

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA



**MANEJO E REGENERAÇÃO DE TRECHO
DEGRADADO DE FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL: RESERVA MUNICIPAL DE
SANTA GENEVRA, CAMPINAS, SP.**

Adriana de Fátima Rozza

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)

Adriana de Fátima Rozza

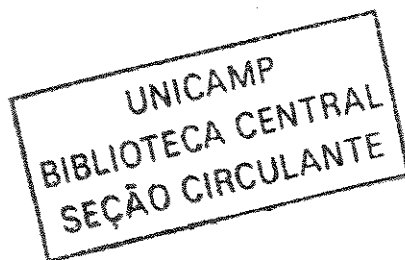
Ricardo Ribeiro Rodrigues

e aprovada pela Comissão Julgadora.

Tese Apresentada ao Instituto de Biologia da
Universidade Estadual de Campinas para
obtenção do título de Doutor em Ciências
Biológicas, área de Biologia Vegetal.

Campinas

2003



INIDADE	8e
1ª CHAMADA	T/UNICAMP
	B.819m
/	EX
COMBO BCI	53496
PROC.	124/03
C	☐
D	☒
PREÇO	R\$ 11,00
DATA	30/10/03
Nº CPD	

CM00183379-9

Bibid. 294005

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP

Rozza, Adriana de Fátima

Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional
semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas/SP/Adriana
de Fátima Rozza.—

Campinas, SP: [s.n.], 2003.

Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues

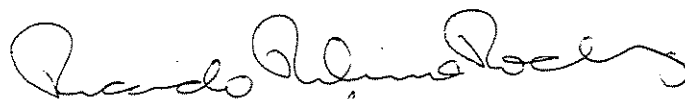
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas
Instituto de Biologia

1. Manejo de lianas. 2. Dinâmica florestal. 3. Sucessão secundária. 4.
Recuperação de áreas degradadas. 5. Floresta secundária. I. Rodrigues, Ricardo
Ribeiro. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Data da Defesa: 11 de fevereiro de 2003

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues



Prof. Dr. George John Sheperd



Prof. Dr. Luiz Antonio Ferraz Matthes



Prof. Dr. Sergius Gandolfi



Prof. Dr. Waldir Mantovani



Profa. Dra. Luiza Sumiko Kinoshita

Prof. Dr. João Semir

15/02/2003

“Mudei de opinião, sim, pois não tenho compromisso com o erro”
J.K.

Ao **JUCA** e à **NI**, pela
paciência!! Vocês são duas jóias
raras que me dão muita força.

Sumário

RESUMO GERAL	VII
ABSTRACT	IX
INTRODUÇÃO GERAL	
INTRODUÇÃO GERAL	2
BIBLIOGRAFIA	5
ÁREA DO ESTUDO	
SITUAÇÃO REGIONAL	8
SITUAÇÃO LOCAL	10
BIBLIOGRAFIA	13
CAPÍTULO 1. COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E ASPECTOS DA SUCESSÃO SECUNDÁRIA DE UM TRECHO QUEIMADO DA RMSG, CAMPINAS, SP: 17 ANOS APÓS FOGO	
RESUMO	15
ABSTRACT	16
INTRODUÇÃO	17
MATERIAL E MÉTODOS	22
RESULTADOS	24
DISCUSSÃO	
COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ÁREA QUEIMADA DA RMSG 17 ANOS APÓS A PASSAGEM DO FOGO	30
ANÁLISE TEMPORAL – CRONOSEQUÊNCIA DE REGENERAÇÃO	35
CONSIDERAÇÕES SOBRE A REGENERAÇÃO FLORESTAL NA ÁREA QUEIMADA DA RMSG	39
CONSIDERAÇÕES FINAIS	52
BIBLIOGRAFIA	54
ANEXOS	61
CAPÍTULO 2. EFEITO DO MANEJO DELIANAS SOBRE A DINÂMICA DE REGENERAÇÃO DE TRECHO FLORESTAL DEGRADADO: ÁREA QUEIMADA DA RESERVA MUNICIPAL DE SANTA GENEVRA, CAMPINAS, SP.	
RESUMO	68
ABSTRACT	69
INTRODUÇÃO	70
MATERIAIS E MÉTODOS	75
DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	75
VARIAÇÕES TEMPORAIS NA COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO	81
ESTRATO DE REGENERAÇÃO	81
ESTRATO ARBUSTIVO-ARBÓREO	84
RESULTADOS	86
ESTRATO DE REGENERAÇÃO	86
ESTRATO ARBUSTIVO-ARBÓREO	98
DISCUSSÃO	110
ESTRATO DE REGENERAÇÃO	110
ESTRATO ARBUSTIVO-ARBÓREO	117
CONSIDERAÇÕES FINAIS	121
BIBLIOGRAFIA	126
ANEXOS	130

AGRADECIMENTOS

I-N-Ú-M-E-R-A-S pessoas fizeram parte da elaboração deste trabalho.

Devo agradecimentos especiais à:

- Ricardo Ribeiro Rodrigues, pela orientação segura e exigente. É bom trabalhar com quem tem paixão pelo que faz.
- Professores Sérgio Gandolfi, Waldir Mantovani e George Shepherd, pelas sugestões e críticas da pré-banca.
- Fundação José Pedro de Oliveira pela autorização para a realização do trabalho, e em especial à Denise, Cinira e Simone pelo apoio concedido para a coleta de dados em campo.
- CAPES, pela bolsa de doutorado.
- FAPESP, pela bolsa de auxílio à pesquisa.
- Pessoal do Depto. de Ciências Biológicas da ESALQ: Francisco Antonioli, Teresinha Sant'ana, Zé Zandoval e Chaddad pelo (imprescindível) auxílio operacional.
- Vinícius Castro Souza, por estar sempre disposto a desfazer qualquer "nó" da parte de taxonomia ou sistemática.
- Sérgio Gandolfi, um grande amigo e referência como pesquisador.
- Antônio Augusto F. Garcia, do Depto. de Ciências Exatas da ESALQ, pelo auxílio com as análises estatísticas.
- **Meus pais, Valci e Leopoldo, por acreditarem, sempre.**
- Amigas pra qualquer hora: Alessandra Oliveira, Mariana, Lívia, Martinha, e Tathy. Porque vocês estavam por perto nas horas difíceis.
- Amigos do LERF, em especial Vicente, Du, Denis, Lúcia e Kami, pelo ambiente de trabalho alto astral.
- Parceiros do meu lado mãe-dona-de-casa: Bea e Rudy Schmidt, Helô, Raquel, Ana Lúcia, Cíntia e Cibeli, pela ajuda e -s-s-ê-n-c-i-a-l com as crianças e tarefas domésticas. Foi show!

RESUMO GERAL

O presente estudo foi realizado na Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG), Campinas/SP(22° 48' 36" S- 47° 07' 33" W), em área atingida por incêndio no ano 1981. A RMSG possui cerca de 250ha e a área queimada, com cerca de 10ha, não apresenta fisionomia florestal, caracterizado-se por apresentar hiperabundância de lianas, que ocorrem como forma de vida dominante. Os objetivos do trabalho foram: 1) analisar a composição e a estrutura da comunidade arbustivo-arbórea da área queimada da RMSG, 17 anos após a passagem do fogo; 2) utilizar os resultados do presente estudo e de levantamentos anteriores, também realizados na área queimada, para discutir aspectos relativos à sucessão secundária pós-fogo da área do estudo e 3) verificar a contribuição do manejo das lianas para a recuperação de florestas degradadas, onde as lianas apresentam hiperabundância e exercem dominância sobre as árvores. Os resultados do levantamento fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo (altura do fuste >1,30m), confirmaram que o processo de sucessão secundária não promoveu a recuperação florestal da área do estudo. Comparativamente às florestas secundárias com origem e idade semelhante, a comunidade arbustivo-arbórea da área queimada da RMSG apresentou baixa densidade de indivíduos e reduzida área basal, além de tendência de aumento da importância do componente arbustivo na estrutura da comunidade. A análise temporal confirmou que o padrão da sucessão secundária na área queimada da RMSG, caracterizou-se pela presença de um "pulso" de regeneração florestal entre duas fases não florestais, diferindo do modelo proposto para a sucessão secundária de florestas tropicais. O histórico de uso e ocupação do solo e presença de fonte de propágulos, duas das principais variáveis utilizadas para interpretar a sucessão secundária de florestas tropicais, não explicaram o padrão sucessional apresentado pela área queimada da RMSG. A importância de outros fatores envolvidos no processo de regeneração florestal, tais como: características do habitat, diferenças na habilidade de colonização e crescimento pelas espécies arbóreas dos diferentes grupos ecológicos, características da RMSG como possível fonte de sementes capacidade atrativa da área queimada à fauna dispersora são discutidos. O experimento de manejo das lianas foi conduzido por 28 meses e realizado em 20 parcelas de 15x15m, com 5 tratamentos distribuídos em 4 blocos casualizados de repetições: tratamento de corte de lianas em área total (C), tratamento de corte de lianas em área total e plantio de espécies pioneiras

(Cp), tratamento de faixas de corte das lianas (F), tratamento de corte restrito das lianas para condução da regeneração florestal (E) e testemunha (T). As parcelas serviram como unidade amostral do estrato arbustivo-arbóreo, enquanto a amostragem do estrato de regeneração foi realizada no interior de sub-parcelas (3x3m). O corte das lianas promoveu a regeneração florestal e os tratamentos com maior intensidade de corte das lianas (C e Cp), apresentaram acentuadas alterações na composição e estrutura da comunidade devido a contribuição de indivíduos arbustivo-arbóreos de espécies pioneiras, estabelecidos nas parcelas após o manejo. O plantio de pioneiras (tratamento Cp), não acelerou o processo de recuperação da cobertura florestal e as mudas plantadas foram suprimidas pelos indivíduos provenientes da regeneração natural. Os resultados indicam que o controle das espécies hiperabundantes de lianas é uma prática eficiente para promover a recuperação da cobertura arbórea em comunidades secundárias outrora dominadas por lianas, mas que a sustentabilidade do sistema florestal assim originado depende de medidas de manejo complementares, para acelerar a regeneração das espécies não pioneiras.

Palavras-chave: manejo de lianas, dinâmica florestal, sucessão secundária, floresta secundária, restauração ecológica.

