

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

**Lianas da Floresta Estacional Semidecidual: Ecofisiologia e Uso em  
Restauração Ecológica**

**Jeanne Marie Garcia Le Bourlegat**

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

**Piracicaba  
2009**

Jeanne Marie Garcia Le Bourlegat  
Bacharel em Ciências Biológicas

**Lianas da Floresta Estacional Semidecidual: Ecofisiologia e Uso em  
Restauração Ecológica**

**Orientador:**  
Prof. Dr. **SERGIUS GANDOLFI**

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

**Piracicaba  
2009**

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

Le Bourlegat, Jeanne Marie Garcia  
Lianas da floresta estacional semidecidual: ecofisiologia e uso em restauração ecológica /  
Jeanne Marie Garcia Le Bourlegat. - - Piracicaba, 2009.  
103 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2009.  
Bibliografia.

1. Ecofisiologia 2. Ecossistemas - Restauração 3. Florestas tropicais 4. Germinação 5  
Plantas trepadeiras I. Título

CDD 635.9  
L449L

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

*Aos meus pais, Jean e Nilza, por terem  
sonhado com este futuro, e feito ele acontecer !*

*Com amor e toda minha gratidão.....*

*Dedico.*



## AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, pela vida, por seu amor e cuidado.

Ao querido “mestre”, Prof. Dr. Sergius Gandolfi, que foi muito mais que um orientador, por todas as incansáveis explicações, atenção, dedicação e paciência durante estes anos.

Ao amigo e co-orientador Dr. Pedro Brancalion, pelo cuidado e atenção, pelas inúmeras horas dedicadas, amizade e principalmente pelo “Plano B”!

Ao “Chico”, Francisco Carlos Antonioli, sem o qual este trabalho não teria acontecido, pela participação em todo o trabalho de campo.

Aos amigos das horas difíceis, Marina, Milene e Nino, pela ajuda voluntária nos trabalhos de campo e no viveiro, e por tornar estas horas mais divertidas. Muitíssimo obrigada!

Às queridas amigas, Claudia e Débora pela imensurável ajuda com as correções e sugestões na redação.

Ao Prof. Dr. Marco Antonio de Assis e Dr. Renata Udulutsch pela identificação das espécies de lianas.

Ao Prof. Dr. Carlos Tadeu dos Santos Dias pelo auxílio nas análises estatísticas.

Aos queridos amigos do Lerf, que tanto ajudaram com conselhos, sugestões, opiniões, broncas, companhia, amizade... minha sincera admiração pela solidariedade, companheirismo, disposição em ajudar, e meu orgulho em ter feito parte, mesmo que por pouco tempo, desta grande e tão querida família.

Ao meu querido Vô, por sua presença em minha vida e pela companhia. Por compartilhar sua sabedoria e permitir que eu aprenda com o senhor.

Ao Jean Luc e à Camila, pelas risadas que ajudaram a continuar a caminhada.

Ao tio Cláudio e tia Cida, pelo amor e atenção.

E a todos que de alguma forma ajudaram para que esta dissertação fosse concluída.

O presente trabalho foi realizado com o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq – Brasil.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	11
LISTA DE FIGURAS.....	13
LISTA DE TABELAS.....	19
1 INTRODUÇÃO.....	21
1.1 Interações biológicas.....	24
1.2 Interações negativas.....	27
1.3 Ecofisiologia de lianas.....	30
1.4 Fatores ambientais.....	34
1.5 Restauração ecológica.....	36
1.6 Hipóteses.....	40
1.7 Objetivo.....	40
1.7.1 Objetivos específicos.....	40
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	41
2.1 Área de estudo.....	41
2.2 Espécies utilizadas.....	43
2.3 Delineamento experimental.....	44
2.3.1 Ecofisiologia de sementes.....	45
2.3.2 Ecofisiologia de mudas.....	47
2.3.3 Semeadura direta.....	48
2.4 Análise estatística.....	51
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
3.1 Ecofisiologia de sementes.....	53
3.2 Ecofisiologia de mudas.....	63
3.3 Semeadura direta.....	78
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	87
REFERÊNCIAS.....	91





## RESUMO

### Lianas da Floresta Estacional Semidecidual: Ecofisiologia e Uso em Restauração Ecológica

As lianas são componentes característicos da Floresta Estacional Semidecidual, importantes para a estrutura e dinâmica deste ecossistema. Entretanto, são escassos os estudos sobre sua ecofisiologia, bem como sua utilização em programas de restauração ecológica. O objetivo deste estudo foi avaliar a ecofisiologia de sementes e juvenis de espécies de liana em relação às preferências ambientais para a regeneração e às variáveis envolvidas no uso dessas espécies na restauração ecológica via semeadura direta. Para isto, sementes de 11 espécies de lianas foram submetidas a quatro tratamentos: com e sem luz e com e sem alternância de temperatura, com 4 repetições de 25 sementes. O experimento sobre o crescimento de mudas foi realizado usando-se oito espécies de lianas submetidas a dois tratamentos: à pleno sol e sob sombra, com 12 repetições. Ao fim do experimento, o número de folhas foi contado. Posteriormente as folhas, o caule e a raiz de cada planta foram cortados, embalados, secos e pesados para obtenção da massa seca destes. Para o estudo da semeadura direta, 400 sementes de três espécies de lianas foram semeadas sob a copa de 48 indivíduos de quatro espécies arbóreas do dossel situadas em uma de floresta em restauração na margem da represa de abastecimento público do Município de Iracemápolis – SP. Foi realizada avaliação mensal da emergência de plântulas por 210 dias. As espécies de lianas *Bauhinia* sp, *Pithecoctenium echinatum* e *Urvillea laevis* não necessitaram de luz e alternância de temperatura para germinar. *Macfadyena unguis-cati*, *Mucuna* sp 1, *Temnadenia violacea*, *Adenocalymma bracteatum* e *Hippocratea volubilis* apresentaram fotoblastismo positivo, entretanto as duas últimas tiveram a porcentagem de germinação modificada pela alternância de temperatura. *Peltastes peltatus*, *Aristolochia galeata* e *Cardiospermum grandiflorum* apresentaram dependência de alternância de temperatura. Com relação à ecofisiologia de mudas, todas sobreviveram na sombra, sendo por isso consideradas como tolerantes ao sombreamento. *Adenocalymma bracteatum*, *Cardiospermum grandiflorum* e *Macfadyena unguis-cati* apresentaram maior crescimento à pleno sol para a maioria das variáveis analisadas, o que lhes confere vantagem competitiva em alta irradiância, como clareiras. *Aristolochia galeata*, *Cissus sicyoides* e *Mucuna* sp 2 apresentaram aumento de valor para poucas variáveis à pleno sol. Enquanto *Mucuna* sp 1 e *Urvillea laevis* não apresentam diferença de crescimento entre ambiente sombreado e à pleno sol, ou seja, a abertura de clareira não interfere na taxa de crescimento destas espécies. Com relação à semeadura direta, apenas duas espécies germinaram. *Bauhinia* sp apresentou emergência de plântulas muito baixa e *Macfadyena unguis-cati* ao contrário, apresentou germinação maior que a esperada nesta condição. Não houve diferença na emergência de plântulas entre os tratamentos. Assim, as lianas estudadas apresentaram diferentes respostas às condições ambientais típicas de clareiras, já que algumas espécies foram dependentes de luz/alternância de temperatura para germinar ou pleno sol para crescer melhor, e outros foram indiferentes a essas condições. Estes resultados indicam que as características ecofisiológicas de lianas devem ser considerados no planejamento de sua introdução em projetos de ecologia da restauração.

Palavras-chave: Lianas; Germinação; Ecofisiologia; Restauração de Ecossistema

## ABSTRACT

### **Lianas of Seasonally Dry Forest: Ecophysiology and Use in Restoration Ecology**

Lianas are important components of the structure and dynamics in seasonally dry forests, but there are few studies on their ecophysiology and use in restoration ecology. The objective of this study was to evaluate the ecophysiology of seeds and juveniles of species of liana in the preferences for environmental regeneration and the variables involved in using these species in direct seeding in restoration ecology. Seeds of 11 liana species were submitted to germination test in a combination of light and dark conditions with constant and alternating temperatures, with 4 replicates of 25 seeds per treatment. Seedlings growth was evaluated for eight liana species in conditions of full sun light and shading, with 12 repetitions per treatment. The plants were evaluated according to the dry mass of leaves, stem and root, as well to the number of leaves per plant. For the study of direct seeding, 400 seeds of three liana species were sowed under the canopy of four tree species present in a 20-year-old restored forest in Iracemápolis - SP. Evaluation was performed monthly and for a period of 210 days by accounting seedling emergence. The species *Bauhinia* sp, *Pithecoctenium echinatum* and *Urvillea laevis* did not require light and alternating temperature to germinate, but the species *Macfadyena unguis-cati*, *Mucuna* sp 1, *Temnadenia violacea*, *Adenocalymma bracteatum* and *Hippocratea volubilis* showed positive photoblastism and the species *Peltastes peltatus*, *Aristolochia galeata* and *Cardiospermum grandiflorum* required alternating temperatures. All seedlings survived to shading, but most of them grew better under full sun light. Only the species *Bauhinia* sp *Macfadyena unguis-cati* produced seedlings in the direct sowing, but at low emergence percentage and rate, which did not differ among tree species canopy. Thus, the studied lianas can have different responses to environmental conditions typical of forest gaps, as some species required light/alternating temperature to germinate and full sun light to grow better, and others were indifferent to such conditions. These results indicate that the ecophysiological characteristics of lianas should be considered when planning their introduction in restoration ecology projects.

Keywords: Lianas; Germination; Ecophysiology; Restoration Ecology



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1- Vista aérea das áreas restauradas no entorno de três represas de abastecimento público do Município de Iracemápolis. A seta vermelha indica a área onde foi conduzido o experimento de semeadura direta de lianas.....42
- Figura 2 - Estrutura de arame e barbantes onde foi conduzido o tratamento a pleno sol do experimento de ecofisiologia de mudas.....48
- Figura 3 - Modelo de semeadura direta de uma espécie de liana sob a copa de uma espécie arbórea. A circunferência preta representa a faixa de semeadura.....49
- Figura 4 - Circunferência de semeadura direta sob um indivíduo de *Schizolobium parahiba*.....50
- Figura 5 - Semente de *Bauhinia* sp na parte inferior da foto. Ao centro da imagem palito utilizado para demarcar o local da semeadura.....50
- Figura 6 - Distribuição do Índice de Velocidade de Germinação das espécies de lianas estudadas entre os tratamentos de temperatura na presença de luz. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; BA: *Bauhinia* sp; CA: *C. grandiflorum*; HI: *H. volubilis*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; PE: *P. peltatus*; PI: *P. echinatum*; TE: *T. violácea*; UR: *U. laevis*

Figura 7 - Curva de germinação das espécies de lianas que sofreram diferença de velocidade de germinação entre os tratamentos de temperatura na presença de luz. As linhas tracejadas representam o tratamento Temperatura Alternada e as linhas contínuas representam o *tratamento Temperatura Constante*. AR: *Aristolochia galeata*; CA: *Cardiospermum grandiflorum*; PE: *Peltastes peltatus*.....63

Figura 8 - Biomassa média de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*.....68

Figura 9 - Número médio de folhas de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*.....69

Figura 10 - Massa seca foliar média de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*.....70

Figura 11 - Razão entre massa foliar e biomassa total das mudas nos dois tratamentos: pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média.....71

Figura 12 - Razão entre massa foliar e biomassa total de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*.....72

Figura 13 - Massa seca média de raiz de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*.....73

Figura 14 - Razão entre massa de raiz e da parte aérea média de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*.....74



- Figura 15 - Curva de emergência de plântulas *de* *Bauhinia* sp sob as diferentes espécies arbóreas do dossel. As barras verticais indicam o desvio padrão. N = 25.....79
- Figura 16 - Curva de emergência de *plântulas de* *M. unguis-cati* sob as diferentes espécies arbóreas do dossel. As barras verticais indicam o desvio padrão. N = 25.....80
- Figura 17 - Precipitação média semanal da região de Limeira – SP durante o período do experimento de semeadura direta.....81
- Figura 18 - Vista aérea da região de Limeira, a linha no centro da figura indica a distância entre o centro da cidade de Limeira e a área de estudo no Município de Iracemápolis.....81

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Relação das 13 espécies de lianas e suas respectivas famílias, época de floração e frutificação e síndrome de dispersão, coletadas em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (MORELLATO, 1991; KIM, 1996).....43
- Tabela 2 - Relação das espécies arbóreas e respectivas famílias, utilizadas no experimento de semeadura direta.....44
- Tabela 3 - Relação das espécies de lianas utilizadas no experimento de ecofisiologia de sementes.....45
- Tabela 4 - Relação das espécies de lianas utilizadas no experimento de ecofisiologia de mudas.....47
- Tabela 5 - Relação das espécies de lianas utilizadas para o experimento de semeadura direta.....49
- Tabela 6 - Média de massa seca e média de teor de água de algumas espécies de lianas estudadas.....54
- Tabela 7 - Germinação média das espécies de lianas estudadas sob diferentes condições de luz e temperatura. N = 100 sementes; Período de Observação: 41 dias. Médias seguidas da mesma letra, na horizontal, indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05.....55

- Tabela 8 - Resultados das análises de ANOVA dos efeitos das espécies (S), dos tratamentos (T) e da sua interação (S x T) sobre o crescimento das mudas de lianas. Os graus de liberdade (GL) foram os mesmos para todas as variáveis observadas.....64
- Tabela 9 - Média e desvio padrão da biomassa, número de folhas, massa foliar, massa de raiz e razão raiz/parte aérea das mudas desenvolvidas a pleno sol e sob sombrite. Os valores em negrito indicam os dados que apresentaram diferença significativa entre os tratamentos ao nível de 0,05 de significância.....65
- Tabela 10 - Respostas das espécies de lianas para as variáveis estudadas sob as diferentes condições de luz e temperatura no experimento de germinação e diferentes condições de irradiância no experimento de crescimento de mudas. D: dependente de luz e/ou alternância de temperatura para a germinação; I: independente de luz ou alternância de temperatura para a germinação; T: tolerante ao sombreamento para o crescimento das mudas; +: apresenta vantagem competitiva quando submetida à maior irradiância.....77
- Tabela 11 - Classificação das espécies de lianas em grupos de acordo com as características de desenvolvimento da planta em diferentes condições de luz obtidas neste estudo.....78
- Tabela 12 - Média e desvio padrão da emergência de plântulas das três espécies de lianas estudadas sob diferentes espécies arbóreas na área de estudo em Iracemápolis, SP.....79

Tabela 13 - Distribuição do número de plântulas e da porcentagem de plântulas da cada espécie de liana sob cada indivíduo das espécies arbóreas de dossel.....	86
--	----



## 1 INTRODUÇÃO

Trepadeiras são plantas escandentes que iniciam seu desenvolvimento como plântulas terrestres, mas que dependem de outras como suporte para crescer em altura e alcançar o dossel, onde encontram maior disponibilidade de luz (PUTZ, 1984a; GENTRY, 1991a; CAMPANELLO et al., 2007).

As plantas trepadeiras podem ser classificadas, de acordo com sua estrutura caulinar, em trepadeiras herbáceas, em inglês denominadas “vines”, cujo caule é delgado e não lenhoso, e trepadeiras lenhosas, as lianas. Estas apresentam caule mais longo e com diâmetro maior, sendo mais frequentes sobre as copas das árvores (RICHARDS, 1996; MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1998). Elas empregam uma gama de mecanismos de escalada, como raízes adventícias adesivas, órgãos de fixação como gavinhas, ou mesmo ramos flexuosos e ramificações laterais que se enrolam ao redor de um suporte (PENALOSA, 1982; UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004; PUTZ, 2009).

A anatomia do caule de lianas também é muito peculiar e possuem características relacionadas ao hábito trepador, como variações cambiais, elementos de vaso de grande diâmetro, dimorfismo de vasos, os quais conferem eficiência e segurança na condução, grande quantidade de parênquima (tecido mole que aumenta sua flexibilidade, ajuda a evitar danos mecânicos e acelera a taxa de recuperação a danos) e pequena proporção de fibras (BRANDES; BARROS, 2008).

Desigualmente distribuídas geograficamente, a grande maioria das lianas está restrita às florestas tropicais, onde são mais abundantes, mais diversas e apresentam maior variedade de formas e tamanhos que nas florestas temperadas (PUTZ, 1984b; GENTRY, 1991a).

Segundo Gentry e Dodson (1987), as plantas escandentes são um dos componentes não arbóreos que contribuem significativamente para a diversidade das florestas tropicais. Ibarra-Manríquez e Martínez-Ramos (2002) encontraram 90 espécies de lianas em quatro ambientes florestais no México, sendo que as famílias mais representativas foram Bignoniaceae, Fabaceae, Malpighiaceae e Sapindaceae. Na Costa Rica, Mascaro, Schnitzer e Carson (2004) listaram 107 espécies de lianas em

Florestal Tropical Úmida, sendo que as famílias de maior riqueza também foram Sapindaceae e Bignoniaceae. Kim (1996) estimou, com base em coleções de herbários, em 361 espécies a flora total de plantas escandentes da Floresta Ombrófila Densa do Estado de São Paulo, sendo que pelo menos 80% dessas espécies não são restritas a esta formação florestal, evidenciando uma distribuição ecológica ampla. Também concluiu que existe mais espécies de lianas raras e comuns do que abundantes, da mesma forma como se observa para as árvores.

Entretanto, de acordo com Hegarty e Caballé (1991), a riqueza e abundância de lianas diferem grandemente de uma floresta para outra e até mesmo dentro da própria floresta. Formações em regiões com estação seca bem definida apresentam maior abundância de lianas que as demais regiões.

De acordo com Swaine e Grace (2007), a proporção de espécies de lianas na floresta aumenta com a diminuição da precipitação anual. Além disso, muitas das espécies que aparecem nas florestas secas não são encontradas nas florestas com alta precipitação. Isto implica que algumas espécies tenham se adaptado às florestas com uma estação seca significativa.

Florestas mais secas têm caracteristicamente maior proporção de espécies arbóreas decíduas, e conseqüentemente há maior irradiância dentro do dossel durante a estação seca. Neste momento, lianas que permanecem sempre-verdes podem ter vantagem devido a sua habilidade única de crescimento durante este período do ano, enquanto seus competidores apresentam redução dos processos fisiológicos. Além disto, também apresentam forte competição sub-superficial e sistema de transporte de água mais eficiente que das árvores (SCHNITZER, 2005). Segundo Cai, Schnitzer e Bongers (2009), as lianas são mais eficientes que as árvores na absorção e uso de água e nitrogênio na estação seca. Elas também mantêm alta assimilação de carbono nesta época. Assim as lianas apresentam vantagem competitiva em relação às árvores durante a estação seca, o que explica sua alta abundância em florestas tropicais estacionais.

As Florestas Estacionais Semidecíduas (FES), fitofisionomia de Mata Atlântica, caracterizada pela presença de espécies decíduas e semidecíduas, com considerável ocorrência de epífitas e samambaias e grande quantidade de trepadeiras, ocorre em

regiões com baixas temperaturas de inverno e estação seca bem definida. Nestas, o grupo das trepadeiras é um componente característico e tem um importante papel estrutural (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1998; UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004; CAMPANILI; PROCHNOW, 2006).

De acordo com Morellato e Leitao-Filho (1996), uma FES no Município de Campinas, região central do Estado de São Paulo, conta com 96 espécies de lianas. Stranghetti e Ranga (1998) encontraram em uma FES, no norte do Estado de São Paulo, 63 espécies de lianas, que correspondem a 31,34% da sua riqueza. Hora e Soares (2002), em estudo fitossociológico das lianas em uma FES em São Carlos – SP, encontraram 45 espécies. Rezende e Ranga (2005) encontraram 105 espécies de lianas em 22 famílias em levantamento florístico das lianas de uma FES no Noroeste Paulista. Kinoshita et al. (2006) encontraram 35 espécies de lianas de 14 famílias em uma FES de 3,27 ha no Município de Campinas, sendo que a maioria encontrava-se no estrato superior e próximo à borda da mata. Tibiriçá; Coelho e Moura (2006) encontraram 120 espécies de lianas, distribuídas em 30 famílias em uma FES no nordeste do Estado. As famílias com maior riqueza em todos os estudos foram Bignoniaceae, Malpighiaceae, Sapindaceae e Apocynaceae.

De acordo com Stranghetti et al. (2003), 24% das espécies de um fragmento de FES em Potirendaba, no interior do estado, é de lianas. Udulutsch; Assis e Picchi (2004) encontraram 148 espécies de plantas escandentes, que correspondem a 39% da riqueza de uma FES em Rio Claro (SP). Segundo Rezende (2005), 54% dos indivíduos arbóreos, em FES no noroeste paulista, carregavam pelo menos uma liana, variando conforme a altura da árvore, altura do fuste, altura da copa, ao tipo de casca e ao diâmetro da árvore.

Assim, pode-se considerar que a elevada riqueza de trepadeiras é um importante atributo das Florestas Estacionais Semidecíduas (UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004).



## 1.1 Interações biológicas

A importância de lianas foi reconhecida por Darwin (1867 apud PUTZ; MOONEY, 1991) ainda no século XIX. Além do seu papel na diversidade e estrutura florestal, este grupo vegetal contribui substancialmente na dinâmica das florestas tropicais.

Elas são particularmente importantes para a fixação de carbono da atmosfera. Cai, Schnitzer e Bongers (2009) verificaram que as lianas fixam mais carbono por unidade de área foliar e sofrem menor estresse hídrico na estação seca do que as árvores. A relativa alta capacidade fotossintética nesta estação permite a elas fixar mais carbono ao longo deste período. Assim, as lianas também contribuem significativamente para a transpiração nas florestas tropicais, principalmente nesta época do ano (SCHNITZER; BONGERS, 2002).

As lianas são particularmente importantes na ciclagem de nutrientes florestal devido à alta eficiência na captação e utilização de nitrogênio e água do solo na estação seca, ao seu rápido crescimento e elevada biomassa de folhas (onde se concentra a maior parte dos nutrientes) em relação à biomassa de caule (PUTZ, 1983, 1984b) e baixa longevidade foliar (PENALOSA, 1984).

