gavinhas para escalar; 3. Apoiadores que se apoiam nos suportes frequentemente com a ajuda de espinhos; 4. Radicantes que desenvolvem raízes adventícias grampiformes para se aderir ao suporte.

Os cipós também são conhecidos pela sua grande capacidade de reprodução vegetativa e resiliência à danos no caule (FISCHER; EWERS, 1991). Devido à esta característica espera-se que os cipós possuam uma distribuição populacional agregada, no entanto não foi testada a hipótese de esta agregação ser causada por uma preferência ambiental de desenvolvimento (PADAKI; PARTHASARATHY, 2000).

Em sua associação com as árvores, os cipós competem com estas por luz, água e nutrientes (REZENDE, 2005) e, por esta característica, é de se esperar que exista alguma resposta co-evolutiva das árvores para evitar esta infestação (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Porém, testar hipóteses quanto às preferências de associação é uma tarefa muito difícil, uma vez que existem inúmeros fatores influenciando este processo. Uma alternativa viável para aumentar a robustez de tais resultados é aumentar o grau de especificidade dos estudos, saindo de abordagens que visam todo um ecossistema para abordagens em nível de indivíduos.

O Angico-Vermelho (*Parapiptadenia rigida* (Benth) Brenan) é uma espécie comum no sul do Brasil e possui uma madeira de alta densidade, adequada para utilização em pisos interiores e exteriores. Possui alburno claro e cerne vermelho de bom efeito estético e sendo, devido à densidade, uma madeira de grande resistência a patógenos e cupins (CARVALHO, 2003).

Buscando sanar esta carência de estudos sobre a ecologia de cipós e sua associação com árvores, este estudo teve por objetivo caracterizar a comunidade de cipós em um fragmento da Floresta Atlântica da Depressão Central do estado do Rio Grande do Sul e, descrever os processos de associação de cipós com o Angico-Vermelho (*Parapiptadenia rigida* (Benth) Brenan).

2. METODOLOGIA

O levantamento foi realizado no distrito de Arroio Grande pertencente ao município de Santa Maria – RS, próximo a divisa com o município de Silveira Martins. O clima da região é classificado, segundo Köppen, como Cfa (Subtropical úmido), possuindo chuvas bem distribuídas ao longo do ano e um período de restrição ao crescimento vegetativo das plantas devido ao frio, fato que faz com que a floresta possua características de deciduidade. O solo do local de estudo é classificado como Neossolo Litólico, possuindo grande variabilidade em função do relevo da área, sendo geralmente rico em argila e imperfeitamente drenado.

O levantamento fitossociológico seguiu parcialmente o protocolo padrão elaborado por diversos especialistas em cipós (GERWING et al., 2006). O levantamento foi realizado em 100 parcelas contíguas de 10x10 m. As parcelas foram localizadas adjacentes as bordas da floresta e foram avançando em seu interior, até os limites fitofisionômicos que caracterizam o histórico de exploração e presença de gado na área.

O levantamento fitossociológico foi realizado considerando todas as espécies escandentes, pois algumas espécies podem crescer como arbustos até uma estatura considerável e somente a partir de então se associar à um ou mais suportes. Os indivíduos foram plaqueteados e foi medido a haste mais grossa de cada indivíduo com fita métrica à 1,3 m do solo, caracterizando a perímetro à altura do peito (PAP) mínimo de sete centímetros. A quantidade de hastes maiores que a dimensão mínima, que visivelmente pertenciam ao mesmo indivíduo sem precisar escavar foi anotado. Além disso, foram realizadas medições de todas as hastes maiores que o PAP mínimo em parcelas circulares de quatro metros de raio, centradas em 50 Angicos-Vermelhos localizados dentro ou adjacentes à área do levantamento fitossociológico. Esta dimensão de parcela se deve ao raio médio de copa encontrado para os indivíduos desta espécie arbórea nesta área.

As espécies foram enquadradas nos quatro grandes grupos de acordo com seu modo de associação com o suporte. As espécies foram agrupadas em morfo-espécies e posteriormente identificadas, através da coleta de material

vegetativo e reprodutivo e, comparadas com bibliografia especializada em taxonomia e por comparação com exsicatas do Herbário do Departamento de Ciências Florestais (HDCF) da Universidade Federal de Santa Maria. Os nomes científicos foram atualizados e padronizados de acordo com a base digital tropicos.org. O material botânico foi depositado no herbário citado e, a partir desta identificação foi elaborado um guia fotográfico de identificação por caracteres vegetativos (REJMÁNEK; BREWER, 2001).

A composição florística foi determinada com base nas espécies identificadas dentro das parcelas. Foram calculados os índices fitossociológicos separadamente para indivíduos, número total de hastes e para as parcelas circulares em torno dos Angicos de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), sendo estes índices: Frequência relativa, densidade absoluta e dominância absoluta. As áreas basais para as parcelas quadradas foi calculada considerando que as hastes que foram apenas contadas possuíam 7 centímetros de perímetro a 1,3 metros do solo.

Foram calculados estimadores não-paramétricos de riqueza, os valores de Jackknife de primeira e segunda ordem e também o estimador de riqueza de Chao (SONEGO et al., 2007). Concomitantemente foram apresentados os resultados dos valores de diversidade de Shannon e de equabilidade de Pielou. Esta abordagem permite que este estudo seja comparado com pesquisas anteriores e da posteridade, uma vez que estes estimadores de riqueza são independentes do tamanho amostral e possuem grande capacidade de estimar a riqueza total do bioma (WALTHER; MORAND, 1998).

As espécies com mais de quinze indivíduos na amostra foram analisadas quanto à sua distribuição espacial e sua capacidade de brotação. A distribuição espacial foi avaliada pelo índice de Payandeh (1970), que corresponde à uma relação simples de variância e média. A capacidade de brotação foi avaliada através de uma comparação de médias do número de hastes por indivíduo através do teste de Tukey, após transformação logarítmica para fins de homogeneidade de variância. Estas análises foram realizadas somente com os dados do levantamento fitossociológico de indivíduos.

Os diferentes grupos de associação ao suporte foram comparados de acordo com sua distribuição diamétrica, baseada na frequência em cada classe definida pela fórmula de Sturges (STURGES, 1926). As distribuições foram

ajustadas à uma tendência logarítmica natural do centro da classe de diâmetro e foram comparadas por análise de covariância, testando para diferentes níveis e para diferentes inclinações de distribuição diamétrica para as diferentes formas de associação ao suporte.

Para analisar a relação entre a comunidade de cipós e a distância de borda, foi anotada a distância da borda até o centro da parcela em cada uma das orientações possíveis, no caso norte, leste e oeste. Foi calculada a distância mínima e máxima da borda e, estes parâmetros foram correlacionados com a área basal de cipós e com o número de hastes de cada parcela.

Os parâmetros de número de hastes e área basal foram padronizados para uma área equivalente a um hectare, para as parcelas do levantamento fitossociológico e as parcelas circulares em torno de Angicos-Vermelhos. Estes valores foram testados quanto à heterogeneidade de variância pelo teste de Bartlett e, quando esta premissa não foi cumprida, a transformação logarítmica foi aplicada aos dados (SCHNEIDER, 2009). Os valores foram por fim comparados pelo teste F.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Riqueza e diversidade de cipós

Foram encontradas 23 espécies de cipós no levantamento fitossociológico, sendo que não foi encontrada nenhuma espécie diferente nas parcelas circulares dos Angicos-Vermelhos adjacentes à área de amostragem. Do total de espécies amostradas, de cinco não foi possível se obter uma identificação conclusiva, devido à dificuldade de se obter material reprodutivo das mesmas e, à falta de profissionais capazes de identificar espécies por suas características vegetativas. Na Tabela 1.1 pode ser observado o resultado do levantamento quanto à espécies, sua forma de associação ao suporte e o número de registro no Herbário da Universidade Federal de Santa Maria (HDCF).

Tabela 1.1 - Espécies de cipós encontradas na área amostrada em Arroio Grande – RS, sua forma de associação ao suporte e número de registro no Herbário do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Santa Maria (HDCF).

(continua)

Família	Nome Científico	Associação ao Suporte	N. de registro
Amaranthaceae	<i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) ex Kunth	Apoiante	6249
Apocynaceae	<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll. Arg	Volúvel	6254
	<i>Forsteronia</i> cf. <i>thyrsoides</i> (Vell.) Müll. Arg.*	Volúvel	6406
Asteraceae	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Apoiante	6252
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia triangularis</i> Cham	Volúvel	6248
Bignoniaceae	<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G. Lohmann	Preenseis	6409

(conclusão)

	<i>Dolichandra uncata</i> (Andrews)	Radicante	6408
	L.G. Lohmann		
	<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G.	Radicante	6257
	Lohmann		
	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.)	Preenseis	6258
	Miers		
	<i>Tanaecium selloi</i> (Spreng.) L.G.	Preenseis	6250
	Lohmann		
	<i>Tynanthus</i> cf. <i>micranthus</i> . Méllo	Preenseis	6402
	ex K. Schum..*		
	cf. <i>Cuspidaria</i> sp.**	Preenseis	6403
Boraginaceae	<i>Tournefortia</i> cf. <i>breviflora</i> DC.*	Volúvel	6401
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg	Apoiante	6261
Combretaceae	<i>Combretum fruticosum</i> (Loefl.)	Volúvel	6255
	Stuntz		
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Preenseis /	6404
		Apoiante	
	<i>Senegalia tucumanensis</i> (Griseb.)	Apoiante	6259
	Seigler & Ebinger		
Phytolacaceae	<i>Seguieria aculeata</i> Jacq	Apoiante	6247
Rhamanaceae	<i>Gouania ulmifolia</i> Hook. & Arn	Preenseis	6256
Sapindaceae	<i>Serjania laruotteana</i> Cambess	Preenseis	6262
	<i>Serjania meridionalis</i> Cambess	Preenseis	6260
	<i>Thinouia</i> cf. <i>ventricosa</i> Radlk*	Preenseis	6405
Violaceae	<i>Anchietea pyrifolia</i> A. St.-Hil	Volúvel	6251

Onde: * espécie identificada no nível de gênero; ** espécie identificada no nível de família.

Dalbergia frutescens foi enquadrada entre os grupos de preenseis e apoiante devido á natureza transitória desta espécie entre estes grupos. Apesar de apresentar ramos modificados em gavinhas, *D frutescens* apresenta uma fisionomia mais próxima à apresentada por espécies apoiantes.

As famílias botânicas dominantes no levantamento foram a Bignoniaceae, Sapindaceae e Fabaceae, condizendo com os padrões

fitogeográficos estabelecidos por Gentry (1991). Estas três famílias representam mais da metade das espécies identificadas na área de estudo. Destaca-se a família Bignoniaceae com sete espécies, demonstrando outro padrão fitogeográfico: a América do Sul como o centro de dispersão e de diversidade desta família (LOHMANN, 2006).

O mecanismo de escalada mais utilizado foi preenseis, usado por 40,9 % das espécies. Esta grande quantidade de espécies e indivíduos preenseis indica um estágio inicial de sucessão ou um alto grau de distúrbios na floresta (DEWALT, 2000). Arbustos apoiadores representaram 27,3 % das espécies, volúvel 22,7% e por último radicante com apenas duas espécies, representando 9,1% do total. Em geral, um mesmo mecanismo de escalada é utilizado por espécies de uma mesma família botânica. Algumas exceções podem ser vistas neste estudo, no qual a família Fabaceae apresenta tanto espécies que são arbustos apoiadores como algumas espécies que são preenseis. Na família Bignoniaceae existem espécies preenseis e radicantes.

O número de indivíduos e a área amostrada demonstra o grande esforço amostral empregado nesta pesquisa, e é superior á muitos estudos (CITADINI-ZANETTE et al., 1997; VENTURI, 2000; UDULUTSCH, 2004; REZENDE et al., 2007; VILLAGRA, 2008; DURIGON, 2009; VILLAGRA, 2012), apesar do número de espécies ser inferior. Esta pequena quantidade de espécies se deve a latitude da área de estudo e é semelhante aos resultados encontrados por Campanello et al. (2007) em latitude semelhante. Foi realizada uma análise de florística e diversidade envolvendo os três levantamentos (Fitossociologia= todos os indivíduos; Hastes= todas hastes individuais ou não; Pontual=parcela circular centrada em indivíduos de Angico-Vermelho) (Tabela 1.2):

Tabela 1.2 – Valores dos índices de diversidade e estimadores não paramétricos de riqueza da comunidade de cipós levantada em um hectare em Arroio Grande – RS.

Parâmetro	Fitossociologia	Hastes	Pontual
Riqueza Observada	23	23	19
Shannon	2,34	2,31	2,01
Pielou	0,83	0,83	0,75
Jackknife 1*	25,99	25,99	20,99
Jackknife 2**	27,99	27,99	21,99
Chao 1***	27,50	27,50	21,00

*BURNHAM; OVERTON (1978);** SMITH; VAN BELLE (1984);*** CHAO (1984)

Os estimadores de riqueza não variaram entre a amostra considerando apenas indivíduos e a amostra considerando as hastes, apesar de existir uma pequena diferença entre os estimadores de diversidade e, esta diferença é diluída entre o grande número de indivíduos amostrados. As amostras pontuais em torno de *Parapiptadenia rigida*, no entanto, demonstram uma tendência clara de diminuição de riqueza e diversidade. A diferença de riqueza se deve basicamente ao tamanho da amostra, mas existe também uma diminuição no intervalo entre o Jackknife de primeira e segunda ordem em relação às amostras fitossociológicas, demonstrando que existe uma comunidade menos diversa de cipós associados com Angico-Vermelho do que com a comunidade arborea em geral. Esta hipótese fica mais forte com a observação de estimadores de diversidade menores nas parcelas pontuais do que no levantamento fitossociológico.