ABSTRACT

The current study was performed in Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG), Campinas/SP (22° 48'36" S- 47° 07'33" W), in an area burned in 1981. The RMSG has approximately 250 ha. The burned area, approximately 10 ha, does not present a forest physiognomy, instead it is characterized as having an overpopulation of lianas that form the vegetation and its predominant life form. The objectives of this study were: 1) to analyze the woody composition 17 years after the action of fire; 2) using the results from this study and from previous studies, also performed in the burned area, to discuss aspects related to secondary succession after fire; 3) check the management contribution of lianas to the forest recovery, where the lianas present overpopulation and are dominant. The phytosociological results from the woody vegetation (Dbh > 0 cm), confirmed that the process of secondary succession did not promote forest recovery in the RMSG burned area. In comparisons with other secondary forests with same origin and similar ages, the woody community of the RMSG burned area shows is species poorest, had a reduced basal area, and also had a tendency to increase the shrubby component of the community structure. Time analysis confirmed that the secondary succession pattern in the RMSG burned area was characterized by a forest regeneration "pulse" between two non forest phases, diverging from the tropical forest succession proposed model. The land use history and the existence of seed sources, two of the main attributes used to interpret tropical forest secondary succession, did not explain the successional pattern that occurred in the burned area of RMSG. Land use history and the existence of seeds sources, two of the main attributes used to interpret the tropical forest secondary succession, did not explain the successional pattern observed in the RMSG burned area. The importance of others factors involved in the forest recovery process, as habitat characteristics, differences of growing and colonization abilities from the arboreal species from different ecological groups, characteristics of the RMSG as a possible seed source and attractive capacity of the burned area to the dispersive fauna, are discussed. The liana management experiment was conducted for 28 months in 20 15 X 15m quadrats, with 5 treatments distributed in 4 randomized repetition blocks: liana removed from total area (C), liana removed from total area and pioneer species planted (Cp), liana removed from bands (F), restricted liana removal to aid forest regeneration (E) and control. The quadrats were used as sample unit of the woody vegetation (Dbh > 0 cm), while the regeneration layer sample was obtained inside 3x3m quadrats. The liana removal fostered forest regeneration and the treatments with higher cut intensity (C e Cp), present enhanced alteration of woody community structure and composition, as a function of new individuals established in the quadrats after management. The pioneer planting (treatment Cp), did not accelerate the recovery process and the natural regeneration suppressed the planted population. The results indicate that liana control is an efficient practice to promote recovery of the arboreal cover in secondary communities dominated by lianas, but the sustainability of the forest system created depends on complementary management practices to accelerate the regeneration of the non pioneer species.

Key words: lianas management, forest dynamic, secondary succession, secondary forest, restoration ecology.

INTRODUÇÃO GERAL

1. INTRODUÇÃO GERAL:

Um reflexo direto do crescimento da população humana e da expansão das áreas ocupadas por atividades agrícolas ou industriais, é a diminuição e a fragmentação da área ocupada por ecossistemas nativos, aumentando os riscos de extinção local e a ameaça de extinção global de espécies (Soulé 1986; Turner 1996; Wilson 1997)

Em fragmentos florestais o tamanho, a forma, o tempo de isolamento, o tipo de matriz onde encontra-se inserido e seu histórico de perturbações são variáveis que interferem nos fatores abióticos do meio (Turner 1996; Laurance et. al. 1998; Laurance 1999; Mesquita et. al. 1999), alterando os "nichos de regeneração" (*sensu* Grubb 1977) disponíveis para a perpetuação das espécies. Mesmo ajustando-se a estas mudanças ambientais, as populações de espécies remanescentes em fragmentos florestais estão sujeitas a problemas estocásticos, de ordem genética e demográfica, que podem comprometer sua sobrevivência a longo prazo (Meffe & Carrol 1994, Wilson 1997). As espécies arbóreas da floresta tropical são exemplos clássicos de organismos que se tornam ecologicamente extintos muito antes do último indivíduo remanescente desaparecer, significando então a extinção da espécie (Lovejoy et. al 1983).

Recomendações voltadas para minimizar os impactos do desmatamento e fragmentação incluem o criterioso planejamento da ocupação e uso da terra, realizado em escala regional e não local (Terborgh 1992) e também o desenvolvimento de alternativas de utilização econômica das espécies florestais em seu ambiente natural, como forma de aumentar a rentabilidade obtida a partir de áreas ainda ocupadas por florestas, estimulando assim sua manutenção (Johnson & Sarre 1995, Dickinson et al. 1996).

Por outro lado, em regiões cuja paisagem foi fortemente alterada pela ocupação humana, a restauração de áreas degradadas se constitui em uma importante estratégia para conservação e recuperação da diversidade biológica (Lugo et. al. 1993, Young 2.000), e nos últimos anos constata-se um grande incremento no número de estudos que buscam compreender e superar os

obstáculos à recuperação florestal de áreas degradadas (Holl & Kappelle 1999, Rodrigues & Gandolfi 2.000).

O grau de degradação de um ecossistema afeta sua capacidade de auto-renovação e depende de fatores como a frequência, distribuição espacial, intervalo de retorno, área e intensidade dos distúrbios a que foi submetido (Pickett & White 1985, Cairns 1986, Carpanezzi et. al. 1990). Práticas voltadas para a recuperação de ecossistemas florestais degradados envolvem basicamente estratégias de: 1) disponibilização e proteção das áreas a serem recuperadas, impedindo ou minimizando a ocorrência de fogo, ação de caçadores, retirada de madeira, ação de poluentes, produtos tóxicos, ou outras formas de distúrbios antrópicos; 2) manejo da área para estímulo da regeneração natural de espécies presentes na área ou advindas do entorno; 3) atividades de enriquecimento e 4) reflorestamento (Lugo et. al. 1993; Mendonça et. al. 1994, Yu et. al. 1994, Aide et. al. 1995, Korpelainen et. al. 1995, Rodrigues & Gandolfi 2000, Ashton 2.001;).

No estado de São Paulo, que possui paisagens fortemente alteradas pela ocupação antrópica, apresentando apenas cerca de 12% de cobertura florestal nativa remanescente (São Paulo 1993), a recuperação de áreas degradadas se configura em uma das principais alternativas para, entre outros aspectos: diminuir o risco de perda de espécies e ecossistemas ameaçados de extinção e resgatar importantes funções perdidas durante o processo de degradação da cobertura florestal – como a função hidrológica, contribuindo para manutenção da quantidade e qualidade dos recursos hídricos (Barbosa & Mantovani 2.000, Lima & Zakia 2.000).

Observa-se, no entanto, que a maioria dos estudos sobre restauração florestal desenvolvidos no Estado abordam a revegetação de áreas não florestais, sendo ainda reduzido o número de trabalhos que abordam práticas de manejo voltadas para a recuperação de florestas degradadas (CNRB 1997).

Esta questão merece destaque, porque a cobertura remanescente do estado está em sua maior parte distribuída em pequenos fragmentos florestais que abrigam elevada diversidade biológica (Santin 1999, Tabanez & Viana 2.000,

Cullen Jr. et. al. 2.001), mas onde a manutenção a longo prazo desta diversidade é ameaçada por fatores como caça e extração de produtos florestais, efeito de borda, poluição, tamanho populacional e isolamento reprodutivo das espécies (, Leitão Filho et. al. 1993, Cullen Jr. 1997, Tabarelli et. al. 1999; Lacerda et. al. 1999, Metzger 2.000; Valladares-Pádua et. al. 2002). A redução na diversidade de espécies é um dos processos gerais associados com a degradação de ecossistemas florestais, assim como as perdas de nutrientes, mudanças estruturais, diminuição na complexidade de interações entre as espécies e diminuição da produtividade primária, que em conjunto comprometem a integridade biótica do ecossistema (Bertault et. al. 1995).

Fragmentos florestais degradados não raro apresentam elevada densidade de bambus e/ou lianas, que podem inibir a regeneração de espécies arbustivo-arbóreas (Tabarelli et. al. 1999, Santin 1999, Tabarelli & Mantovani 2.000, Tabanez & Viana 2.000), e o desbaste seletivo destas espécies, ditas competidoras, é uma medida de manejo recomendada para favorecer a regeneração das árvores e arbustos no interior destes fragmentos (Rodrigues & Gandolfi 2.000). Pouco se sabe, no entanto, sobre a dinâmica de regeneração das florestas degradadas ou a influência exercida pelo manejo das espécies competidoras sobre a composição e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea.

Dentro deste contexto foi desenvolvido o presente trabalho que, dividido em 2 capítulos, pretendeu: 1) discutir aspectos envolvidos na dinâmica de regeneração de florestas degradadas, à partir da avaliação temporal de um trecho de floresta queimado no ano de 1981 e onde 17 anos de abandono à regeneração natural e proteção contra perturbações antrópicas não foram suficientes para promover a restauração florestal; 2) avaliar o papel do controle da hiperabundância de lianas como alternativa de manejo para promover a restauração de florestas degradadas.