Hegarty (1991) estudou a produção de serapilheira foliar de lianas em uma floresta subtropical sempre-verde na Austrália, e verificou que a área basal de lianas corresponde a 2,2% do total, enquanto sua produção de serapilheira foliar é 24% do total, possibilitando que as lianas sejam cerca de 15 vezes mais produtivas na relação serapilheira foliar em relação à área basal do que as árvores. Para uma Floresta Ombrófila Densa Submontana em Orleans, Santa Catarina, a estimativa de produção por lianas foi de 17% do total de serapilheira anual, sendo que da serapilheira foliar da floresta, 25% é produzido pelas lianas (MARTINELLO; CITADINI-ZANETTE; SANTOS, 1999).

Isto provavelmente ocorre porque as lianas são suportadas pelas árvores, e assim podem deslocar seus recursos para uma grande massa de folhagem. Conseqüentemente, por área de seção transversal unitária, os caules das trepadeiras podem suportar áreas totais de folhas maior do que as árvores. De fato, uma liana com

10 cm de diâmetro pode apresentar a mesma área de folhas (ou massa foliar) de uma árvore cinco vezes maior (PUTZ, 1983; GENTRY, 1991a; HERGATY; CABALLÉ, 1991).

A folhagem das lianas também ajuda a manter a estabilidade do microclima florestal na estação fria e seca, quando parte das árvores do dossel perde as folhas. Isto além de melhorar as condições de germinação e estabelecimento de plântulas, pode exercer um efeito protetor contra eventuais geadas (MORELLATO, 1991). Savage (1992), estudando o efeito de emaranhados de lianas sobre a regeneração em planície costeira no Oeste de Samoa, verificou que a abundância de plântulas da floresta foi a mesma sob as lianas e em floresta secundária. Concluíram que os emaranhados de lianas não são obstáculo para a regeneração florestal, e que estes promovem micro-sítios ambientais que permitem a regeneração de espécies da floresta costeira. De acordo com Vieira e Scariot (2006), em Floresta Estacional Decidual na região central do Brasil, há menor remoção de sementes do banco de sementes nas áreas sob emaranhados de lianas, provavelmente pela menor visibilidade destas pelos grandes vertebrados nestes locais, indicando que as lianas podem favorecer o recrutamento de plântulas.

As lianas também têm papel fundamental na manutenção da fauna florestal. De acordo com Morellato e Leitão-Filho (1996) os padrões de florescimento e frutificação de lianas e árvores são marcadamente diferentes. As árvores apresentam pico de floração de outubro a novembro, início da estação chuvosa, enquanto que as lianas apresentam dois picos de floração: um em março (na transição da estação chuvosa para a seca) e outro em outubro (transição da estação seca para a chuvosa). O principal pico de floração das lianas, portanto, é de março a abril, quando menos da metade das árvores estão com flor. Esta capacidade de florescer nesta época pode estar relacionada à forma de vida, porque as lianas economizam em estrutura de sustentação e têm menor desbalanço de carbono entre a estação seca e a chuvosa. Já a frutificação de lianas é altamente sazonal, com um pico de julho a agosto, fim da estação seca. Assim, os padrões fenológicos complementares ao das árvores resultam em uma oferta constante de néctar, pólen e frutos ao longo do ano e destacam a importância deste grupo de plantas para a manutenção da fauna como um todo,

principalmente a de polinizadores e dispersores de sementes (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1996).

De acordo com Gentry (1991b), as trepadeiras são altamente diversificadas quanto ao sistema de polinização, incluindo membros de todas as maiores guildas de polinizadores. Também são mantenedoras da fauna de grandes vertebrados. Segundo Galetti e Pedroni (1994) e Galetti, Pedroni e Morellato (1994), as flores, folhas, frutos e sementes de várias espécies de lianas em um fragmento de FES no município de Campinas correspondem a 40% dos recursos alimentares de bugios (*Allouata fusca*) e do macaco-prego (*Cebus apella*).

Além da oferta de recursos, elas promovem maior complexidade estrutural do dossel. Ao conectar as copas das árvores, as lianas oferecem uma continuidade entre estas ao longo de uma distância apreciável em grandes espaços abertos, atuando como engenheiros do ecossistema das florestas (PUTZ, 2009). São criadas, desta forma, verdadeiras estradas por onde os animais se deslocam entre as árvores sem a necessidade de descer ao solo, onde estariam mais susceptíveis à predação. Permitem também que animais não alados alcancem os estratos superiores da floresta. Putz (1984b) encontrou em uma floresta tropical no Barro Colorado, uma liana que conectava a copa de 22 árvores do dossel. Emmons e Gentry (1983) inclusive sugerem que as diferentes densidades de lianas em diferentes continentes podem ter sido o fator seletivo chave em determinar diferentes adaptações locomotoras de vertebrados nas florestas tropicais da África, Ásia e Neotrópicos.

A frequência de uso alimentar das lianas é proporcional à sua frequência na floresta, por exemplo, os primatas usam mais lianas na sua alimentação na África do que em outras regiões, sendo que a África é o local de maior frequência de lianas. Além disso, a presença de lianas é um fator seletivo co-evolutivo da morfologia dos vertebrados. A maior presença de lianas na África, por exemplo, pode ter reduzido a utilidade de adaptações locomotoras especializadas nos animais arbóreos, porque elas proporcionam percursos variados entre as copas das árvores, o que as torna essenciais para os vertebrados arbóreos, que apresentam falta de adaptação locomotora especializada para os movimentos inter-copas (EMMONS; GENTRY, 1983; GENTRY, 1991a).

Giné (2009) estudou a preferência de habitat do ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*), um pequeno mamífero roedor, endêmico da Mata Atlântica e ameaçado de extinção, e verificou que tanto para o forrageamento, quanto para o deslocamento, o repouso e as atividades em geral eles preferem árvores com elevado número de cipós (> 6 indivíduos), com a copa coberta por estes e com emaranhados. Segundo o autor, tem sido relatada a preferência de emaranhados de cipós também por preguiças. Isto por dificultar o acesso de predadores, permitir maior possibilidade de fuga, alertar a presença de predadores através da vibração dos ramos e por proteger da chuva e da incidência solar.

## 1.2 Interações negativas

No entanto, em virtude dos efeitos deletérios gerais sobre as árvores, os gestores florestais geralmente recomendam a remoção das trepadeiras, pelo menos das que crescem em futuras árvores de produção (PUTZ, 1984a). Estudos demonstram que a presença de lianas interfere no recrutamento de mudas e crescimento do caule das espécies arbóreas, principalmente as de crescimento lento (PUTZ, 1984a; GRAUEL; PUTZ, 2004; CAMPANELLO et al., 2007).

As lianas afetam as relações alométricas das plantas hospedeiras no estágio inicial da vida destas, ao interferir no comprimento do entrenó e na área da copa da árvore jovem (TOLEDO-ACEVES; SWAINE, 2007). Além disto, a competição com as lianas sob o solo diminui o incremento de biomassa aérea de mudas de árvores em quase cinco vezes (SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005).

Também interferem negativamente sobre a produção de sementes das espécies arbóreas madeireiras. A cobertura do dossel arbóreo por emaranhados de lianas reduzem a produção de sementes (NABE-NIELSEN; KOLLMANN; PEÑA-CLAROS, 2009).

As lianas também são conhecidas por aumentarem os danos nas árvores durante a exploração seletiva de madeira. Ao interconectarem as copas das árvores da floresta tropical, causam a queda das árvores vizinhas à de interesse no momento do

corte e extração seletivos, o que resulta em clareiras maiores e pode prejudicar as futuras explorações madeireiras (VIDAL; GERWING, 2003).

Outro efeito importante das lianas na comunidade florestal consiste na alteração e suspensão da regeneração de clareiras. As lianas colonizam as clareiras e permanecem ali instaladas por vários anos, promovendo a densidade e diversidade de pioneiras e reduzindo a densidade de não pioneiras. Estas clareiras dominadas por lianas podem ficar por anos na floresta e contrastar com as clareiras convencionais dominadas por árvores (SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000).

Rozza (2003) trabalhou com o manejo de lianas sobre a dinâmica de regeneração de trecho florestal de FES degradado em Campinas (SP). Concluiu que após o manejo, o qual consistiu no corte de lianas em faixa e em área total, houve a aceleração da regeneração de espécies arbustivas e arbóreas na área degradada. Entretanto a autora sugere que para áreas que não sofreram distúrbio intenso, como bordas de fragmentos com elevada densidade de lianas, seja feito manejo de menor intensidade, cortando apenas as espécies hiperabundantes.

Também é comum a idéia de que a abundância exagerada de lianas poderia ser um fator de degradação do ecossistema (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998). Em florestas alteradas e em fragmentos florestais, geralmente a abundância de cipós aumenta muito. Santos (2003) encontrou alta infestação de lianas em fragmentos de FES perturbados no interior do Estado de São Paulo, nos quais alguns chegavam a ter mais de 80% das árvores hospedando lianas. A grande abundância de lianas pode atingir níveis onde os mecanismos de auto-regulação do ecossistema, já comprometidos por outros fatores de perturbação, não são suficientes para evitar processos de degradação estrutural e funcional (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998).

Devido a estes efeitos prejudiciais no crescimento e regeneração de árvores madeireiras, áreas do manejo florestal têm as lianas como plantas daninhas nocivas. Para evitar estes impactos causados pelas lianas, foi desenvolvida uma técnica de manejo florestal conhecida como "cutting", que consiste em regulares e repetidos cortes de cipós antes da exploração madeireira (RICHARDS, 1996; VIDAL; GERWING, 2003).

Entretanto, de acordo com Gerwing e Vidal (2002), oito anos após o corte de lianas para a exploração madeireira na Floresta Amazônica, verificou-se redução de

14% da riqueza de espécies desse grupo de plantas, bem como significativa redução da sua abundância das mesmas. Segundo os autores, do ponto de vista da conservação, esta redução implica em efeitos indiretos potenciais sobre outras espécies do ecossistema, como espécies de insetos e outros grupos de animais associados à vegetação.

Por outro lado, em estudo recente, ADDO-FORDJOUR et al. (2009a) concluíram que os distúrbios florestais afetam negativamente as árvores, limitando assim a disponibilidade de suportes para as lianas, levando à diminuição em sua abundância. Segundo o autor a densidade de lianas é significativamente dependente da densidade de suportes e por isso os distúrbios antropogênicos que afetam a densidade de árvores conseqüentemente levam à diminuição de lianas. Em outro estudo os autores concluíram que o tipo de prática de manejo adotada influencia na ecologia das lianas (ADDO-FORDJOUR et al., 2009b).

Além disso, a abundância local e a distribuição de lianas nas comunidades são determinadas primariamente pelas qualidades dinâmicas da floresta e sua capacidade de auto-regulação. Assim, áreas muito infestadas por lianas são sinais de que algum fator de degradação que atuou ou permanece no ecossistema, ou seja, as lianas não são a causa primária da degradação, mas sim indicadoras da mesma (HEGARTY; CABALLÉ, 1991; ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998).

E mais, de acordo com Tibiriçá, Coelho e Moura (2006), os fragmentos florestais apresentam baixa similaridade florística de lianas entre si, conseqüentemente, a fragmentação e destruição destes remanescentes ou o corte indiscriminado destas plantas pode levar à extinção de muitas espécies pelo aumento do isolamento reprodutivo, enquanto a manutenção de vários fragmentos teria grande importância na manutenção da diversidade regional dessa forma de vida.

Também é importante salientar que os vários estudos relatando os impactos negativos das lianas sobre as árvores têm seu enfoque principal na produção madeireira e não na conservação do ecossistema (PUTZ, 1984a, b; SCHNITZER; BONGERS, 2002; GRAUEL; PUTZ, 2004; SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005; TOLEDO-ACEVES; SWAINE, 2007). Segundo Morellato e Leitão-Filho (1998) é importante que não se considere as trepadeiras apenas como “inimigas” devido aos

seus efeitos “nocivos” ao desenvolvimento das árvores, apontados nos estudos silviculturais, mas sim sejam compreendidas dentro do contexto da dinâmica das comunidades florestais onde estão inseridas.

### **1.3 Ecofisiologia de lianas**

Apesar de sua reconhecida importância e ampla distribuição ecológica, as lianas receberam menos atenção que as árvores nos estudos de florestas tropicais, sendo um dos componentes da estrutura da floresta menos estudado devido à dificuldade de coleta em florestas densas e por ocuparem preferencialmente as copas das árvores (GENTRY, 1984a; MACÍA et al., 2007).

Entretanto, segundo Schnitzer e Bongers (2002), nos últimos anos houve uma explosão em pesquisas relacionadas às lianas (PUTZ, 1980, 1984 a, b; GENTRY; DODSON, 1987; HEGARTY, 1990, 1991; IBARRA-MANRÍQUEZ; MARTÍNEZ-RAMOS, 2002; GERWING et al., 2006; CAI; SCHNITZER; BONGERS, 2009). No Brasil, houve a partir da década de 1990 um crescimento do interesse dos botânicos em estudar lianas (KIM, 1996; WEISER, 2001; UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004; REZENDE; RANGA, 2005; KINOSHITA et al., 2006; TIBIRIÇÁ; COELHO; MOURA, 2006; BRANDES; BARROS, 2008), mas trabalhos que abordam seus aspectos ecológicos nas florestas ainda são raros. Dentre estes, destacam-se trabalhos referentes à fitossociologia (HORA; SOARES 2002), fenologia (MORELLATO, 1991), e sobre manejo em fragmentos florestais (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; ROZZA, 2003) realizados em florestas semidecíduas. Estudos básicos sobre a comunidade de lianas tais como a germinação, a fisiologia e referentes às mudanças da comunidade ao longo do tempo continuam ainda pouco explorados.

Nas florestas tropicais, a grande maioria dos estudos sobre ecofisiologia de sementes e mudas foi feita com espécies arbóreas. Apenas alguns trabalhos como o de Carter e Teramura (1988), Baars e Kelly (1996), Avalos e Mulkey (1999), Nabe-Nielsen (2002), Ellsworth; Harrington e Fownes (2004); Toledo-Aceves; Swaine, (2008) estudaram a fisiologia de lianas, principalmente relacionando à disponibilidade de luz.

No Brasil, somente Sanches e Válio (2002a, b, 2006, 2008) realizaram algum tipo de estudo com sementes desse grupo de plantas e com a fisiologia de plântulas.

Devido à sua abundância em clareiras naturais e áreas perturbadas, as plantas escandentes são geralmente vistas como dependentes de altos níveis de luz para sua germinação e estabelecimento (PUTZ, 1984b; HEGARTY; CABALLE', 1991).

Em geral, sementes de espécie de clareira precisam de condições específicas para germinar. De acordo com Baskin e Baskin (1988), os fatores ambientais mais importantes no controle da germinação de sementes são a temperatura, a luz e a umidade do solo. Mudanças destes fatores, como a alternância de temperatura no solo e as mudanças na densidade de fluxo de fótons e na qualidade de luz, devido abertura de clareiras na vegetação, são detectadas pelas sementes e funcionam como sinais de que há condição ambiental favorável à germinação e futuramente ao estabelecimento e crescimento da plântula (FENNER, 1985; VAZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1993).

As sementes dependentes de luz para a germinação são chamadas fotoblásticas positivas, as quais possuem um tipo de sensor ambiental, o pigmento fitocromo, que detecta as mudanças de luz (LABOURIAU, 1983). Já a indução da germinação pela temperatura ocorre devido à necessidade de uma temperatura mínima constante ou da alternância de temperatura, simulando o efeito da variação diária de temperatura na clareira (VAZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1993).

Estas flutuações de temperatura também podem mudar a resposta ao estímulo da luz e afetar a ocorrência e velocidade da germinação diminuindo o período de luz necessário para a superação da dormência. Algumas sementes que são dormentes no escuro em temperatura constante podem germinar nestas condições sob regime de temperatura alternada (BASKIN; BASKIN, 1988; VAZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1993).

Por outro lado, apesar das lianas serem comumente encontradas e abundantes nas clareiras naturais ou florestas perturbadas (PUTZ, 1984b), Sanches e Válio (2002a, b), estudando a germinação e viabilidade de sementes de lianas no interior florestal, verificaram que algumas espécies são capazes de germinar e se estabelecer em



ambiente sombreado no interior da floresta, entretanto com baixa porcentagem de germinação.

Muitas espécies também são capazes de viver no sub-bosque como plantas que se auto-sustentam, ou seja, independentes de suporte na fase inicial de vida (HERGATY; CABALLÉ, 1991). Sanches e Válio (2002a, b) estudaram a sobrevivência de mudas de lianas plantadas na borda e interior da mata. Verificaram que na borda todas as mudas sobreviveram, já no interior houve variação de 0% a 100% de sobrevivência, dependendo da espécie, sendo que estas apresentaram menor crescimento e número de folhas e maior conteúdo de clorofila que as mudas da borda.

Outros autores trabalharam com a fisiologia de mudas de lianas em relação à disponibilidade de luz. Collins e Wein (1993) encontraram 11 espécies de plantas escandentes no sub-bosque em uma floresta mesófila na Carolina do Sul, todas auto-sustentadas. Os autores sugeriram que elas devem permanecer pequenas no sub-bosque por longo tempo até que seja aberta uma clareira e possam se desenvolver e subir ao dossel. Em 1996, Baars e Kelly verificaram que algumas espécies de lianas apresentavam baixa sobrevivência quando sob reduzida incidência de luz e tinham seu crescimento e reprodução restritos a alta irradiância, enquanto outras se mostraram tolerantes a estes baixos níveis de luz com rápido incremento de biomassa em pequenos aumentos de irradiância. Nabe-Nielsen (2002) estudou como a abertura do dossel e a posição topográfica interferem na mortalidade e crescimento de plântulas de lianas do dossel. Verificou que tanto o crescimento quanto a mortalidade aumentaram com a abertura do dossel e que a mortalidade era baixa em ambiente sombreado. Em função disso, tais autores classificaram as espécies como tolerantes ao sombreamento.

Em 2004, Ellsworth e colaboradores encontraram resultados semelhantes estudando a sobrevivência e crescimento de uma espécie de liana em diferentes condições de luz, pois verificaram que a espécie apresenta crescimento reduzido, mas sobrevivência elevada na sombra, comparável com espécies arbóreas tolerantes à sombra. Observaram ainda que a plasticidade também funciona como a das plantas tolerantes à sombra em baixa condição de luz, e como a das plantas de rápido crescimento quando a pleno sol, o que a fornece grande vantagem competitiva. Por outro lado, de acordo com Gerwing (2004) as lianas parecem não requerer alta

irradiância para o estabelecimento inicial de suas plântulas, mas a sobrevivência e crescimento das mudas estabelecidas estão relacionados com o aumento da luz. Para Myers, Anderson e Byers (2005), o sombreamento afeta negativamente a fotossíntese foliar, bem como a biomassa da parte aérea e de raiz e por isso há maior crescimento das plantas com o aumento de luz.

Avalos e Mulkey (1999), estudando a plasticidade fenotípica da espécie *Stigmaphyllon lindelianum*, verificaram que as plantas apresentavam habilidade para responder imediatamente após expostas a mudanças significativas nas condições de luz por meio de um ajuste funcional das folhas já expandidas e do aumento da produção de folhas. De acordo com Sanches e Válio (2006), com o aumento da área foliar específica há aumento da absorvância em menores densidades de fluxos de fótons, o que pode ajudar no ganho global de carbono pelas plantas sob condições de luz limitada. No entanto, esses mesmos autores relataram que as trocas gasosas e a taxa fotossintética de lianas diminuem conforme há diminuição da irradiância (SANCHES; VÁLIO, 2008).

Cai et al. (2007), comparando o crescimento de duas lianas de sol (*Bauhinia claviflora* e *B. tenuiflora*), uma de sombra (*Bauhinia aurea*) e duas árvores de sol (*Bauhinia purpurea* e *B. monandra*) verificou que o crescimento das lianas de sol é maior e mais rápido que o das espécies arbóreas. Já as lianas tolerantes à sombra apresentaram as menores taxas de crescimento entre os três grupos estudados. Também verificou que o crescimento das lianas foi explicado pelos fatores morfológicos, mas não foi atribuído aos fatores fisiológicos como taxa fotossintética e concentração de nitrogênio na folha. No entanto, Sanches e Válio (2008), observaram que os valores da taxa fotossintética e de condutância estomatal das lianas é alterado por diferentes irradiâncias, e que estes valores são intermediários aos das espécies arbóreas pioneiras e tardias, ou seja, a predominância de lianas nos habitats com alta irradiância não implica que elas tenham resposta fisiológica semelhante às espécies pioneiras.

Segundo Toledo-Aceves e Swaine (2008), como a abundância de lianas é maior nas clareiras e bordas de mata do que no sub-bosque, elas são geralmente consideradas como espécies pioneiras dependentes de luz. Entretanto, conforme se

tem observado em estudos recentes, existe uma ampla variedade de tolerância à sombra dentro deste grupo de plantas. A resposta das plântulas à disponibilidade de luz envolve mudanças fisiológicas e anatômicas tanto na folha como na planta como um todo.

#### **1.4 Fatores ambientais**

O conhecimento sobre como as flutuações das condições abióticas tipicamente presentes nas bordas e clareiras, bem como as variações das condições de luz e temperatura do interior da floresta interferem na sobrevivência e desenvolvimento das lianas é escasso e incipiente. A luz, por exemplo, é um fator muito complexo, e a descrição dos regimes de luz no qual vivem as plantas nas diferentes manchas de uma floresta é muito restrita (GANDOLFI, 2003).