3.2 Estrutura horizontal

Apesar de uma parte considerável das espécies (quase um quarto) não ter sido identificada plenamente, estas representam um pequeno contingente do número total de indivíduos. A representatividade de cada espécie pode ser observada pela análise da estrutura horizontal apresentada na Tabela 1.3.

Tabela 1.3 – Valores dos índices fitossociológicos encontrados para a comunidade de cipós levantada em um hectare em Arroio Grande – RS.

Nome Científico	Fitossociologia			Hastes		Pontual		
	DR	FR	DoR	DR	DoR	DR	FR	DoR
<i>A. crucigerum</i>	1,2	2	0,4	0,7	0,4	0,7	1,4	0,2
<i>A. pyrifolia</i>	7,8	9,6	3,3	5,3	3,1	6,8	11,8	3,7
<i>A. triangularis</i>	5,2	7,3	1,7	3,9	1,7	5,8	8,3	2,2
<i>C. altissima</i>	0,3	0,6	0,3	0,3	0,3	1	0,7	0,3
<i>C. fruticosum</i>	2	2,9	1,9	3,7	2,4	1,3	2,8	0,4
<i>C. iguanaea</i>	5,2	5,2	6,5	7,9	7,2	5,2	5,6	5,5
<i>Cuspidaria</i> sp.	1,2	1,5	0,7	0,7	0,6	0	0	0
<i>D. frutescens</i>	2	2,9	4,2	3	4,3	3,2	3,5	5,3
<i>D. spinescens</i>	8,7	7,3	8,7	12,6	9,9	1,6	1,4	1,1
<i>D. uncata</i>	1	1,7	1,2	0,7	1,1	1,6	2,1	0,6
<i>D. unguis-cati</i>	5,8	7,3	5,2	3,9	4,7	5,2	9	2,5
<i>F. glabrescens</i>	3,2	4,9	1,3	2,2	1,2	3,2	5,6	1,7
<i>F. thysoidea</i>	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	1	0,7	0,3
<i>G. ulmifolia</i>	1,5	2,6	0,5	0,9	0,5	0	0	0
<i>P. venusta</i>	0,2	0,3	0,1	0,1	0	0	0	0
<i>S. aculeata</i>	0,8	1,2	1,7	1,2	1,7	0,3	0,7	0,1
<i>S. laruotteana</i>	8,2	7,9	8,4	8,8	8,6	9,1	6,9	8
<i>S. meridionalis</i>	3,5	4,9	1,3	2,8	1,4	3,2	6,3	1,5
<i>S. tucumanensis</i>	36,8	23,3	49,4	35,5	47,4	47,9	27,8	65,3
<i>T. breviflora</i>	0,8	0,9	0,3	0,5	0,2	0	0	0
<i>T. selloi</i>	3,3	3,5	1,9	4,3	2,4	2,3	4,2	1
<i>T. ventricosa</i>	1	1,7	0,9	1	0,9	0,3	0,7	0,2
<i>T. micranthus</i>	0,2	0,3	0,2	0,1	0,2	0	0	0
Total por Hectare	600	100	1,101	1006	1,259	1229,4	198,9	2,053

Em que: DA = Densidade Absoluta; FR = Frequência Relativa; DoA = Dominância Absoluta.

Pode-se observar que as espécies não conclusivamente identificadas representam 3,4% dos indivíduos (Tabela 1.3), sendo ainda menos

representativos na população em termos de área basal. A existência de indivíduos não identificados é comum em levantamentos fitossociológicos, a proporção destes para este estudo pode ser considerada baixa. Além disso, das cinco espécies não identificadas conclusivamente, duas possuem características vegetativas que permite uma identificação aproximada (Tabela 1.1).

Pode-se perceber na tabela que a coluna de frequência relativa das hastes foi excluída dos resultados, isto se deve ao fato de estes parâmetros serem apenas uma repetição das frequências relativas do levantamento fitossociológico. Além disso, não foi considerado o Valor de Importância (VI), que corresponde à média dos três valores relativos. Este parâmetro, comum em análises fitossociológicas, foi ignorado por não possuir nenhuma representatividade ecológica, sendo apenas a média de diferentes medidas ecológica.

Uma tendência constante é a de aumento de dominância relativa em relação à densidade relativa das espécies apoiantes, que é causada pela capacidade de espécies deste grupo morfológico de desenvolverem caules de maiores dimensões. Em contraponto espécie volúveis e preenseis tendem a possuir uma dominância relativa inferior a densidade relativa.

Existe uma diferença de 66% entre a área basal das parcelas circulares em relação a amostra fitossociológica de hastes: o teste “t” foi realizado com estes valores transformados e apresentou significância da diferença entre áreas basais ($F=6,91$, $Pr<0,01$), mostrando que existe uma área basal de cipós maior nas parcelas circulares em torno de *Parapiptadenia rigida*, do que na área total. O mesmo teste foi realizado em escala aritmética para diferença de número de hastes por hectare e não foi significativo ($F=3,52$, $Pr<0,06$). Esta diferença em áreas basais não pode ser exclusivamente creditada aos diferentes processos amostrais (uma vez que a área basal do levantamento considerando as hastes está subestimada). Esta diferença se deve muito provavelmente à necessidade de os cipós estarem associados a um suporte para garantir sua sobrevivência na competição por luz.

Um aspecto relevante da análise se refere a forte dominância de *Senegalia tucumanensis* na comunidade. A dominância de uma espécie na comunidade de cipós é um fato comum observado em vários levantamentos

(CITADINI-ZANETTE et al., 1997; VENTURI, 2000; UDULUTSCH, 2004; REZENDE et al., 2007; VILLAGRA, 2008; DURIGON, 2009; VILLAGRA, 2012). Esta espécie conhecida popularmente por Unha-de-Gato está geralmente associada a ambientes florestais com distúrbios constantes, o que corresponde a descrição do local de estudo.

A dominância de *S. tucumanensis* sobre a comunidade aumenta ainda mais quando são analisadas as parcelas circulares em torno de Angicos-Vermelhos, esta diferença foi significativa em termos de área basal média ($F=15,16$, $Pr<0,01$). Em contraponto existe uma diminuição grande da presença de *Dasyphyllum spinescens*, com diferenças significativas de área basal média por parcela ($F=4,48$, $Pr<0,04$), podendo indicar uma certa rejeição mútua de associação entre estas duas espécies. Uma possível explicação para a associação preferencial entre *Parapiptadenia rigida* e *Senegalia tucumanensis* pode residir no fato de estas espécies serem fixadoras de nitrogênio, pertencerem a mesma família botânica e possuírem grandes semelhanças quanto a morfologia foliar e floral. Com tantas semelhanças é possível que estas espécies se associem com os mesmos fungos micorrízicos e mesmas espécies do gênero *Rhizobium*.

A fórmula de Sturges (1926) indicou a necessidade de se dividir os dados em dez classes de diâmetro. A análise de covariância (Figura 1.1) da distribuição diamétrica se mostrou bastante eficiente, explicando 92% da variação da distribuição diamétrica, tendo todos os coeficientes (para diferentes níveis de intercepto e inclinações entre os grupos de associação ao suporte) significativos.

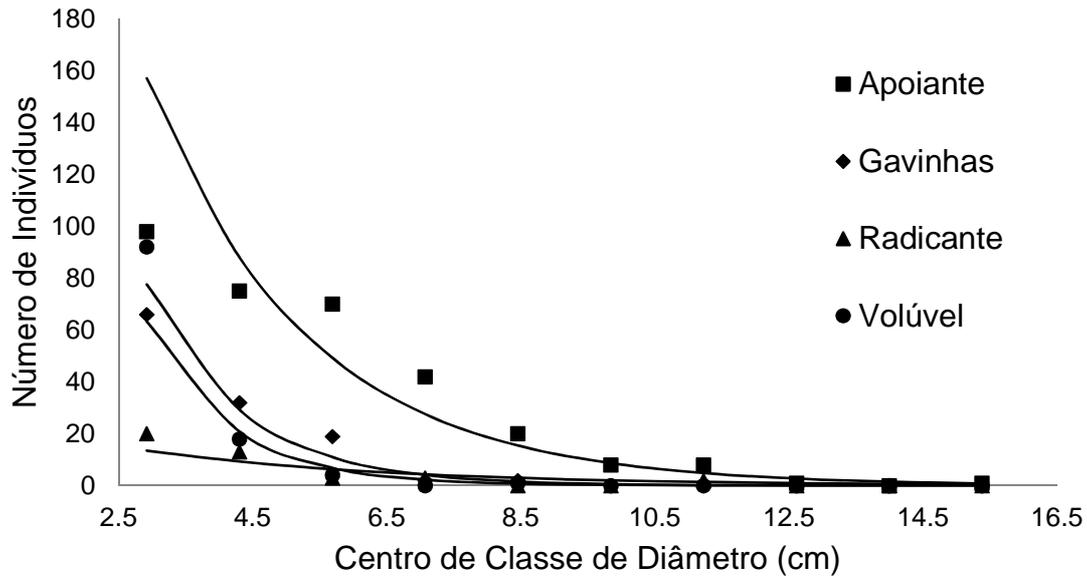


Figura 1.1 – Distribuições diamétricas observadas e ajustadas de cipós com diferentes tipos de associação ao suporte de uma amostra de um hectare em Arroio Grande – RS.

Cipós volúveis e preenseis não diferem entre si em sua distribuição diamétrica, tanto para nível do intercepto como para inclinação. Os cipós apoiantes possuem um intercepto maior que os volúveis e preenseis e uma inclinação menor. Nos cipós radicantes o intercepto mais próximo de zero e a menor inclinação. Pode-se verificar que o modelo explica muito bem a tendência dos dados para cipós apoiantes e radicantes, sendo deficiente pra espécies volúveis e gavinantes. No entanto, é possível perceber que os cipós apoiantes possuem uma distribuição diamétrica mais extensa possuindo muito mais indivíduos nas maiores classes que os outros grupos. Cipós radicantes possuem uma distribuição diamétrica pouco íngreme com poucos indivíduos em todas as classes. Cipós volúveis e gavinantes possuem uma distribuição bastante íngreme, com muitos indivíduos nas menores classes e, praticamente sem nenhum indivíduo nas maiores classes.

Foram encontrados 9 indivíduos com mais de 10 centímetros de diâmetro, este valor é um indicador do grau de maturidade do ambiente florestal, no entanto, este valor é baixo, se comparado com outros estudos (OLIVEIRA et al., 2008). Este fato é devido ao lento crescimento diamétrico dos cipós em comparação com as árvores, desta forma a existência de cipós de

grande dimensão são melhores indicadores de florestas velhas do que árvores de grande dimensão (SCHNITZER; BONGERS, 2002).

3.3 Agregação e capacidade de brotação

Cipós são conhecidos por possuírem uma distribuição espacial agregada devido à sua capacidade de reprodução vegetativa (PADAKI; PARTHASARATHY, 2000). A alta capacidade de rebrota é uma das causas grande capacidade dos cipós de ocupação de clareiras e do dossel quando o atingem e, além disso, é a principal razão para o fracasso de operação de seu corte em florestas manejadas (GERWING, 2001). Na tabela 1.4 é possível analisar os diferentes números de hastes por indivíduo das principais espécies do levantamento (o teste Tukey foi realizado em escala logarítmica para fins de homogeneidade de variância).

Tabela 1.4 – Média do número de hastes por indivíduo, agrupadas pelo teste de Tukey, para diferentes espécies de cipós amostradas em Arroio Grande – RS.

Grupo por Tukey	Média de Hastes	Espécie	Associação ao Suporte
A	2,0	<i>Celtis iguanaea</i>	Apoiante
A	1,7	<i>Dasyphyllum spinescens</i>	Apoiante
B A C	1,6	<i>Serjania laruotteana</i>	Preenseis
B A C	1,4	<i>Tanaecium selloi</i>	Preenseis
B A C	1,4	<i>Senegalia tucumanensis</i>	Apoiante
B C	1,3	<i>Serjania meridionalis</i>	Preenseis
B C	1,2	<i>Aristolochia triangularis</i>	Volúvel
C	1,1	<i>Forsteronia glabrescens</i>	Volúvel
C	1,1	<i>Anchietea pyrifolia</i>	Volúvel
C	1,1	<i>Dolichandra unguis-cati</i>	Radicante

Apesar da grande variação dentro dos indivíduos dificultar a análise (problema comum em estudos ecológicos), é possível diferenciar a comunidade

em dois grandes grupos de acordo com a capacidade de rebrota. No primeiro grupo (A) estão as espécies apoiantes e preenseis, com maior capacidade de reprodução vegetativa. As espécies menos agressivas quanto a brotação são espécies volúveis e radicantes. A maior capacidade de brotação de certos grupos morfológicos indica uma maior resistência destas espécies ao corte.

A maior capacidade de reprodução vegetativa de espécies apoiantes se explica pela necessidade destas despendarem ramos na busca por um suporte adequado e, como não possuem mecanismos de escalada especializados, esta busca exige uma grande quantidade de tentativas para se obter sucesso. Ao contrário, espécies radicantes são extremamente especializadas no seu mecanismo de escalada e, uma vez que a planta se encontra aderida ao suporte e com certa disponibilidade de luz para crescer, a chance de insucesso é quase nula.

Na tabela 1.5 é possível se perceber o efeito da inclusão de todas as hastes como indivíduos separados na análise de agregação das espécies pela razão entre variância e média de Payandeh (1970).

Tabela 1.5 – Análise da estrutura espacial de espécies de cipós considerando apenas indivíduos (Fitossociologia) ou a quantidade de hastes, através do teste de Payandeh, de uma amostra em Arroio Grande - RS.