2. BIBLIOGRAFIA

- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; HERRERA, L. ; ROSARIO, M. & SERRANO, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**. v. 77,n. 1-3, pg. 77-86. 1995.
- ASHTON MS, GUNATILLEKE CVS, SINGHAKUMARA BMP, GUNATILLEKE IAUN Restoration pathways for rain forest in southwest Sri Lanka: a review of concepts and models. **Forest Ecology and Management**. 154: (3) 409-430 . 2001.
- BARBOSA, L.M. & MANTOVANI, W. Degradação ambiental: conceituação e bases para o repovoamento vegetal. In: Barbosa, L.M. (Coord.) Workshop sobre recuepração de áreas degradadas da Serra do Mar e formações florestais litorâneas. **Anais**. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, 2000. pg. 34-40.
- BERTAULT, J.G.; PUPUY,B. & MAÎTRE, H.F. Silviculture for sustainable management of tropical moist forest. **Unasylva**. v.46, n. 181, pg. 3-9. 1995.
- CAIRNS, J. Restoration, reclamation and regeneration of degraded or destroyed ecosystems . In: SOULÉ, M.E. (Ed.) **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity**. Sinauer Associates, INC. Publishers. 1986. Pg. 265-84. .
- CARPANEZZI, A.A.; COSTA, L.G.S.; KAGEYAMA, P.Y. & CASTRO, C.F.A.Funções multiplas das florestas: conservação e recuperação do meio ambiente. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6, Campos do Jordão, **Anais**. SBS/SBEF. 1990, pg. 216-17. 1990.
- CNRB. CONSELHO NACIONAL DA RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA. **Recuperação de áreas degradadas na Mata Atlântica: catálogo bibliográfico**. São Paulo: 1997. 72p.
- CULLEN JR.,L. Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil. Gainesville, 144p. Tese (Mestrado). University of Florida. 1997.
- DICKINSON, M. B.; DICKINSON, J.C. & PUTZ, F.E. Natural forest management as a conservation tool in the tropics: divergent views on possibilities and alternatives. **Commonwealth Forestry Review**. v. 75, n.4, pg. 309-15. 1996.
- GRUBB, P.J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological. Reviews**. v. 52, p. 107-145. 1977.
- HOLL, D.K. & KAPPELLE, M. Tropical forest recovery and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, 14 : (10), 378-79.1999
- JOHNSON,S. & SARRE, A. Economics na natural tropical forest management. **ITTO - Tropical Forest Update**. v. 5, n. 4, pg. 3-6. 1995.
- KORPELAINEEN,H. ; ADJERS, G. ; KUUSIPALO,J; NURYANTO, K & OTSAMO, A. Profitability of rehabilitation of overlogged dipterocarp forest: a case study from South Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management**. v.79, n. 3, pg. 207-15. 1995.
- LACERDA,C.M.B.; GANDARA,F.B.;KAGEYAMA,P.Y. **Strategies and parameters for in situ genetic conservation of tropical forest in Brazil: 3rd report to IPGRI in relation to the research project**. Piracicaba: IPGRI / University of São Paulo / CENARGEN, 1999. 68p.
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V. RANKIN-DE-MERONA, J.M., LAURANCE, S.G. HUTCHINGS, R. AND LOVEJOY, T. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**. 12: 460-64. 1998.
- LAURANCE, W.F. Introduction and synthesis. **Biological Conservation**. 91: 101-107. 1999.
- LEITÃO FILHO, H.F. (COORD.); PAGANO, S.N.; CESAR, O. ; TIMONI, J.L. & RUEDA, J.J. **Ecologia da mata atlântica em Cubatão**. São Paulo, Editora da Universidade Estadual Paulista. Campinas, Editora da Universidade de Campinas. 184 p. 1993.
- LIMA,W.P.; ZAKIA,M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES,R.R.; LEITÃO FILHO,H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**, São Paulo: EDUSP, 2000, p.33-44.
- LOVEJOY, T. E. ; BIERRGAARD, R.O. , RANKIN, J.M. & SCHUBART, H.R.O. Ecological dynamics of tropical forest fragments. In: SUTTON, S.L; WHITMORE, T.C. & CHADWICK, A.C. (eds.) **Tropical Rain Forest: Ecology and Management**. Blackwell Sci. Publ. (Special publication number 2 of the Brithish Ecological Society). Oxford. 1983. p. 377-84.

- LUGO, A. E.; PARROTTA, J.A; BROWN, S. Loss in species caused by tropical deforestation and their recovery through management. **Ambio**. v. 22, n. 2-3, pg. 106-9. 1993.
- MEFFE, G.K.; CARROLL, C. *Principles of conservation biology*. Sunderland: Sinauer, 1994. 620p.
- MENDONÇA, R.R; PAULIES, P.J. Jan & POMPEIA, S.L. Enriquecimento de florestas secundárias afetadas por poluição em Cubatão, SP, Brasil. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2, Foz do Iguaçu, 1994. **Anais**. Curitiba, FUPEF, 1994. pg. 439-452.
- MESQUITA RG, DELAMONICA P, LAURANCE WF. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**. 91: (2-3) 129-134. 1999.
- METZGER, J.P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological-Applications**. 10 (4): 1147-1161. 2000.
- PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (Ed.) 1985. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press, 472 p.
- RODRIGUES, R.R. & GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2000.
- SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal. **Inventário florestal do estado de São Paulo**. São Paulo, S.P. 199 p. 1993.
- SANTIN, D. AP. **A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação**. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas/SP. 1999. 200p.
- SOULÉ, M.E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Fonte: Sunderland: Sinauer Associates, 589p. 1986
- TABANEZ, A.A.J. & VIANA, M. Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. **Biotropica**, 32 (4B): 925-33. 2000.
- TABARELLI, M; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation** 91: 119-127. 1999.
- TABARELLI M & MANTOVANI W. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**. 148: (2) 149-155. 2000
- TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forest. **Biotropica**. v. 24 n. 2b, pg.283-92. 1992.
- TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, pg. 200-9. 1996.
- VALLADARES-PADUA, C., PADUA, S.M. & CULLEN, JR. L. Within and surrounding the Morro do Diabo State Park: biological value, conflicts, mitigation and sustainable development alternatives, **Environmental Science & Policy**, 5 : (1). 69-78. 2002.
- WILSON, E.O. (Ed.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro : Nova Fronteira, 1997. 657 p.
- YOUNG, T.P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological conservation**. 92: (1) 73-83.2000.
- YU, Z.Y. ; WANG, Z.H. & HE, S.Y. Rehabilitation of eroded tropical coastal land in Guangdong, China. **Journal of Tropical Forest Science**. v. 7, n.1 pg. 28-38. 1994.

ÁREA DO ESTUDO

1. ÁREA DO ESTUDO

1.1 Situação Regional:

O presente estudo foi realizado na Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG), fragmento de floresta estacional semidecidual situado no município de Campinas/SP ($22^{\circ} 48'36''$ S - $47^{\circ} 07'33''$ W e $22^{\circ} 50'10''$ S e $47^{\circ} 06'14''$ W) , região sudeste do Brasil (Figura 01).

De acordo com o sistema de classificação de Koeppen (apud Setzer 1966) o clima da região de Campinas é Cwa: mesotérmico ou subtropical úmido. Trata-se de clima estacional, com verão chuvoso (set-mar) e inverno seco (abr-ago). As médias anuais da temperatura e pluviosidade total, calculadas a partir dos dados obtidos no período de 1961 a 1990, são de respectivamente $20,7^{\circ}$ C e 1.381,2mm (Mello et. al. 1994). O relevo é levemente ondulado, com altitudes situadas entre 580 a 670m (Morellato & Leitão Filho 1995).

Historicamente, Campinas foi submetida a sucessivos ciclos econômicos de uso dos solos (cana, café, algodão), até meados da metade do século passado, a partir de quando deu-se início a intenso crescimento urbano e industrial. Neste processo, a vegetação original foi drasticamente reduzida e atualmente o que restam são fragmentos remanescentes de algumas formações vegetais (Santin 1999). A situação da cobertura vegetal do município foi detalhadamente diagnosticada por Santin (op. cit.): com 79.460ha, Campinas possui apenas 2.033,6ha cobertos por vegetação nativa (2,55% do total), pulverizada entre 197 fragmentos. Estes fragmentos encontram-se isolados e distantes entre si, apresentando diferentes estados de conservação, predominando (62%) os estados muito a extremamente perturbados.

Com 250,36ha, a Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG) é o maior fragmento do município de Campinas. Os dez maiores fragmentos do município contabilizam área de 919,51ha, representando 45,21% da cobertura remanescente, enquanto 187 fragmentos somam 1.114,04ha, representando os 54,79% restantes.

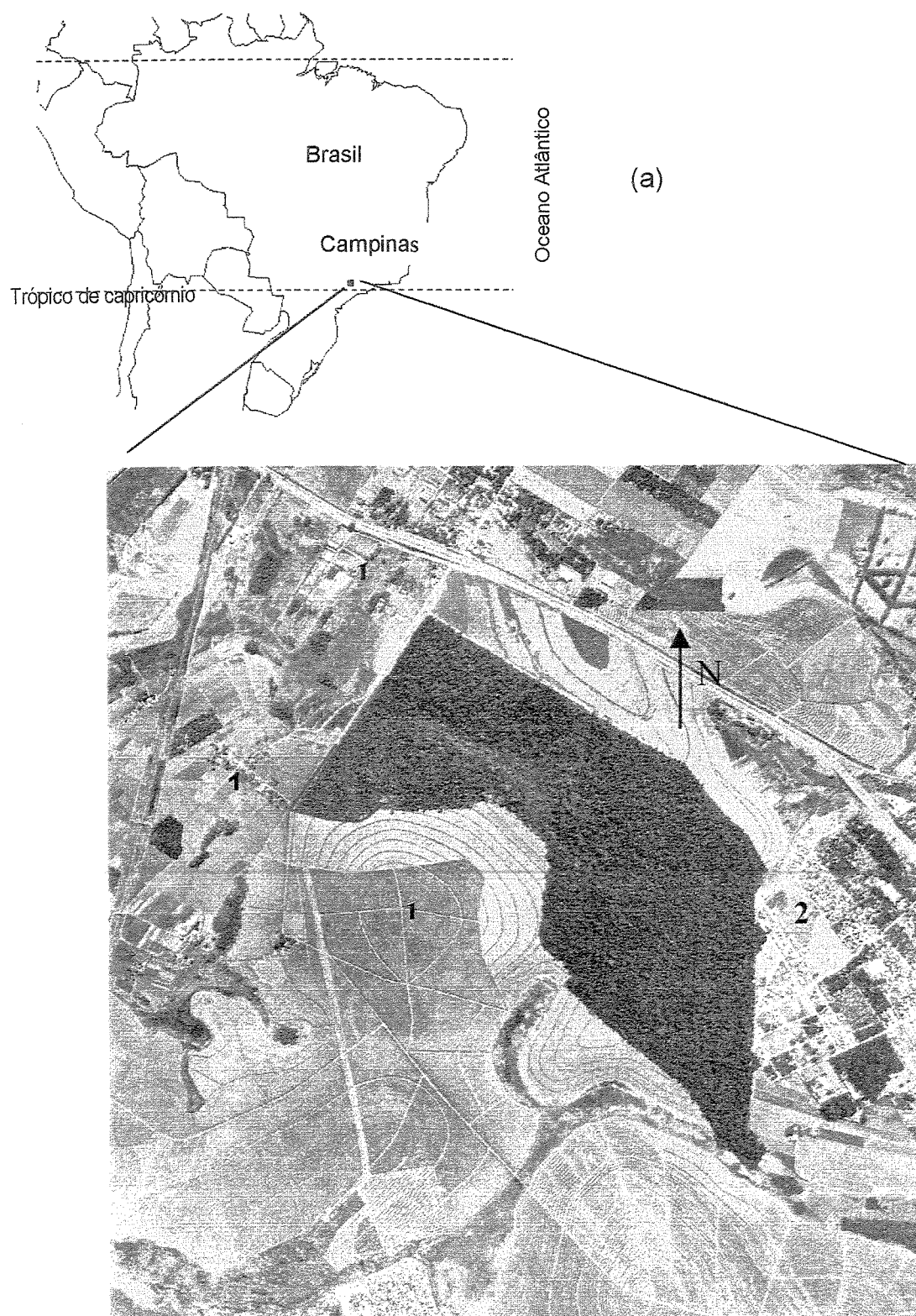


Figura 1. (a) Localização geográfica do município de Campinas, região sudeste do Brasil.
(b) Fotografia aérea da RMSG (junho de 1994, escala aproximada de 1:400), destacando-se seu entorno, ocupado por culturas agrícolas (1) e núcleo urbano (2). A linha vermelha indica os limites da área queimada, onde foi realizado o presente estudo.