As florestas tropicais são organizadas em mosaicos de manchas de diferentes fases de sucessão: fase de clareira, fase de construção e fase madura. A queda de uma árvore do dossel origina uma mancha de clareira, que ao longo do tempo passa pela fase de construção, até chegar à fase madura, onde são encontradas as espécies tolerantes à sombra formando o dossel. Nesta mancha, as árvores emergentes e do dossel recebem mais luz e produzem sombra em uma área muito grande no sub-bosque. Desta forma o valor de energia radiante que chega ao chão da floresta é extremamente pequeno, entre 0,1 e 1,9%. Em sub-bosque de FES 80% dos registros de luz correspondem à radiação difusa de fundo (Densidade de Fluxo de Fótons Fotossinteticamente Ativos - DFFFA  $< 50 \mu\text{mol}^{-2}\text{s}^{-1}$ ), ou seja, condição de sombra, sendo que os registros mais freqüentes estão entre zero e  $10 \mu\text{mol}^{-2}\text{s}^{-1}$  de PPFD (GANDOLFI, 2000; MONTGOMERY; CHAZDON, 2002).

Os maiores valores de irradiância neste local são devido aos “sunflecks”, manchas de luz solar que se deslocam pelo sub-bosque da floresta, sendo de curta duração e pequena dimensão. De acordo com Montgomery e Chazdon (2002), a variação de luz em pequena escala no sub-bosque pode afetar expressivamente o recrutamento das espécies tolerantes à sombra. Segundo Vazquez-Yanes e Orozco-Segovia (1993), a ocorrência de “sunflecks” interfere significativamente na germinação

de sementes. A disponibilidade de luz no chão florestal tem importante papel no crescimento, sobrevivência e história de vida das plântulas e mudas.

Por outro lado, as clareiras recebem 100% da energia radiante, embora seja durante um período de tempo limitado. Por exemplo, a borda interna de uma clareira média é sombreada 70% do tempo. Já no centro de clareiras grandes a sombra permanece por cerca de 40 a 55% do tempo. Ou seja, também há grande variação de luz e temperatura dentro da clareira, diferente da imagem que se tem de um sítio que está sempre recebendo grande incidência de luz. As variações de temperatura mudam de 25 °C durante a noite para até 42 °C durante o dia, enquanto no interior florestal a temperatura do solo difere pouco da temperatura do ar, e a variação diária é pequena (BAZZAZ; PICKETT, 1980).

De acordo com Gandolfi (1991) também existe a heterogeneidade na disponibilidade de luz criada pela deciduidade nas florestas estacionais. Segundo Morellato (1991), uma FES no interior do Estado de São Paulo apresenta 53% das espécies arbóreas decíduas. A abertura do dossel devido à queda de folhas cria um regime de luz singular no seu sub-bosque. A área abaixo da copa de árvores decíduas é sombreada durante a maior parte do ano, e durante um período menor, de deciduidade, essa área outrora sombreada assemelha-se a uma situação de clareira, sendo por isso denominada de “clareira de deciduidade” (GANDOLFI, 2000, 2003, 2009).

O sub-bosque de árvores decíduas recebe mais radiação, principalmente no segundo semestre, quando as árvores estão sem folhas. Ocorre elevação do nível de luz difusa de fundo e do surgimento de fachos de luz solar direta de longa duração. Assim, o sub-bosque sob dossel decíduo apresenta duplo comportamento, durante a maior parte do ano comportando-se como o sub-bosque de dossel perenifólio, mas quando o dossel está decíduo apresenta os padrões de PPFd semelhantes aos observados em borda de clareiras médias.

A existência de diferentes regimes de luz sob diferentes espécies arbóreas sugere que as árvores do dossel de uma FES agem como “Filtros de Biodiversidade” para as plantas que se desenvolvem sob elas. O efeito de filtragem pode ocorrer devido condições abióticas provocadas pelas árvores-filtro, determinando quais as espécies

que vão chegar, sobreviver e se desenvolver sob elas, influenciando assim a densidade e composição de espécies na comunidade (GANDOLFI, 2000, 2003).

Entretanto as diferenças no regime de luz são apenas uma parte da heterogeneidade criada pelas copas das árvores (GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007). Cada espécie do dossel pode criar condições de micro-sítio específicas abaixo de sua copa. Vários autores têm verificado a influência individual de árvores no substrato sobre o qual elas crescem, deixando suas marcas no solo, afetado por sua copa e raízes, com o aumentando do nitrogênio e matéria orgânica, por exemplo (ZINKE, 1962; BOETTCHER; KALISZ, 1990, MONTAGNINI, 2001).

Este processo é chamado de “Engenharia Física do Ecossistema” e os organismos responsáveis de “Engenheiros Físicos do Ecossistema” (JONES; LAWTON; SHACHAK, 1997). Este fenômeno de mudanças no ambiente leva a consequências ecológicas que podem ser tanto positivas quanto negativas para outras espécies que vivem no local, sendo permeável a um grupo de plantas e impermeável a outras.

Assim, cada espécie do dossel florestal pode provocar diferentes respostas em termos de germinação, crescimento, mortalidade, etc. das espécies que tentam se regenerar sob ela, afetando todas as formas de vida da floresta, inclusive as lianas (GANDOLFI; JOLY; LEITÃO-FILHO, 2009).

## **1.5 Restauração ecológica**

A Floresta Estacional Semidecidual ocupava originalmente grande extensão de área, desde a Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina até o Rio Grande do Sul, entre outros estados. Entretanto, devido à expansão das fronteiras agrícolas, foi extensamente devastada restando atualmente pequenos fragmentos pouco preservados e isolados entre si por grandes áreas agropastoris (DURIGAN, 2008, RIBEIRO et al., 2009).

A conservação deste ecossistema é um desafio, pois ele continua sob forte pressão antrópica, e nosso conhecimento sobre sua biodiversidade ainda é escasso. Neste contexto, a restauração ecológica vem para tentar reconstruir a estrutura e as complexas interações da comunidade (BELLOTTO et al., 2009). De acordo com a

Society for Ecological Restoration International (SERI), a restauração é “a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais”.

Entretanto, os projetos de restauração são limitados à utilização de espécies arbóreas, não levando em consideração outras formas de vida. Apesar de sua evidente importância ecológica, as lianas geralmente não são utilizadas nos projetos de restauração de áreas degradadas (PADOVEZI, 2005). Na elaboração destes projetos assume-se que o aumento da riqueza de espécies e formas de vida ocorrerá em função do recrutamento pelo banco de sementes autóctone ou pela chegada de sementes de florestas próximas após alguns anos de implantação (SIQUEIRA, 2002).

Contudo, monitoramentos de áreas restauradas com mais de 10 anos mostram que mesmo após esse período da implantação dos projetos a chegada de outras formas de vida é muito pequena, ou nem existe (SOUZA, 2000; SIQUEIRA, 2002). De acordo com Sorreano (2002), a chegada de propágulos de lianas em algumas áreas restauradas é menor que 1%, e a presença destas no banco de sementes é de apenas 3%. Souza (2000) estudando a estrutura de áreas restauradas com FES no interior do Estado de São Paulo não encontrou este grupo vegetal nestas áreas, mesmo após 7 e 11 anos, sendo que após 12 anos, encontrou apenas 6 espécies de lianas.

Siqueira (2002), em monitoramento de duas áreas restauradas de FES no interior de São Paulo, com 10 e 14 anos, não encontrou nenhum indivíduo de liana no estrato de regeneração destas áreas. Em monitoramento da regeneração natural em três áreas restauradas de 6 a 16 anos no Pontal do Paranapanema, Damasceno (2005) encontrou entre 9 e 20 espécies de lianas, a maioria das espécies de síndrome anemocórica.

Devido às áreas restauradas estarem geralmente isoladas de fragmentos florestais em uma matriz agrícola pouco permeável ao fluxo da fauna, estas áreas não recebem propágulos de outros locais, e a chuva de sementes é autóctone. Conseqüentemente o banco de sementes e a regeneração possuem riqueza reduzida de espécies e formas de vida, o que pode ser considerado um grande problema para a

auto-perpetuação dessas áreas e sustentabilidade das ações de restauração ecológica (SIQUEIRA, 2002).

Deste modo, a área reflorestada tem a oferta de alimento para a manutenção de uma fauna permanente de polinizadores, bem como de frugívoros, restrita à floração e frutificação arbórea, o que pode implicar em uma menor taxa de polinização e uma menor chuva de sementes. Essa idéia é reforçada por Kageyama e Gandara (2000) que enfatizam que as possibilidades de polinização, dispersão e predação natural, fatores essenciais na manutenção dos processos ecológicos das florestas já implantadas, ainda são duvidosas.

Tucker e Murphy (1997) afirmam que a regeneração ecológica não pode se restringir a espécies arbóreas, pois o recrutamento de outras formas de vida, como trepadeiras, também é crítico para a criação da estrutura semelhante a uma floresta natural tropical. Para Sorreano (2002), devem ser feitos manejos para a introdução de diferentes formas de vida nas áreas com pequena expressão da regeneração.

Um dos próximos desafios da restauração ecológica é a inserção de outras formas de vida nos projetos já implantados, a fim de restaurar os processos ecológicos e garantir a perpetuação da floresta re-construída (BELLOTTO et al., 2009). Contudo, a utilização de outros grupos vegetais requer o conhecimento da ecofisiologia das espécies que os compõem, tanto de sementes como de mudas, permitindo estimar a capacidade de sobrevivência nas áreas degradadas e comportamento da espécie na comunidade, a fim de possibilitar o uso correto dessas espécies na restauração ecológica.

Do mesmo modo, é preciso obter informações sobre qual a melhor técnica para introdução destas plantas nos projetos de restauração, que pode ser feita pelo tradicional plantio de mudas produzidas em viveiro, por meio de semeadura direta, por transplante de plântulas ou por transposição de “topsoil” de florestas maduras.

Igualmente é necessário verificar a viabilidade da obtenção das mudas por sementes, que compreende informações sobre a abundância na produção de sementes, a possibilidade de armazenamento, a germinabilidade e a variabilidade genética. Existe ainda a alternativa da produção de mudas por meio de estaquia, tomando-se os devidos cuidados para garantir a variabilidade genética.

Outra pergunta de relevante importância diz respeito sobre qual o melhor período para a introdução das lianas no projeto: no início da restauração, concomitante às árvores, ou se numa segunda fase do projeto, como enriquecimento? De acordo com Putz (1984b), as lianas têm crescimento limitado a locais com disponibilidade de suporte, como borda de mata, abertura de picadas e clareiras, onde suportes potenciais fornecem acesso ao dossel. A distribuição horizontal e vertical dos ramos e caules arbóreos com pequeno diâmetro controla o sucesso das lianas (HEGARTY, 1991; ADDO-FORDJOUR et al., 2009a).

Assim, qual seria o melhor local para o plantio, na mesma linha de plantio das espécies arbóreas, na entrelinha, junto ao tronco das árvores? De acordo com Putz (1984a), as árvores pioneiras não são infestadas por lianas, devido ao seu crescimento rápido e monopodial. No entanto, Arroyo-Rodriguez e Toledo-Aceves (2009) verificaram que a densidade de lianas aumenta com a abundância de espécies arbóreas pioneiras.

Assim sendo, é importante a continuidade de estudos que sustentem teórica e tecnicamente a inserção de outras formas de vida nos projetos de restauração ecológica (BELLOTTO et al., 2009).



## 1.6 Hipóteses

Este trabalho se propõe a testar as seguintes hipóteses:

As sementes de lianas são capazes de germinar em condições de temperatura constante e/ou sem a presença de luz.

As mudas de lianas sobrevivem e se desenvolvem em ambiente sombreado.

É possível utilizar a semeadura direta como técnica de implantação de lianas em área em restauração florestal sombreada.

Há germinação diferenciada das sementes de lianas de acordo com a espécie arbórea sob a qual foram semeadas.

## 1.7 Objetivos

Este estudo teve como objetivo avaliar a ecofisiologia de sementes e juvenis de espécies de liana em relação às preferências ambientais para a regeneração e às variáveis envolvidas no uso dessas espécies na restauração ecológica via semeadura direta.

### 1.7.1 Objetivos específicos

- Comparar a porcentagem e velocidade de germinação de sementes de lianas em diferentes condições de luz e temperatura;
- Determinar se as espécies de lianas sobrevivem como plântulas na sombra e verificar quais as diferenças de crescimento de mudas de lianas a pleno sol e na sombra;
- Verificar a capacidade de germinação de sementes de lianas no interior florestal;
- Comparar a germinação de sementes de lianas sob diferentes espécies arbóreas de dossel.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado em quatro etapas e desenvolvido em três locais:

**Primeira etapa:** (fevereiro de 2008 a julho de 2008) – foi realizada coleta de sementes de lianas em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no Estado de São Paulo;

**Segunda etapa:** (setembro de 2008 a dezembro de 2008) - foi desenvolvido um experimento de ecofisiologia de sementes de lianas no Laboratório de Sementes do Departamento de Produção Vegetal, da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – USP;

**Terceira etapa:** (novembro de 2008 a junho de 2009) – foi desenvolvido um experimento de ecofisiologia de juvenis de lianas no Viveiro de mudas florestais Bio Flora, no Município de Piracicaba;

**Quarta etapa:** (novembro de 2008 a junho de 2009) – foi instalado um experimento de semeadura direta de sementes de lianas em uma área em processo de restauração há 20 anos no Município de Iracemópolis - SP.

### 2.1 Área de estudo

O experimento de semeadura direta foi conduzido em uma área localizada no Município de Iracemópolis, interior do Estado de São Paulo, a 22°35`S de latitude e 47°31`W de longitude (Figura 1). O clima da região é do tipo Cwa (tropical de altitude com inverno seco e verão úmido e quente), segundo a classificação de Köppen (1948), e a pluviosidade varia de 1.100 a 1.700 mm anuais. Os solos existentes são classificados como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico e Latossolo Vermelho eutrófico (PROJETO RADAMBRASIL, 1983; RODRIGUES; LEITÃO-FILHO, CRESTANA, 1992; PRADO, 2003).



Figura 1- Vista aérea das áreas restauradas no entorno de três represas de abastecimento público do Município de Iracemápolis. A seta vermelha indica a área onde foi conduzido o experimento de semeadura direta de lianas (Fonte: Google Earth, 2009)

A área, com aproximadamente 50 ha, situada na microbacia do Ribeirão Cachoeirinha, faz parte de um projeto de recuperação do entorno da represa de abastecimento público do Município, iniciado em 1987. Neste local foram introduzidas 140 espécies, sendo a maioria arbórea encontrada em fragmentos da região, algumas frutíferas para atração da fauna e algumas exóticas, a fim de controlar os efeitos de borda e complementar o plantio. Ao longo dos 50 ha restaurados inicialmente usou-se um espaçamento de 4 m x 4 m e posteriormente de 3m x 3 m. Foram feitos plantios em módulos de 9 indivíduos, sendo 6 de pioneiras, 2 de secundárias iniciais e 1 secundária tardia ou clímax. As espécies foram distribuídas de acordo com duas sub-áreas, sendo uma faixa de 10 m adjacente ao reservatório, onde o lençol freático é mais superficial, e outra paralela a esta, com espécies de Floresta Estacional Semidecidual. Seu entorno é dominado pelo cultivo de cana-de-açúcar, do qual é separada por uma estrada, que funciona como aceiro (RODRIGUES; LEITÃO-FILHO, CRESTANA, 1992).

Em 2002, a área já apresentava dossel de aproximadamente 10m com diferentes estratos (SIQUEIRA, 2002). Entretanto, no local são encontrados alguns indivíduos de poucas espécies da forma de vida escandente, mesmo após 20 anos da implantação do projeto de restauração.

## 2.2 Espécies utilizadas

Tabela 1 - Relação das 13 espécies de lianas e suas respectivas famílias, época de floração e frutificação e síndrome de dispersão, coletadas em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (MORELLATO, 1991; KIM, 1996)

ESPÉCIE	FAMÍLIA	FLORAÇÃO	FRUTIFICAÇÃO	SÍNDROME DE DISPERSÃO
<i>Adenocalymma bracteatum</i> (Cham.) DC.	Bignoniaceae	abr-dez	jul-set	Anemocoria
<i>Aristolochia galeata</i> Mart. & Zucc.	Aristolochiaceae	out;fev	jun	Balística
<i>Bauhinia</i> sp	Fabaceae	-	-	Balística
<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	Sapindaceae	abr-mai	mai-jun	Anemocórica
<i>Cissus sicyoides</i> L.	Vitaceae	fev;set-nov	-	Zoocórica
<i>Mucuna</i> sp 2	Fabaceae	-	-	Hidrocórica
<i>Hippocratea volubilis</i> L.	Hippocrateaceae	out-fev	-	Anemocórica
<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A.H. Gentry	Bignoniaceae	set-nov	jun-ago	Anemocoria
<i>Mucuna</i> sp 1	Fabaceae	-	-	Hidrocórica
<i>Peltastes peltatus</i> (Vell.) Woodson	Apocynaceae	-	-	Anemocórica
<i>Pithecoctenium echinatum</i> (Jacq.) Baill.	Bignoniaceae	-	-	Anemocórica
<i>Temnadenia violácea</i> (Vell.) Miers	Apocynaceae	-	-	Anemocórica
<i>Urvillea laevis</i> Radlk.	Sapindaceae	-	-	Anemocoria

Tabela 2 - Relação das espécies arbóreas e respectivas famílias, utilizadas no experimento de semeadura direta

ESPÉCIE	NOME POPULAR	FAMÍLIA
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	Malvaceae
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	Guapuruvú	Fabaceae
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré	Fabaceae
<i>Triplaris americana</i> L.	Pau-formiga	Polygonaceae

### 2.3 Delineamento experimental

Inicialmente foram coletados frutos maduros de 13 espécies de lianas nativas em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual nos Municípios Paulistas de Piracicaba, Santa Bárbara do Oeste e Laranjal Paulista (Tabela 1). Os frutos secos deiscentes foram coletados ainda fechados no campo a partir de indivíduos que já apresentavam frutos abertos espontaneamente em seus ramos, indicando a proximidade da maturidade fisiológica das sementes.

Os frutos coletados foram armazenados em sacos de papel e levados ao Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – USP (ESALQ), onde foram beneficiados: os frutos secos foram mantidos em estufa com circulação e renovação de ar (MARCONI MA 035) a 35°C por três dias para possibilitar a abertura forçada dos mesmos e a consequente extração das sementes. No caso de frutos carnosos, a extração das sementes foi realizada pelo friccionamento dos frutos em peneira, na presença de água corrente. Em ambos os casos, após a extração, foram retiradas, manualmente, as sementes que apresentavam algum sinal de predação ou má formação do embrião. As sementes foram então armazenadas em saco de papel no interior de ambiente controlado (20°C e 40% de umidade relativa do ar).

Durante a coleta das sementes, foi retirado um ramo reprodutivo de cada indivíduo. Foram feitas exsiccatas destas amostras e posteriormente procedida identificação das espécies no Herbário Rioclarense – HRCB.

### 2.3.1 Ecofisiologia de sementes

Foi avaliada a massa de matéria seca e o teor de água das sementes. Para isto as sementes foram pesadas, em balança eletrônica (GEHAKA Modelo BG 4400), utilizando-se duas repetições de 10 sementes de cada espécie de liana e em seguida foram levadas à estufa de secagem e esterilização (FANEM 315 SE), com duas repetições, a 105°C (± 3°C) por 24 horas. Transcorrido esse período, efetuou-se novamente a pesagem (BRASIL, 1992). A partir destes dados o teor de água foi calculado de acordo com a fórmula 1:

$$TA = \frac{MF - MS}{MF} \times 100, \quad (1)$$

Sendo que: TA: teor de água (%); MF: massa fresca (g); MS: massa seca (g)

Na segunda etapa, desenvolvida em laboratório, foi realizado experimento de ecofisiologia de sementes de 11 espécies de lianas (Tabela 3) em quatro tratamentos:

- presença de luz e temperatura constante,
- ausência de luz e temperatura constante,
- presença de luz e temperatura alternada,
- ausência de luz e temperatura alternada.

Tabela 3 - Relação das espécies de lianas utilizadas no experimento de ecofisiologia de sementes

ESPÉCIE
<i>Adenocalymma bracteatum</i>
<i>Aristolochia galeata</i>
<i>Bauhinia</i> sp
<i>Cardiospermum grandiflorum</i>
<i>Hippocratea volubilis</i>
<i>Macfadyena unguis-cati</i>
<i>Mucuna</i> sp 1
<i>Peltastes peltatus</i>
<i>Pithecoctenium echinatum</i>
<i>Temnadenia violacea</i>
<i>Urvillea laevis</i> .

Nos casos em que se observou a presença de sementes com tegumento impermeável à água, foi realizada a escarificação mecânica das sementes em lixa.

Para sementes menores que 0,2g a semeadura foi realizada em caixas de plástico transparente (11 cm x 11 cm x 3 cm) sobre duas folhas de papel mata-borrão, umedecidas com água até atingir 60% de sua capacidade de retenção. Para as sementes maiores, a semeadura foi realizada sobre areia (300g de areia média, umedecida com água até atingir 60% de sua capacidade de retenção), em caixas de plástico transparente (11 cm x 11 cm x 3 cm).

Para os dois primeiros tratamentos as caixas foram mantidas em germinador de sementes (MARCONI 348 EB) sob temperatura constante de 25°C, na presença de luz (caixas plásticas transparentes) e na ausência de luz (caixas plásticas pretas). Para os demais tratamentos, sob regime de temperatura alternada, as caixas foram mantidas em câmara de germinação com alternância de temperatura (MARCONI MA 402), na presença de luz, com temperatura alternando a cada 12 horas entre 20°C e 35°C, simulando a alternância de temperatura diária. Para o tratamento sem luz, foram utilizadas caixas plásticas pretas.

Foram utilizadas quatro caixas (repetições), de 25 sementes para cada tratamento, totalizando 100 sementes por espécie por tratamento, e 400 sementes de cada espécie.

Semanalmente o substrato foi umedecido com água, ou sempre que se apresentava seco. Para as caixas pretas este procedimento foi feito em sala escura, com luz verde.

A avaliação da germinação foi realizada a cada 2 dias até a estabilização da germinação, seguindo os critérios indicados nas Regras para Análise de Sementes (BRASIL, 1992). Com os dados, foi calculada a percentagem de germinação e o índice de velocidade de germinação, sendo que este comparou somente os tratamentos de temperatura (constante e alternada) na presença de luz (MAGUIRE, 1962).