Nome Científico	FA	Fitossociologia		Hastes	
		Pi	Classificação	Pi	Classificação
<i>S. tucumanensis</i>	80	2,33	Agrupamento	5,97	Agrupamento
<i>A. pyrifolia</i>	33	1,4	Tend. Agrup.	1,85	Agrupamento
<i>S. laruotteana</i>	27	1,83	Agrupamento	4,53	Agrupamento
<i>A. triangularis</i>	25	1,15	Tend. Agrup.	1,7	Agrupamento
<i>D. unguis-cati</i>	25	1,46	Tend. Agrup.	1,76	Agrupamento
<i>D. spinescens</i>	25	2,47	Agrupamento	12,23	Agrupamento
<i>C. iguanaea</i>	18	2,33	Agrupamento	7,14	Agrupamento
<i>F. glabrescens</i>	17	1,03	Tend. Agrup.	1,25	Tend. Agrup.
<i>S. meridionalis</i>	17	1,28	Tend. Agrup.	2,03	Agrupamento
<i>T. selloi</i>	12	1,92	Agrupamento	8,33	Agrupamento

Em que: FA = número de parcelas em que a espécie foi encontrada; Pi= valor do teste de Payandeh.

Considerando a distribuição das dez espécies mais abundantes do levantamento, quando se considera apenas indivíduos observou-se que 50% das mesmas tem distribuição agrupada, enquanto que considerando as hastas como indivíduos, 90% das espécies tem população agrupada. Em nenhum dos casos alguma espécie apresentou uma distribuição espacial aleatória. Este resultado indica que a distribuição espacial agregada das espécies de cipó se deve a características de reprodução sexuada e de preferências ambientais de colonização e, é acentuada devido a capacidade de reprodução vegetativa das espécies.

3.4 Relação da comunidade de cipós com a bordadura

A relação de cipós com os processos de perturbação da floresta é um consenso. Em ambientes fragmentados é de se esperar que seu número e área basal aumentem. Na tabela 1.6 é possível verificar a relação destas variáveis com as variáveis ambientais de distância de bordadura.

Tabela 1.6 – Análise de correlação entre área basal e número de indivíduos de cipós e variáveis de distância de borda em uma amostra de um hectare em Arroio Grande – RS.

	Gc	Nc	Dist. Mínima	Borda Norte	Borda Oeste	Borda Leste	Dist. Máxima
Gc	1	<,001	0,004	0,009	0,129	0,337	0,216
Nc	0,784	1	<,001	0,001	0,301	0,519	0,728
Dist. Mínima	-0,288	-0,379	1	<,001	<,001	0,001	<,001
Borda Norte	-0,261	-0,329	0,568	1	0,040	0,059	0,084
Borda Oeste	-0,153	-0,105	0,425	-0,206	1	<,001	<,001
Borda Leste	0,097	-0,065	-0,367	-0,189	-0,470	1	<,001
Dist. Máxima	0,125	-0,035	-0,387	-0,174	-0,441	0,979	1

Em que: Gc = Área basal de cipós por hectare; Nc = Número de hastes de cipós por hectare; Correlação de Pearson abaixo da diagonal principal e, significância da correlação (**em negrito**) acima da diagonal principal.

É possível observar que o número de hastes de cipós e área basal destes por hectare são significativamente correlacionadas entre si e com as distâncias mínimas da borda e distância da bordadura de exposição norte. A maior correlação da densidade de cipós foi com a menor distância de borda, independentemente da exposição da mesma.

Nas parcelas analisadas as bordaduras mais frequentes foram a oeste e norte, ambas apresentando correlação significativa com o número de hastes e área basal de cipós. Como estas diferentes exposições estão negativamente correlacionadas entre si, demonstra-se de forma concreta que independente da exposição da bordadura a abundância de cipós é maior em ambientes mais próximos das bordas dos fragmentos. Esta maior abundância de cipós em

bordaduras de floresta foi expressa como uma das causas da menor densidade de árvores de grande dimensão em ambientes fragmentados (LAURENCE et al., 2000; LAURENCE et al., 2001).

Engel e Oliveira (1998) ressaltam que a dominância e abundância de cipós em fragmentos florestais e especialmente em bordaduras tende a aumentar. Esta característica torna o manejo de cipós em bordaduras um desafio pois, se por um lado, estas espécies dificultam a regeneração e o desenvolvimento de espécies arbóreas, por outro lado ajudam no “envelhecimento de bordas”, diminuindo a entrada de luz e a velocidade do vento no interior de fragmentos, processo que ajuda a criar um micro-clima favorável ao desenvolvimento de espécies umbrófilas e climáticas.

Desta forma, a tomada de decisão sobre o corte ou não de cipós nas bordaduras de fragmentos depende das espécies objetivo no manejo. Caso as espécies de maior valor econômico agregado sejam ombrófilas, os cipós não devem ser eliminados das bordas. No entanto, se as espécies de maior valor econômico do local de manejo sejam demandantes de luz, e, portanto mais adaptadas aos distúrbios na floresta, os cipós devem ser controlados nas bordas dos fragmentos.

4. CONCLUSÕES

- Foram encontradas 23 espécies de cipós em um hectare de amostra, pertencentes principalmente às famílias Bignoniaceae e Fabaceae;
- Os estimadores não paramétricos de riqueza indicaram uma suficiência amostral entre 26 e 28 espécies, com uma riqueza menor em parcelas circulares em torno de *Parapiptadenia rigida*;
- A estrutura horizontal foi fortemente dominada por *Senegalia tucumanensis*. A área basal de cipós foi maior em parcelas circulares em torno de *Parapiptadenia rigida*;
- Existe uma interação biológica positiva para *Senegalia tucumanensis* em áreas de domínio de Angico-Vermelho e, uma interação negativa para *Dasyphyllum spinescens* nestas mesmas áreas;
- A análise da distribuição diamétrica mostrou tendência mais íngreme de distribuição dos cipós apoiantes e, mais plana para cipós radicantes;
- A existência de cipós com mais de 10 centímetros de diâmetro indica um grau de maturidade moderado do fragmento estudado;
- As espécies apoiantes e preenseis mostraram maior capacidade de brotação;
- As espécies mostraram distribuição em agrupamento em função de características de reprodução sexuada e preferências ambientais;
- A abundância e área basal de cipós tende a aumentar com a diminuição da distância da bordadura independentemente da exposição da borda.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BURNHAM, K.P.; OVERTON, W.S. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. **Biometrika**, v. 65, p. 625-633, 1978.

CAMPANELLO, P. I. et al. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. **Forest Ecology and Management**, v. 242, p. 250-259, 2007.

CHAO, A. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics**, v. 11, p. 265-270, 1984.

CITADINI-ZANETTE, V. et al. Lianas de um remanescente florestal da microbacia do Rio Novo, Orleans, Santa Catarina, Brasil. **Insula**, v. 26, p. 45-63, 1997.

DEWALT, S. J. et al. Density and diversity of lianas along a chronosequence in central Panamanian lowland forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, p. 1-19, 2000.

DURIGON, J. **Diversidade e distribuição de trepadeiras em um mosaico de ambientes florestais de um morro granítico subtropical**. 2009. 53 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

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

FISCHER, J. B.; EWERS, F. W. Structural responses to stem injury in vines. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 525 p.

GENTRY, A. H. Distribution and evolution of climbing plants. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. Eds.). **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 525 p.

GERWING, J. J. et al. Standard protocol for lianas censuses. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 256-261, 2006.

GERWING, J. J. Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 1264-1276, 2001.

HEGARTY, E. E. Vine-host interactions. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (Eds.). **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 525 p.

LAURANCE, W. F. et. al. Rain forest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836, 2000.

LAURENCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105-116, 2001.

LOHMANN, L. G. Untangling the phylogeny of neotropical lianas (Bignoniaceae, Bignoniaceae). **American Journal of Botany**, v. 93, n. 2, p. 304–318, 2006.

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.547.p.

NEGRELLE, R. R. B. The Atlantic forest in the Volta Velha Reserve: a tropical rain forest site outside the tropics. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, p. 887-919, 2002.

OLIVEIRA, A. N. et al. Aspectos florísticos e ecológicos de grandes lianas em três ambientes florestais de terra firme na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 38, n.3, p. 421-430, 2008.

PADAKI, A.; PARTHASARATHY, N. Abundance and distribution of lianas in tropical lowland evergreen forest of Agumbe, central Western Ghats, India. **Tropical Ecology**, v.41, n. 2, p. 143-154, 2000.

PAYANDEH, B. Comparison of method for assessing spatial distribution of trees. **Forest Science**, v. 16, p. 312-317, 1970.

PHILLIPS, O. L. et. al. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. **Nature**, v. 418, p. 770-774, 2002.

PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 525 p.

REJMÁNEK, M.; BREWER, S. W. Vegetative Identification of Tropical Woody Plants: State of the Art and Annotated Bibliography. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 214–228, 2001.

REZENDE, A. T. **Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual**. 2005. 113 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

REZENDE, A. T. et al. Lianas de uma floresta estacional semidecidual, Município de Paulo de Faria, Norte do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 451-461, 2007.

RIBEIRO, M. C. et al. The brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n.6, p. 1141-1153, 2009.

SCHNEIDER, P.R. **Análise de regressão aplicada à engenharia florestal**. Santa Maria: FACOS-UFSM, 2009.

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

SILVA, J.M.C.; CASTELETI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINO-REAL, C.; CÂMARA, I.G. (Eds). **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. Washington: CABS and Island Press, 2003. p. 43–59.

SMITH, E.P.; VAN BELLE, G. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, v. 40, p. 119-129, 1984.

SONEGO, R. C. et al. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botânica Brasilica**, v. 21, n. 4, p. 943-955, 2007.

STURGES, H. A. The Choice of a Class Interval. **Journal of the American Statistical Association**, v. 21, n. 153, p. 65-66, 1926.

UDULUTSCH, R.G. **Composição florística da comunidade de lianas lenhosas em duas formações florestais do Estado de São Paulo**. 2004. 125 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

VENTURI, S. **Florística e fitossociologia do componente apoiante-escandente em uma floresta costeira subtropical**. 2000. 110 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

VILLAGRA, B. L. P. **Estrutura da comunidade de trepadeiras em Mata Atlântica, Santo André, SP, Brasil**. 2012. 150 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.

VILLAGRA, B.L.P. **Diversidade florística e estrutura das plantas trepadeiras no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil**. 2008. 172 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.

WALTHER, B. A.; MORAND, S. Comparative performance of species richness estimation methods. **Parasitology**, v. 116, p. 395-405, 1998.

CAPÍTULO II

INFLUÊNCIA DE CIPÓS SOBRE CRESCIMENTO DE *Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan.

RESUMO

Os cipós são conhecidos como “pragas florestais” pela sua relação competitiva com as árvores, razão pela qual são eliminados em áreas de manejo de florestas naturais. Este trabalho teve por objetivo quantificar a influência dos cipós no crescimento e produção de Angico – Vermelho. Foram analisadas 50 árvores em relação à diferentes métodos de quantificação da competição. Não foi encontrada correlação significativa entre o índice de competição que quantificam a competição por cipós acima do solo (IOC – Índice de Ocupação de Copa) e índices que quantificam a competição abaixo do solo. A competição por cipós, medida pelo IOC, influenciou negativamente a relação hipsométrica do Angico-Vermelho impedindo o crescimento em altura das árvores. O modelo de incremento em área basal dos últimos quatro anos em função da dimensão e competição foi capaz de explicar quase 80% da variação. A área basal de cipós (competição abaixo do solo) influenciou negativamente o incremento em área basal de Angico-Vermelho, sendo indicada como a variável importante para estudos de crescimento de florestas naturais.

Palavras-Chave: Manejo de cipós; Incremento de Árvores Individuais; Competição.

CHAPTER II

LIANA EFFECTS ON GROWTH OF *Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan.

ABSTRACT

Lianas are known as forest parasites as they reduce tree growth by competition, therefore being eliminated in natural forest management areas. The aim of this study was to quantify the effects of lianas on growth and production of Angico-Vermelho. Fifty trees were analyzed in reference to different methods for quantifying liana competition. It was not found significant correlation between methods used to quantify liana competition below and above-ground. Liana competition, measured by COI (Crown Occupancy Index), reduces the height-diameter relationship by reducing height growth. Basal area increment model based on diameter and competition explained almost 80% of total variation. Liana basal area (below-ground competition) was the variable/method that better helped to explain basal area increment, being recommended to be used in future, individual tree based, researches in natural forest growth.

Key-Words: Liana management; Single Tree Increment; Competition.

1. INTRODUÇÃO

A utilização de produtos de florestas naturais obtidos deve estar em acordo com a manutenção dos serviços ecológicos providos destas florestas (BAWA; SEIDLER, 1998; MANNING et al., 1999). Para tanto é necessário que se conheça as taxas de produção destes ecossistemas para evitar a superexploração das florestas naturais. O método mais rápido e barato para tanto é a combinação de técnicas de dendrocronologia e séries de crescimento.

No entanto, também se faz necessário a caracterização do ambiente biótico e abiótico no qual as árvores se desenvolvem. O ambiente biótico pode ser caracterizado pela competição entre plantas. Em ecossistemas tropicais e subtropicais esta competição é exercida por árvores e cipós. Enquanto existe uma grande variedade de índices de competição por árvores (WEIGELT; JOLLIFFE, 2003), ainda existe uma lacuna quanto à quantificação da competição exercida por cipós.