1.2. Situação local:

A Mata de Santa Genebra está localizada dentro do perímetro urbano do município de Campinas, fazendo divisa com o bairro denominado Real Parque. Sua importância regional, como um dos principais remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual que originalmente cobria o estado de São Paulo foi reconhecida em 1981, quando foi transformada em Reserva Municipal. Desde então a mata de Santa Genebra vem sendo rigorosamente protegida, tendo se transformado em importante laboratório natural para desenvolvimento de atividades de pesquisas nas mais variadas áreas de contribuição e também para Educação Ambiental (Morellato & Leitão Filho 1995).

A mata de Santa Genebra caracteriza-se por apresentar um mosaico vegetal, devido a fatores ambientais e sucessionais (Figura 02). A maior parte da área da mata de Santa Genebra (cerca de 85%) é ocupada por Floresta Estacional Semidecidual (FES), sendo os 15% restantes ocupados por Floresta Paludosa (Mata de Brejo), nos trechos de baixada ao longo de cursos d'água e nascentes. Na área ocupada pela FES, a floresta apresenta heterogeneidade em suas características fisionômicas, florísticas e estruturais, em função de fatores, como por exemplo, o efeito de borda e histórico de perturbações antrópicas realizadas no passado (Nave 1999).

O local selecionado para este estudo é o trecho da FES situado no extremo oeste da Reserva (Figuras 02, 03 e 04), com cerca de 10ha, que foi severamente atingido por um incêndio no ano de 1981.

Segundo os resultados da fointerpretação de fotos aéreas do ano de 1978, a área se encontrava bastante perturbada antes da passagem do fogo (Nave 1999). O nível de destruição causado pelo fogo foi diferencial, apresentando efeitos mais drásticos nos limites mais extremos da mata, ponto de origem do incêndio (Castelani & Stubblebine 1993).

Atualmente esta área atingida pelo incêndio de 1981, doravante denominada simplesmente de área queimada da RMSG, caracteriza-se pela ausência de dossel arbóreo e presença de lianas - plantas herbáceas e lenhosas

cujo crescimento em altura depende da sustentação mecânica fornecida por outras plantas (Putz & Windsor 1987) – como forma de vida dominante, definindo fisionomia da vegetação (Figuras 03 e 04).

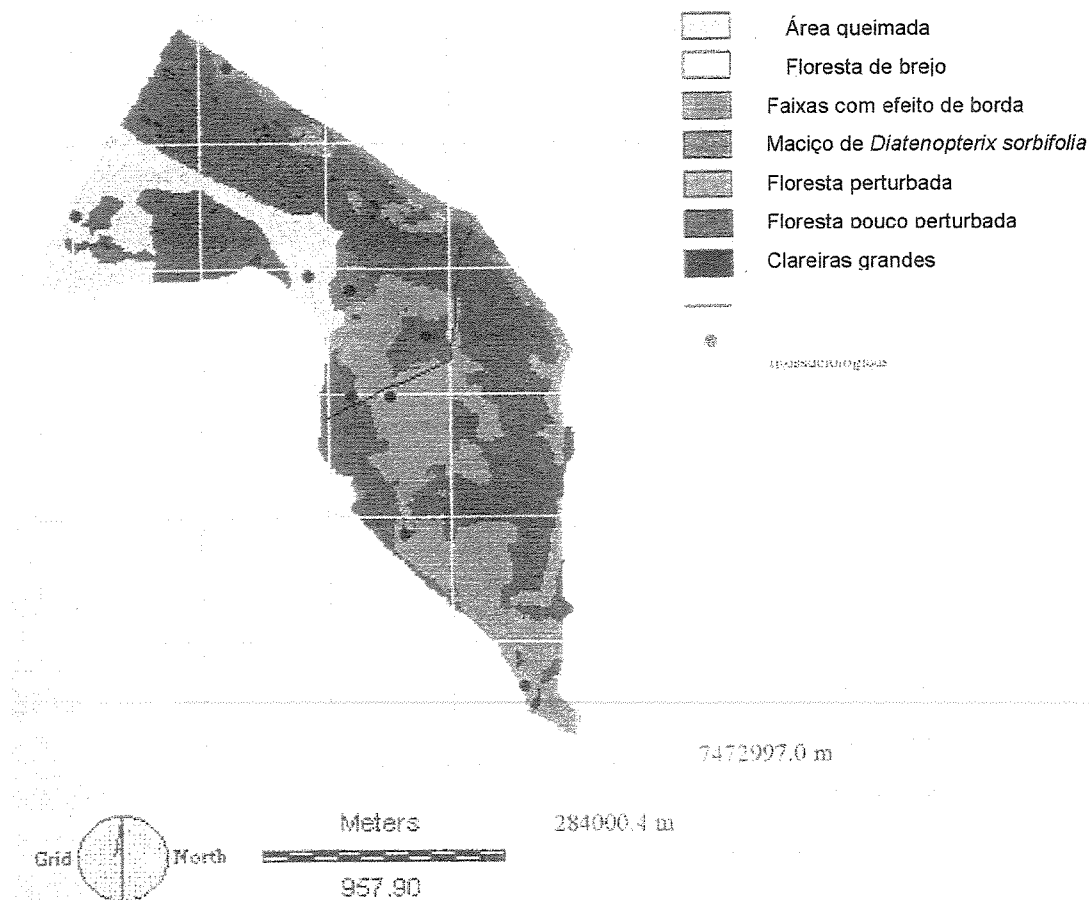


Figura 02. Mapa da RMSG, onde observa-se o mosaico formado por fisionomias florestais que representam diferentes unidades ecológicas. A cor rosa indica o trecho atingido por fogo em 1981, onde foi realizado o presente estudo. Adaptado de Nave (1999)

Esta dominância é expressiva e facilmente constatada através de análise visual, onde observa-se que: 1) a densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos é muito baixa, ao ponto da distribuição ser esparsa, com os indivíduos isolados entre si, sem sobreposição de copas; 2) Toda a área encontra-se coberta por denso emaranhado de lianas, que se assemelha a um "manto" que recobre o solo e a copa das árvores e arbustos (Figuras 03 e 04).

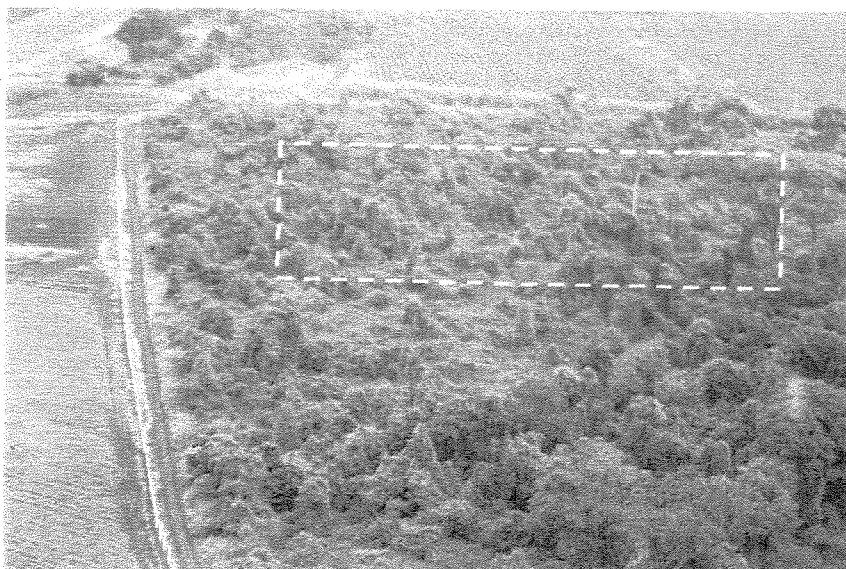


Figura 03. Vista aérea da área de estudo (Março 1998), queimada em 1981 e atualmente dominada pelas lianas, que revestem a superfície do solo, copas de árvores e arbustos. A linha tracejada indica a região aproximada onde foram locadas parcelas do levantamento fitossociológico. RMSG, Campinas/SP.



Figura 04. Vista da área do estudo (Março de 1998), onde observa-se baixa densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos (alguns indicados por seta), a maioria dos quais inteiramente recobertos pelo emaranhado de lianas. RMSG, Campinas/SP.

Dentre as mais de uma centena ($n=136$) de espécies de lianas encontradas na RMSG (Morellato 1991, 1995), apenas algumas poucas ocorrem como dominantes na área queimada, em sua maioria perenes e dentre as quais destacam-se *Stigmaphyllon labandianum* A. Juss., *Merremia macrocalyx* (Ruiz & Pav.) O'Donell e *Serjania communis* Camb. (Nave 1999).

1.3. Bibliografia:

- Castellani, T. T. & Stubblebine, W. H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica*, 16(2), p. 181-203. 1993.
- Morellato, P.C. & Leitão Filho, H.F.B. Introdução. In: Morellato, P.C. & Leitão Filho, H.F. (Orgs.). *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana. Reserva de Santa Genebra*. Campinas, SP: Editora da UNICAMP. pg. 15-18.1995.
- Morellato, L.P.C. *Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas,SP. 1991.
- Morellato, L.P.C. As estações do ano na floresta. Pg. 37-41. In: Morellato, L.P.C & Leitão Filho, H.F.. (Orgs) *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana- Reserva de Santa Genebra, Campinas*. Editora da Unicamp, Campinas SP. 199p. 1995.
- Nave, A.G. Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto. Dissertação de Mestrado, Depto. de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", ESALQ/USP. 167 p. 1999.
- Putz, F.E. & Windsor, D.M. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica*. 19 (4):334-341. 1987.
- Santin, D. A. A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 1999. 200p.
- Setzer, J. *Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo*. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai e Centrais Elétricas do Estado de São Paulo. São Paulo, 61 p. 1966.