### 2.3.2 Ecofisiologia de mudas

Na terceira etapa, realizada em viveiro, sementes de 9 espécies de lianas foram semeadas diretamente em tubetes plásticos rígidos de fundo aberto com capacidade de 256 cm<sup>3</sup>, em substrato comercial adubado e mantidas sob sombrite 50% (Tabela 4). As irrigações foram efetuadas diariamente mediante o sistema de aspersão.

Tabela 4 - Relação das espécies de lianas utilizadas no experimento de ecofisiologia de mudas

ESPÉCIE
<i>Adenocalymma bracteatum</i>
<i>Aristolochia galeata</i>
<i>Cardiospermum grandiflorum</i>
<i>Cissus sicyoides</i>
<i>Macfadyena unguis-cati</i>
<i>Mucuna</i> sp 1
<i>Mucuna</i> sp 2
<i>Urvillea laevis</i>

Com 18 dias as plântulas excedentes foram descartadas e as mantidas foram separadas em dois experimentos: cultivo de plantas a pleno sol e sob na sombra, este último coberto, inclusive lateralmente, por três camadas de tela de polietileno de cor preta (“sombrite”) com 50% de sombreamento cada uma, conforme especificações do fabricante.

Devido ao crescimento vigoroso das mudas, os tubetes tornaram-se pequenos para o prosseguimento do experimento. Em função disso, aos 80 dias, as mudas foram podadas e transplantadas para sacos plásticos de 4 litros em substrato comercial adubado. Cada muda recebeu um tutor de bambu de 1m amarrado a uma linha de barbante chegando a 2 m de altura, presos em uma estrutura de arame (Figura 2). O experimento foi mantido nestas condições até aos 180 dias (de fevereiro a junho de 2009).





Figura 2 - Estrutura de arame e barbantes onde foi conduzido o tratamento a pleno sol do experimento de ecofisiologia de mudas

Ao fim do experimento foi contado o número de folhas de cada muda. As folhas e caules foram cortados e armazenados em pacotes de papel devidamente etiquetados. Para se avaliar a massa seca de raiz, procedeu-se à lavagem destas em água corrente e posteriormente as raízes foram inseridas em sacos de papel. Em seguida, todo o material foi mantido em estufa a 70°C, durante 36 horas. Logo após, efetuou-se a pesagem, utilizando-se uma balança eletrônica.

### **2.3.3 Semeadura direta**

Para a quarta etapa foram selecionadas três espécies de lianas de acordo com as características fenológicas e capacidade de germinação de cada uma delas (Tabela 5). Foram priorizadas as espécies com floração durante o primeiro semestre, a fim de proporcionar floração alternada à da comunidade arbórea (MORELLATO, 1991); com diferentes respostas de germinação às condições de luz e temperatura; e que não apresentassem caráter agressivo nas áreas em que foram naturalmente observadas.

Tabela 5 - Relação das espécies de lianas utilizadas para o experimento de semeadura direta

ESPÉCIE
<i>Bauhinia</i> sp
<i>Macfadyena unguis-cati</i>
<i>Peltastes peltatus</i>

Em seguida, dentro da área de estudo, foram escolhidas quatro espécies arbóreas (Tabela 2). Foram marcados quatro indivíduos de cada espécie arbórea, totalizando 16 árvores, sob as quais foi colocada uma espécie de liana. Sendo assim, foram utilizadas 48 árvores no total (16 árvores x 3 espécies de liana).

Sob a projeção da copa de cada um dos 48 indivíduos marcados foi feita, com enxada, uma faixa de limpeza no solo na forma de circunferência, centralizada no tronco da árvore, de raio igual a 64 cm, onde foram realizados os experimentos (Figura 3).

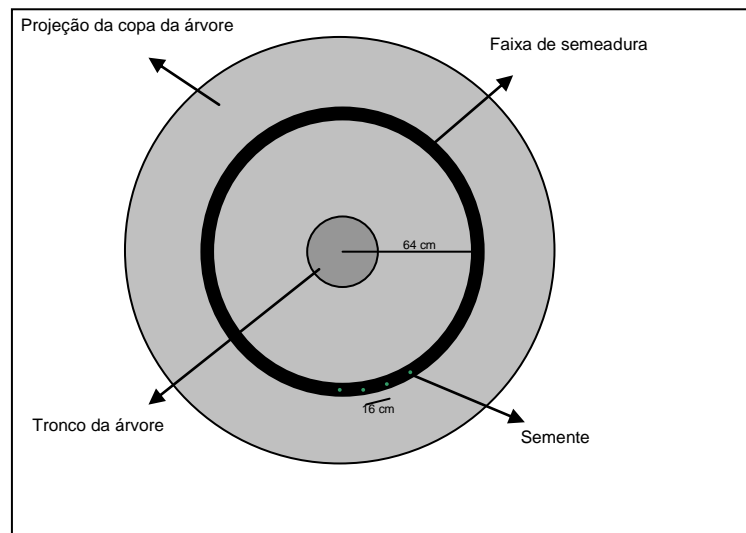


Figura 3 - Modelo de semeadura direta de uma espécie de liana sob a copa de uma espécie arbórea. A circunferência preta representa a faixa de semeadura

Foram distribuídas 25 sementes de uma espécie de liana na faixa, com espaçamento de 16 cm entre elas. Desta forma, foram utilizadas 400 sementes de cada espécie (25 sementes x 4 espécies arbóreas x 4 repetições) (Figura 4).



Figura 4 - Circunferência de sementeira direta sob um indivíduo de *Schizolobium parahiba*

As sementes foram colocadas a uma profundidade de 0,5 cm da superfície do solo e sobre cada uma foi colocada uma fina camada de terra da própria faixa, a fim de não deixar a semente totalmente exposta. Para demarcar o local da sementeira, ao lado de cada semente foi colocado um palito de madeira de 10 cm de comprimento (Figura 5).



Figura 5 - Semente de *Bauhinia* sp na parte inferior da foto. Ao centro da imagem palito utilizado para demarcar o local da sementeira

O monitoramento da semeadura direta foi realizado mensalmente pela avaliação da emergência por um período de 210 dias (dezembro de 2008 a junho de 2009). Foi analisada a porcentagem de emergência de cada espécie de liana e das sementes de lianas sob as diferentes espécies arbóreas do dossel.

#### **2.4 Análise estatística**

Os dados de porcentagem e índice de velocidade de germinação foram analisados por Análise de Variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância (ZAR, 1984).

Os dados do experimento de ecofisiologia de mudas (biomassa, número de folhas, massa de folhas, massa de raiz e razão entre massa de raiz e parte aérea) não apresentaram distribuição normal e por isso sofreram transformação logarítmica. Em seguida os dados foram analisados por ANOVA e teste de Tukey (5%).

Os dados do experimento de semeadura direta (porcentagem de germinação) não atenderam aos requisitos de normalidade e homogeneidade de variância, sendo assim foram transformados por potência ótima de Box-Cox. Também foram analisados por ANOVA e teste de Tukey (5%).



### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Ecofisiologia de sementes

As sementes das espécies de lianas estudadas apresentaram massa seca entre de 0,3 a 8,9 mg, com exceção da espécie *Mucuna* sp 1, cuja massa seca média foi de 79,5 mg (Tabela 6). Esta variação pode ser considerada pequena quando comparada com os dados de Sanches (1997), em estudo de lianas da Floresta Estacional Semidecidual, no qual encontrou grande variação na massa seca das sementes, de 1,7 até 718 mg, de acordo com a espécie estudada.

A produção de sementes maiores, com mais reservas, pode aumentar a probabilidade de estabelecimento das plântulas, apesar de, em geral, implicar na redução da quantidade de propágulos produzidos pela planta-mãe e num maior risco de predação. Já a produção de sementes pequenas está associada com a alta fecundidade, o que favorece uma dispersão mais efetiva (SANCHES, 1997). Deste modo, plantas mais tolerantes à sombra teriam uma tendência a ter sementes maiores, enquanto espécies pioneiras tenderiam a produzir um maior número de propágulos com menor reserva e maior probabilidade de alcançar microhabitats favoráveis (BAKER, 1972; DALLING, 2003). Todavia, neste trabalho não foi possível estudar esta relação devido à pequena variação de massa seca entre as espécies.

Os baixos valores de massa seca se devem à adaptação morfológica da maioria das sementes estudadas para a dispersão anemocórica, o formato, o tamanho e a pequena massa seca das mesmas são adaptados ao transporte pelo vento (Tabela 6).

Com relação ao teor de água, todas as espécies apresentaram valores baixos, sendo que o maior valor registrado foi da espécie *Mucuna* sp 1, com 10,64%. Sanches (1997) encontrou valores semelhantes em seu trabalho com ecofisiologia de sementes de lianas, sendo que o maior teor de umidade das sementes foi 13,3%, com exceção de *Dicella bracteosa* (Juss.) Griseb (60,5%) e *Mutisia coccinea* St. Hill. (22,3%).

De acordo com Fenner e Thompson (2005), muitas sementes podem manter a viabilidade com um teor de umidade muito baixo e com baixa atividade metabólica, com exceção das sementes recalcitrantes, que requerem alto nível de umidade para manter

a viabilidade. Uma vez colocadas em condições favoráveis de temperatura e na presença de água e oxigênio, ocorre rápida absorção de água e embebição de todos os tecidos. Nesta fase de hidratação inicia-se o aumento da atividade metabólica, com aumento da taxa de respiração, principalmente na região da radícula do embrião.

Tabela 6 - Média de massa seca e média de teor de água de algumas espécies de lianas estudadas

ESPÉCIES	MASSA SECA (g)	TEOR DE ÁGUA (%)
<i>Aristolochia galeata</i>	0,00395	6,65
<i>Cardiospermum grandiflorum</i>	0,08997	8,54
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	0,03733	8,23
<i>Mucuna</i> sp1	0,79468	10,64
<i>Pithecoctenium echinatum</i> .	0,02772	7,01
<i>Temnadenia violácea</i>	0,01433	6,14
<i>Urvillea laevis</i> .	0,03856	6,84

Os dados obtidos sobre a germinação de sementes das espécies estudadas estão apresentados na Tabela 7. De modo geral, as sementes germinaram entre 1 e 12 dias após a semeadura, sendo que a porcentagem média mínima de germinação foi 12,75 % e a máxima 99 %. Estes dados são semelhantes ao encontrado por Sanches (1997), cujas sementes apresentaram porcentagem final de germinação para as espécies estudadas, sem escarificação, entre 26 e 100 %, entretanto em seu estudo as espécies demoraram entre 4 e 24 dias para germinar em luz e temperatura constante a 25°C, o dobro do tempo observado neste trabalho.

Tabela 7 - Germinação média das espécies de lianas estudadas sob diferentes condições de luz e temperatura. N = 100 sementes; Período de Observação: 41 dias. Médias seguidas da mesma letra, na horizontal, indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05

ESPÉCIES	GERMINAÇÃO MÉDIA				TOTAL
	COM LUZ		SEM LUZ		
	25 °C	20-35 °C	25 °C	20-35 °C	
<i>Adenocalymma bracteatum</i>	<b>0,52 a</b>	<b>0,49 ab</b>	<b>0 c</b>	<b>0,13 bc</b>	0,285
<i>Aristolochia galeata</i>	<b>0,39 ab</b>	<b>0,77 a</b>	<b>0,03 b</b>	<b>0,63 a</b>	0,455
<i>Bauhinia</i> sp	0,6 a	0,64 a	0,66 a	0,68 a	0,645
<i>Cardiospermum grandiflorum</i>	<b>0,02 a</b>	<b>0,76 b</b>	<b>0,04 a</b>	<b>0,68 b</b>	0,375
<i>Hippocratea volubilis</i>	<b>0,67 a</b>	<b>0,69 a</b>	<b>0,35 ab</b>	<b>0,05 b</b>	0,440
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	<b>0,81 a</b>	<b>0,81 a</b>	<b>0 b</b>	<b>0,19 b</b>	0,452
<i>Mucuna</i> sp 1	<b>1 a</b>	<b>1 a</b>	<b>0 b</b>	<b>0 b</b>	0,500
<i>Peltastes peltatus</i>	<b>0,83 a</b>	<b>0,01 b</b>	<b>0,59 a</b>	<b>0,15 ab</b>	0,395
<i>Pithecoctenium echinatum</i>	0,98 a	1 a	0,98 a	1 a	0,990
<i>Temnadenia violacea</i>	0,21 a	0,24 a	0,03 b	0,03 b	0,128
<i>Urvillea laevis</i>	0,73 a	0,8 a	0,65 a	0,77 a	0,738

De modo geral, as lianas são abundantes em clareiras e bordas de mata, o que leva à idéia de que este grupo vegetal é dependente de luz e flutuação de temperatura para germinação (HEGARTY; CABALLÉ, 1991). Entretanto, neste trabalho, as sementes de lianas em geral germinaram tanto na presença como na ausência de luz, na temperatura constante, assim como na temperatura alternada. Contudo, cada espécie respondeu diferentemente aos tratamentos, sendo que algumas não apresentaram diferença entre condições de luz e temperatura, enquanto outras foram variavelmente sensíveis à luz, à temperatura ou à ambas.

Muitas das respostas das sementes à germinação em condições específicas podem ser interpretadas como adaptações à detecção de clareiras, visto que luz, temperatura e regime de umidade são radicalmente diferentes no interior de uma



clareira em relação à vegetação fechada, assim a habilidade de reconhecer essas condições é muito valiosa para as sementes que necessitem ou tenham diferente tolerância das plântulas a essas condições distintas. Um dos métodos mais efetivos para limitar a germinação às clareiras é a semente requerer flutuação de temperatura ou luz para a quebra de dormência ambientalmente forçada (FENNER, 1985).

As diferenças na germinação entre as sementes foram explicadas tanto pela espécie como pelo tratamento ( $F_{(3,43)} = 20,79$ ;  $P < 0,0001$ ). As espécies *Bauhinia* sp, *P. echinatum* e *U. laevis* não apresentaram diferença significativa de germinação entre os tratamentos de luz e temperatura aos quais foram submetidas. Elas germinaram mesmo em condição de ausência de luz e sem a necessidade de flutuações de temperatura, condições análogas às encontradas no sub-bosque florestal, sob ou sobre o solo.

A condição de luz sob o sub-bosque florestal não é a mesma de áreas abertas ou de clareiras. A radiação solar é alterada durante a passagem pelo dossel, com a quantidade e a qualidade da radiação fotossinteticamente ativa afetadas. Além disso, a maior mudança no espectro de luz neste ambiente é na razão entre a quantidade de comprimentos de onda vermelho do vermelho (655-665nm) e vermelho extremo (725-735nm), que se torna muito baixa. Isto porque as folhas refletem e transmitem muito pouco os comprimentos de onda entre 400 e 700 nm, ou seja, há absorção da luz vermelha pela folhagem do dossel, conseqüentemente a razão entre esta e a luz vermelho-extremo que chega ao sub-bosque é baixa, em torno de 0,2 (TURNBULL; YATES, 1993; CHAZDON et al., 1996).

De acordo com Gandolfi (2000), em estudo de regimes de luz em Floresta Estacional Semidecidual, mais de 80% dos registros de irradiância no sub-bosque florestal correspondem à radiação difusa de fundo (Densidade de Fluxo de Fótons Fotossinteticamente Ativos - DFFFA  $< 50 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ), o que confirma a predominância de sombra neste ambiente. Segundo o autor, o regime de luz sob dossel perenifólio apresenta pequena amplitude de variações ao longo do ano, com radiação difusa de fundo em geral inferior a  $20 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  de DFFFA. Comparando com a quantidade de luz em ambiente aberto, que chega a  $2.612 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ , nota-se que a condição de luz no interior da floresta é muito limitada.

Do mesmo modo, a temperatura do solo sob o dossel florestal é significativamente diferente da condição de clareira. Segundo Bazzaz (1996), a temperatura do solo no sub-bosque florestal segue o padrão de radiação que penetra pela vegetação, conseqüentemente sob dossel fechado, onde há predominância de sombra, a temperatura varia muito pouco. De acordo com Whitmore (1990), a temperatura do solo no sub-bosque sob dossel fechado em Florestas Tropicais é praticamente constante, por volta de 25 °C, enquanto na clareira a variação chega a 10 °C. Esta condição de sub-bosque pode ser considerada semelhante à mantida no tratamento de ausência de luz e temperatura constante, em laboratório, no qual estas espécies germinaram.

As espécies *M. unguis-cati*, *Mucuna* sp 1 e *T. violacea* apresentaram diferença significativa de germinação entre os tratamentos de luz. As sementes não germinaram, ou germinaram muito pouco, como no caso de *M. unguis-cati* no escuro, sendo por isso consideradas fotoblásticas positivas, ou seja, dependentes de luz para a quebra da dormência. Com relação à temperatura, não houve diferença na porcentagem de germinação entre os tratamentos.

Estas sementes são capazes de detectar mudanças no microclima, correspondentes às condições favoráveis para germinação e estabelecimento. Sementes de florestas tropicais que requerem luz para germinação podem permanecer dormentes no escuro, mesmo na presença de água e temperatura adequadas (VÁZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1996). Esta habilidade de reconhecer diferentes ambientes de luz capacita as sementes a terem um controle de onde e quando haverá a germinação. Assim, a resposta da semente à luz é importante por prevenir que ela germine em local e período desfavorável para o estabelecimento da plântula (FENNER; THOMPSON, 2005). Por isso, elas são dependentes da abertura de clareiras para a germinação no interior florestal.

A detecção da luz é mediada por uma família de moléculas fotorreceptoras conhecidas por fitocromos. O fitocromo A está relacionado à detecção de luz no espectro vermelho, por volta de 660 nm. Ele é então transformado para sua forma ativa que promove a quebra de dormência nas sementes (FENNER; THOMPSON, 2005).

Assim que é fornecida luz, principalmente pela ocorrência de “sunflecks” (fachos de luz solar direta que percorrem o sub-bosque) ou pela abertura de clareira, as sementes detectam a mudança no ambiente de luz pela razão V/VE, e germinam rapidamente (VÁZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1996; HOGAN; MACHADO, 2003). De acordo com Turnbull e Yates (1993), a quantidade de luz no interior florestal depende da radiação difusa de fundo e dos “sunflecks”, estes de grande conteúdo energético e alta razão V/VE, próximo a um, e por isso de grande importância para a vegetação.

Por outro lado, não apenas clareiras grandes e pequenas promovem tais condições de luz e temperatura. A estrutura do dossel como um todo (altura do dossel, arquitetura das copas, densidade dos fustes) afeta as condições de luz e determina a quantidade e qualidade da radiação no sub-bosque (HOGAN; MACHADO, 2003 ). De acordo com Gandolfi (2000), a deciduidade de algumas árvores do dossel permite a penetração de radiação direta sob a projeção da suas copas quando estão sem folhas, com surgimento de fachos de luz solar direta de longa duração (“sunpatches”). Durante este período elas produzem um regime de luz na floresta semelhante ao criado pelas clareiras pequenas ou médias, por um período que varia de acordo com a fenologia da espécie. Ou seja, o sub-bosque sob árvores decíduas do dossel apresenta duplo comportamento, durante a maior parte do ano comporta-se como sub-bosque de dossel perenifólio, mas quando está decíduo, assemelha-se à borda de uma clareira média.

Outro fator que interfere na disponibilidade de luz no interior florestal é o ângulo de incidência da radiação. No hemisfério Sul, nas regiões próximas ao Trópico de Capricórnio, há uma mudança na posição do Sol em relação ao horizonte ao longo do ano, nesta região durante o verão, o Sol torna-se progressivamente mais elevado até ficar a pino, enquanto durante o inverno torna-se gradativamente menos elevado. Esta diferença de elevação do Sol tem relação direta com os valores de DFFFA na floresta ao longo do ano. Isto porque quando o Sol atinge altura máxima, os raios solares incidem verticalmente sobre a floresta, e quando a altura máxima alcançada é baixa, os raios solares incidiam com certa angulação, atingindo não o centro da clareira, mas o sub-bosque adjacente. Os níveis de DFFFA aumentam entre o inverno, primavera e verão, e decrescem do verão para o outono. Desta forma, no período de inverno, as

condições numa clareira se assemelham às do sub-bosque, e durante a primavera e parte do verão, trechos do sub-bosque podem receber quase tanta luz quanto uma clareira (CHAZDON et al., 1996; WHITMORE, 1990; GANDOLFI, 2000).

A espécie *A. bracteatum* também apresentou fotoblastismo positivo. Contudo, a alternância de temperatura foi capaz de promover a germinação nas sementes desta espécie na ausência de luz. Ao contrário disto, a espécie *A. galeata*, apresentou dependência de alternância de temperatura, porém a luz foi capaz de induzir a germinação mesmo em temperatura constante. Esta interação entre requerimento por luz e por alterações de temperatura é variável entre espécies. Algumas vezes a luz pode ser substituída inteiramente pela alternância de temperatura, enquanto em outros casos o efeito da luz é meramente reduzir a amplitude da alternância necessária para estimular a germinação (FENNER; THOMPSON, 2005).

Entretanto, a importância desta interação é notável quando a semente, mesmo estando no centro de uma grande clareira não consegue detectar a presença de luz porque está enterrada. E mais, a constante queda de folhas sobre as sementes no solo forma uma camada de serapilheira que protege as sementes sob si, através da qual a luz não é capaz de penetrar. Vázquez-Yanes et al. (1990), demonstraram que as medidas de luz transmitidas pela serapilheira têm a direção mudada para o vermelho extremo, ou seja, a serapilheira filtra a luz e diminui a razão  $V/VE$  a valores muito baixos podendo agir como um filtro de luz inibidor mesmo na presença de “sunflecks”. De acordo com Bliss e Smith (1985), o solo também age como filtro de luz, sendo que apenas comprimentos de ondas longos, especialmente o vermelho-extremo são capazes de penetrar pela areia seca. No caso de partículas menores, como a argila, por exemplo, há redução da quantidade de luz transmitida e da razão  $V/VE$ , impedindo a germinação de plantas enterradas sob ela. Por isso, a importância da sensibilidade à alternância de temperatura para a germinação. Ao incidir no sub-bosque, mesmo pequenos “sunflecks” são capazes de promover o aumento da temperatura do solo ou da serapilheira. Com a variação da radiação solar diária, há também flutuação da temperatura do substrato sob o qual está a semente, que é induzida a germinar (BAZZAZ, 1996).