Os cipós são componentes importantes de florestas naturais em ecossistemas tropicais e subtropicais, responsáveis por partes consideráveis da fitodiversidade e da produção de biomassa foliar (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Seus efeitos sobre as árvores é sentido na qualidade do fuste (PUTZ, 1991), taxas de mortalidade (PHILLIPS et al., 2005) e incremento (PUTZ, 1991; HEIDJEN; PHILLIPS, 2009). Existe discussão sobre se a competição por cipós é mais significativa sobre as árvores através da competição por luz (acima do solo) ou por água e nutrientes (abaixo do solo).

Desta forma, o corte generalizado de cipós foi sempre utilizado como tratamento silvicultural imprescindível para a produção em florestas naturais (DAWKINS; PHILIP, 1998). A utilidade deste tratamento em reduzir os danos à floresta em operações de exploração é indiscutível (SCHNITZER; BONGERS, 2002), mas sua utilidade quando tratamento silvicultural é questionável devido aos custos consideráveis desta atividade (VIDAL et al., 1997; PÉREZ-SALICRUP, 2001; PINHO, 2009). Tratamentos silviculturais devem ser de baixo custo uma vez que as taxas de retorno do investimento em florestas naturais são baixas (HOLMES et al., 2009; PUTZ et al., 2008). Assim é necessário que se evolua de um corte de cipós para um manejo de cipós como tratamento silvicultural, manejo este aplicado

pontualmente em árvores individuais com capacidade e importância produtiva que justifiquem este investimento de trabalho. Pinho et al. (2009) apresentou diferentes possibilidades de manejo de cipós baseado em árvores individuais, no entanto, esta pesquisa não possuía um tratamento controle como base de comparação.

O Angico-Vermelho (*Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan) é uma espécie comum no sul do Brasil e possui uma madeira de alta densidade, adequada para utilização em pisos interiores e exteriores. Possui alburno claro e cerne vermelho de bom efeito estético e sendo, devido à densidade, uma madeira de grande resistência à patógenos e cupins (CARVALHO, 2003). Esta espécie apresenta grande plasticidade morfológica e adaptabilidade ambiental, sendo classificada como uma espécie de estágios sucessionais iniciais e agressiva na ocupação de habitats.

Assim sendo, o objetivo deste trabalho é quantificar o efeito da competição por cipós no crescimento e produção de Angico-Vermelho, definindo índices de competição para quantificar influência nas variáveis de copa e no incremento desta espécie para definir diretrizes para o manejo de cipós em florestas naturais do Rio Grande do Sul.

2. METODOLOGIA

2.1 Procedimento amostral

A pesquisa foi realizada em um fragmento da Floresta Estacional Decidua na comunidade de Arroio Grande, divisa dos municípios de Santa Maria e Silveira Martins. A área de estudo corresponde a um fragmento de floresta com histórico de exploração recente de bovinocultura, possuindo uma exposição norte. O clima da região é classificado segundo Köppen com Cfa (Subtropical úmido), possuindo chuvas bem distribuídas ao longo do ano e um período de restrição ao crescimento vegetativo das plantas devido ao frio (HELDWEIN et al., 2009), fato que faz com que a floresta possua características de deciduidade. O solo do local de estudo é classificado Neossolo Litólico, possuindo grande variabilidade em função do relevo da área, sendo geralmente rico em argila e imperfeitamente drenado (DALMOLIN; PEDRON, 2009).

Foram analisados 50 indivíduos de Angico-Vermelho (*Parapiptadenia rigida* (Bentham) Brenan) sendo o critério de seleção, somente árvores não bifurcadas abaixo de um metro e trinta centímetros, sem sinais de senescência ou podridão do tronco. Estas árvores foram medidas para obtenção de seus diâmetros à altura do peito (DAP), altura total (H) e quatro raios de copa. Além disso, foram retirados dois rolos de incremento de 5 milímetros de diâmetro perpendiculares entre si com auxílio de um trado de Pressler. As amostras foram coladas em uma base de madeira, devidamente lixadas e, analisadas pelo sistema "Lintab" (*Linear Table*) e o programa TSAP (*Time Series Analysis Program*), com precisão de 1/100 mm. A retirada dos rolos de incremento ocorreu entre junho e dezembro de 2011.

Em um segundo momento, para quantificar a competição por água e nutrientes (abaixo do solo), ao redor dos Angicos-Vermelhos foram instaladas parcelas circulares de quatro metros de raio (50,27 metros quadrados), onde foram identificadas e medidas todas as hastes de cipós maiores que sete centímetros de perímetro à altura do peito. O raio de quatro metros foi escolhido por representar um arredondamento da média geométrica dos diâmetros de copa para os indivíduos. Além disso, foi estimado o Índice de Ocupação de Copa (IOC) (HEIDJEN, 2010) de cada árvore, como forma de estimar a competição por luz (acima do solo). Os

autores supracitados referem que este índice corresponde à uma escala ordinal de cinco pontos representando classes que correspondem à porcentagem da copa ocupada por cipós. A primeira classe corresponde à 0% da copa ocupada, a segunda de 0 a 25% da copa ocupada, a terceira de 25 a 50% e, assim sucessivamente. Os valores observados em campo foram conferidos com as tendências de crescimento e morfometria da copa e, corrigidos quando não seguiam a tendência da média dos indivíduos. No campo esta nova estimativa foi conferida com a realidade da floresta. Este procedimento foi necessário, pois existe uma grande semelhança morfológica entre as folhas de Angico-Vermelho e *Senegalia tucumanensis*, a espécie de cipó dominante na área de estudo.

Para avaliar a influência da competição entre árvores nas variáveis de copa e incremento do Angico-Vermelho, foi instalada uma amostra de contagem angular com fator de área basal dois. Com dados de diâmetro e distância de competidores, foi calculada a área basal pontual pelo método de Spurr (SPURR, 1962).

2.2 Procedimento estatístico

Foram realizadas análises de distribuição diamétrica da amostra e nas diferentes classes de IOC, número de hastes de cipós e área basal de cipós. As variáveis discretas foram analisadas em cada uma de suas classes, as variáveis contínuas foram divididas em classes definidas pela fórmula de Sturges (STURGES, 1926). A área basal de cipós encontrada em cada parcela circular foi transformada para metros quadrados por hectare.

Foram testadas as relações entre o diâmetro e altura comercial das árvores com as possíveis variáveis competitivas relacionadas para cipós (CAMPANELLO et al., 2007), sendo elas: o número de hastes de cipós (N_c), o IOC, a área basal de cipós (G_c) e, esta área basal discriminada em dois grupos, um com a área basal dos cipós apoiantes (G_a) e outro com os outros grupos de associação dos cipós com o suporte (G_e). Neste procedimento estatístico também foram avaliadas as correlações entre os diferentes índices de competição por cipós.

Para avaliar a influencia dos cipós no crescimento de Angico-Vermelho foram ajustados modelos que explicam a tendência das variáveis de copa (altura total e diâmetro de copa) em função do diâmetro. Para altura foi ajustada uma tendência sigmoideal, enquanto para diâmetro de copa foram testadas as tendências sigmoideal

e linear (HEMERY et al., 2005). Juntamente com esta variável foram adicionadas a área basal pontual e as diferentes variáveis explicativas da competição por cipós. As variáveis para o modelo final foram selecionadas pelo procedimento *stepwise* e, no caso em que a variável discreta IOC foi selecionada por este procedimento, o modelo foi reconstruído através de análise de covariância.

Tabela 2.1 – Modelos testados para variáveis de copa (altura e diâmetro de copa) em função do diâmetro para Angico-Vermelho em Arroio Grande – RS.

Índice	Tendência
Morfométrico	f(D)
Altura (H)	$e^{b_0 + \frac{b_1}{DAP}}$
Diâmetro de copa (DC)	$b_0 + b_1 * DAP$ $e^{b_0 + \frac{b_1}{DAP}}$

Onde: DAP= Diâmetro à altura do peito; H= Altura total; DC= Diâmetro de copa.

Para analisar a influência da comunidade de cipós sobre o incremento de Angico, foram analisados os 4 últimos anos de incremento radial completo com média geométrica, este valor foi utilizado para calcular o incremento em área basal dos últimos 4 anos. Para escolher o melhor modelo de produção o incremento em área basal foi utilizado em suas formas aritmética, logarítmica e raiz quadrada em uma regressão *stepwise* em função do diâmetro atual em suas formas, aritmética, quadrática, raiz quadrada, logarítmica e inversa. O melhor modelo de produção foi escolhido em função dos valores de coeficiente de determinação ajustado e coeficiente de variação.

Os coeficientes de variação para modelos logarítmicos naturais foram corrigidos de acordo com o fator de correção de Meyer (SPRUGEL, 1983). Quando o intercepto do modelo desenvolvido não foi significativo, este foi retirado do modelo e, o coeficiente de determinação foi recalculado para permitir sua comparação com modelos com intercepto, pela seguinte fórmula proposta por Eisenhauer (2003):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(Y_i - \bar{Y}_i)^2}{\sum(Y_i - \bar{Y})^2} \quad (1)$$

Onde: R^2 = Coeficiente de determinação; Y_i = Valor observado; \hat{Y}_i =Valor estimado; \bar{Y}_i = Valor médio.

Após a seleção do melhor modelo de produção foram adicionadas ao modelo a área basal pontual de Spurr e os diferentes índices de competição por cipós propostos, para determinar qual o melhor índice para se quantificar a competição de cipós para desenvolvimento de modelos de produção.

Os procedimentos estatísticos foram realizados no *Statistical Analysis System* (SAS) versão 9.2., o ponto de corte para a entrada de variáveis no procedimento stepwise foi de 15%, contudo os valores foram considerados estatisticamente significativos à nível de 5% de probabilidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análises de distribuição

As árvores amostradas de *Parapiptadenia rigida* variaram em diâmetro de 9,7 centímetros até 49,3 centímetros. A fórmula de Sturges indicou um número ideal de classes de seis, sendo, portanto a amplitude de cada classe de 6,6 centímetros de diâmetro. A distribuição do número de indivíduos em cada classe pode ser vista no Gráfico 1:

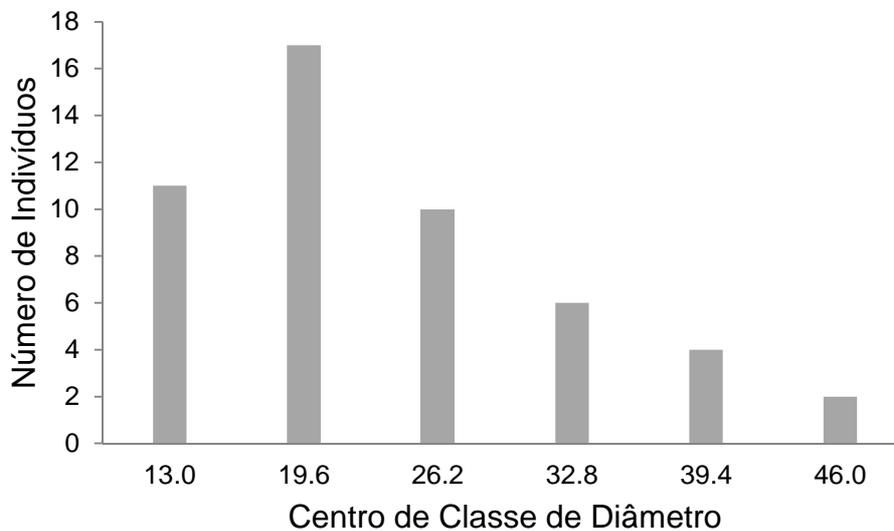


Figura 2.1 – Distribuição da amostra de Angicos-Vermelhos nos centros de classe de diâmetro, definidas pela fórmula de Sturges (1926), analisados em Arroio Grande – RS.

Percebe-se que a amostra contemplou um grande número de indivíduos nas classes menores, sendo que 78% das amostras estão na metade inferior da distribuição. Esta desigualdade no número de indivíduos por classe de diâmetro dificulta a análise, pois pontos isolados no extremo da distribuição podem ter uma contribuição desigualmente superior na determinação de coeficientes de regressão. No entanto, esta tendência é comum em estudos ecológicos, uma vez que não se tem um controle total da amostra a ser examinada e populações de espécies arbóreas terem uma distribuição natural desigual entre classes de diâmetro.

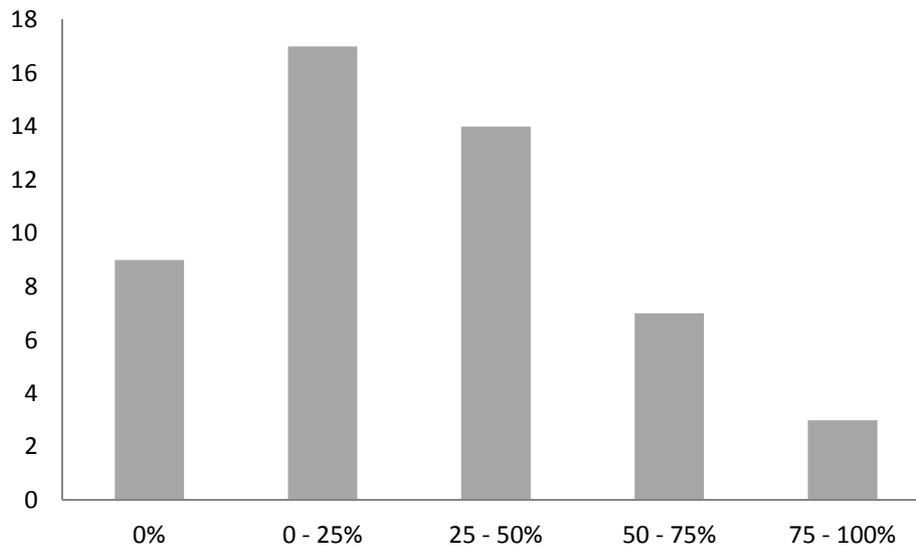


Figura 2.2 – Distribuição da amostra de Angicos-Vermelhos nas classes de Índice de Ocupação de Copa em Arroia Grande – RS.