CAPITULO 1:
Composição, estrutura e aspectos
da sucessão secundária de um
trecho queimado da RMSG ,
Campinas, SP: 17 anos pós-fogo.

Resumo: O presente estudo foi realizado em área da Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG), Campinas/SP (coordenadas aproximadas: 22°48'36" S- 47° 07'33"W), atingida por incêndio em 1981. A RMSG possui cerca de 250ha e a área queimada, com cerca de 10ha, apresenta fisionomia não florestal, caracterizada pela presença das lianas ocorrendo como forma de vida dominante. Os objetivos do estudo foram: 1) analisar a composição e a estrutura da comunidade arbustivo-arbórea da área queimada da RMSG, 17 anos após a passagem do fogo; 2) utilizar os resultados do presente estudo e de levantamentos anteriores, também realizados na área queimada, para discutir aspectos relativos à sucessão secundária pós-fogo da área do estudo. Os resultados do levantamento fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo (DAP>0cm), confirmaram que o processo de sucessão secundária não promoveu a recuperação florestal da área do estudo. Comparativamente às florestas secundárias com origem e idade semelhante, a comunidade arbustivo-arbórea da área queimada da RMSG apresentou baixa densidade de indivíduos e reduzida área basal, além de tendência de aumento da importância do componente arbustivo na estrutura da comunidade. A análise temporal confirmou que o padrão da sucessão secundária na área queimada da RMSG, caracterizou-se pela presença de um "pulso" de regeneração florestal entre duas fases não florestais, diferindo do modelo proposto para a sucessão secundária de florestas tropicais. O histórico de uso e ocupação do solo e presença de fonte de propágulos, duas das principais variáveis utilizadas para interpretar a sucessão secundária de florestas tropicais, não explicaram o padrão sucessional apresentado pela área queimada da RMSG. A importância de outros fatores envolvidos no processo de regeneração florestal, tais como: características do habitat, diferenças na habilidade de colonização e crescimento pelas espécies arbóreas dos diferentes grupos ecológicos, características da RMSG como possível fonte de sementes e a capacidade atrativa da área queimada à fauna dispersora são discutidos. São propostas medidas de manejo voltadas para a restauração florestal da área queimada da RMSG, como o controle da hiperabundância de lianas e o enriquecimento florestal, inclusive com espécies atrativas para a fauna dispersora.

ABSTRACT: The current study was performed in Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG), Campinas/SP (22° 48'36" S- 47° 07'33"W), in an area that burned in 1981. The RMSG has approximately 250 ha. The burned area, approximately 10 ha, does not present a forest physiognomy, instead it is characterized as having an overpopulation of lianas that form the vegetation and its predominant life form. The objectives of this project were: 1) to analyze the woody composition 17 years after the action of fire; 2) using the results from this study and from previous studies, also performed in the burned area, to discuss aspects related to secondary succession after fire; 3) check the management contribution of lianas to the forest recovery, where the lianas present overpopulation and are dominant. The phytosociological results confirmed that the process of secondary succession did not promote forest recovery in the study area. In comparisons with secondary forests with same origin and similar ages, the woody community of the burned area from the RMSG presented low density and reduced basal area, and also a tendency to increase the shrubb component of the community structure. Time analysis confirmed that the secondary succession pattern in the burned area from the RMSG, was characterized by a forest regeneration "pulse" between two non forest phases, diverging from the tropical forest succession proposed model. The land use history and the existence of seed sources, two of the main attributes used to interpret tropical forest secondary succession, did not explain the successional pattern that occurred in the burned area of RMSG. The importance of others factors involved in the forest recovery process, like: habitat characteristics, differences of growing and colonization abilities from the arboreal species from different ecological groups, characteristics of the RMSG as a possible seed source and attractive capacity of the burned area to the dispersive fauna, are discussed. Management actions are proposed to aid recovery of the burned area from the RMSG, including the control of the unbalance population of liana and enrichment of forest diversity, especially with fauna species attractive to the dispersal fauna.

CAPITULO 1: Composição, estrutura e aspectos da sucessão secundária de um trecho queimado da RMSG, Campinas/SP: 17 anos pós-fogo.

1. INTRODUÇÃO:

As florestas tropicais encontram-se entre os principais ecossistemas ameaçados pela ocupação humana e nas últimas décadas intensificaram-se os estudos que buscam compreender os efeitos da ação antrópica sobre este ecossistema e processos responsáveis por sua manutenção (Lugo et. al. 1993, Roberts & Gilliam 1995). Compreender estes processos e seus principais fatores condicionantes é pré-requisito para o desenvolvimento de iniciativas voltadas para conservação, manejo ou restauração de ecossistemas (Dobson et. al. 1997, Ashton et. al. 2001,).

Neste sentido, os estudos realizados em comunidades secundárias de origem antrópica têm contribuído para elucidar os principais fatores bióticos e abióticos que influenciam os padrões seguidos pela sucessão secundária em florestas tropicais (Brow & Lugo 1990, Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001). As comunidades vegetais afetadas pela ação humana são muito interessantes como laboratórios naturais para pesquisa, propiciando a discussão de inúmeros conceitos e processos ecológicos, pois os distúrbios antrópicos são altamente variáveis no espaço e no tempo (Clark 1990).

Por muito tempo a sucessão foi considerada, na literatura pertinente, determinística e previsível, baseado na crença de que os ecossistemas seriam sistemas fechados e auto-reguláveis; as transformações das comunidades conduziriam à um único ponto de equilíbrio estável, tomado como ponto de referência para a consolidação do processo (i.e. comunidade climática). Sob a visão contemporânea, equilíbrios estáveis são tidos como raros e a sucessão encarada como um processo não determinístico, mas sim estocástico, sendo influenciado por histórias específicas e fatores externos ao ecossistema (Pickett & Ostfeld 1995, Pickett et. al. 1997).

Assumindo o caráter não determinístico da sucessão, nos deparamos com a necessidade de interpretá-la não apenas descrevendo os padrões de

substituição de espécies ou alterações estruturais, mas principalmente pela sequência de eventos e processos que são necessários para a manutenção do ecossistema, tais como (para ecossistemas florestais): colonização da área, fechamento do dossel, incremento da riqueza florística, aumento da área basal e melhoria das propriedades do solo (Guariguata & Orstertag 2001).

Por outro lado, o histórico de distúrbios, caracterizados por intensidade, tipo, frequência, intervalo de retorno, etc..., tem sido reiteradamente destacado como um dos principais fatores que afetam o potencial de regeneração natural do ecossistema. De maneira geral, quanto mais longo e intensivo for o uso da história da área (por ex: produção agrícola manual x mecanizada, pastoreio leve x intensivo; cultivo sem utilização de fogo x com utilização de fogo), e quanto maior o tamanho da área afetada, aumentando a distância a ser superada por propágulos alóctones, menor será o potencial de regeneração natural do ecossistema degradado (menor resiliência) e maior o tempo necessário para que ocorra sua restauração (Westman 1985, Uhl et. al. 1988b, 1990, Vandermeer et. al. 1995, Finegan 1996, Cochrane & Schulze 1999, Holl 1999, Aide et. al. 2000, Ashton et. al. 2001).

Na zona tropical países que, como o Brasil, têm uma história de ocupação recente (500 anos), podem apresentar grandes discrepâncias regionais em relação à densidade demográfica e principais tipos de uso e ocupação do solo (IBGE 2000). Nas regiões mais densamente povoadas, onde a paisagem foi fortemente alterada, as mudanças florísticas e estruturais das comunidades vegetais podem ter sido definidas por fatores "externos" ao ecossistema, como as características da circunvizinhança (entorno), em especial quando há grande dependência de recursos alóctones para a regeneração ou quando a matriz serve como fonte de propágulos de espécies exóticas (Wunderle Jr. 1997, Horvitz et. al. 1998, Tabarelli et. al. 1999, Metzger 2000, Laurance 1999).

Por outro lado, se em florestas contínuas a abertura de clareiras é considerada a força motriz da dinâmica florestal, responsável pela criação de habitats heterogêneos que possibilitam a coexistência de espécies com diferentes

exigências ecológicas (Denslow 1987), em florestas fragmentadas as características do habitat também são influenciadas por fatores como o tamanho do fragmento, proporção de área sob efeito de borda e tipos de atividades desenvolvidas na circunvizinhança (Laurance et. al. 1998a,b, Mesquita et. al. 1999, Laurance 2000, Tabarelli et. al. 1999, Metzger 2000).

Apesar de diversos estudos abordarem o efeito destas variáveis, principalmente o efeito de borda, sobre as populações de espécies vegetais e animais (Andrén 1994, Murcia 1995, Turner 1996, Laurance 1998a), ainda são poucos os trabalhos que discutem a dinâmica de regeneração destas florestas fragmentadas, sendo que a maioria deles foi realizado em regiões onde a matriz vegetacional regional ainda é florestal, isto é, onde a paisagem regional foi relativamente pouco modificada pela ocupação humana (Laurance et. al. 1997, 1998a).

O estado de São Paulo caracteriza-se pela paisagem fortemente modificada, dominada por áreas agrícolas onde a vegetação remanescente encontra-se em sua maior parte pulverizada em manchas isoladas (São Paulo 1993, Tabanez & Viana 2000). Nas últimas décadas, intensificaram-se os estudos sobre a composição e estrutura destes remanescentes, porém apenas trabalhos mais recentes (últimos 15 anos), investigam a sua dinâmica de regeneração (Santos et.al. 1996, Tabarelli & Mantovani 1999a, Gandolfi 2000, Baider et. al. 2001, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002, Martins & Rodrigues 2002) ou processo de sucessão secundária (Matthes 1991, Castelani & Stubblebine 1993, Rozza 1994, Rodrigues et. al. 1999, Tabarelli & Mantovani 1999b).

A perda e degradação de habitats por desmatamento e distúrbios antrópicos (fogo, extrativismo, erosão, poluição), efeito de borda e invasão por espécies não arbóreas, oportunistas de clareiras, nativas e exóticas (gramíneas, lianas, bambus), são alguns dos fatores que podem comprometer a dinâmica de regeneração das florestas paulistas (Leitão Filho et. al. 1993, Morellato & Leitão Filho 1995, Nave 1999, Tabarelli et. al. 1999, Rodrigues et. al. 1999, Tabanez & Viana 2000, Tabarelli & Mantovani 2000).