*C. grandiflorum*, por sua vez, apresentou dependência da alternância de temperatura, no entanto a luz não interferiu na sua porcentagem de germinação. Ou seja, esta espécie é dependente de abertura de clareira para germinação, pois, apesar de não requerer nível de luz para quebra de dormência, necessita da flutuação de temperatura que não é disponível no sub-bosque. Segundo Whitmore (1990), o solo do sub-bosque da floresta é substancialmente diferente do encontrado em grandes clareiras. Isto porque a vegetação age como um cobertor, cobrindo a área e absorvendo a radiação solar que penetra na floresta antes de chegar ao chão. Como a temperatura do solo é determinada pelo balanço entre a energia radiante que chega até ele e a quantidade que é refletida ou re-irradiada, a vegetação também isola o sub-bosque do aquecimento (KIMMINS, 2004). Desta forma, a temperatura do solo sob dossel fechado em floresta tropical varia muito pouco, entre 22 e 25 °C, enquanto uma área aberta e uma clareira grande apresentam temperatura dos 10 mm superiores do solo mínimas e máximas variando entre 25 e 35 °C, enquanto na clareira pequena foi de 23 a 30 °C, condições muito próximas às observadas no tratamento em que ocorreu a germinação desta espécie.

Com relação à espécie *H. volubilis*, houve maior porcentagem de germinação na presença de luz em comparação ao tratamento no escuro, sendo, portanto considerada fotoblástica positiva, mas com capacidade de germinação em menor porcentagem na ausência de luz. Entretanto, no escuro sua germinação foi maior em temperatura constante do que na temperatura alternada. Pode-se supor que a temperatura mínima para a germinação desta espécie esteja acima de 20 °C, e por isso no tratamento de temperatura alternada não foi atingida a temperatura mínima necessária, o que impediu sua germinação. *P. peltatus*, por outro lado, não apresentou influência da luz na germinação, mas também apresentou limitação da germinação em temperatura alternada. Para muitas espécies, a germinação ocorre dentro de determinados limites de temperatura bem definidos, específicos para cada espécie. Acima ou abaixo dos limites superior e inferior, respectivamente, a germinação não ocorre, ou ocorre à taxa muito inferior temperatura ótima (FENNER, 2000). Acredita-se que a temperatura mínima para germinação desta espécie esteja acima de 20 °C e, portanto, quando submetida à temperatura 25 °C conseguia atingir a germinação, mas quando no

tratamento de temperatura alternada permanecia por muitas horas abaixo da temperatura requerida, o que impedia a germinação. Estas espécies, assim como *Bauhinia* sp, *P. echinatum*, *T. violacea* e *U. laevis* são capazes de germinar no sub-bosque sob dossel fechado no interior florestal, pois ambas apresentaram capacidade de germinar na ausência de luz, *H. volubilis* em menor porcentagem, e sem requerer alternância de temperatura. Com relação à temperatura mínima, o solo florestal mesmo sombreado mantém uma média por volta de 25 °C, temperatura na qual as espécies germinaram em laboratório (WHITMORE, 1990).

Quanto ao Índice de Velocidade Germinação (IVG), definido por Maguire (1962), como o somatório das razões entre a porcentagem de germinação e o número de dias que as sementes estão em tratamento, este verifica se há diferença de velocidade de germinação de sementes entre tratamentos, levando em conta o número de sementes germinadas em cada dia, ou seja, a diferença na porcentagem de germinação entre os tratamentos também influencia o valor do índice.

Apenas as espécies *A. galeata*, *C. grandiflorum*, *P. peltatus* apresentaram diferença entre as temperaturas quanto ao IVG (Figura 6). As duas primeiras espécies tiveram maior IVG na temperatura alternada. Entretanto, isto não significa que elas apresentaram maior velocidade de germinação neste tratamento, conforme se observa na Figura 7. A espécie *A. galeata* começou a germinar nos dois tratamentos ao mesmo tempo, entretanto com diferença de número de sementes. Assim, nesta espécie o IVG foi alterado pela porcentagem de sementes que germinou e não pela diferença de velocidade entre os tratamentos. A espécie *C. grandiflorum* também apresentou maior influência da porcentagem de germinação do que propriamente da velocidade de germinação, visto que das 100 sementes (4 repetições de 25 sementes) do tratamento de temperatura constante, apenas 2 germinaram, enquanto no outro tratamento germinação total foi de 76 sementes (Tabela 7). Já a espécie *P. peltatus* teve o índice de velocidade reduzido na temperatura alternada, mas também não se pode atribuir à velocidade de germinação, visto que a germinação desta espécie na temperatura constante foi de 83 sementes (das 100) enquanto na alternada somente 1 semente germinou (Tabela 7). Ou seja, para as três espécies a diferença de IVG entre os tratamentos de temperatura é decorrente da diferença no número de sementes

germinadas e não da diferença de velocidade entre eles. Desta forma, neste trabalho verificou-se que a alternância de temperatura não foi capaz de acelerar o processo de germinação das espécies de lianas estudadas.

Desta forma, as espécies *Bauhinia* sp, *P. echinatum* e *U. laevis* apresentaram capacidade de germinação na ausência de luz e em temperatura constante, assim como na presença de luz e alternância de temperatura. As sementes de *M. unguis-cati*, *Mucuna* sp 1 e *T. violacea* não foram capazes de germinar na ausência de luz, enquanto as de *A. bracteatum* só germinaram na ausência de luz com alternância de temperatura. Já as espécies *A. galeata* e *C. grandiflorum* apresentaram dependência de alternância de temperatura para germinar, enquanto *H. volubilis* e *P. peltatus* sofreram redução da porcentagem de germinação na temperatura alternada.

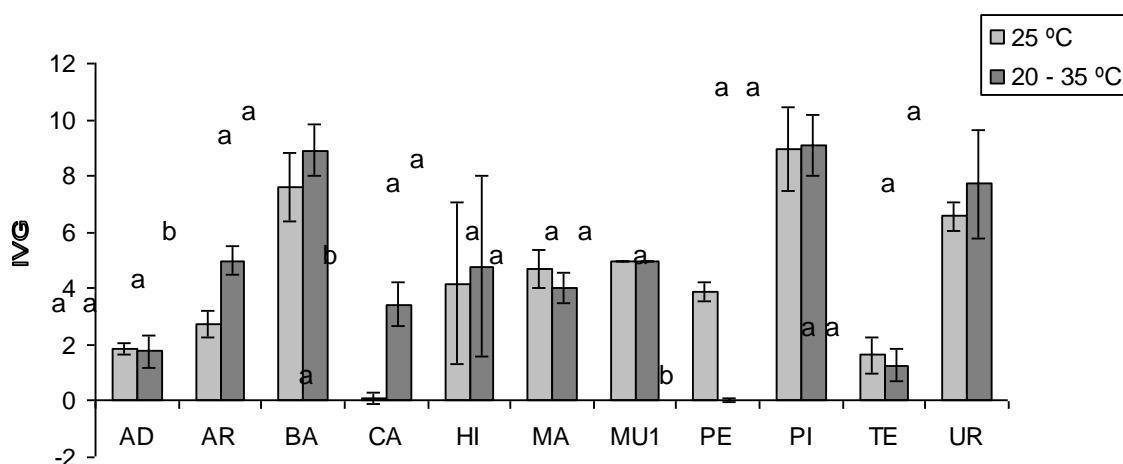


Figura 6 - Distribuição do Índice de Velocidade de Germinação das espécies de lianas estudadas entre os tratamentos de temperatura na presença de luz. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; BA: *Bauhinia* sp; CA: *C. grandiflorum*; HI: *H. volubilis*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; PE: *P. peltatus*; PI: *P. echinatum*; TE: *T. violácea*; UR: *U. laevis*

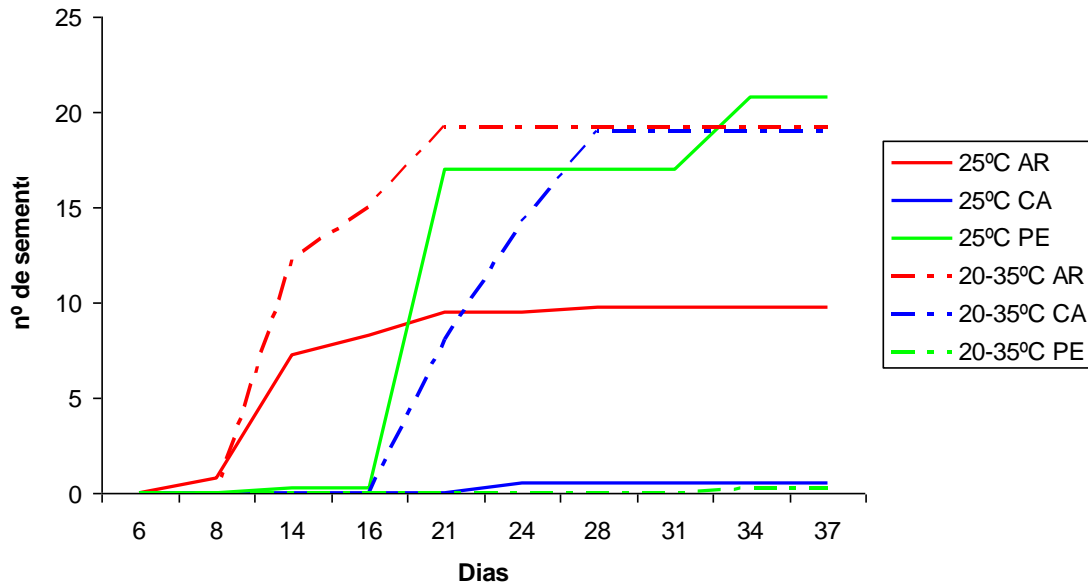


Figura 7 - Curva de germinação das espécies de lianas que sofreram diferença de velocidade de germinação entre os tratamentos de temperatura na presença de luz. As linhas tracejadas representam o tratamento Temperatura Alternada e as linhas contínuas representam o tratamento Temperatura Constante. AR: *Aristolochia galeata*; CA: *Cardiospermum grandiflorum*; PE: *Peltastes peltatus*

### 3.2 Ecofisiologia de mudas

As mudas das 8 espécies de lianas estudadas sobreviveram e desenvolveram-se tanto a pleno sol como sob sombrite. No início do experimento, observou-se visualmente melhor crescimento em altura das mudas em local sombreado, embora não tenham sido coletados dados amostrais. Com o decorrer do experimento as diferenças visuais desapareceram entre as mudas de sol e sombra. Entretanto aos 180 dias de experimentação, verificou-se que a espécie *Cardiospermum grandiflorum* crescendo a pleno sol apresentava flores e frutos, enquanto as mudas sob sombrite ainda estavam em início de floração.

As diferenças de crescimento entre as plantas foram explicadas tanto pela espécie quanto pelo tratamento como se verifica na Tabela 8.



Tabela 8 - Resultados das análises de ANOVA dos efeitos das espécies (S), dos tratamentos (T) e da sua interação (S x T) sobre o crescimento das mudas de lianas. Os graus de liberdade (GL) foram os mesmos para todas as variáveis observadas

EFEITO	GL	BIOMASSA		Nº FOLHAS		MASSA FOLIAR		MASSA DE RAIZ		RAIZ/PARTE AÉREA	
		F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
		S	7	37,34	0,0001	49,55	0,0001	20,13	0,0001	27,29	0,0001
T	1	152,03	0,0001	21,32	0,0001	272,32	0,0001	63,87	0,0001	25,65	0,0001
S x T	7	18,84	0,0001	5,91	0,0001	15,05	0,0001	12,74	0,0001	2,27	0,0318

Os dados obtidos de biomassa, número de folhas, massa foliar, massa de raiz e do cálculo da razão entre massa de raiz e da parte aérea das oito espécies estudadas são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Média e desvio padrão da biomassa, número de folhas, massa foliar, massa de raiz e razão raiz/parte aérea das mudas desenvolvidas a pleno sol e sob sombrite. Os valores em negrito indicam os dados que apresentaram diferença significativa entre os tratamentos ao nível de 0,05 de significância. Médias seguidas da mesma letra na vertical indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05

ESPÉCIE	BIOMASSA (g)		Nº DE FOLHAS		MASSA FOLIAR (g)		MASSA DE RAIZ (g)		RAIZ/PARTE AÉREA	
	SOL	SOMBRA	SOL	SOMBRA	SOL	SOMBRA	SOL	SOMBRA	SOL	SOMBRA
<i>Adenocalymma bracteatum</i>	<b>5,66</b> ± 2,38 (b)	<b>1,12</b> ± 0,48 (ab)	<b>28</b> ± 8,98	<b>14</b> ± 2,76	<b>1,55</b> ± 0,62	<b>0,40</b> ± 0,17	2,79 ± 1,33	0,41 ± 0,21	<b>1,03</b> ± 0,35	<b>0,61</b> ± 0,22
<i>Aristolochia galeata</i>	3,28 ± 1,51 (ab)	1,95 ± 1,51 (b)	18 ± 5,67	23 ± 7,51	<b>1,06</b> ± 0,63	<b>0,98</b> ± 0,60	1,22 ± 0,50	0,32 ± 0,18	<b>0,63</b> ± 0,20	<b>0,22</b> ± 0,07
<i>Cardiospermum grandiflorum</i>	<b>16,78</b> ± 6,43 (d)	<b>2,89</b> ± 0,93 (b)	<b>56</b> ± 17,01	<b>28</b> ± 11,95	<b>7,10</b> ± 3,51	<b>1,45</b> ± 0,93	<b>4,00</b> ± 1,11	<b>0,46</b> ± 0,19	0,36 ± 0,12	0,21 ± 0,11
<i>Cissus sicyoides</i>	<b>12,69</b> ± 3,72 (c)	<b>3,82</b> ± 1,06 (b)	55 ± 17,11	51 ± 11,21	<b>4,43</b> ± 1,32	<b>1,69</b> ± 0,45	<b>2,34</b> ± 0,80	<b>0,56</b> ± 0,19	0,23 ± 0,06	0,17 ± 0,06
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	<b>5,07</b> ± 1,32 (b)	<b>0,82</b> ± 0,22 (ab)	35 ± 10,71	23 ± 4,32	<b>1,99</b> ± 0,78	<b>0,27</b> ± 0,16	1,87 ± 0,39	0,28 ± 0,19	0,64 ± 0,24	0,63 ± 0,68
<i>Mucuna</i> sp1	2,97 ± 1,00 (ab)	1,3 ± 0,62 (b)	13 ± 3,28	8 ± 3,23	0,95 ± 0,40	0,54 ± 0,26	1,20 ± 0,45	0,40 ± 0,20	0,69 ± 0,11	0,52 ± 0,32
<i>Mucuna</i> sp2	7,84 ± 4,50 (bc)	3,12 ± 2,41 (b)	19 ± 8,81	17 ± 10,73	<b>2,99</b> ± 2,75	<b>1,81</b> ± 1,45	2,53 ± 0,67	0,43 ± 0,35	0,63 ± 0,30	0,24 ± 0,21
<i>Urvillea laevis</i>	1,10 ± 1,35 (a)	0,42 ± 0,19 (a)	14 ± 8,23	11 ± 3,80	0,37 ± 0,38	0,17 ± 0,08	0,54 ± 0,79	0,16 ± 0,08	0,72 ± 0,39	0,66 ± 0,17

Observa-se que, em geral, houve maior desenvolvimento das mudas mantidas a pleno sol em relação às que estavam sob sombra. Entretanto todas as espécies apresentaram sobrevivência e crescimento no ambiente sombreado, e por isso podem ser também consideradas tolerantes ao sombreamento, pelo menos para o período analisado. A sobrevivência sob sub-bosque sombreado varia de acordo com as espécies. Montgomery e Chazdon (2002) estudando o crescimento de três espécies de lianas tolerante à sombra observaram que enquanto duas espécies apresentaram aumento de mortalidade em condições baixa irradiância, para a outra a sobrevivência foi indiferente nesta condição de luz. E mais, que elas apresentam relação entre a disponibilidade de luz no sub-bosque e o crescimento, mesmo para mudanças de pequena escala. O aumento de 0,2 para 6,5 % de transmitância são capazes de provocar incrementos na alocação de biomassa em todas as partes da planta (raiz, caule e folhas).

Sanches (1997), estudando a diferença de crescimento de lianas no interior e na borda de uma FES no Município de Campinas, encontrou resultados semelhantes à este trabalho, as lianas da borda da mata acumularam significativamente mais massa seca do que as mantidas sob o dossel. No ano seguinte Lee (1998), estudando três espécies de plantas escandentes de floresta tropical da Índia em diferentes condições de luz também observou que as plantas na sombra, apesar de apresentarem maior alongamento do caule, tinham menor massa seca que os indivíduos mantidos a pleno sol.

Em 2006, Leitch e Silander (2006), comparando o crescimento de lianas em diferentes condições de luz, observou que as plantas nos tratamentos de sombra apresentaram menor diâmetro de caule, número de folhas, biomassa acima do solo, área foliar, massa foliar e massa de caule. Segundo Baars e Kelly (1996), esta diferença de crescimento é promovida pelo aumento da irradiância que leva ao maior incremento em biomassa. Mesmo lianas tolerantes ao sombreamento, quando colocadas em condição de maior irradiância, apresentam aumento do crescimento em altura e diâmetro (NABE-NIELSEN, 2002).

Porém, algumas espécies não apresentaram diferenças significativas para nenhuma das variáveis estudadas entre os tratamentos (*Mucuna* sp1 e *Urvillea laevis*),

já a espécie *Mucuna* sp 2 apresentou diferença significativa de crescimento apenas para massa foliar. Isto confirma a idéia de que a abundância de lianas em clareiras e bordas de mata não significa que todas sejam heliófitas ou dependentes de luz para sobrevivência e crescimento (SANCHES; VALIO, 2002). De acordo com Sanches e Valio (2008), a abundância de lianas em habitats com alta irradiância semelhante às espécies pioneiras não implica que suas respostas fisiológicas foliares sejam similares a essas plantas, pois elas apresentam têm traços fisiológicos tanto de espécies pioneiras quanto de tolerantes à sombra, mostrando que são capazes de se regular na heterogeneidade ambiental. Para Kitajima (1996), existe um contínuo de variações de respostas das plantas à luz entre a heliofilia e a tolerância à sombra que impede que todas sejam classificadas dicotomicamente entre estes dois extremos.

Com relação à biomassa, houve diferença significativa ( $F_{(1,15)} = 38,67$   $P < 0,0001$ ) entre os tratamentos apenas para as espécies *Adenocalymma bracteatum* (AD), *Cardiospermum grandiflorum* (CA), *Cissus sicyoides* (CI) e *Macfadyena unguis-cati* (Figura 8). Estas apresentaram maior massa seca total quando crescendo em ambiente com maior irradiância. Sanches e Válio (2002) também chegaram a estes resultados trabalhando com lianas no interior e borda de mata em uma FES na região central do Estado de São Paulo. As mudas crescendo na borda apresentaram maior biomassa que as do interior florestal. As espécies que apresentam esta capacidade de responder ao aumento de irradiância teriam vantagem competitiva em relação às demais quando da abertura de clareiras e perturbações no interior florestal, pois apresentariam melhor crescimento em relação às demais.

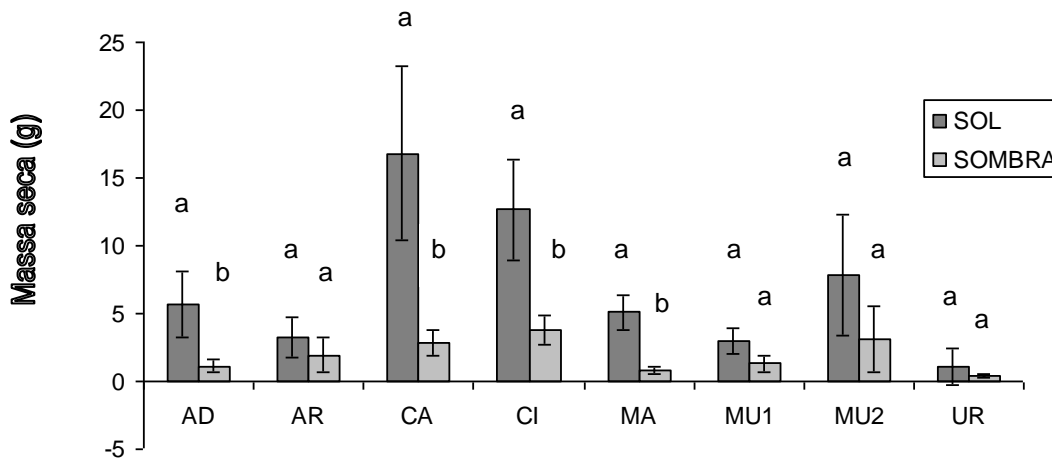


Figura 8 - Biomassa média de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. ungüis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*

Já para o número de folhas, somente as espécies *Cardiospermum grandiflorum* (CA) e *Adenocalymma bracteatum* (AD) apresentaram aumento significativo ( $F_{(1,15)} = 28,37$ ;  $P < 0,0001$ ) a pleno sol (Figura 9). Sanches e Válio (2002) também observaram que as plantas crescendo na borda da mata produziam maior número de folhas e área foliar do que as que cresciam no interior florestal.

De acordo com Avalos e Mulkey (1999), em estudo de uma espécie de liana (*Stigmaphillon lindelianum*) em uma floresta tropical seca no Panamá, concluíram que enquanto as plantas expostas a pleno sol permanecem produzindo novas folhas, as mantidas na sombra têm o número de folhas diminuído ao longo do tempo em consequência do menor tempo de vida destas folhas. Enquanto as plantas expostas a pleno sol teriam maior produção de folhas com a função de aumentar a área foliar total da planta, o que leva consequentemente, ao aumento do volume espacial que ocupa no micro-habitat. Este aumento é uma forma de explorar os recursos disponíveis mais eficientemente, e assim favorecer o crescimento da própria planta (BAARS; KEELY, 1996). Por isto, estas espécies também teriam vantagem competitiva em relação às demais em condição de maior disponibilidade de luz.