A distribuição do número de indivíduos por classe de Índice de Ocupação de Copa (Figura 2.2) também evidencia uma desigualdade na distribuição pelos mesmos motivos supracitados. Além disso, indivíduos nas classes superiores da distribuição são raros pelo fato de que árvores com grande parte da copa ocupada por cipós tem grande probabilidade de morrerem (KAMMESCHIEDT, 1999; PHILLIPS et. al., 2002; SCHNITZER; BONGERS, 2011). Do total de indivíduos 18% não apresentaram nenhum cipós em sua copa. Este valor se encontra próximo aos valores máximos de árvores associadas a cipós encontrados para diferentes espécies arbóreas por Resende (2005) e Campanello et al. (2007). Ingwell et al. (2010) encontrou valores semelhantes para todas as espécies, com 20% das árvores livres de cipós, Alvira et al. (2004) encontrou valores de árvores livres entre 27 e 32%, Pérez-Salicrup e Sork (2001) tiveram valores de árvores livres de 14%.

A distribuição de indivíduos por número de cipós na parcela circular (Figura 2.3) apresentou uma tendência mais homogênea, com tendência à normal, diferentemente de Perez-Salicrup e Sork (2001), que encontrou uma tendência diferente da normal tendendo a uma distribuição homogênea. Resende (2005) encontrou uma distribuição semelhante a exponencial negativa. Estas diferentes distribuições podem ser devidas a diferentes abordagens metodológicas.

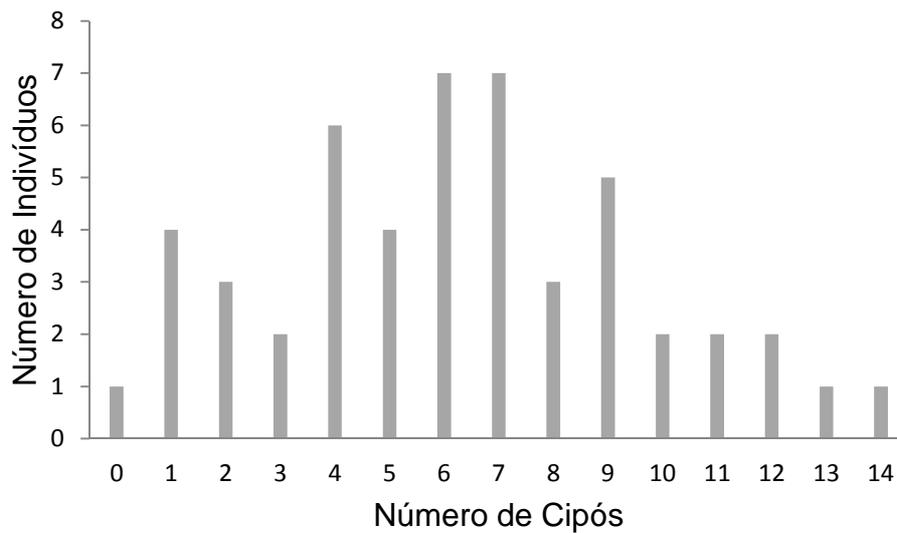


Figura 2.3 – Distribuição da amostra de Angicos-Vermelhos de Arroio Grande – RS, em função do número de hastes de cipós encontradas nas 50 parcelas circulares de quatro metros de raio (50,27 metros quadrados) centradas na árvore amostra.

A distribuição de indivíduos por classe de área basal de cipós por hectare mostrou uma tendência de forte diminuição de indivíduos com o aumento da classe de área basal. Do total da amostra 68% dos indivíduos se encontrou nas duas menores classes, com área basal de zero até 2,5 metros quadrados por hectare.

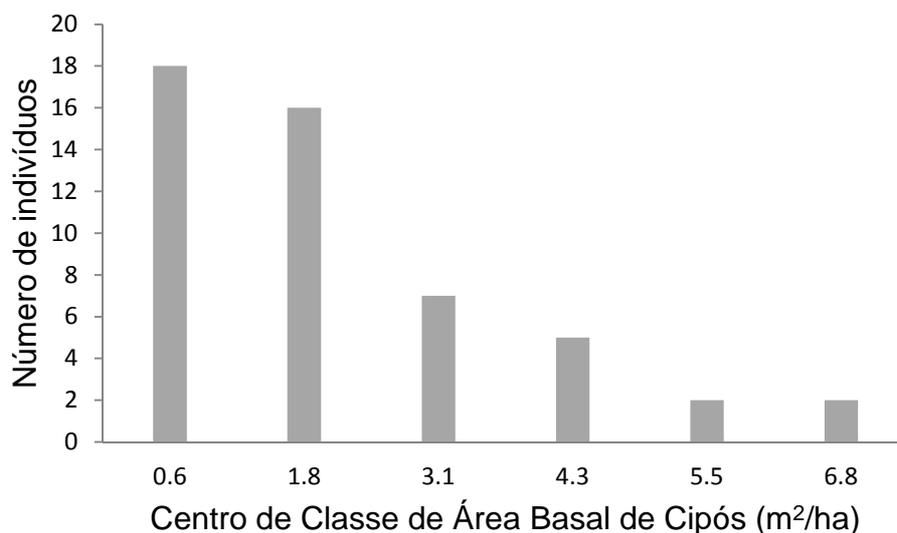


Figura 2.4 – Distribuição da amostra de Angicos-Vermelhos nos centros de classe de área basal de cipós por hectare, em uma parcela de quatro metros de raio (50,27 metros quadrados) centrada na árvore amostra, definidas pela fórmula de Sturges (1926).

3.2 Análise de correlação entre índices de competição e dimensão

Segundo Campanello et al. (2007) a altura comercial pode influenciar na infestação por cipós, uma vez que baixas alturas comerciais proveem suportes mais disponíveis aos cipós. A relação entre o diâmetro das árvores e a infestação por cipós é uma tendência conhecida para árvores coexistentes em uma mesma tipologia florestal (CAMPANELLO et al., 2007; CLARK; CLARK, 1990), pois diâmetros maiores demonstram maiores tempos de exposição aos cipós e, portanto, levam a maiores infestações dos cipós. Ressalta-se, que esta relação não é válida para árvores em diferentes tipologias florestais.

Tabela 2.2 – Correlações (abaixo da diagonal principal) e significância (em negrito) das variáveis dimensionais de Angico-Vermelho e diferentes índices de competição de cipós, em Arroio Grande – RS.

	DAP	HC	IOC	Nc	Gc	Ga	Ge
DAP	1	0,26	0,441	0,519	0,501	0,505	0,907
HC	0,162	1	0,235	0,682	0,711	0,413	0,200
IOC	0,111	-0,171	1	0,051	0,110	0,302	0,059
Nc	0,094	-0,059	0,277	1	<0,001	<0,001	<0,001
Gc	0,098	0,054	0,229	0,739	1	<0,001	0,035
Ga	0,097	0,118	0,149	0,616	0,947	1	0,874
Ge	0,017	-0,184	0,269	0,469	0,299	-0,023	1

Onde: DAP= Diâmetro na altura do peito (1,3 metros); HC= Altura comercial; Nc= Número de cipós; Gc= Área basal de cipós encontrada na parcela circular de quatro metros de raio, transformada para metros quadrados por hectare; Ga= Área basal de cipós apoiantes; Ge= Área basal de cipós com estruturas morfológicas especiais de escalada.

Nesta pesquisa a análise de correlação demonstrou que as relações entre altura comercial e infestação dos cipós não são significativas. Ainda assim, a maioria dos índices de competição apresentou correlação negativa com a altura comercial, tendência encontrada por Campanello et al. (2007). O diâmetro também não apresentou nenhuma correlação significativa com os diferentes índices de competição por cipós, mostrando que o tempo de exposição aos cipós é menos importante que a localização espacial para determinar a infestação que o Angico-Vermelho estará pré-disposta.

As correlações entre os diferentes índices de competição mostrou que o IOC está desconectado dos índices mensurados no nível do solo. Este resultado está de acordo com Heidjen et al. (2010) e, difere do encontrado por Kainer et al. (2006) e Clark e Clark (1990). Uma característica conhecida dos cipós é que um cipó pode muitas vezes colonizar copas de várias árvores e, que parâmetros como enraizado na parcela são muitas vezes pouco específicos ou até ineficientes (PUTZ, 1991). Esta característica explica a desconexão entre índices que caracterizam a infestação da copa e índices que caracterizam a competição abaixo do solo.

3.3 Efeito da competição por cipós na morfometria da copa

3.3.1 Relação hipsométrica

A modelagem *stepwise* da relação hipsométrica abrangeu três variáveis significativas, a inversa do diâmetro, a área basal pontual de Spurr e o IOC. Sendo todos os parâmetros significativos, inclusive o intercepto, ao nível de cinco por cento. Este modelo apresentou um coeficiente de determinação de 58 por cento.

Como a variável IOC é discreta foi necessário realizar análise de covariância testando as interações entre esta e a inversa do diâmetro e a área basal pontual de Spurr. Neste procedimento nenhuma das variáveis de interação foi significativa, sendo, portanto, excluídas do modelo. Uma nova análise de covariância foi realizada somente com as variáveis significativas pelo método *stepwise* e, neste caso, a variável área basal pontual de Spurr, não foi significativa, sendo excluída do modelo. Por fim, o modelo para prever a altura com função de ligação logarítmica natural, através da inversa do diâmetro e do Índice de Ocupação de Copa, apresentou um

coeficiente de determinação de 63%, com um coeficiente de variação de 6%, com a análise dos coeficientes apresentando o seguinte resultado (Tabela 3).

Tabela 2.3 – Coeficientes e significância da análise de covariância para tendência sigmoïdal da relação hipsométrica para Angico-Vermelho, com diferentes níveis em função do Índice de Ocupação de Copa (IOC) de cipós, em Arroio Grande – RS.

Parâmetro	Estimativa	Valor de "t"	Pr > t
Intercepto	2,660	23,75	<0,001
1/DAP	-7,951	-6,53	<0,001
IOC = 0%	0,252	2,41	0,020
IOC = 0 – 25%	0,364	3,7	0,001
IOC = 25 – 50%	0,303	3,04	0,004
IOC = 50 – 75%	0,121	1,11	0,272
IOC = 75 – 100%	0,000	-	-

A interpretação dos coeficientes para cada classe de IOC demonstra que indivíduos de Angico-Vermelho crescendo com percentuais de ocupação de copa grandes tendem a ter um grau de esbeltez (*sensu* DURLO; DENARDI, 1998) menor, do que indivíduos com menos de 50% de ocupação de copa. Isto demonstra uma grande plasticidade do Angico em suportar os cipós, visto que em condições de grande ocupação de copa esta espécie possui a capacidade de desenvolver a copa lateralmente em busca de luz, uma vez que a competição por luz acima de sua copa se torna muito grande.

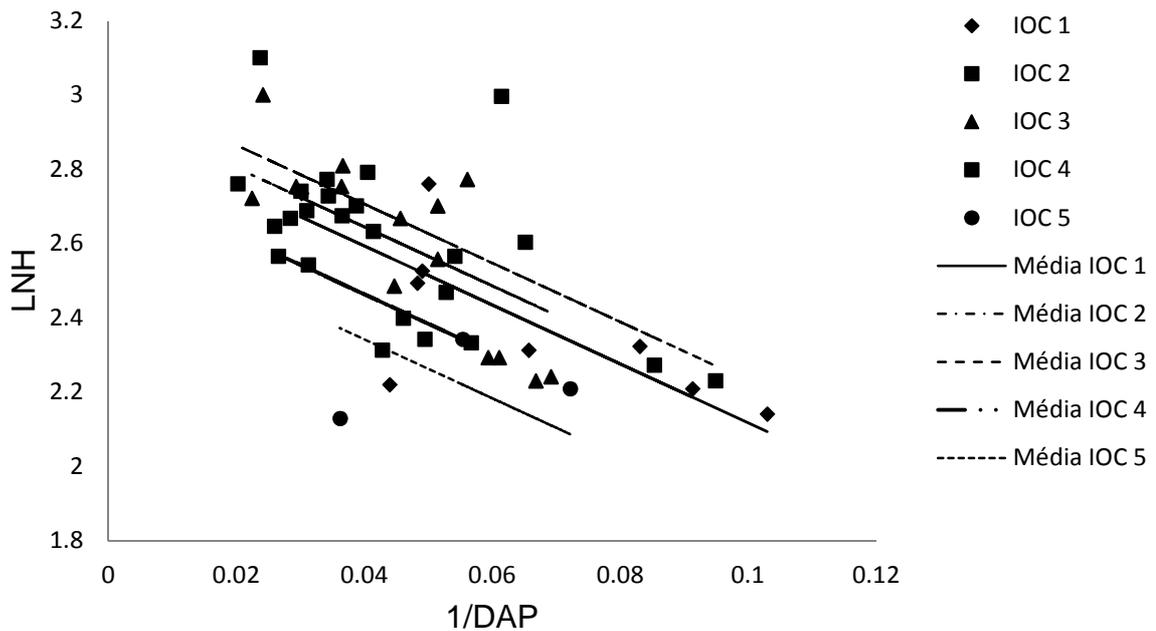


Figura 2.5 – Resultados gráficos da análise de covariância para tendência sigmoideal da relação hipsométrica de Angico-Vermelho com diferentes níveis em função do Índice de Ocupação de Copa (IOC) de cipós, em Arroio Grande – RS. Onde: LNH= logaritmo natural da altura; 1/DAP= inversa do diâmetro.