O presente trabalho foi realizado em uma floresta urbana com 250ha, em trecho com aproximadamente 10ha que, após ter sido atingido por fogo no ano de 1981, já foi objeto de dois levantamentos florístico-fitossociológicos anteriores, entre os anos de 1981-1982 (Castellani & Stubblebine 1993) e 1984-1987 (Matthes 1991). Desta forma, os resultados do presente estudo e dos anteriores (Castellani & Stubblebine 1993, Matthes 1991), permitiram compor uma cronossequência para análise de sucessão secundária pós-fogo do trecho de floresta em questão.

Apesar desta possibilidade de estudo em cronossequência, vale destacar que os três levantamentos considerados não fizeram parte de uma única proposta de trabalho, de maneira que não houve padronização na metodologia de coletas de dados. A consequência disto foi o alcance limitado da discussão sobre as transformações sofridas pela comunidade no tempo, já que as variáveis tempo (intervalo entre avaliações) e espaço (trecho amostrado) não foram controladas. Apesar disto, os resultados obtidos fornecem contribuições para a discussão sobre a sucessão secundária pós-fogo em fragmentos florestais.

A proposta de discutir cerca de 20 anos de sucessão pós fogo a partir da reavaliação de um trecho de floresta secundária que foi objeto de estudos no passado, esteve baseada nas seguintes hipóteses:

- a) de que o processo de sucessão secundária não está conduzindo à restauração florestal da área do estudo, ou a restauração está ocorrendo de maneira extremamente lenta;
- b) de que a sucessão secundária da área do estudo - área queimada da Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG) - apresentou um padrão distinto daquele normalmente descrito em bibliografia para as florestas tropicais (Brow & Lugo, Finegan 1992, 1996, Guariguata & Ostertag 2001);
- c) de que duas das principais variáveis utilizadas para interpretar a sucessão secundária: histórico de uso e ocupação do solo e proximidade das fontes de sementes (Brow & Lugo 1990, Finegan

1992, 1996, Guariguata & Ostertag 2001), não explicam o padrão da sucessão secundária apresentado pela área queimada da RMSG.

Com o objetivo de testar as hipóteses acima formuladas, foram adotados os seguintes procedimentos :

- Realização de levantamento da composição e estrutura da área queimada da RMSG aos 17 anos após a passagem de fogo;
 - Utilização dos resultados sobre a composição e estrutura da vegetação estabelecida na área queimada da RMSG, nos anos de 1981 e 1982 (Castellani & Stubblebine 1993), 1984 e 1987 (Matthes 1991) e 1998 (presente estudo), para analisar as transformações sofridas pela comunidade vegetal em 17 anos de sucessão secundária pós fogo.
-

2. MATERIAIS E MÉTODOS:

2.1. Levantamento florístico-fitossociológico:

O levantamento florístico-fitossociológico foi realizado em 1998, na região mais severamente afetada pelo fogo da área queimada, região esta que também foi amostrada entre 1981-1982 por Castellani & Stubblebine (1993) e nos anos de 1984 e 1987 por Matthes (1991). O método utilizado foi o de parcelas aleatórias (Müller-Dombois & Ellenberg 1974), tendo sido utilizadas 20 parcelas de 15 X 15 m (225m^2), totalizando 4.500m^2 de área amostral. No interior das parcelas foram inventariados os indivíduos lenhosos e com fuste definido que apresentavam altura do fuste $>1,30\text{m}$. Os indivíduos amostrados foram identificados com plaquetas de alumínio numeradas, tiveram seu diâmetro ou perímetro mensurado e altura total estimada. As medidas de diâmetro ou perímetro foram obtidas respectivamente com a utilização de paquímetro digital, para indivíduos com $\text{DAP} \leq 130\text{mm}$, e fita métrica, para os indivíduos com $\text{DAP} > 130\text{mm}$. A estimativa da altura total foi feita através da comparação com uma haste de tamanho conhecido (4m).

Os parâmetros estimados neste trabalho foram os normalmente utilizados em levantamentos fitossociológicos, detalhadamente apresentados e discutidos por Martins (1991). Para a expressão da diversidade foi utilizado o Índice de Shannon & Wiener (Pielou 1975).

Para melhor visualizar a estrutura vertical da comunidade amostrada, os resultados foram apresentados separando-se os indivíduos amostrados em 4 classes de tamanho: $\text{DAP} > 0$; $0 < \text{DAP} < 5,0\text{cm}$ e $5 \leq \text{DAP} < 10,0\text{cm}$ e $\text{DAP} \geq 10\text{cm}$.

A fim de melhor discutir os aspectos relativos a dinâmica de regeneração, as espécies amostradas foram separadas em 5 grupos, a partir dos critérios propostos por Gandolfi et. al. (1995), Durigan & Leitão Filho (1995) e Gandolfi (2000): Pioneiras (P), Secundárias Iniciais (Si), Secundárias Tardias (St), espécies do Subosque (U) e Não Caracterizadas (Sc). Os três primeiros grupos englobaram as espécies que normalmente atingem os estratos superiores da floresta (espécies do dossel), enquanto o grupo das espécies do Subosque

compreendeu as espécies arbustivo-arbóreas normalmente encontradas nos estratos inferiores (subosque e subdossel) da floresta.

A inserção das espécies nos grupos ecológicos foi realizada a partir da classificação utilizada por: Santos et. al. (1996), Gandolfi (2.000), e Grombone-Guaratini & Rodrigues (2002), para as espécies arbustivo-arbóreas da RMSG.

2.2. Cronossequência de estudos:

Para a análise temporal das transformações sofridas pela comunidade vegetal em sucessão secundária, procedeu-se à comparação dos resultados obtidos no presente estudo com aqueles procedentes dos levantamentos realizados por Castellani & Stubblebine (1993) entre o 1º e 2º ano após a passagem do fogo e por Matthes (1991), no 4º e 6º. ano de sucessão da área (Tabela 1).

Tabela 1. Síntese das informações relativas a metodologia utilizada por Castellani & Stubblebine (1993), Matthes (1991), e presente estudo, em levantamentos florístico-fitosociológicos realizados após a passagem do fogo na área queimada da RMSG, município de Campinas, SP.

Autor	Método	Local e Área amostrada	Critério de inclusão	Período compreendido pelo estudo
Castellani & Stubblebine (1993)	Método de ponto ("point plot"), ao longo de 9 transecções (6 com comprimento de 50m e 3 com comprimento de 40m)	Região periférica da área queimada, onde a vegetação florestal foi destruída pelo incêndio. Não fornece área	Angiospermas	Amostragem mensal, entre Ago/1982 a Julho 1983
Matthes (1991)	Parcelas ao longo de transecto disposto da borda para o interior da mata, de maneira a amostrar trechos heterogêneos em relação a passagem do fogo.	Área A, não atingida por fogo = 12 parcelas de 5 x 5m (300m ²) Área B, atingida por fogo moderado = 11 parcelas de 5 x 5 metros (275m ²) Área C, atingida por fogo severo = 19 parcelas de 5 x 5m (475m ²)	Altura > 50cm	2 amostragens: 1ª em 1984 e 2ª em 1987
Este estudo	Parcelas aleatórias	Região periférica da área queimada, mantendo-se distância mínima de 20m da divisa do fragmento 20 parcelas de 15 x 15m (4.500m ²)	Altura do fuste >1,30m (DAP>0)	Março de 1998

3. RESULTADOS:

Os parâmetros gerais da área do estudo em 1998, 17 anos após a passagem do incêndio, são apresentados na Tabela 02.

Tabela 2. Parâmetros gerais componente arbustivo-arbóreo, Área queimada da RMSG, 17 anos após a passagem do fogo, Campinas/SP. DAP= Diâmetro à altura do peito. Ind. = indivíduos. Spp = espécies. G.E. = Grupo Ecológico. H' = Índice de diversidade de Shannon & Wiener. J' = índice de equabilidade de Pielou.

PARÂMETROS	Intervalos De Diâmetro (Cm)			
	0<DAP<5	5,0≤DAP< 10	DAP≥10	DAP>0
No. parcelas	20			
Área amostral (m ²)	4500			
No. de Ind.	380	132	56	568
Densidade (ind/ha)	844	293	124	1262
No. Spp.	59	42	26	79
Área basal (m ² /ha)	0,51	1,29	2,34	4,12
Volume (m ³)	0,06	0,022	1,05	1,1
Altura máxima	7	8,5	18	18
H'	3,27	3,47	2,99	3,63
J'	0,8	0,93	0,92	0,83
No. ind./G. E.				
P	189	59	25	273
Si	75	43	24	142
St	38	14	4	56
Sb	75	15	1	91
Sc	3	1	2	5
TOTAL	380	132	56	568
No. spp/G.E.				
P	13	12	10	18
Si	21	14	10	27
St	12	6	3	15
Sb	11	9	1	14
Sc	2	1	2	5
TOTAL	59	42	26	79

A relação de espécies em função da área amostrada apresentou tendência de estabilização a partir de 3.600m² (Figura 1), indicando que a área total utilizada (4500m²) permitiu a amostragem florística adequada do componente

arbustivo-arbóreo. A relação completa das espécies amostradas, com seus parâmetros fitossociológicos encontra-se em Anexo (Anexos 1 a 4).