Por outro lado, a espécie *Aristolochia galeata* (AR) produziu mais folhas na sombra, todavia essa diferença não foi significativa. As demais espécies também não tiveram a produção de folhas limitada pelo sombreamento. Ou seja, o sombreamento não interferiu na produção foliar destas espécies.

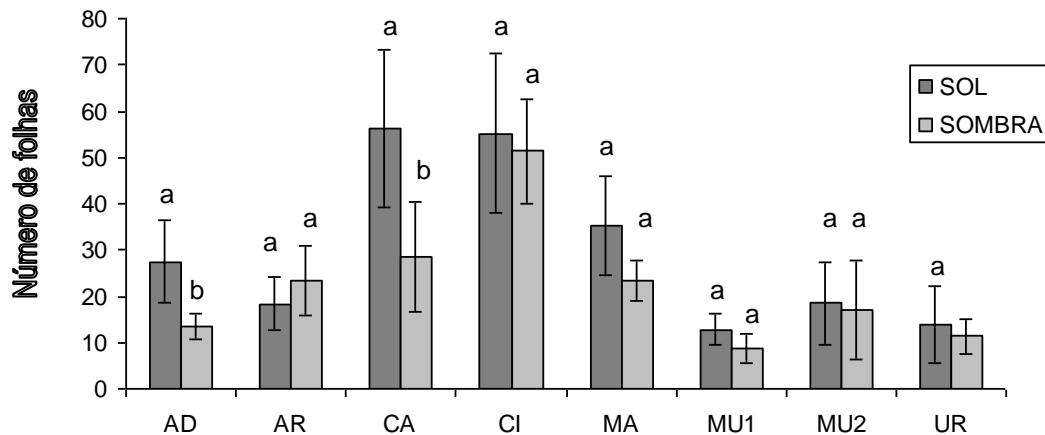


Figura 9 - Número médio de folhas de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*

Já para massa foliar, somente as espécies *Mucuna* sp1 (MU1) e *Urvillea laevis* (UR) não tiveram diferença significativa ( $F_{(1,15)} = 37,4$ ;  $P < 0,0001$ ), as demais espécies apresentaram maior massa seca foliar das mudas que cresceram a pleno sol (Figura 10). Estes resultados são similares ao encontrado por Sanches e Válio (2002), no qual as lianas que cresciam na borda da mata apresentaram maior biomassa e área foliar que as do interior florestal. Segundo Lee (1988), as plantas crescendo a pleno sol apresentam maior espessura foliar e densidade de estômatos, o que reflete em maior massa foliar específica. De acordo com Ellsworth; Harrington e Fownes (2004), algumas espécies de plantas escandentes fazem ajustes morfológicos nas folhas e são capazes de fotossintetizar mesmo a níveis muito baixos de luz.

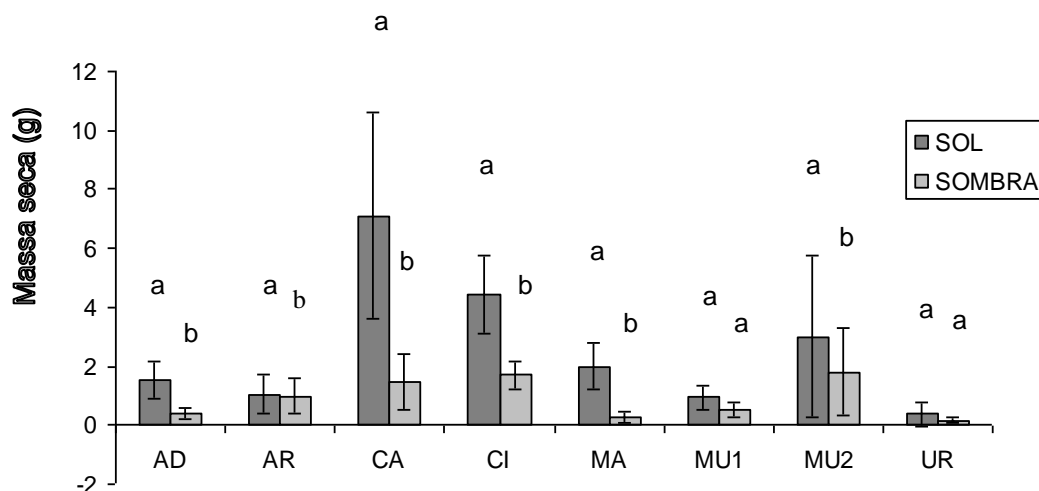


Figura 10 - Massa seca foliar média de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*

Além disso, segundo Montgomery e Chazdon (2002), as estratégias de alocação dos fotoassimilados afetam as taxas de crescimento da planta. Isto é, o aumento da alocação de biomassa nas folhas, em relação à biomassa total, pode levar à taxas de crescimento mais altas. E mais, de acordo com Sanches e Válio (2002), a taxa de crescimento da planta sob baixa irradiação não depende somente da alteração da área foliar e das mudanças no conteúdo de clorofila, mas também na alocação em tecidos fotossintéticos versus não-fotossintéticos. Segundo os autores, uma maneira de verificar a ocorrência desta estratégia é pelo aumento na biomassa foliar em relação à biomassa total. Os autores estudaram esta razão nas plantas crescendo entre dois ambientes de luz: borda e interior de mata, mas não encontraram diferenças entre eles. Observaram que as respostas foram fortemente dependentes das espécies.

Neste trabalho aplicou-se o mesmo cálculo (massa foliar/ biomassa total) e verificou-se que houve diferença de alocação de recursos para os tecidos fotossintéticos entre os tratamentos (Figura 11). As plantas mantidas na sombra apresentaram maior massa foliar em relação à biomassa total do que as mantidas a pleno sol ( $F_{(1,15)} = 5,73$ ;  $P < 0,001$ ). Ou seja, alocaram mais recursos nos tecidos fotossintéticos do que as que permaneceram no sol.

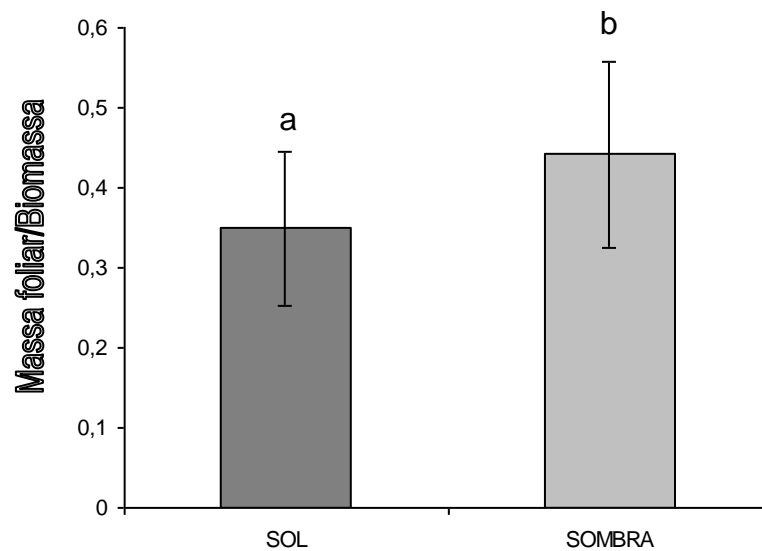


Figura 11 - Razão entre massa foliar e biomassa total das mudas nos dois tratamentos: pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média

Entretanto, este fato foi observado somente para as espécies *Aristolochia galeata* (AR) e *Mucuna* sp 2 (MU2), para as demais a diferença não foi significativa (Figura 12). As plantas mantidas a pleno sol apresentaram entre 28 e 41% da biomassa direcionada às folhas, enquanto as mudas sob sombrite tiveram entre 32 e 55% de biomassa foliar em relação à biomassa total. Estes dados são semelhantes ao encontrado por Lee et al. (1996) em estudo de espécies arbóreas da floresta tropical úmida na Ásia. Neste trabalho os autores encontraram entre 39,7 e 59,2% da biomassa direcionada às folhas em condições semelhantes à sombra (baixa irradiância ou baixa razão V/VE, em torno de 0,24) e entre 10,6 e 36,8% para as plantas em alta irradiância e submetidas a uma razão V/VE de 1,25. Entretanto, Sanches e Válio (2002), estudando o crescimento de lianas da FES, encontraram para a maioria das espécies valores em torno de 50% de biomassa foliar para as plantas sob radiação direta. Além disso, segundo os autores, a espécie *A. galeata*, diferente do encontrado neste trabalho, apresentou maior direcionamento dos fotoassimilados para o sistema radicular, o que diminuiu a razão de massa foliar/biomassa total.



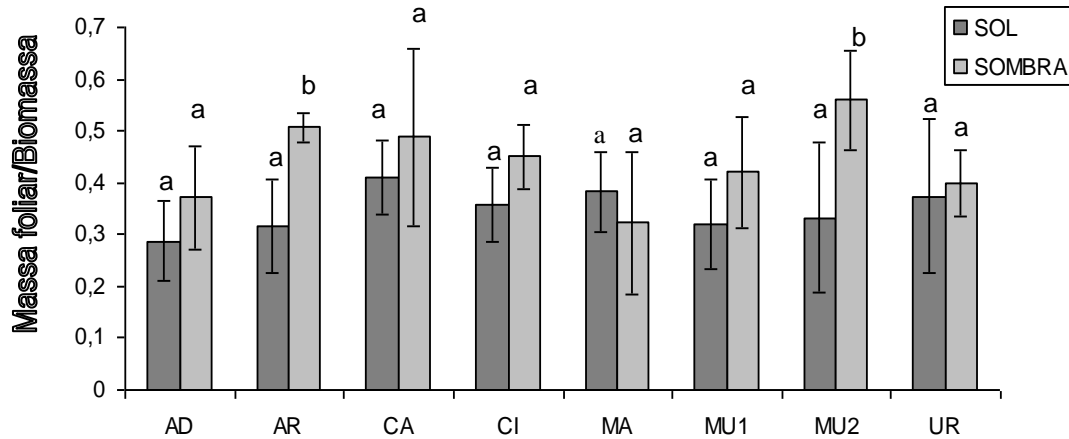


Figura 12 - Razão entre massa foliar e biomassa total de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*

Com relação à massa de raiz, o seu crescimento foi significativamente maior ( $F_{(1,15)} = 36,81$ ;  $P < 0,0001$ ) a pleno sol apenas nas espécies *Cardiospermum grandiflorum* (CA) e *Cissus sicyoides* (CI) (Figura 13). Lee et al. (1996) também verificou que houve diminuição da alocação de biomassa para a raiz em mudas de espécies arbóreas mantidas em baixa irradiância em relação àquelas sob alta irradiância. Esta diminuição pode ser em decorrência da maior alocação para tecidos fotossintéticos, como discutido anteriormente. Entretanto, as demais espécies estudadas não apresentaram diferenças significativas de massa de raiz entre os tratamentos. Lee (1988) também não encontrou diferenças na alocação de biomassa nas raízes de duas plantas escandentes (*Caesalpinia bondicela* e *Mucuna pruriens*) crescendo a pleno sol e na sombra. Deste modo, observa-se que as lianas apresentam uma ampla gama de respostas em relação à disponibilidade de luz, fortemente dependente da espécie.

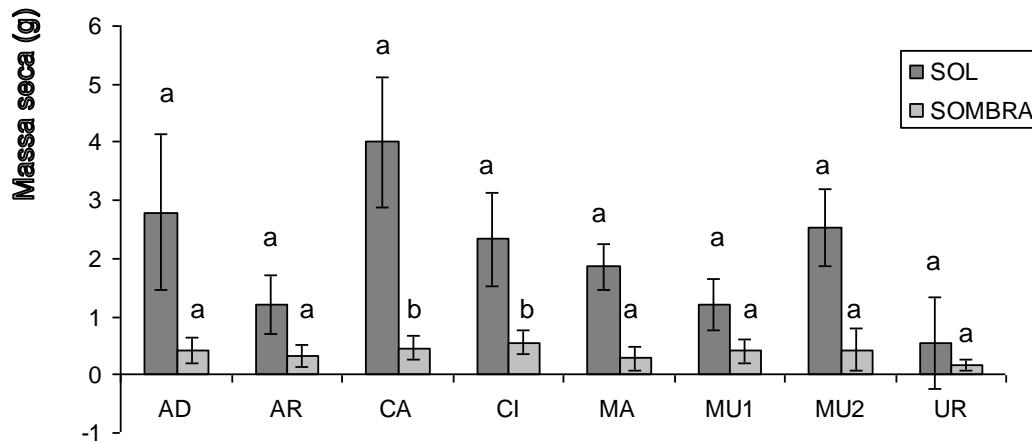


Figura 13 - Massa seca média de raiz de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*

Também foram poucas espécies que tiveram seu investimento em raiz, em relação à parte aérea, alterado devido ao sombreamento. Apenas *Adenocalymma bracteatum* (AD) e *Aristolochia galeata* (AR) apresentaram maior razão entre a massa de raiz e parte aérea no sol ( $F_{(1,15)} = 10,73$ ;  $P < 0,0001$ ) (Figura 14). Estas espécies apresentaram aumento da biomassa da parte aérea em relação à raiz quando mantidas na sombra. Ou seja, o sombreamento levou à redução na alocação de biomassa para a raiz, confirmando também a idéia de que houve menor alocação para os tecidos não-fotossintéticos em relação aos fotossintéticos. As demais espécies também mostraram esta tendência, mas a diferença entre os tratamentos não foi significativa.

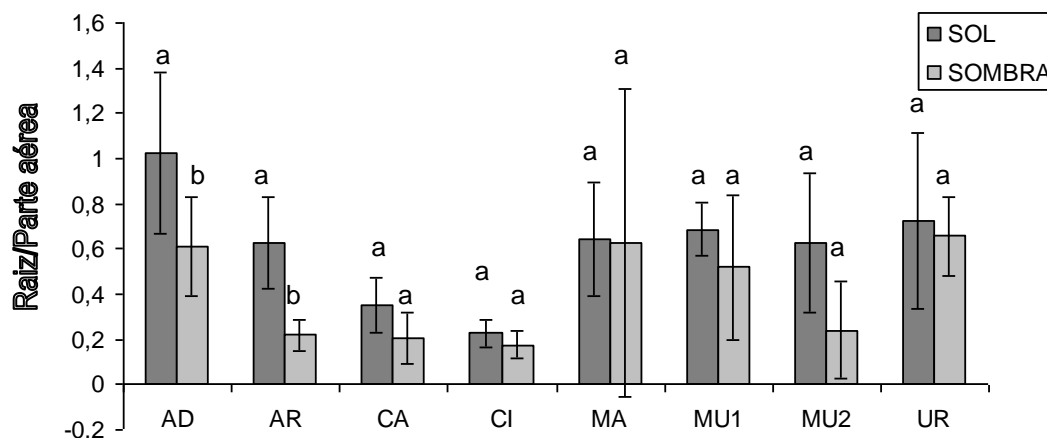


Figura 14 - Razão entre massa de raiz e da parte aérea média de mudas das espécies de lianas estudadas distribuídas nos tratamentos, pleno sol e sombra. Médias seguidas da mesma letra indicam que não há diferença significativa, pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 0,05. As barras indicam o desvio padrão da média. AD: *A. bracteatum*; AR: *A. galeata*; CA: *C. grandiflorum*; CI: *C. sicyoides*; MA: *M. unguis-cati*; MU1: *Mucuna* sp1; MU2: *Mucuna* sp2; UR: *U. laevis*

Desta maneira, nossos resultados mostraram que em geral, todas as espécies foram capazes de sobreviver e se desenvolver sob condição de baixa irradiação. Entretanto as mudas sob sombrite produziram menos folhas e tiveram menor massa seca quando comparadas às crescendo à pleno sol. Mais que isso, as espécies de lianas estudadas responderam diferentemente ao sombreamento, sendo que *Mucuna* sp1 e *Urvillea laevis* mostraram-se tolerantes ao sombreamento, enquanto *Cardiospermum grandiflorum*, apesar de sobreviver e se desenvolver na sombra, apresentou maior limitação de crescimento. As demais espécies apresentaram variações de respostas para cada variável observada entre os tratamentos. Assim, não se pode considerar as lianas como um grupo de plantas heliófitas visto que elas apresentam uma ampla faixa de respostas às condições de luz, e sobrevivem e alocam biomassa na sombra, com grande variação de comportamento entre as espécies.

Além disso, o hábito lianescente permite à estas plantas manter suas folhas em condições de luz bastante variadas ao mesmo tempo. Carter e Teramura (1988) já enfatizavam que a adaptabilidade fisiológica das lianas a ambientes com

heterogeneidade de luz está atrelada à capacidade de competitiva. Segundo os autores, as lianas podem possuir uma ampla plasticidade fisiologia intra-específica que afeta fortemente sua sobrevivência. Isto pode ser observado pelos diferentes micro-habitats que ela ocupa ao longo da escalada até o dossel ou da grande distância por onde se alastra a partir do local em que está enraizada.

Contudo, como verificado até aqui os padrões espaciais de germinação, crescimento e sobrevivência destas espécies estão fortemente ligados à disponibilidade de luz. O ambiente de luz no solo florestal é extremamente heterogêneo em pequena escala espacial e temporal. Através da complexa matriz que compõe as florestas tropicais, a disponibilidade de luz varia mais dramaticamente que outros recursos. O sub-bosque sombreado de uma floresta tropical representa um desafio para a aquisição fotossintética de energia e carbono suficientes para suportar o crescimento e a sobrevivência da planta. As clareiras são uma importante fonte de luz solar direta em quantidade e qualidade e por isso distribuição das clareiras na floresta afeta o padrão de distribuição das espécies (CHAZDON et al., 1996; KITAJIMA, 1996).

Desta forma, as espécies estudadas neste trabalho foram tabeladas de acordo com a resposta das variáveis estudadas entre as diferentes condições ambientais (Tabela 10). Aquelas espécies que não mostraram diferença significativa entre os tratamentos de sol e sombra, para uma determinada variável, foram classificadas como tolerantes (T) ao sombreamento para a variável em questão. Para as demais, que apresentaram melhor desenvolvimento no sol, foi estabelecido de forma arbitrária, um ranking de desempenho entre as espécies, obtido pela razão entre o valor de crescimento da variável no sol e o valor de crescimento desta mesma variável na sombra. Desta forma, é possível visualizar o desempenho destas espécies nas condições de sol e sombra, e a viabilidade de uso de cada uma delas nas condições de campo em projetos de enriquecimento de áreas em processo de restauração, visto que, estas áreas encontram-se já sombreadas.

Além disso, também é possível inferir quais espécies poderiam se mostrar agressivas, após eventual abertura de clareira. Por exemplo, as espécies *A. bracteatum*, *C. grandiflorum* e *M. unguis-cati*, que mostraram melhor desempenho para o conjunto de variáveis analisadas à pleno sol, em relação às demais espécies,

poderiam apresentar um comportamento muito competitivo na ocorrência de abertura do dossel, e se distribuir de forma muito abundante e conseqüentemente agressiva, condição esta que não interessa para a restauração ecológica e conservação da biodiversidade.

Tendo em vista estes fins, as espécies foram separadas em grupos, arbitrariamente, de acordo com seu comportamento em relação às condições de luz (Tabela 11).

Tabela 10 - Respostas das espécies de lianas para as variáveis estudadas sob as diferentes condições de luz e temperatura no experimento de germinação e diferentes condições de irradiância no experimento de crescimento de mudas. D: dependente de luz e/ou alternância de temperatura para a germinação; I: independente de luz ou alternância de temperatura para a germinação; T: tolerante ao sombreamento para o crescimento das mudas; +: apresenta vantagem competitiva quando submetida à maior irradiância, o aumento no número de símbolos representa gradativamente maior capacidade competitiva das espécies

ESPÉCIES	GERMINAÇÃO	BIOMASSA	N ° FOLHAS	MASSA FOLIAR	MASSA DE RAIZ	R/PA	MF/B
<i>Cissus sicyoides</i>	-	++	T	+	+	T	T
<i>Mucuna sp 2</i>	-	T	T	+	T	T	+
<i>Adenocalymma bracteatum</i>	D	+++	+	++	T	+	T
<i>Aristolochia galeata</i>	D	T	T	+	T	++	+
<i>Cardiospermum grandiflorum</i>	D	+++	+	++	+++	T	T
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	D	+++	T	+++	T	T	T
<i>Mucuna sp 1</i>	D	T	T	T	T	T	T
<i>Urvillea laevis</i>	I	+	T	T	T	T	T
<i>Bauhinia sp</i>	I	-	-	-	-	-	-
<i>Hippocratea volubilis</i>	I	-	-	-	-	-	-
<i>Peltastes peltatus</i>	I	-	-	-	-	-	-
<i>Pithecoctenium echinatum</i>	I	-	-	-	-	-	-
<i>Temnadenia violacea</i>	D	-	-	-	-	-	-

Tabela 11 - Classificação das espécies de lianas em grupos de acordo com as características de desenvolvimento da planta em diferentes condições de luz obtidas neste estudo

GRUPO	ESPÉCIES	CARACTERÍSTICAS
1	<i>A. bracteatum</i> , <i>C. grandiflorum</i> , <i>M. unguis-cati</i>	Apresentaram aumento de valor na maioria das variáveis à pleno sol, o que confere vantagem competitiva à estas espécies quando em condição de alta irradiância.
2	<i>C. sicyoides</i>	Apresentou aumento de valor em algumas variáveis à pleno sol. Pode apresentar vantagem competitiva, mas não tanto quanto as do Grupo 1.
3	<i>A. galeata</i> , <i>Mucuna</i> sp 2	Apresentaram aumento de massa foliar e alocação de biomassa nas folhas em relação à biomassa total à pleno sol, mas as demais variáveis não apresentaram alteração significativa.
4	<i>Mucuna</i> sp 1, <i>Urvillea laevis</i>	Não apresentam diferença de crescimento entre ambiente sombreado e à pleno sol, ou seja, a abertura de clareira ou a condição de borda não leva ao aumento da taxa de crescimento destas espécies.