Apesar de a tendência ser significativa, existe uma grande variação da relação hipsométrica em diferentes diâmetros desta espécie. Esta grande variação é causada significativamente pelos cipós e não significativamente pela área basal pontual. Pelo gráfico se percebe que não existe uma tendência bem clara dos dados, com a classe de Angicos-Vermelhos livres de cipós sendo intermediária entre as classes 2 e 3, que possuem um maior grau de esbeltez, e as classes 4 e 5, com menor grau de esbeltez. Mesmo que a competição por árvores não tenha sido significativa no modelo, no campo é possível perceber que existe influencia deste efeito sobre o crescimento em altura (Figura 2.6).

A competição aumenta o grau de esbeltez, sendo esta uma relação conhecida para florestas plantadas (ASSMANN, 1970), no caso de florestas naturais esta relação é mais complicada de se explicar estatisticamente. Além disso, existe o problema da distribuição inequitativa dos dados nas diferentes classes das variáveis de estudo. Mas as observações de campo e análise dos dados demonstram que graus baixos de ocupação de copa por cipós aumentam o grau de esbeltez do Angico-Vermelho.

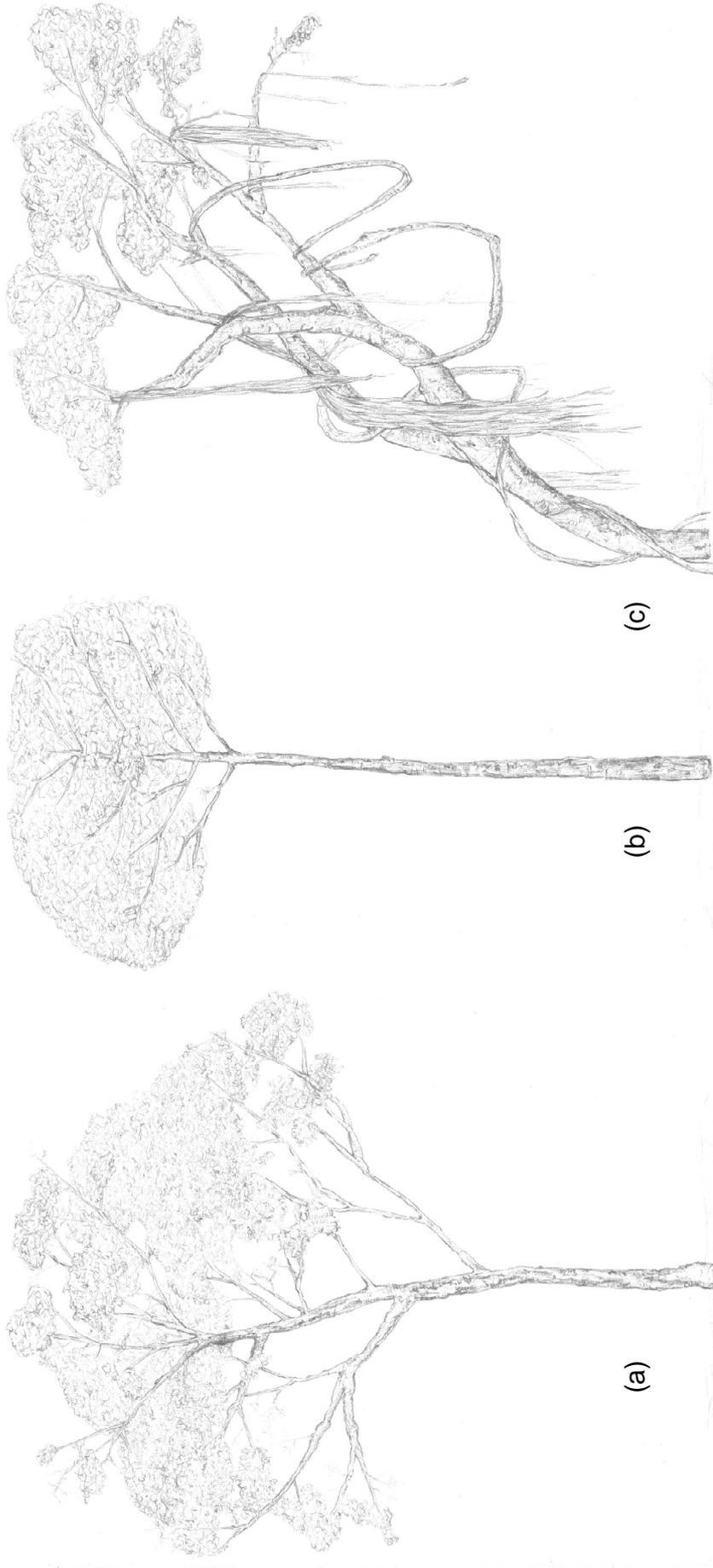


Figura 2.6 – Diferentes aspectos do Angico-Vermelho (*Parapiptadenia rigida*) em função do ambiente de crescimento. (a) Crescimento em ambiente livre de competição; (b) Crescimento em ambiente de alta competição por árvores; (c) Crescimento em ambiente alta competição por cipós;

3.3.2 Diâmetro de copa

Foram testados os dois modelos propostos por Hemery et al. (2005), que explica que a tendência do diâmetro de copa em função do diâmetro é na realidade sigmoidal. Mas quando a amostra não contempla indivíduos de grandes dimensões e com senescência, a tendência se torna mais próxima da linear.

A tendência sigmoidal testada pelo procedimento *stepwise* incluiu a inversa do diâmetro e a área basal de cipós excluindo os apoiantes, no entanto, o parâmetro para esta última variável não foi significativo sendo excluída do modelo, mas indicou uma tendência de redução do índice de saliência (*sensu* DURLO; DENARDI, 1998) na medida em que aumenta a área basal dos cipós volúveis, preenseis e radicantes. A tendência linear não incluiu nenhuma variável competitiva e teve seu intercepto não significativo, sendo excluído do modelo. O modelo linear sem intercepto teve seu coeficiente de determinação ajustado de forma a permitir sua comparação com o modelo sigmoidal (Tabela 4).

Tabela 2.4 – Modelos e os valores de ajuste encontrados para diâmetro de copa (DC) de Angico-Vermelho em função do diâmetro (DAP), em uma amostra de 50 árvores de Arroio Grande – RS.

Modelo	$R_{aj.}^2$	CV(%)
$DC = e^{b_0 + \frac{b_1}{DAP}}$	0,7454	14,56
$DC = b_1 * DAP$	0,7784	18,68

Onde: DC= Diâmetro de copa; DAP= Diâmetro a 1,3 metros do solo; $R_{aj.}^2$ = Coeficiente de determinação ajustado; CV(%)=: Coeficiente de variação em porcentagem.

Pela análise pura e simples do coeficiente de determinação ajustado e do coeficiente de variação ajustado, ambos os modelos podem ser utilizados para a predição do diâmetro de copa. Uma análise melhor é possível através da visualização do gráfico de dispersão e das tendências ajustadas.

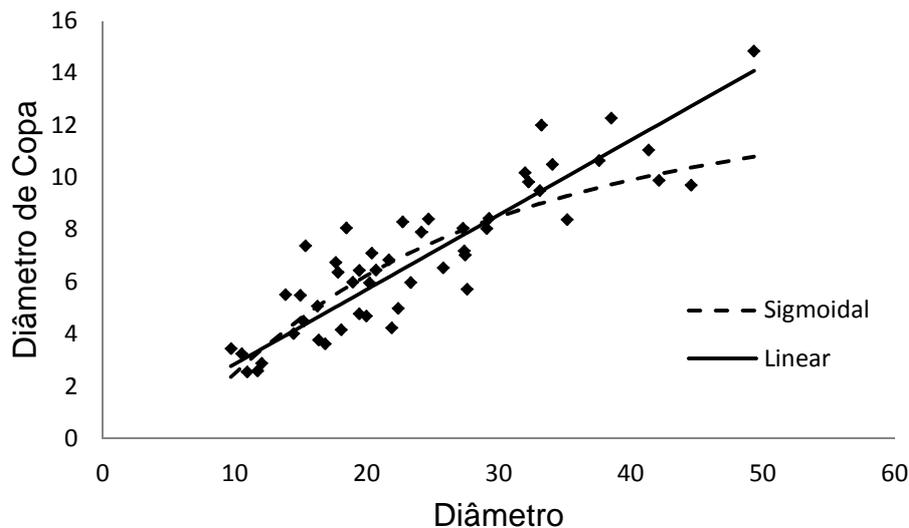


Figura 2.7 – Resultado gráfico da análise de regressão para tendência sigmoidal e linear do diâmetro de copa em função do diâmetro para Angico-Vermelho, em uma amostra de 50 árvores de Arroio Grande – RS.

A tendência linear se apresenta como a mais adequada para explicar a dispersão dos dados, pois a tendência sigmoidal tenderia a subestimar os valores de diâmetro de copa nos diâmetros maiores. Esta análise é baseada nos dados disponíveis e, como existe uma deficiência amostral nos maiores diâmetros esta conclusão fica prejudicada. A consequência do melhor ajuste aparente da tendência linear mostra que ainda existe capacidade biológica de a espécie aumentar em diâmetro de copa e de ocupar mais espaço acima de 50 centímetros de diâmetro. Caso a tendência sigmoidal fosse a melhor para explicar a variação isto indicaria que a espécie apresenta sinais de senescência no intervalo amostrado.

Mais uma vez, a não significância de variáveis competitivas para explicar a variação das variáveis de copa, demonstra a grande plasticidade do Angico-Vermelho em se adaptar às diferentes condições de competição.

3.4 Modelo de incremento

A regressão com seleção de variáveis pelo método *stepwise* para modelagem do incremento em área basal na forma aritmética, raiz quadrada e logarítmica natural apresentou os seguintes resultados (Tabela 5):

Tabela 2.5 – Variáveis dependentes e modelos testados para incremento em área basal entre o a primavera de 2007 e o inverno de 2011 de angico Vermelho, em função do diâmetro a altura do peito e os valores de ajuste encontrados.

Variável dependente	Modelo	Coefficiente	Estimativa	Pr>t	R ² _{aj.}	CV(%)
IG	b0+b1*DAP	b0	-51,68	0,01	0,6904	36,27
		b1	8,04	<0,01		
√IG	b0+b1*√DAP	b0	-4,20	<0,01	0,7317	16,44
		b1	3,23	<0,01		
LNIG	b1*LNDAP	b1	1,53	<0,01	0,7621	4,98

Onde: IG= Incremento em área basal dos últimos quatro anos; LNIG= Logaritmo natural do incremento; DAP= Diâmetro; LNIG= Logaritmo natural do diâmetro.

O melhor modelo foi o que utilizou como variável dependente o logaritmo natural do incremento em área basal e como variável independente o logaritmo natural do diâmetro. O intercepto do modelo não foi significativo sendo retirado do mesmo e, portanto foi realizada a correção do valor do coeficiente de determinação ajustado e do coeficiente de variação. O coeficiente de variação foi extremamente baixo neste modelo, sendo um problema antigo para a ciência florestal a correção dos valores dos erros de regressões com função de ligação logarítmica, no entanto, a transformação usada nesta pesquisa é comumente utilizada por pesquisadores da área florestal, e a discussão e desenvolvimento de métodos mais adequados para esta correção fogem do escopo desta pesquisa.

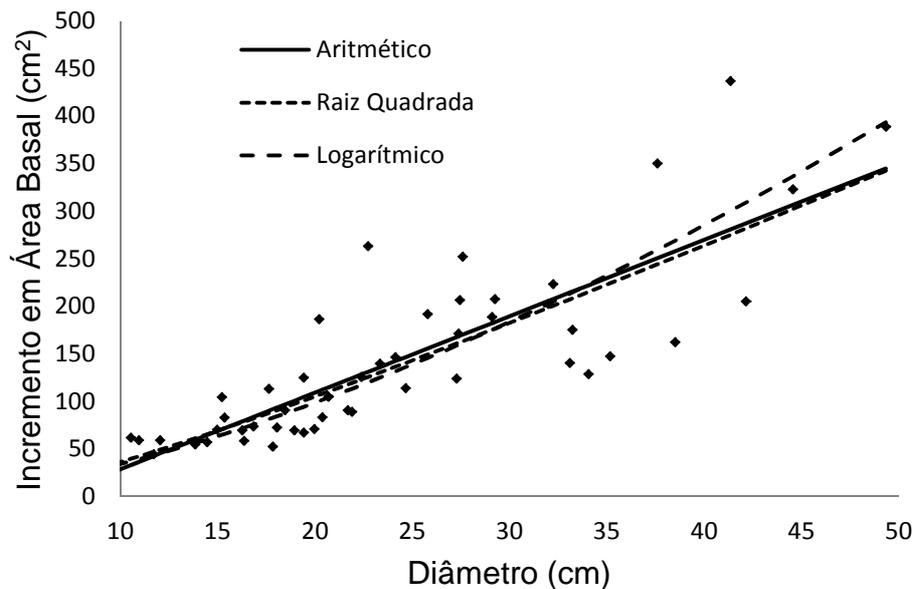


Figura 2.8 – Resultado gráfico da análise de regressão dos diferentes modelos testados para incremento em área basal entre a primavera de 2007 e o inverno de 2011 de angico Vermelho, em função do diâmetro a altura do peito.

Apesar de as tendências não serem muito diferentes graficamente, deve-se atentar ao fato de a tendência logarítmica estar mais no centro da dispersão dos dados nos limites superiores da mesma, indicando que o modelo é mais confiável neste intervalo dos dados, bem como para possíveis extrapolações. Os modelos na forma linear e raiz quadrada tendem a subestimar sistematicamente os incrementos nas maiores classes de diâmetro.