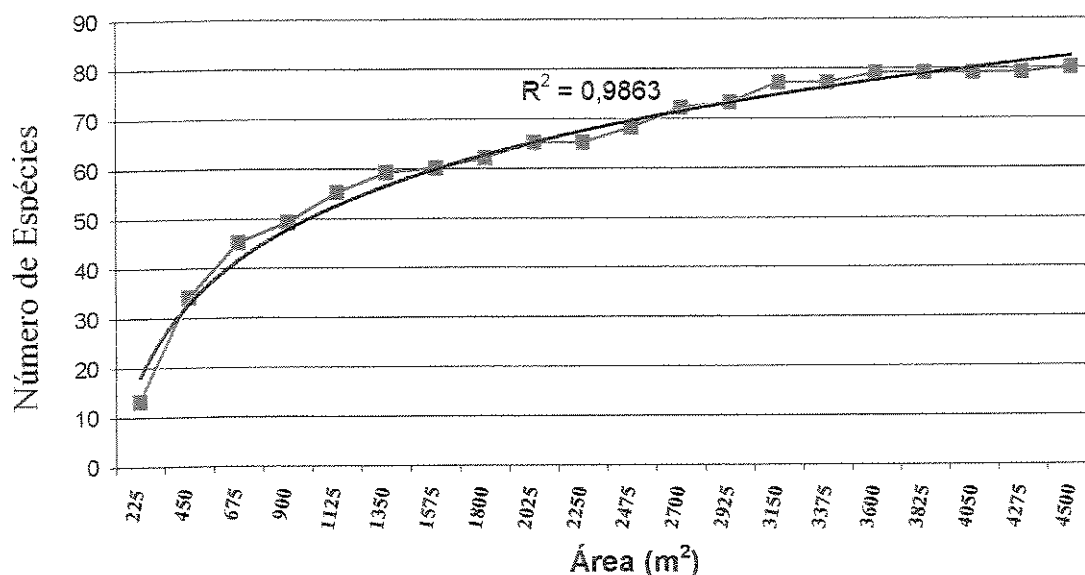


Figura 01. Curva do coletor representando a evolução da riqueza florística em função da área utilizada para amostragem. Área queimada da RMSG, 17 anos após a passagem do fogo, Campinas, SP. —■— Curva real ——— Tendência da regressão

No levantamento geral ($DAP > 0\text{cm}$) foram amostrados 568 indivíduos, distribuídos entre 79 espécies. A maioria dos indivíduos amostrados (66,9% do total), possuía pequeno porte ($0 < DAP < 5\text{cm}$), contribuindo com 12,4% da área basal total.

Do total de indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados, apenas 188 apresentaram $DAP \geq 5,0\text{cm}$ e 56 $DAP \geq 10\text{cm}$ (Tabela 02). Os indivíduos destas classes de tamanho contribuíram com, respectivamente, 33,2% e 9,86% da densidade e 87,6% e 56,8% da área basal total amostrada.

A maior diversidade florística foi apresentada pelos indivíduos com $5,0 \leq DAP < 10\text{cm}$, seguido pelos indivíduos com $0 < DAP < 5,0\text{cm}$ e $DAP > 10,0\text{cm}$. As diferenças em equabilidade das populações amostradas dentro das classes de diâmetro consideradas exerceram influência sobre os resultados obtidos para a

diversidade, entre estratos, pois o número de espécies decresceu de maneira constante e acentuada (cerca de 1,5 vezes), da menor para a maior classe de diâmetro.

A maior parte dos indivíduos e espécies amostrados no levantamento geral (DAP>0) pertenciam a categoria das Pioneiras ou Secundárias Iniciais, que participaram com respectivamente 273 e 142 indivíduos (48% e 25% do total), distribuídos entre 18 e 27 espécies (23% e 34% do total de espécies amostradas). As espécies secundárias tardias e do subosque contribuíram com respectivamente 9,4% e 16% do número total de indivíduos amostrados e com 18% e 17% do total de espécies.

Na comparação entre os indivíduos de diferentes portes observa-se que as pioneiras e secundárias iniciais predominaram em todas as classes consideradas, onde compareceram com a maior proporção de indivíduos (58% do total ou mais, dependendo da classe) e espécies amostradas (59% do total ou superior) (Figuras 2 e 3).

As espécies que apresentaram maior destaque na estrutura da comunidade, com 60% do IVI total obtido foram (Figura 4, DAP>0): *Piper amalago*, *Croton floribundus*, *Abutilon fluviatile*, *Trema micrantha*, *Aloysia virgata*, *Urera baccifera*, , *Jaracatia spinosa*, *Vernonia polyanthes* (Pioneiras), *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Colubrina glandulosa*, *Centrolobium tomentosum*, *Piptadenia gonoacantha*, *Astronium graveolens* (Secundárias Iniciais), *Aspidosperma polyneuron*, *Holocalyx balansae* (Secundárias Tardias), *Metrodorea stipularis* e *Galipea jasminiflora* (Subosque).

No levantamento geral (DAP>0), *Piper amalago* apresentou a maior abundância relativa (com 69 indivíduos, 12,15% do total), ocupando a 1ª. posição em IVI. Trata-se porém de uma espécie de porte arbustivo, cujo destaque em IVI diminuiu, da menor classe de diâmetro para a classe intermediária (1ª. e 5ª. posição em IVI, respectivamente entre os indivíduos com $0 < \text{DAP} < 5,0$ e $5 \leq \text{DAP} < 10,0$ cm). A espécie foi eliminada da amostragem pelo critério de inclusão de $\text{DAP} \geq 10$ cm (Figura 4; Anexos 1 a 4).

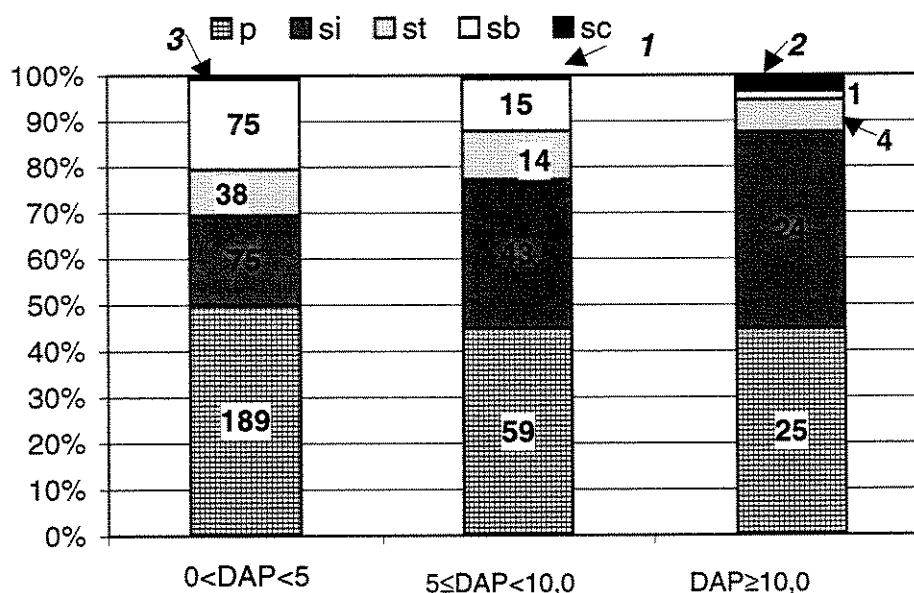


Figura 02. Abundância relativa dos diferentes grupos ecológicos na comunidade amostrada, considerando-se os indivíduos com $0 < \text{DAP} < 5,0\text{cm}$, $5 \leq \text{DAP} < 10,0\text{cm}$ e $\text{DAP} \geq 10,0\text{cm}$. P = pioneiras, Si = Secundárias Iniciais, St = Secundárias Tardias, Sb = espécies do subosque, Sc = espécies sem caracterização. Valores sobre as barras correspondem ao número absoluto de indivíduos de cada grupo. Área queimada da RMSG. Campinas/SP.

As mesmas considerações (diminuição do destaque por ocorrerem somente com indivíduos de pequeno/médio porte), são válidas para *Abutilon fluviatile* (pioneira), *Metrodorea stipularis*, *Galipea jasminiflora* (espécies de subosque/subdossel) e *Lonchocarpus muehlbergianus* (Secundária Inicial) 2^a., 4^a., 5^a e 6^a. espécies mais abundantes da comunidade, que ocuparam respectivamente a 6^a., 5^a., 8^a e 3^a. posições em IVI no levantamento geral, mas apresentaram reduzido número de indivíduos e pequeno destaque entre dos indivíduos com $\text{DAP} \geq 5,0\text{cm}$ (Figura 4; Anexos 1 a 4).

O inverso (aumento no destaque em IVI com a exclusão dos indivíduos de menor porte), foi válido para as espécies *Urera baccifera*, *Aegiphilla sellowiana*, *Aloysia virgata*, *Croton salutaris*, *Jaracatia spinosa*, (pioneiras), *Cordia magnoliifolia*, *Colubrina glandulosa*, *Maclura tinctoria* e *Nectandra megapotamica* (secundárias iniciais), as quais ocorreram com número relativamente pequeno de

indivíduos (2 a 15, dependendo da espécie), a maioria dos quais com $DAP \geq 5,0$ cm.

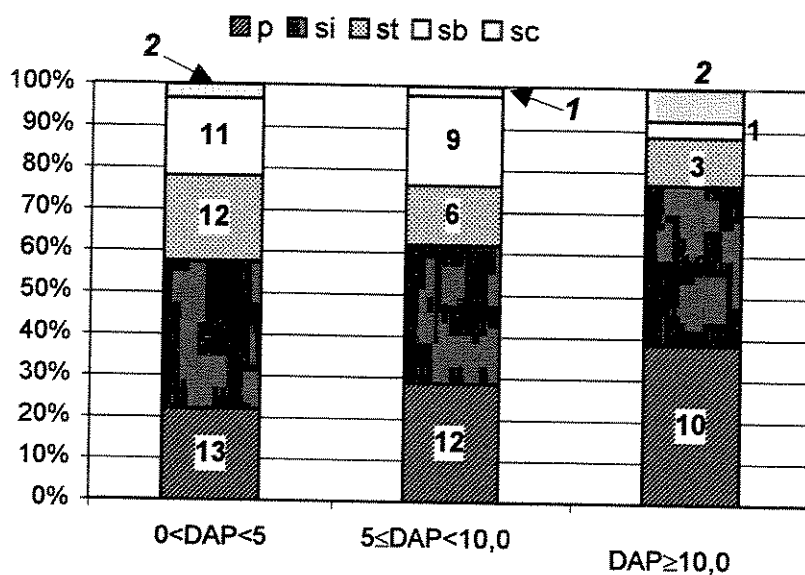


Figura 03. Percentual do número de espécies amostradas nos diferentes grupos ecológicos em relação ao número total de espécies amostradas, considerando-se o levantamento dos indivíduos com $0 < DAP < 5,0$ cm, $5 \leq DAP < 10,0$ cm e $DAP \geq 10$ cm. P = pioneiras, Si = Secundárias Iniciais, St = Secundárias Tardias, Sb = espécies do subosque, Sc = espécies sem caracterização. Valores sobre as barras correspondem ao número absoluto de espécies pertencente de cada grupo. Área queimada da RMSG, 17 anos após a passagem do fogo, Campinas/SP.