### 3.3 Semeadura direta

Dentre as três espécies estudadas, apenas *P. peltatus* não foi apresentada emergência de plântulas nas condições de campo, as outras duas apresentaram porcentagens de emergência mínimas e máximas de 4 e 12 % para *Bauhinia* sp e 16 e 60 % para *M. unguis-cati*, respectivamente. As médias de emergência das três espécies são apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12 - Média e desvio padrão da emergência de plântulas das três espécies de lianas estudadas sob diferentes espécies arbóreas na área de estudo em Iracemápolis, SP N = 25

ESPÉCIES	EMERGÊNCIA MÉDIA	DESVIO PADRÃO
<i>Bauhinia</i> sp	0,06	± 0,04
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	0,39	± 0,12
<i>Peltastes peltatus</i>	0	0

As primeiras observações de emergência de plântulas foram feitas no segundo monitoramento, aos 60 dias, para *Bauhinia* sp, enquanto *M. unguis-cati* só apresentou emergência a partir da quarta avaliação (

Figura 15 e Figura 16).

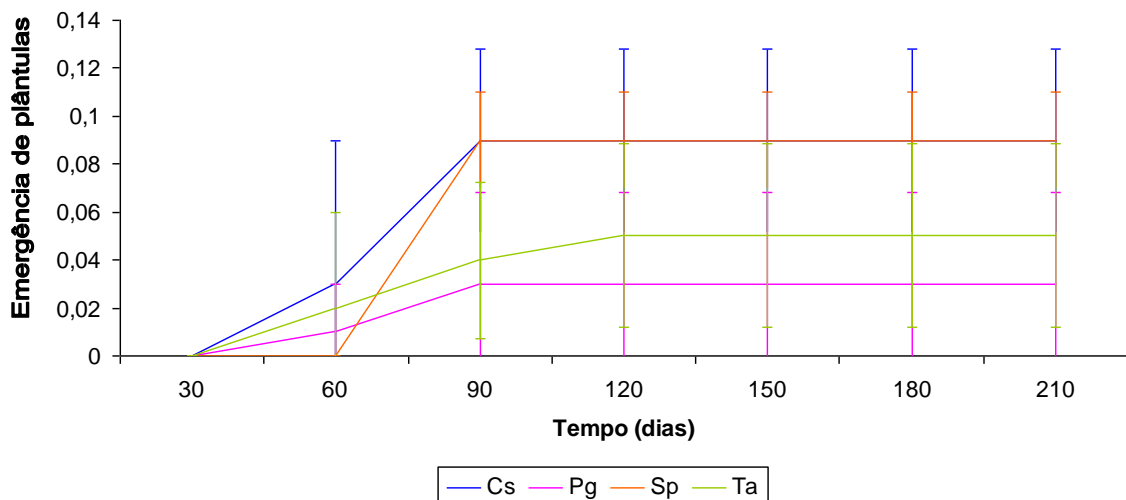


Figura 15 - Curva de emergência de plântulas de *Bauhinia* sp sob as diferentes espécies arbóreas do dossel. As barras verticais indicam o desvio padrão. N = 25; Dia zero = 03/11/08



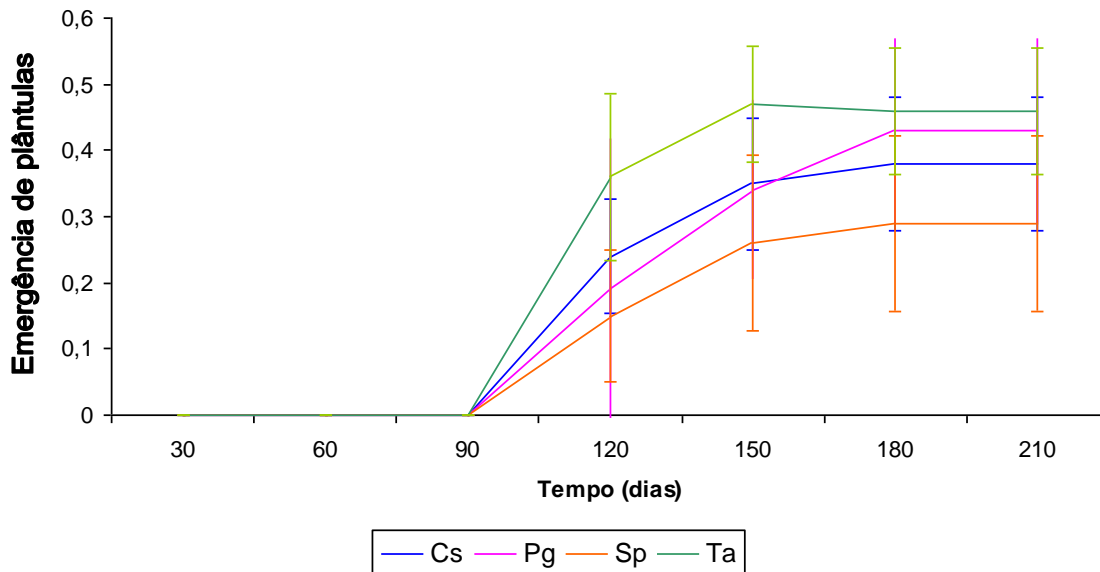


Figura 16 - Curva de emergência de plântulas de *M. unguis-cati* sob as diferentes espécies arbóreas do dossel. As barras verticais indicam o desvio padrão. N = 25; Dia zero; 03/11/08

Observa-se que a espécie *Bauhinia* sp apresentou porcentagem média de emergência de plântulas entre os tratamentos de 6 %, consideravelmente inferior à porcentagem de germinação de sementes observada em laboratório, para o mesmo lote de sementes (64,5%) (Tabela 7). De acordo com o observado no experimento em laboratório esta espécie não necessita de luz e alternância de temperatura para germinação, ou seja, nas condições de campo, sob dossel fechado ela seria capaz de germinar tão bem quanto foi no laboratório. Entretanto, as condições ambientais no campo não se limitam à presença de luz e temperatura, mas também envolvem variações de umidade. Segundo os dados meteorológicos do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas - CIIAGRO (2009), as duas primeiras semanas após a semeadura na área de estudo em Iracemápolis, a região de Limeira apresentou em torno de 24 mm de precipitação, com ausência total de chuva apenas na 18ª semana. Os dados de precipitação podem ser observados na Figura 17. Estes dados foram obtidos para a cidade de Limeira pela ausência de informações meteorológicas para o Município de Iracemápolis, entretanto, conforme se observa na Figura 18, a área de estudo está distante apenas 9,76 Km em linha reta do centro da cidade de Limeira, por isso considerou-se as características climáticas desta.

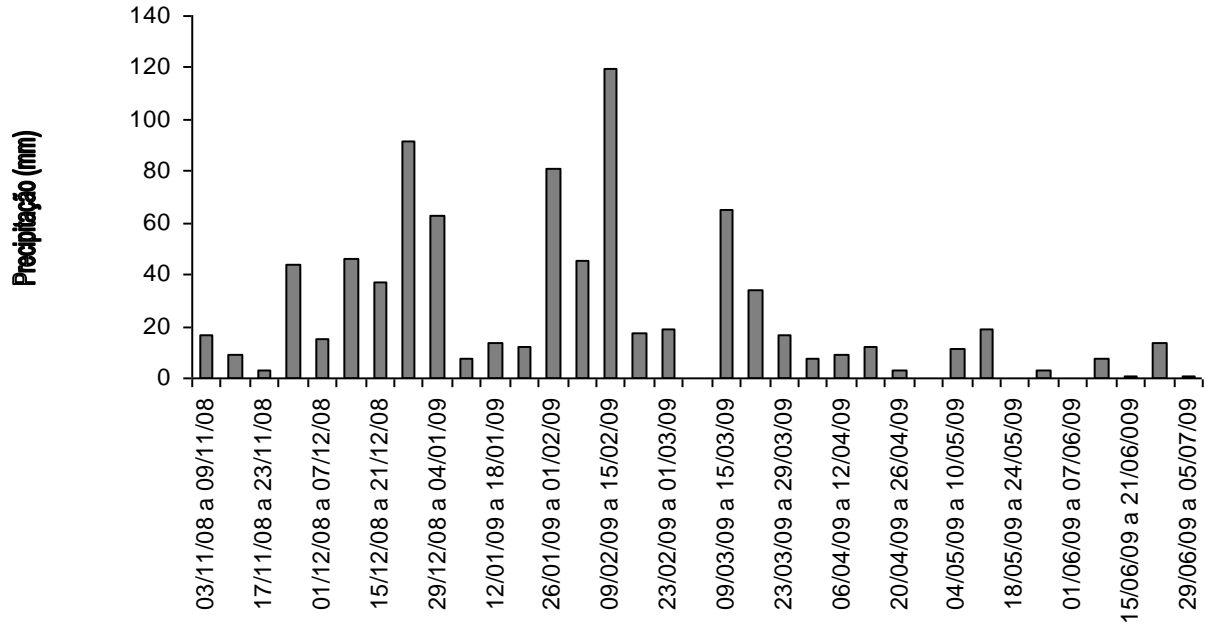


Figura 17 - Precipitação média semanal da região de Limeira – SP durante o período do experimento de semeadura direta  
(Fonte: CIIAGRO, 2009; [www.ciiagro.sp.gov.br](http://www.ciiagro.sp.gov.br))



Figura 18 - Vista aérea da região de Limeira, a linha no centro da figura indica a distância entre o centro da cidade de Limeira e a área de estudo no Município de Iracemópolis.  
(Fonte: Google Earth, 2009)

Observa-se que apenas a terceira semana após a semeadura apresentou a ausência total de chuva, mas em geral o período de experimentação foi bastante chuvoso. Além disso, segundo Fenner e Thompson (2005), a sensibilidade à dessecação é mais frequente em espécies arbóreas não-pioneiras, e ainda assim a desidratação nem sempre é fatal.

Outro ponto é importante a destacar, é que depois de semeadas em campo as sementes não foram desenterradas, o monitoramento foi feito apenas pela observação da emergência das plântulas e por isso, a não emergência também pode ter sido em decorrência da remoção das sementes por predadores, ou destruição das mesmas por patógenos e decompositores. Para Dalling (2003), a presença de predadores e patógenos é crucial para o recrutamento das espécies nas florestas tropicais. Ao fim do experimento, não foi encontrada nenhuma semente não germinada no solo.

Já a espécie *M. unguis-cati* também apresentou porcentagem de emergência média de plântulas (39,25%) menor do que a encontrada em laboratório (Tabela 7), contudo, esta foi maior do que a esperada. Isto é, em laboratório a espécie apresentou características claras de fotoblastismo positivo, por isso esperava-se que no campo esta espécie não fosse capaz de germinar devido a condição de sombreamento.

Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia (1993) relatam que para algumas espécies arbóreas tropicais dispersas pelo vento como *Cedrela odorata* e *Swietenia macrophylla* o fator limitante para a germinação é a disponibilidade de água. Elas podem permanecer no solo em um estado quiescente e então germinar assim que o ambiente se torna úmido. Além disso, segundo os autores, o balanço entre o ganho de umidade da semente e as perdas pela transpiração determinam o momento no qual a semente tem teor de água suficiente para iniciar a germinação.

A germinação desta espécie no campo também pode ser explicada pela existência de pequena, mas neste caso significativa quantidade de luz no interior florestal, a radiação difusa de fundo, que embora muito pequena. De acordo com (GANDOLFI, 2000). Assim como pela elevação da ocorrência de precipitações de 01/12/08 à 01/03/09 (Figura 17), que garantiram a hidratação das sementes para o início das atividades metabólicas.

Ainda de acordo com Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia (1993), é muito comum entre as plantas das florestas tropicais úmidas um período de quiescência antes do início da germinação, quando a semente permanece no solo. Na Malásia, 35% das plantas estudadas começaram a germinar apenas 20 semanas após a semente. Ainda segundo estes autores, no Brasil, *Psidium acutangulum* tem período de germinação de 30 a 70 dias após a semente.

A espécie *P. peltatus* não apresentou nenhuma plântula em campo. Isto diferente do esperado porque no experimento de germinação em laboratório esta espécie foi capaz de germinar em temperatura constante à 25 °C, condição geralmente encontrada no sub-bosque de florestas tropicais de acordo com Whitmore (1990) , tanto na presença como na ausência de luz. Assim, pode-se supor que estes fatores não foram os responsáveis pela ausência de germinação desta espécie, mas como já foi dito para *Bauhinia* sp, a remoção de sementes, predação ou patogenia podem ter sido a causa deste fato, visto que nenhuma semente não germinada foi encontrada ao fim do experimento.

Com relação à emergência de plântulas das lianas entre as diferentes espécies arbóreas do dossel, não foi verificada diferença significativa do total de plântulas entre os sub-bosques das quatro espécies arbóreas ( $F_{(3, 11)} = 1,16$ ;  $P = 0,3387$ ).

Também não houve diferença significativa na interação entre as espécies de lianas e os tratamentos ( $F_{(3,11)} = 2,01$ ;  $P = 0,0897$ ), ou seja, não houve diferença significativa de emergência de plântulas de *M. unguis-cati* sob as diferentes espécies arbóreas, nem das plântulas de *Bauhinia* sp sob as mesmas.

De acordo com Morellato (1991), em uma FES no Município de Campinas (SP), a espécie arbórea *P. gonoacantha* que é decídua, apresentou queda de folhas durante os meses de junho a setembro e outubro a janeiro. *C. speciosa* também é uma árvore decídua, permaneceu sem folhas de abril a setembro, assim como *S. parahiba*, que ficou decídua de abril a agosto, com brotação entre setembro e outubro. Estas espécies apresentam como principal fator comum permanecerem durante um período do ano sem folhas, permitindo que grande quantidade de luz entre no sub-bosque, entretanto com o período variando de acordo com a espécie. Segundo Gandolfi (2000, 2003, 2009) o sub-bosque sob a projeção da copa de árvores decíduas permanece

sombreado durante a maior parte do ano, quando as mesmas estão com folhas, mas durante um período menor, de deciduidade, esta área recebe maior quantidade de fochos de luz solar direta, semelhante a uma situação de clareira, sendo por isso denominada de “clareira de deciduidade”. Já a espécie *T. americana* é uma árvore perenifólia, com folhas largas e copa de pequeno diâmetro, esta é conhecida por apresentar menor recrutamento de plantas sob sua copa. Segundo Larrea-Alcázar e Simonetti (2007) a presença da formiga residente *Pseudomyrmex triplarinus* é a causa deste fenômeno, elas atacam as plântulas sob a copa desta espécie modificando a regeneração sob ela.

Estas interações entre as espécies arbóreas e o ambiente físico, ou mesmo a comunidade, sob sua copa pode levar à modificações na regeneração neste ambiente, e por isso serem consideradas como “Engenheiros Físicos do Ecosistema”. Contudo, neste trabalho não foi verificada diferença na porcentagem de emergência de plântulas entre as espécies de lianas semeadas sob estas diferentes espécies arbóreas.

Conforme se observa na Tabela 13, os valores de emergência de plântulas de *Bauhinia* sp sob cada indivíduo das quatro espécies arbóreas estudadas variaram pouco entre os tratamentos, com pequena variação também dentro dos tratamentos. Já *M. unguis-cati* apresentou maior variação de emergência de plântulas dentro dos tratamentos do que entre eles, o que pode ser consequência de eventuais efeitos da vizinhança ou do local de cada indivíduo arbóreo na floresta, como mancha de solo com composição diferente ou proximidade da borda florestal. Entretanto, nenhum destes fatores pode ser conclusivamente relacionado à variação da emergência de plântulas, visto que eles não foram isolados e testados.

Desta forma, acredita-se que a heterogeneidade ambiental causada por diversos fatores dentro da floresta como as diferentes disponibilidades de luz, variação de temperatura da borda para o interior da floresta, ocorrência de predação e presença de patógenos, entre outros possam ter diluído o efeito de cada espécie arbórea do dossel sobre a germinação e emergência de plântulas das espécies de lianas estudadas neste trabalho. Entretanto é muito importante que se continue a buscar o entendimento dos mecanismos que regulam a biodiversidade nestas Florestas Estacionais Semideciduais.

Com relação à técnica de enriquecimento de áreas em processo de restauração com lianas, por meio de semeadura direta, esta se mostrou eficaz para uma espécie, e inviável para as outras duas espécies estudadas. Todavia, esta é uma técnica ainda em desenvolvimento, assim é necessário que mais trabalhos sejam desenvolvidos visando identificar os obstáculos e criar soluções de baixo custo para estes. Também é importante salientar que o conhecimento sobre a ecofisiologia de sementes de lianas é pequeno e superficial, o que dificulta a utilização deste grupo de plantas em uma atividade que requer probabilidade alta de germinação em condições pouco controladas como o campo, gerando assim a necessidade de mais estudos com relação à germinação e fisiologia das sementes de lianas.

Tabela 13 - Distribuição do número de plântulas e da porcentagem de plântulas da cada espécie de liana sob cada indivíduo das espécies arbóreas de dossel

Árvores	<i>Bauhinia</i> sp			<i>Macfadyena unguis-cati</i>			<i>Peltastes peltatus</i>		
	nº de sementes inicial	nº de plântulas	% de emergência de plântulas	nº de sementes inicial	nº de plântulas	% de emergência de plântulas	nº de sementes inicial	nº de plântulas	% de emergência de plântulas
<i>C. speciosa</i>	25	3	12	25	6	24	25	0	0
<i>C. speciosa</i>	25	2	8	25	10	40	25	0	0
<i>C. speciosa</i>	25	3	12	25	10	40	25	0	0
<i>C. speciosa</i>	25	1	4	25	12	48	25	0	0
<b>Média</b>	<b>25</b>	<b>2,25</b>	<b>9</b>	<b>25</b>	<b>9,5</b>	<b>38</b>	<b>25</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>P. gonoacantha</i>	25	0	0	25	9	36	25	0	0
<i>P. gonoacantha</i>	25	2	8	25	12	48	25	0	0
<i>P. gonoacantha</i>	25	1	4	25	15	60	25	0	0
<i>P. gonoacantha</i>	25	0	0	25	7	28	25	0	0
<b>Média</b>	<b>25</b>	<b>0,75</b>	<b>3</b>	<b>25</b>	<b>10,75</b>	<b>43</b>	<b>25</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>S. parahiba</i>	25	2	8	25	11	44	25	0	0
<i>S. parahiba</i>	25	2	8	25	5	20	25	0	0
<i>S. parahiba</i>	25	3	12	25	4	16	25	0	0
<i>S. parahiba</i>	25	2	8	25	9	36	25	0	0
<b>Média</b>	<b>25</b>	<b>2,25</b>	<b>9</b>	<b>25</b>	<b>7,25</b>	<b>29</b>	<b>25</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>T. america</i>	25	2	8	25	10	40	25	0	0
<i>T. america</i>	25	1	4	25	10	40	25	0	0
<i>T. america</i>	25	2	8	25	11	44	25	0	0
<i>T. america</i>	25	0	0	25	15	60	25	0	0
<b>Média</b>	<b>25</b>	<b>1,25</b>	<b>5</b>	<b>25</b>	<b>11,5</b>	<b>46</b>	<b>25</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

*Bauhinia* sp, *P. echinatum* e *U. laevis* apresentaram capacidade de germinação na ausência de luz e sem a necessidade de alternância de temperatura, condições encontradas no sub-bosque florestal, o que as capacita a serem utilizadas no enriquecimento de áreas em processo de restauração já sombreadas;

*A. bracteatum*, *A. galeata*, *C. grandiflorum*, *H. volubilis*, *M. unguis-cati*, *Mucuna* sp 1 e *T. violacea* apresentaram dependência de luz ou alternância de temperatura para a germinação, o que indica que estas espécies necessitam da abertura de clareira ou de ambiente de borda de mata para a germinação. Assim, elas podem ser utilizadas no enriquecimento florestal com a prévia seleção da área onde será semeada, como sob espécies decíduas do dossel por exemplo. Contudo, levando-se em conta a possibilidade do comportamento agressivo de algumas espécies, estas devem ser utilizadas com cuidado, evitando os locais de alta radiação.

Os resultados apresentados por *P. peltatus* sugerem que talvez seja necessária uma temperatura mínima para a germinação, não obtida no experimento de temperatura alternada, mas atingida à temperatura constante de 25°C. Como discutido anteriormente, esta condição é encontrada no sub-bosque das florestas tropicais, onde a temperatura varia ao redor de 25°C.

Estes resultados demonstram que a predominância de lianas em bordas e clareiras não é pré-requisito suficiente para classificá-las como um grupo vegetal dependente de luz ou alternância de temperatura para a germinação, visto as espécies desta forma de vida apresentam diferentes respostas aos fatores ambientais testados neste estudo, variando de espécie para espécie.

Com relação ao crescimento de mudas, em geral, todas as espécies foram capazes de sobreviver e se desenvolver sob condição de baixa irradiância. Entretanto as mudas mantidas na sombra produziram menos folhas e tiveram menor massa seca quando comparadas às que cresceram a pleno sol. Contudo, as respostas ao sombreamento variaram de acordo com cada espécie estudada, *Mucuna* sp1 e *U. laevis* mostraram-se tolerantes à sombra, enquanto *C. grandiflorum*, apesar de sobreviver e se desenvolver nesta condição, foi a espécie que apresentou maior



limitação de crescimento. As demais espécies apresentaram variações de respostas para cada variável observada entre os tratamentos, sendo que *A. bracteatum* e *M. unguis-cati* mostraram maior vantagem competitiva com relação à alocação em biomassa, biomassa foliar, número de folhas e razão raiz/parte aérea em alta irradiância, que *C. sicyoides* e esta por sua vez, se mostrou mais competitiva que *A. galeata* e *Mucuna* sp 2 com relação à eficiência de absorção e utilização da radiação disponível.

Os dados obtidos neste trabalho demonstram que não se pode considerar as lianas como um grupo de plantas heliófitas, visto que elas apresentam uma ampla faixa de respostas às condições de luz, sobrevivem e alocam biomassa na sombra, com grande variação de comportamento entre as espécies.