O modelo de crescimento desenvolvido, apesar de não ser o objetivo do estudo, apresentou boa capacidade de predição. Este modelo foi melhor que aos desenvolvidos por Mattos (2007), para *Cedrela fissilis*, *Cabralea canjerana* e *Cordia trichotoma*, e semelhante aos modelos desenvolvidos por Costa (2011) para *Araucaria angustifolia* e Cunha (2009) para *Cedrela odorata*. De forma geral pode-se dizer que se utilizando de transformações de variáveis dependentes e independentes é possível explicar em torno de 80% da variação do incremento em área basal de árvores individuais em um mesmo sítio somente com variáveis de dimensão da árvore.

3.5 Seleção de índice de competição por cipós

Neste procedimento apenas o modelo selecionado como o melhor para explicar a variação do incremento em função da dimensão foi utilizado, este modelo foi novamente testado com as novas variáveis com e sem intercepto, sendo que este continuou não sendo significativo mesmo com a inclusão das variáveis de competição. O resultado da modelagem pelo processo *stepwise* pode ser visto a seguir (Tabela 6).

Tabela 2.6 – Coeficientes e ajuste do modelo para incremento em área basal entre o a primavera de 2007 e o inverno de 2011 de angico Vermelho, em função do diâmetro a altura do peito da competição por cipós.

Modelo	Variável	Coeficiente	Pr>t	R ² _{aj.}	CV(%)
LNIG = LND + Ge	LND	1,56016	<0,01	0,7744	3,726
	Ge	-0,18807	0,02		

Onde: LNIG= Logaritmo natural do incremento; LND= Logaritmo natural do diâmetro; Ge= Área basal de cipós, em metros quadrados por hectare, com estruturas morfológicas especiais de associação ao suporte medida em uma parcela de quatro metros de raio (50,27 metros quadrados).

A única variável de competição por cipós que foi significativa na modelagem do incremento em área basal do Angico-Vermelho foi a área basal total de cipós preenseis, volúveis e radicantes encontrada em uma parcela circular de quatro metros de raio. O coeficiente da mesma foi negativo, mostrando a coerência entre o processo biológico de competição e o processo estatístico.

A utilização da área basal somente de espécies que apresentam estruturas mais especializadas de associação ao suporte foi uma diferenciação desenvolvida no processamento dos dados baseada na identificação das espécies. Diferenciar entre espécies de cipós apoiantes ou com estruturas especializadas de escalada é um processo bem simples e não exige experiência em botânica, permitindo o uso deste método de diferenciação em qualquer estudo de crescimento.

A área basal de cipós é comprovadamente uma variável significativa para determinar o incremento de espécies arbóreas (CLARK; CLARK, 1990; HEIDJEN; PHILLIPS, 2009). No entanto, é uma variável mais trabalhosa de se obter que o Índice de Ocupação de Copa e, por esta razão a área basal não é uma variável comumente coletada em pesquisas que buscam determinar o incremento de árvores.

Nesta pesquisa, os resultados demonstraram que a área basal de cipós é melhor parâmetro para o incremento em área basal de Angico-Vermelho e, que o Índice de Ocupação de Copa é melhor parâmetro para as variáveis de copa. A área basal de cipós que mede a competição abaixo do solo é uma variável contínua que deve ser analisada por análise de regressão, enquanto o IOC mede a competição por luz, é uma variável discreta e deve ser analisada por ANOVA ou análise de covariância. A superioridade do IOC em estimar variáveis de copa se deve ao fato desta variável ser medida na copa das árvores e, a área basal de cipós foi medida em altura semelhante à qual foi obtido o incremento em área basal.

Na comparação entre estes diferentes índices sobre o incremento esta pesquisa encontrou resultados semelhantes ao de Heidjen e Phillips (2009) e Ladwig e Meiners (2009) e, de certa forma estes resultados foram diferentes do trabalho de Clark e Clark (1990). No entanto este último trabalho citado não se utilizou de parcelas de área fixa para determinar a área basal de cipós e, incluiu espécies de hemiepífitas no levantamento. Além disso, Clark e Clark (1990) se utilizaram de correlação parcial da área basal de cipós e hemiepífitas controlado pelo diâmetro para verificar a influência no incremento em diâmetro, portanto, assumiu-se que a relação entre incremento em diâmetro e o diâmetro é linear, hipótese rejeitada por Vanclay (1994).

Outra evidência forte para a superioridade da área basal de cipós em relação ao Índice de Ocupação de Copa para estimar a variação do incremento é obtida com a *plotagem* dos resíduos da modelagem, identificados pelos diferentes IOC's (Figura 8). Observa-se que não existe nenhum padrão claro de relação entre os diferentes Índices de Ocupação de Copa e os resíduos da modelagem do incremento em área basal.

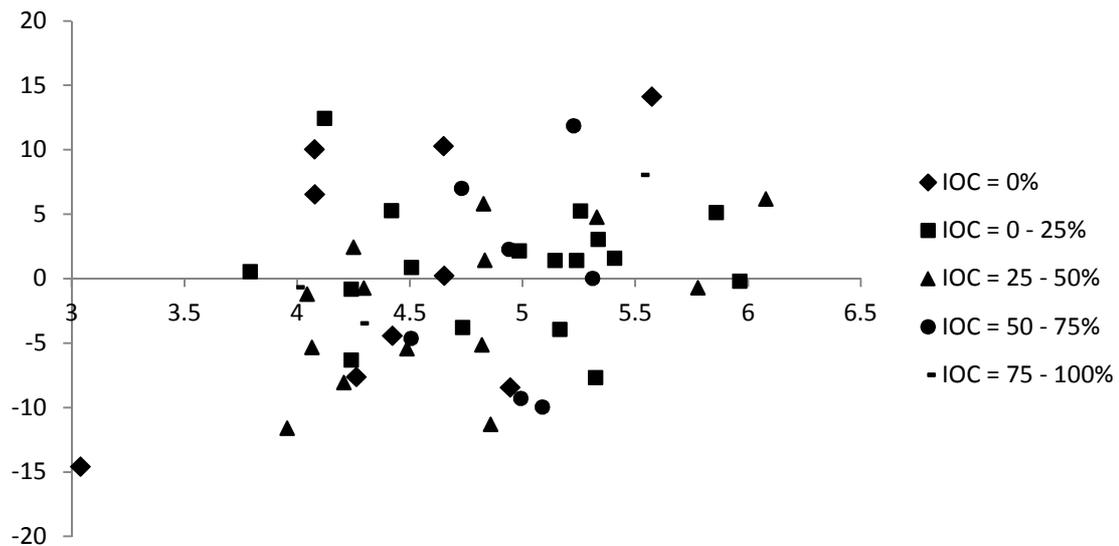


Figura 2.9 – Resultado gráfico da *plotagem* dos resíduos percentuais em função da variável dependente (Logaritmo Natural do Incremento em Área Basal) identificado pelo Índice de Ocupação de Copa (IOC).

Na pesquisa desenvolvida por Heidjen e Phillips (2009) e Ladwig e Meiners (2009) o tamanho da parcela circular foi de um metro de raio para quantificar a competição abaixo do solo e parcelas de área variável para quantificar a competição acima do solo, medindo todos os cipós que claramente escalavam cada árvore. No entanto, é biologicamente improvável que uma parcela de um metro de raio seja suficientemente grande para quantificar a competição por água e nutrientes causada por cipós em árvores. Visto que foi quantificada a área basal para competição acima do solo, aparentemente em uma área semelhante ao raio de copa, a competição acima do solo citada por estes autores é semelhante à competição abaixo do solo neste trabalho.

A parcela de quatro metros de raio tem uma melhor explicação biológica, uma vez que corresponde a um arredondamento do raio médio de copa das árvores estudadas. No entanto, uma parcela do tamanho da área de copa de cada árvore pode ser mais significativa para quantificar a competição por água e nutrientes causada por cipós.

4. CONCLUSÃO

- Não foi encontrada correlação significativa entre o índice de competição que quantificam a competição por cipós acima do solo (IOC) e índices que quantificam a competição abaixo do solo;
- A competição por cipós, medida pelo IOC, influiu negativamente grau de esbeltez do Angico-Vermelho, impedindo o crescimento em altura das árvores.
- A competição por cipós não influiu no desenvolvimento do diâmetro de copa;
- O modelo de incremento em área basal dos últimos quatro anos em função da dimensão e competição foi capaz de explicar quase 80% da variação;
- A área basal de cipós (competição abaixo do solo) foi a variável competitiva que mais contribuiu na explicação da variação do incremento em área basal, sendo indicada como a variável a ser obtida em estudos de crescimento de florestas naturais;

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVIRA, D., PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in lowland forest in Bolívia. **Forest Ecology and management**, v.190, p.73-86, 2004.
- BAWA, K. S.; SEILER, R. Natural forest management and biodiversity conservation in tropical forests. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 46-55, 1998.
- CAMPANELLO, P. I., et al. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. **Forest Ecology and Management**, v. 242, p. 250-259, 2007.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica. Colombo, PR: EMBRAPA Florestas, v. 1, 2003. 1039 p.
- CLARK, D. B.; CLARK, D. A. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 3, p. 321-331, 1990.
- COSTA, E. A. **Influência de variáveis dendrométricas e morfométricas da copa no incremento periódico de Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze, Lages, SC**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2011.
- CUNHA, T. A. **Modelagem do incremento de árvores individuais de Cedrela odorata L. na Floresta Amazônica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2009.
- DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. A. Solos do município de Santa Maria. **Ciência & Ambiente**, v. 38, p. 59-77, 2009.
- DAWKINS, H. C.; PHILIP, M. S. **Tropical moist forest silviculture and management: A history of success and failure**. CAB International: Wallingford, 1998, 359 p.
- DURLO, M.A.; DENARDI, L. Morfometria de *Cabralea canjerana*, em mata secundária nativa do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 8, n. 1, p. 55-66, 1998.
- EISENHAUER, J. G. Regression through the Origin. **Teaching Statistics**. v. 25, n. 3, p. 76-80, 2003.
- GERWING, J. J. Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 1264-1276, 2001.
- GRAUEL, W. T. & PUTZ, F. E. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaiferain* Darien, Panama. **Forest Ecology and Management**, v. 190, p. 99-108, 2004.

HEIDJEN, G. M. et al. Calibrating the liana crown occupancy index in Amazonian forests. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 549-555, 2010.

HEIDJEN, G. M. F.; PHILLIPS, O. L. **Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest**. *Biogeosciences*, v. 6, p. 2217–2226, 2009.

HELDWEIN, A. B. et al. O clima de Santa Maria. **Ciência & Ambiente**, v. 38, p. 43-58, 2009.

HEMERY, G. E. et al. **Applications of the crown diameter–stem diameter relationship for different species of broadleaved trees**. *Forest Ecology and Management*. v. 215, n. 3, p. 285–294, 2005.

HOLMES, T. P. et al. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management** , v. 5583, p. 1–18 , 2001.

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

KAMMESCHIEDT, L. Liana infestation of trees: some observations in a Neotropical lowland forest. **Ecotropica**, v.5, p. 217-220, 1999.

LADWIG, L. M.; MEINERS, S. J. Impacts of temperate lianas on tree growth in young deciduous forests. **Forest Ecology and Management**, v.259, p. 195–200, 2009.

MANNINIG, R. et al. Values, ethics and attitudes toward national forest management: an empirical study. **Society & Natural Resources**, v.12, p. 421-436, 1999.

MATTOS, R. B. **Produtividade e incremento de *Cabralea canjerana* (Vell.) mart., *Cedrela fissilis* Vell. e *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab. ex Steud., em floresta nativa no Rio Grande do Sul**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

PÉREZ-SALICRUP, D. R. Cost and efficiency of cutting lianas in a lowland liana forest of Bolivia. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 324-329, 2001.

PÉREZ-SALICRUP, D. R.; BARKER, M. G. Effect of liana cutting on water potential and growth of adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) trees in a Bolivian tropical forest. **Oecologia**, v. 124, p.469–475, 2000.

PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SORK, V. S. Lianas and trees in a liana forest of Amazonian Bolivia. **Biotropica**, v. 33, n. 1, p. 34-46, 2001.

PHILLIPS, O. L. et. al. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. **Nature**, v. 418, p. 770-774, 2002.

PHILLIPS, O. L., et al. Large lianas as hyperdynamic elements of the tropical forest canopy. *Ecology*, v. 86, p. 1250–1258, 2005.

PINHO, G. S. C. Análise de custos e rendimentos de diferentes métodos de corte de cipós para produção de madeira na floresta nacional do Tapajós. **Acta Amazonica**, v. 39, n.3, p. 555 – 560, 2009.

PUTZ, F. E. et al. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1427–1433, 2008.

PUTZ, F. E. Silvicultural effects of lianas. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge, 1991, 525 p.

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

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

SPRUGEL, D. G. Correcting for bias in log-transformed allometric equations. **Ecology**, v. 64, n. 1, 209-210, 1983.

SPURR, S.. A measure of point density. **Forest Science**, Bethesda, v. 8, n. 1, p. 85-96, 1962.

STURGES, H. A. The Choice of a Class Interval. **Journal of the American Statistical Association**, v. 21, n. 153, p. 65-66, 1926.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield: Applications to mixed tropical forests**. Copenhagen: CAB International, 1994. 312 p.

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

WEIGELT, A.; JOLLIFFE, P. Indices of plant competition. **Journal of Ecology**, v. 91, p. 707-720, 2003.

1. DISCUSSÃO

1.1 Implicações para o manejo de florestas naturais

Cipós são importantes componentes de florestas naturais de regiões tropicais e subtropicais (PUTZ; MOONEY, 1991) e, sua importância relativa em termos de fitomassa e competição tende a aumentar em função de maiores níveis de CO₂ na atmosfera (PHILLIPS, 2002) e de perturbações antrópicas (WRIGHT et al., 2007). Desta forma, o corte de cipós se apresenta como uma medida silvicultural capaz de aumentar o crescimento de árvores (CAMPANELLO et al., 2007) e o sequestro de carbono (HEIDJEN; PHILLIPS, 2009).

No entanto, o corte de cipós é a medida silvicultural com maior impacto ecológico em termos de diversidade (SCHNITZER; BONGERS, 2002). A riqueza de espécies encontrada neste estudo demonstra a importância estrutural e florística deste grupo de espécies em florestas naturais. A falta de um levantamento fitossociológico na área de estudo, bem como a ausência de estimadores não paramétricos de riqueza e levantamentos de áreas próximas torna a quantificação da riqueza de espécies relativa dos cipós difícil, no entanto, como forma grosseira de comparação se usa o trabalho de BUDKE et al. (2004) que amostrou apenas árvores maiores que 15 centímetros de diâmetros, e em uma área semelhante os cipós representariam uma acréscimo de quase 50% de diversidade do dossel. Assim sendo, o corte cipós deve ser efetuado de maneira à reduzir os impactos ambientais.

A maior área basal em áreas próximas à bordas encontrada neste estudo, representa um aspecto importante da ecologia e manejo de cipós. A estrutura espacial hiper-fragmentada da Floresta Atlântica (RIBEIRO et al., 2009) faz com que os cipós tenham uma importância relativa ainda maior neste ecossistema e, sejam prováveis causadores de uma maior mortalidade de árvores neste ecossistema (LAURANCE et al., 2000). Da mesma forma, uma grande presença de cipós nas bordas faz com que estes causem um “envelhecimento” da bordadura, diminuindo a entrada de vento e luz dentro de fragmentos, possibilitando a regeneração de espécies com um maior grau de umbrofilia, tornando o manejo de cipós em fragmentos e em árvores próximas a bordadura um grande desafio.

A capacidade de brotação dos cipós é talvez o maior empecilho para o sucesso deste tratamento silvicultural. Os resultados deste estudo demonstraram que existe uma grande diferença de capacidade de rebrota entre espécies e grupos morfológicos de cipós. De forma geral, pode-se dizer que espécies apoiantes e preenseis tendem a ter uma maior rebrota após o corte. Assim sendo o corte de espécies preenseis deve ser realizado em dois pontos (PÉREZ-SALICRUP, 2001), para evitar que estas espécies usem o antigo caule como meio de atingir o dossel, uma vez que as brotações podem crescer mais de 10 centímetros por dia (observação de campo).

Além disso, devido às baixas taxas internas de retorno do manejo de florestas naturais (HOLMES et al., 2002; GRAAF et al., 2003), a redução de custos de atividades silviculturais como o corte de cipós contribui grandemente para o sucesso econômico e social desta atividade. A aplicação do corte de cipós em toda a floresta leva a uma grande variação dos custos da atividade dependendo da densidade de cipós (VIDAL et al. 1997). Assim sendo a aplicação de um manejo de cipós baseado em árvores individuais (SCHNITZER; BONGERS, 2002), considerando apenas árvores que estão realmente sendo afetadas pela competição por cipós pode levar a uma redução significativa dos custos de tratamentos silviculturais (PINHO, 2009).

Os resultados desta pesquisa sugerem que o crescimento e produção do Angico-Vermelho somente é afetado pela competição por cipós em casos extremos, como grandes áreas basais de cipós ou Índices de Ocupação de Copa (IOC) acima de 50%. Assim, levando em consideração que as atividades silviculturais em uma floresta natural são realizadas em intervalos de tempo de 5-10 anos (GRAAF et al., 2003), para o Angico-Vermelho, pode-se dizer que o corte de cipós é recomendável em árvores com mais de 25% da copa ocupada por cipós e, de forma generalizada, em árvores menores que 20 centímetros de diâmetro, uma vez que a capacidade competitiva de árvores é menor quando sua dimensão é menor.

O Angico-Vermelho possui uma grande plasticidade morfológica, respondendo em casos em que os cipós são capazes de lançar ramos acima de sua copa, diminuindo a passagem de luz, com um crescimento lateral da copa. Esta capacidade de se adaptar em diferentes ambientes competitivos, cria um grande potencial de manejo desta espécie em florestas naturais, devido às suas altas taxas de crescimento e capacidade de adaptação em condições de liberação, sem a necessidade de um grande cuidado com a espacialidade da liberação desta espécie.

Sua madeira de alta densidade também representa, aliada às taxas de crescimento e capacidade de fixação de nitrogênio, um grande potencial de sequestro de carbono por parte do Angico-Vermelho em sistemas de produção em florestas naturais.

2. CONCLUSÃO

- Os cipós são importantes componentes estruturalmente e floristicamente de florestas naturais. Seu manejo pode ser realizado considerando características ecológicas das espécies arbóreas e agressividade de cipós;
- O manejo de cipós é mais importante e difícil em ecossistemas fragmentados como a Floresta Atlântica;
- Espécies preenseis de cipós são mais agressivas e necessitam corte em dois pontos;
- A competição por cipós influencia mais a forma da copa do que o incremento de Angico-Vermelho;
- O corte de cipós em Angico-Vermelho deve ser realizado de forma generalizada em indivíduos com menos de 20 centímetros de diâmetro, e em árvores com mais de 25% da copa ocupada por cipós nos outros casos;
- O Angico-Vermelho apresenta grande potencial de produção de serrapilheira e sequestro de carbono devido à sua plasticidade e rápido crescimento;

3. REFERENCIA BIBLIOGRÁFICAS

- BUDKE, J. C. et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botânica. Brasília**, v. 18, n. 3, p. 581-589, 2004.
- CAMPANELLO, P. I., et al. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. **Forest Ecology and Management**, v. 242, p. 250-259, 2007.
- GRAAF, N. R; FILIUS, A. M.; SANTOS, A. R. H. Financial analysis of sustained forest management for timber Perspectives for application of the CELOS management system in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 177, p. 287–299, 2003.
- HEIDJEN, G. M.; PHILLIPS, O. L. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest. **Biogeosciences**, v. 6, p. 2217–2226, 2009.
- HOLMES, T. P. et al. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon **Forest Ecology and Management**, v.163, p. 93–110, 2002.
- LAURANCE, W. F. et. al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, p. 105-116, 2001.
- PÉREZ-SALICRUP, D. R. Cost and efficiency of cutting lianas in a lowland liana forest of Bolivia. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 324-329, 2001.
- PHILLIPS, O. L. et. al. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. **Nature**, v. 418, p. 770-774, 2002.
- PINHO, G. S. C. Análise de custos e rendimentos de diferentes métodos de corte de cipós para produção de madeira na floresta nacional do Tapajós. **Acta Amazonica**, v. 39, n.3, p. 555 – 560, 2009.
- PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge, 1991, 525 p.
- RIBEIRO, M. C. et al. The brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n.6, p. 1141-1153, 2009.
- SCHNITZER, S. A. & BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223-230, 2002.
- VIDAL, E., et al. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 98, p. 105-114, 1997.

WRIGHT, S. J., HERNANDEZ, A., AND CONDIT, R.: The bushmeat harvest alters seedling banks by favouring lianas, large seeds and seed dispersed by bats, birds, and wind. **Biotropica**, v. 39, p. 363–371, 2007.

APÊNDICE

Guia de identificação de cipós por caracteres vegetativos

Amphilophium crucigerum (L.) L.G. Lohmann



Anchietea pyrifolia A. St.-Hil



***Aristolochia triangularis* Cham**



***Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg**



***Chamissoa altissima* (Jacq.) Kunth**



Dica de Campo:

Caracterizada pelo caule de consistência herbácea e pela presença de floema incluso concêntrico, suas flores são facilmente observáveis durante o inverno.

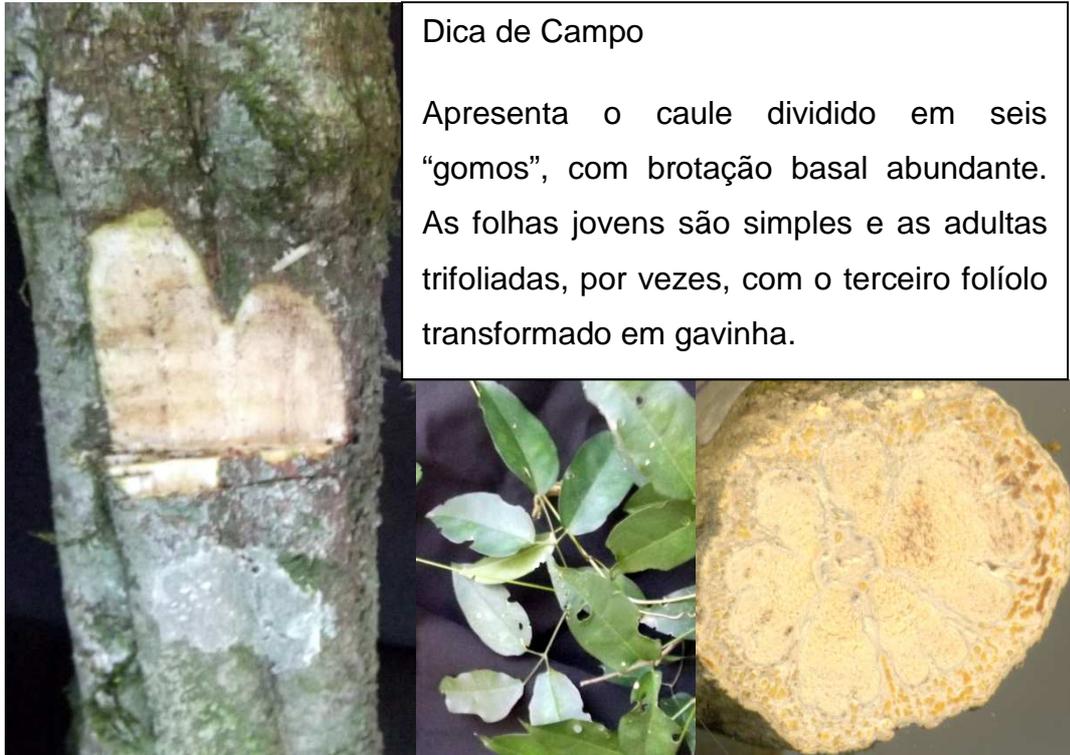
***Combretum fruticosum* (Loefl.) Stuntz**



Dica de Campo:

Caracterizada pela cor da casca (quando atinge dimensões superiores à 4 centímetros de dap) sendo de cor creme-claro e pelas folhas simples e opostas. Em indivíduos menores a casca possui fissuras longitudinais.

cf. *Cuspidaria* sp.



***Dalbergia frutescens* (Vell.) Britton**



***Dasyphyllum spinescens* (Less.) Cabrera**



Dica de Campo:

Em indivíduos de maior dimensão a entrecasca possui uma tonalidade alaranjada. Em indivíduos mais jovens dois espinhos longos (> 5 centímetros) partindo do mesmo ponto de inserção e ápices foliares espinescentes.

***Dolichandra uncata* (Andrews) L.G. Lohmann**



Dica de Campo:

Espécie radicante, se diferencia da *Dolichandra unguis-cati* pelos folíolos que são mais largos (>2,5 centímetros) e densamente pubescentes.

***Dolichandra unguis-cati* (L.) L.G. Lohmann**



Dica de Campo:

Espécie radicante, se diferencia da *Dolichandra uncata* pelos folíolos que são menos largos (<2,5 centímetros) e glabrescentes.

***Forsteronia glabrescens* Müll. Arg**



Dica de Campo:

Caracterizada pela grande produção de látex, se diferencia da outra espécie da família Apocynaceae por possuir um caule mais claro e folhas de menor dimensão.

***Forsteronia cf. thyrsoides* (Vell.) Müll. Arg**



Dica de Campo

Espécie latescente, apresentando desprendimento em placas irregulares de casca.



***Gouania ulmifolia* Hook. & Arn**



Dica de Campo:

Caracterizada pela presença de protuberâncias cancrascentes (semelhantes à galhas) por toda a casca externa, sem padrão de distribuição.



***Pyrostegia venusta* (Ker Gawl.) Miers**



Dica de Campo:

Caracterizada pelo desprendimento regular em placas da casca, que gera fissuras transversais regulares no caule.



***Seguieria aculeata* Jacq**



Dica de campo

Caracterizada pela presença de dois acúleos na inserção das folhas que persistem após a queda das mesmas. Possui consistência lenhosa e presença de floema incluso concêntrico.



***Senegalia tucumanensis* (Griseb.) Seigler & Ebinger**



Dica de campo

Plantas armadas com espinhos curvados. A folha apresenta uma glândula peciolar estipada na inserção do primeiro par de pinas. O caule varia de cilíndrico à quadranguloso.

***Serjania laruttea* Cambess**



Dica de campo

Espécie caracterizada pelo caule extremamente irregular quanto a forma e a presença de látex no câmbio. Possui domácias destacadamente visíveis a olho nú.

***Serjania meridionalis* Cambess**



***Tanaecium selloi* (Spreng.) L.G. Lohmann**



***Thinouia cf. ventricosa* Radlk**



***Tournefortia cf. breviflora* DC.**



***Tynanthus cf. micranthus* . Méllö ex K. Schum**



Dica de campo

Espécie caracterizada pelo forte cheiro de cravo liberado pela casca quando cortada, os folíolos subovados também ajudam na identificação.