A semeadura direta se mostrou um método promissor, visto que foi viável para duas das três espécies testadas, contudo esta é uma técnica ainda em desenvolvimento, assim são necessárias mais informações a respeito da ecofisiologia de sementes como maturidade destas, necessidade de quebra de dormência, longevidade, necessidade de luz e alternância de temperatura entre outros, para o conjunto de espécies deste grupo vegetal; assim como existem estas informações para as espécies arbóreas produzidas comercialmente.

Neste trabalho, não foi verificada diferença na regeneração de lianas sob as diferentes espécies arbóreas do dossel. Entretanto, este efeito pode ter sido mascarado por uma série de fatores do entorno de cada indivíduo arbóreo, que não puderam ser isolados, como o dossel das árvores vizinhas, o efeito de borda da mata e a presença de predadores e patógenos. Contudo, este efeito precisa ser melhor investigado, ainda não pode ser totalmente desconsiderado.

Desta maneira, tendo em vista a utilização desta forma de vida vegetal na restauração de ecossistemas florestais, é necessário verificar quais os benefícios e dificuldades dos métodos de implantação destas. A semeadura direta mostrou-se uma técnica viável, entretanto com algumas deficiências pela ausência de informações a respeito da ecofisiologia das sementes das espécies, o que pode ser solucionado com o desenvolvimento de mais pesquisas na área. No entanto, outro obstáculo importante a

levar em consideração nesta técnica é a baixa eficiência de uso das sementes devido a pequena germinação no campo até aqui observada.

O enriquecimento, todavia, também poderia ser feito através da produção das lianas em viveiro e o posterior transplante destas para áreas em restauração. Os resultados aqui obtidos mostraram ser viável a produção e manutenção das mudas em viveiro, visto que foi alta a eficiência de uso das sementes, que as mudas produzidas mostraram rápido crescimento e grande sobrevivência no viveiro, inclusive sem necessitar de cuidados especiais. A fim de se poder prescrever tal técnica, se faz necessário agora desenvolver estudos sobre a sobrevivência de mudas que sejam transplantadas em diferentes locais dentro de florestas em restauração.

Em contrapartida, a produção em viveiro e o posterior transplante das mudas produzidas para áreas em processo de restauração florestal podem elevar o custo do projeto, devido aos custos elevados de manutenção das plantas no viveiro e à impossibilidade de mecanização do plantio a ser feito na área já florestada. A melhoria do manejo no viveiro e do processo de transplante para o campo podem, no futuro, reduzir esses custos tornando mais atraente essa possibilidade, sobretudo considerando-se que ainda é difícil a obtenção de sementes de diferentes espécies de lianas e baixa a taxa de germinação de muitas delas.



## REFERÊNCIAS

ADDO-FORDJOUR, P. Effects of human disturbances and plant invasion on liana community structure and relationship with trees in the Tinte Bepo forest reserve, Ghana. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 258, n. 5, p. 728–734, Aug. 2009a.

\_\_\_\_\_. Liana species richness, abundance and relationship with trees in the Bobiri forest reserve, Ghana: Impact of management systems. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 257, n. 8, p. 1822–1828, Mar. 2009b.

ARROYO-RODRIGUEZ, V.; TOLEDO-ACEVES, T. Impact of landscape spatial pattern on liana communities in tropical rainforests at LosTuxtlas, Mexico. **Applied Vegetation Science**, Netherlands, v. 12, p. 340–349, 2009.

AVALOS, G.; MULKEY, S.S. Photosynthetic acclimation of the liana *Stigmaphyllon lindenianum* to light changes in a tropical dry forest canopy. **Oecologia**, Netherlands, v. 120, n. 4, p. 475-484, Sep. 1999.

BAARS, R.; KELLY, D. Survival and growth responses of native and introduced vines in New Zealand to light availability. **New Zealand Journal of Botany**, New Zealand, v. 34, n. 3, p. 389-400, Sep. 1996.

BAKER, H.G. Seed weight in relation to environmental conditions in California. **Ecology**, Tucson, v. 53, n. 6, p. 997-1010, Nov. 1972.

BASKIN, C.; BASKIN, J.M. Germination ecophysiology of herbaceous plant species in a Temperate Region Carol. **American Journal of Botany**, Lancaster, v. 75, n. 2, p. 286-305, Feb. 1988.

BAZZAZ, F.A. **Plants in changing environments: linking physiological population, and community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 320p.

BAZZAZ, F.A.; PICKETT, S.T.A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 11, p. 287-310, 1980.

BELLOTTO, A. Inserção de outras formas de vida no processo de restauração. In: RODRIGUES, R.R., BRANCALION, P.H.S., ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 55-61.

BLISS, D.; SMITH, H. Penetration of light into soil and its role in the control of seed germination. **Plant Cell and Environment**, Oxford, v. 8, p. 475-483, Apr. 1985.

BOETTCHER, S.E.; KALISZ, P.J. Single-Tree influence on soil properties in the mountains of Eastern Kentucky. **Ecology**, Tucson, v. 71, n. 4, p. 1365-1372, Aug. 1990.

BRANDES, A.F.N.; BARROS, C.F. Anatomia do lenho de oito espécies de lianas da família Leguminosae ocorrentes na Floresta Atlântica. **Acta Botanica Brasílica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 465-480, jul. 2008.

BRASIL, Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Regras para análise de sementes**. Brasília: SNDA/DNDV/CLAV, 1992. 365p.

CAI, Z.Q. Seedling growth strategies in Bauhinia species: comparing lianas and trees. **Annals of Botany**, Oxford, v. 100, n. 4, p.831–838, Oct. 2007.

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

CAMPANELLO, P.I. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 242, n. 2/3, p. 250–259, Apr. 2007.

CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica - uma rede pela floresta**. Brasília: RMA, 2006. 332p.

CARTER, G.A.; TERAMURA, A.H. Vine photosynthesis and relationships to climbing mechanics in a forest understory. **American Journal of Botany**, United States, v. 75, n. 7, p. 1011-1018, Jul. 1988.

CARVALHO, N.M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. Campinas: Função Cargill, 1983. 429p.

CHAZDON, R.L. Photosynthetic responses of Tropical Forest plants to contrasting light environments. In: MULKEY, S.S; CHAZDON, R.L.; SMITH, A.P. (Ed.) **Tropical forest plant ecophysiology**. New York: Chapman and Hall, 1996. chap. 1, p. 5- 55.

CIIAGRO - Centro integrado de informações agrometeorológicas. **Balanco Hídrico**. Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/Listagens/BH/LBalancoHidricoLocal.asp> Acesso em: 25 nov 2009.

COLLINS, B.S.; WEIN, G.R. Understory vines: distribution and relation to environment on a Southern Mixed Hardwood Site. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, Lawrence, v. 120, n. 1, p. 38-44, Jan./Mar. 1993.

DALLING, J.W. Ecologia de semillas. In: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Ed.) **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Ediciones LUR, 2003. cap. 15, p. 345-375.

DAMASCENO, A.C.F. **Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema**. 2005. 107p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005

DURIGAN, G. Bases e diretrizes para a restauração da vegetação do cerrado. In: KAGEYAMA, P.Y. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. cap. 8, p. 185-204.

ELLSWORTH, J.W.; HARRINGTON, R.A.; FOWNES, J.H. Survival, growth and gas exchange of *Celastrus orbiculatus* seedlings in sun and shade. **The American Midland Naturalist**, Chicago, v. 151, p. 233-240, Apr. 2004.

EMMONS, L.H.; GENTRY, A.H. Tropical forest structure and the distribution of gliding and prehensile-tailed vertebrates. **The American Naturalist**, Chicago, v. 121, n. 4, p. 513-524, Apr. 1983.

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

FENNER, M. **Seed Ecology**. London: Chapman and Hall, 1985. 151p.

FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. 2nd ed. New York: CABI Publishing, 2000. 410 p.

FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 250p.

GALETTI, M.; PEDRONI, F. Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a Semideciduous Forest in south-east Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, London, v. 10, n. 1, p. 27-39, Feb. 1994.

GALETTI, M.; PEDRONI, F.; MORELLATO, L.P.C. Diet of the brown howler monkey *Alouatta fusca* in a forest fragment in southeastern Brazil. **Mammalia**, London, v. 48, n. 11, p. 1-18, 1994.

GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, Município de Guarulhos, SP**. 1991. 232 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no Município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 292p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S. Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação. In: CLAUDINO-SALES, V. (Org.) **Regimes de luz em Florestas Estacionais Semidecíduais e suas possíveis conseqüências**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003. p. 305-311.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; LEITÃO-FILHO, H.F. "Gaps of deciduousness": cyclical gaps in Tropical Forests. **Scientia Agrícola**. Piracicaba, v.66, n.2, p.280-284, Mar./Apr. 2009.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**. Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, Jul./Aug. 2007.

GENTRY, A.H. The distribution and evolution of climbing plants. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991a. chap. 1, p. 3-52.

\_\_\_\_\_. Breeding and dispersal systems of lianas. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press. 1991b. chap. 4, p. 393-426.

GENTRY, A.H.; DODSON, C. Contribution of non trees to species richness of a Tropical Rain Forest. **Biotropica**, Washington, D.C., v. 19, n. 2, p. 149-156, Jun. 1987.

GERWING, J.J. Life history diversity among six species of canopy lianas in an old-growth forest of the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 190, n. 1, p. 57–72, Mar. 2004.

GERWING, J.J.; VIDAL, E. Changes in liana abundance and species diversity eight years after liana cutting and logging in an Eastern Amazonian Forest. **Conservation Biology**, Boston, v.16, n. 2, p. 544-548, Apr. 2002.

GERWING, J.J. A standard protocol for liana censuses. **Biotropica**, Washington, D.C., v. 38, n. 2, p. 256–261, Mar. 2006.

GINÉ, G.A.F.E. **Ecologia e comportamento do ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*, Olfers 1818) em fragmentos de Mata Atlântica do município de Ilhéus, sul da Bahia**. 2009. 244p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

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

HEGARTY, E.E. Leaf life-span and leafing phenology of lianes and associated trees during a rainforest succession. **The Journal of Ecology**, United Kingdom, v. 78, n. 2, p. 300-312, Jun. 1990.



\_\_\_\_\_. Leaf litter production by lianes and trees in a Sub-Tropical Australian Rain Forest. **Journal of Tropical Ecology**, London, v. 7, n. 2, p. 201-214, May. 1991.

HEGARTY, E.E; CABALLÉ, G. Distribution and abundance of vines in forest communities. In: PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. chap. 3. p. 313-336.

HOGAN, K.P.; MACHADO, J.L. La luz solar: consecuencias biológicas y medición. In: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Ed.). **Ecología y conservación de Bosques Neotropicales**. Cartago: Ediciones LUR, 2003. cap. 6, p. 119-143.

HORA, R.C.; SOARES, J.J. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.25, n.3, p.323-329, Set. 2002.

IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Landscape variation of liana communities in a Neotropical rain forest. **Plant Ecology**, Netherlands, v. 160, p. 91–112, Feb. 2002.

JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as Physical Ecosystem Engineers. **Ecology**, Tucson, v. 78, n. 7, p. 1946-1957, Oct. 1997.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 249-270.

KIM, A.C. **Lianas da Mata Atlântica do Estado de São Paulo**. 1996. 210p. Tese (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

KIMMINS, J.P. **Forest ecology: a foundation for sustainable Forest management and environmental ethics in forestry**. 3rd ed. New Jersey: Prentice and Hall, 2004. 611p.

KINOSHITA, L.S. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 313-327, Abr. 2006.

KITAJIMA, K. Ecophysiology of tropical tree seedlings. In: MULKEY, S.S; CHAZDON, R.L.; SMITH, A.P. (Ed.) **Tropical forest plant ecophysiology**. New York: Chapman and Hall, 1996. chap. 19, p. 559-596.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Económica. 1948. 479p.

LABOURIAU, L.G. **A germinação das sementes**. Washington, D.C.: Secretaria-Geral da Organização dos Estados Americanos, 1983. 174p.

LARREA-ALCÁZAR, D.M.; SIMONETTI, J.A. Why are there few seedlings beneath the myrmecophyte *Triplaris americana*? **Acta Oecologica**, v. 32, n. 1, p. 112-118, Jul./Aug. 2007.

LEE, D.W. Simulating forest shade to study the developmental ecology of tropical plants: juvenile growth in three vines in India. **Journal of Tropical Ecology**, London, v. 4, n. 3, p. 281-292, Aug. 1988.

LEE, D.W. Irradiance and spectral quality affect Asian tropical rain forest tree seedling development. **Ecology**, Tucson, v. 77, n. 2, p. 568-580, Mar. 1996.

LEICHT, S.A.; SILANDER, J.A. Differential responses of invasive *Celastrus orbiculatus* (Celastraceae) and native *C. scandens* to changes in light quality. **American Journal of Botany**, Lancaster, v. 93, n. 7, p. 972-977, 2006.

MACÍA, M.J. Congruence between floristic patterns of trees and lianas in a southwest Amazonian rainforest. **Ecography**, Denmark, v. 30, p. 561-577, Aug. 2007.

MAGUIRE, J.D. Speed of germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigour. **Crop Science**, Madison, v. 2, n.1, p. 176-177, Jan. 1962.

MARTINELLO, C.M.; CITADINI-ZANETTE, V.; SANTOS, R. Produção de serrapilheira das lianas de um remanescente de Mata Atlântica na microbacia do rio Novo, Orleans, Santa Catarina. **Biotemas**, Florianópolis, v.12, n. 1, p. 49-65, 1999.

MASCARO J.; SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. Liana diversity, abundance, and mortality in a tropical wet forest in Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v.190, n.1, p. 3–14, Mar. 2004.

MONTGOMERY, R.A.; CHAZDON, R.L. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. **Oecologia**, Netherlands, v. 131, n. 2, p. 165–174, Jan. 2002.

MORELLATO, L.P.C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no Sudeste do Brasil**. 1991. 203p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

MORELLATO, P.C.; LEITAO-FILHO, H.F. Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest. **Biotropica**, Washington, D.C., v. 28, n.2, p.180-191, Jun. 1996.

\_\_\_\_\_. Levantamento florístico da comunidade de trepadeiras de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. **Boletim do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, n. 103, p. 1-15, 1998.

MYERS, C.V.; ANDERSON, R.C.; BYERS, D.L. Influence of shading on the growth and leaf photosynthesis of the invasive non-indigenous plant garlic mustard [*Alliaria petiolata* (M.Bieb) Cavara and Grande] grown under simulated late-winter to mid-spring conditions. **Journal of the Torrey Botanical Society**, Lawrence, v. 132, n. 1, p. 1–10, Jan/Mar. 2005.

MONTAGNINI, F. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. **Interciencia**, Madrid, v. 26, n. 10, p. 498-503. Oct. 2001.

NABE-NIELSEN, J. Growth and mortality rates of the liana *Machaerium cuspidatum* in relation to light and topographic position. **Biotropica**, Washington, D.C., v. 34, n. 2, p. 319–322, Jun. 2002.

NABE-NIELSEN, J.; KOLLMANN, J.; PEÑA-CLAROS, M. Effects of liana load, tree diameter and distances between conspecifics on seed production in tropical timber trees. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 257, n. 3, p. 987–993, Feb. 2009.

PADOVESI, A. **O processo de restauração ecológica de APPs na microbacia do Campestre, Saltinho – SP: uma proposta de diálogos entre conhecimentos.** 2005. 264p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

PENALOSA, J. Morphological specialization and attachment succession of two twining lianas. **American Journal of Botany**, Lancaster, v. 69, n. 6, p.1043-1045, Jul. 1982.

\_\_\_\_\_. Basal branching and vegetative spread in two tropical rain forest lianas. **Biotropica**, Washington, D.C., v.16, n.1, p.1-9, Mar. 1984.

PRADO, H. do. **Solos do Brasil: gênese, morfologia, classificação, levantamento agrícola e geotécnico.** 3. ed. Piracicaba, 2003. 275 p.

PROJETO RADAMBRASIL. **Folhas SF. 23/24:** Rio de Janeiro/Vitória. Rio de Janeiro: DNPM, 1983. 775 p. (Levantamento de Recursos Naturais, 32).

PUTZ, F.E. Lianas vs. trees. **Biotropica**, Washington, D.C., v. 12, n. 3, p. 224-225, Sep. 1980.

\_\_\_\_\_. Liana biomass and leaf area of a “Tierra Firme” Forest in the Rio Negro Basin, Venezuela. **Biotropica**, Washington, D.C., v.15, n. 3, p. 185-189, Jun. 1983.

\_\_\_\_\_. How trees avoid and shed lianas. **Biotropica**, Washington, D.C., v. 16, n. 1 p. 19-23, Mar. 1984a.

\_\_\_\_\_. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, Tucson, v. 65, n. 6, p. 1713-1724, Dec. 1984b.

\_\_\_\_\_. Vine Ecology. Disponível em:  
<<http://www.ecology.info/article.aspx?cid=10&id=67>>. Acesso em: 30 mar 2009.

PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. **The biology of vines.** Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 526p.

REZENDE, A.A. **Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual.** 2005. 65p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

REZENDE, A.A.; RANGA, N.T. Lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 273-279, abr. 2005.

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

RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest: an ecological study**. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 575p.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F.; CRESTANA, M.S.M. Regeneração do entorno da represa de abastecimento de água do Município de Iracemápolis/SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1992, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPAF, 1992. p. 406-414.

ROZZA, A.F. **Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual**: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas/SP. 2003 140 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) — Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

SANCHES, M.C. **Espécies de lianas da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP**: longevidade das sementes e crescimento inicial. 1997. 91p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

SANCHES, M.C.; VÁLIO, I.F.M. Seed and seedling survival of some climber species in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Biotropica**, Washington, D.C., v. 34, n. 2, p. 323–327, Jun. 2002a.

\_\_\_\_\_. Seedling growth of climbing species from a southeast Brazilian tropical forest. **Plant Ecology**, Netherlands, v. 154, n. 1-2, p. 51–59, Jun. 2002b.

\_\_\_\_\_. Leaf optical properties of two liana species *Canavalia parviflora* Benth. and *Gouania virgata* Reissk in different light conditions. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.29, n.2, p.319-330, Abr./Jun. 2006.

\_\_\_\_\_. Photosynthetic response of two tropical liana species grown under different irradiances. **Photosynthetica**, Czech Republic, v. 46, n. 4, p. 557-566, Dec. 2008.

SANTOS, K. **Caracterização florística e estrutural de onze fragmentos de mata Estacional Semidecidual da área de proteção ambiental do município de Campinas – SP**. 2003. 225 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

SAVAGE, M. Germination of forest species under an anthropogenic vine mosaic in western Samoa. **Biotropica**, Washington, D.C., v. 24, n. 3, p. 460-462, Sep. 1992.

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

SCHNITZER, S.A. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **The American Naturalist**, Chicago, v.166, n.2, Aug. 2005.

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

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

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. 116p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SORREANO, M.C.M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. 2002. 145p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOUZA, F.M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas**. 2000. 60p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

STRANGHETTI, V.; RANGA, N.T. Levantamento florístico das espécies vasculares da floresta estacional mesófila semidecídua da Estação Ecológica de Paulo de Faria – SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, n. 3, Dez. 1998.

STRANGHETTI, V. Florística de um fragmento florestal do sítio São Pedro, município de Potirendaba, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 1, p. 167-172, jan/mar. 2003

SWAINE, M.D.; GRACE, J. Lianas may be favored by low rainfall: evidence from Ghana. **Plant Ecology**, Netherlands, v. 192, n. 2, p. 271–276, Oct. 2007.

TIBIRIÇÁ, Y.J.A.; COELHO, L.F.M.; MOURA, L.C. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 339-346, Abr. 2006.

TOLEDO-ACEVES, T.; SWAINE, M.D. Effect of three species of climber on the performance of *Ceiba pentandra* seedlings in gaps in a tropical forest in Ghana. **Journal of Tropical Ecology**, London, v. 23, n. 1, p. 45–52, Jan. 2007.

\_\_\_\_\_. Biomass allocation and photosynthetic responses of lianas and pioneer tree seedlings to light. **Acta Oecologica**, Paris, v. 34, n. 1, p. 38–49, Jul/Aug. 2008.

TUCKER, N.I.J; MURPHY, T.M. The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observations from the wet tropics of North Queensland. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v.99, n. 1/2, p.133-152, Dec. 1997.

TURNBULL, M.T.; YATES, D. Seasonal variation in the red/far-red ratio and photon flux density in an Australian sub-tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 64, p. 111-127, 1993.

UDULUTSCH, R.G., ASSIS, M.A.; PICCHI, D.G. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro - Araras, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.27, n.1, p.125-134, Jan.-Mar. 2004.

VAZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Patterns of seed longevity and germination in the Tropical Rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 24, p. 69-87, Nov. 1993.

\_\_\_\_\_. Physiological ecology of seed dormancy and longevity. In: MULKEY, S.S.; CHAZDON, R.L.; SMITH, A.P. **Tropical forest plant ecophysiology**. New York: Chapman and Hall. 1996. chap. 18, p. 535-558.

VÁZQUEZ-YANES, C. Light beneath the litter in a Tropical Forest: effect on seed germination. **Ecology**, Tucson, v. 71, n. 5, p. 1952-1958, Oct. 1990.

VIDAL, E.; GERWING, J.J. (Org.) **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. Belém: Imazon, 2003. 141p.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Effects of logging, liana tangles and pasture on seed fate of dry forest tree species in Central Brazil. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 230, n. 1/3, p. 197–205, Jul. 2006.

WEISER, V.L. **Ecologia e sistemática de lianas em um hectare de cerrado *stricto sensu* da ARIE – Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro – SP**. 2001. 180p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2001.

WHITMORE, T.C. **An introduction to tropical rain forest**. Oxford: Oxford University Press, 1990. 214p.

ZAR, J.H. **Bioestatistical analysis**. 2 nd ed. Englewood Cleefs; New Jersey: Prentice. 1984. 718 p.

ZINKE, P.J. The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. **Ecology**, Tucson, v. 43, n. 1, p. 130-133, Jan. 1962.