As espécies *Croton floribundus* e *Trema micrantha*, pioneiras, respectivamente 2ª. e 7ª, espécies mais importantes da comunidade amostrada, foram encontradas em todas as classes de diâmetro consideradas, porém apresentaram maior destaque na classe intermediária ($5 \leq DAP < 10,0$ cm).

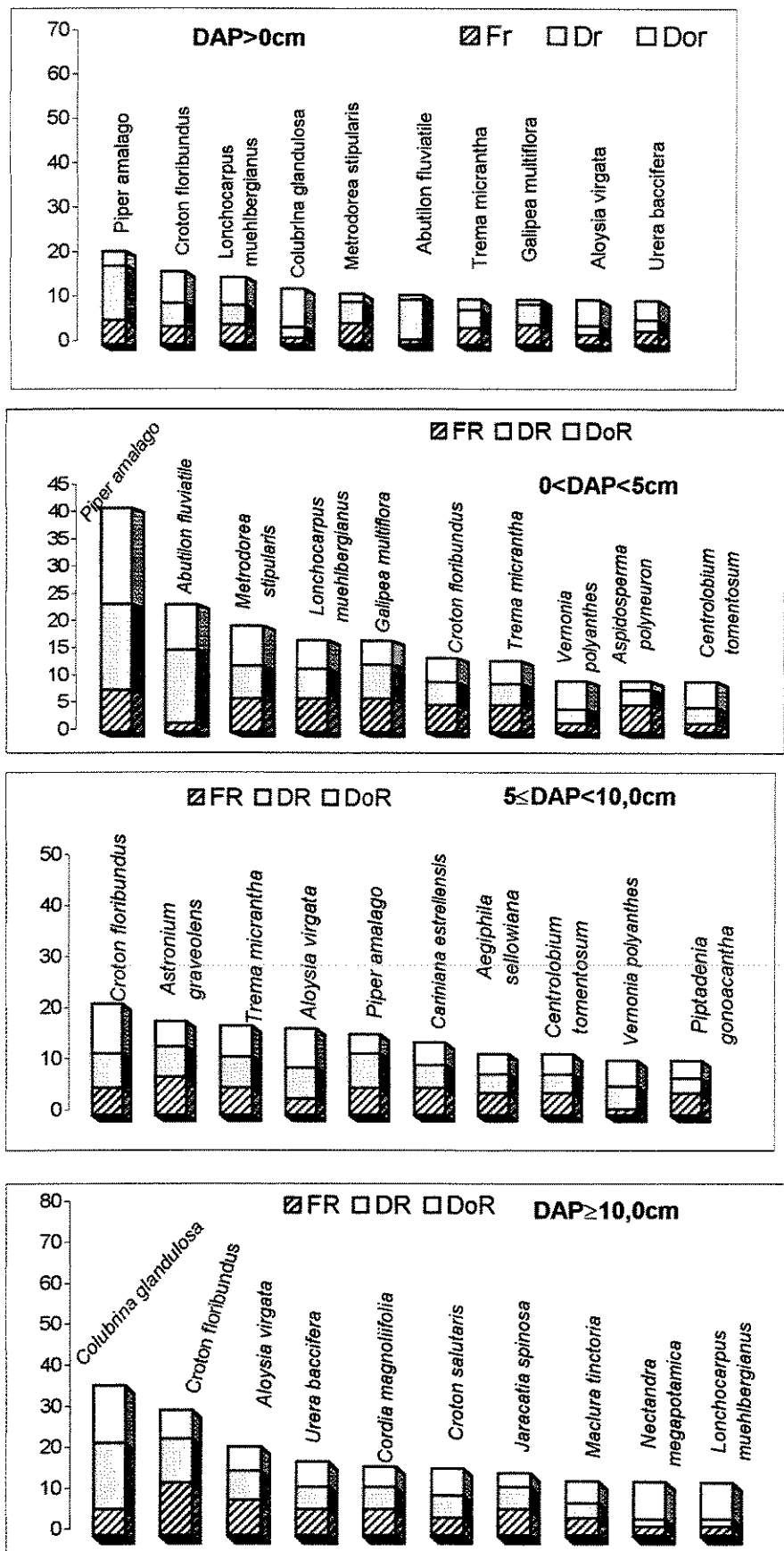


Figura 04. Espécies com maior destaque na estrutura do componente arbustivo-arbóreo (DAP > 0), e entre os indivíduos com 0 < DAP < 5,0cm, 5 ≤ DAP < 10,0cm e DAP ≥ 10,0cm. Área queimada da RMSG, 17 anos após a passagem do fogo, Campinas/SP.

4. DISCUSSÃO:

4.1. Composição e estrutura da área queimada da RMSG 17 anos após a passagem do incêndio

A característica mais marcante da área queimada da RMSG é o fato de não ter recuperado a cobertura florestal após 17 anos da passagem do fogo.

A separação em classes de diâmetro permitiu avaliar a organização do componente arbustivo-arbóreo, levando-se em consideração a estrutura tridimensional da floresta e também a capacidade suporte da área, que tende a ser menor para as classes maiores (Brokaw 1985, Fedorov 1966). As características dinâmicas da floresta também puderam ser inferidas, na medida que a comparação entre as populações estabelecidas nos diferentes estratos da floresta podem fornecer indicações de mudanças temporais nas condições vigentes para as espécies em regeneração (Guariguata 2000, Mesquita 2000).

Estudos realizados em florestas secundárias têm enfatizado que o histórico de uso de uma área exerce forte influência sobre as características do processo de regeneração posterior (após abandono), afetando de maneira diferenciada os recursos, a partir dos quais se dará esta regeneração, i.e. plântulas, estruturas para rebrota, banco e chuva de sementes (Aide et. al. 1995, Mizrahi et. al. 1997, Holl 1999, Pascarella et. al. 2000). Assim, a restauração da floresta tende a ser mais lenta em áreas que, antes do abandono, foram exploradas de maneira intensiva e prolongada, como agricultura mecanizada, por exemplo, do que em áreas exploradas de forma manual e temporária (ex: agricultura itinerante) (Guariguata & Ostertag 2001).

Na medida em que o histórico de uso e ocupação do solo promove a diminuição dos recursos disponíveis para a regeneração autóctone (plântulas, rebrota, banco e chuva local de sementes), aumenta a importância do tamanho da área afetada, determinando as distâncias a serem vencidas por propágulos alóctones (Rico Gray & Garcia Franco 1992, Wunderle Jr. 1997, Holl 1999).

Os valores obtidos no presente estudo, no entanto, demonstram que na área queimada da RMSG, a regeneração florestal não está ocorrendo ou está

ocorrendo de maneira surpreendentemente mais lenta do que seria esperado para um trecho de floresta atingida por um único evento de incêndio e que tem continuidade com um fragmento florestal com trechos de floresta bem preservados, como é a RMSG.

Após 17 anos da passagem do fogo, a densidade de indivíduos vivos com $DAP \geq 5,0\text{cm}$ da área queimada da RMSG (431 ind ha^{-1}) foi maior do que a encontrada por Cochrane & Schulze (1999), em áreas severamente queimadas após um ano da passagem do fogo, com $306 \text{ indivíduos com } DAP \geq 5,0\text{cm.ha}^{-1}$. No entanto, destaca-se nestas áreas estudadas por Cochrane & Schulze (1999), o elevado estoque de indivíduos de pequeno porte, com potencial para atingir os estratos superiores e promover o fechamento do dossel ($3.150 \text{ indivíduos com altura} \geq 2,0\text{m e } DAP < 5\text{cm. ha}^{-1}$). Este valor foi 3,6 maior do que o encontrado no presente estudo, na área queimada da RMSG, com $860 \text{ indivíduos com } 0 < DAP < 5,0\text{cm. ha}^{-1}$.

Na mata de Santa Elisa, um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual situado a poucos quilômetros da RMSG, um trecho em sucessão secundária após passagem de fogo, apresentou, aos 5,5 anos de idade, altura média de $2,9\text{m}$ e densidade de $8.640 \text{ indivíduos arbustivo-arbóreos com altura superior a } 1,0\text{m. ha}^{-1}$ (Rodrigues et. al. 1999), contra $1.320 \text{ indivíduos com altura do fuste } > 1,30\text{m. ha}^{-1}$, no presente estudo.

Estes resultados são expressivos, demonstrando que, após 17 anos da passagem do fogo, a área queimada da RMSG apresentou densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos jovens e adultos menor do que a encontrada nos estádios iniciais (primeiros 5,5 anos) da regeneração de outras florestas secundárias originadas por fogo.

No entanto, a redução no número de indivíduos é uma tendência esperada ao longo da sucessão secundária, quando o aumento da competição entre os indivíduos jovens em crescimento conduz à “fase de raleamento competitivo”, caracterizada pela redução na densidade e aumento da área basal, pelo

crescimento dos indivíduos remanescentes (Brown & Lugo 1990, Vandermeer 1994).

A baixa densidade de indivíduos encontrada na área queimada da RMSG não pode ser atribuída ao processo de raleamento competitivo, pois foi insuficiente para promover o fechamento do dossel e, além disso, esteve associada a uma área basal também baixa, inferior àquela encontrada em florestas mais jovens. Na área queimada da RMSG a área basal total obtida ($4,12\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), após 17 anos da passagem do incêndio foi 2,16 vezes menor do que a encontrada por Uhl & Jordan (1984), em floresta secundária originada por corte e queima, aos 5 anos de idade. Merece destaque o fato de na área estudada por Uhl & Jordan (1984), a densidade de indivíduos de pequeno porte ($1 < \text{DAP} < 4,9\text{cm}$), com potencial para crescer e aumentar a biomassa total era de $6560 \text{ ind } \text{ha}^{-1}$, 7,6 vezes maior do que a encontrada na área queimada da RMSG em 1998.

Apesar da velocidade de crescimento das florestas secundárias variar em função do clima, que determina os períodos disponíveis (estações favoráveis) ao crescimento vegetal (Ewel 1980, Johnson et. al. 2000), o esperado é que, após um único incêndio, ou mesmo no caso de incêndio seguido de agricultura itinerante, os primeiros 5-10 anos de sucessão conduzam ao fechamento e elevação da altura do dossel, tanto em áreas de clima tropical úmido (Uhl & Jordan 1984, Saldarriga & Uhl 1991), quanto tropical estacional (Kammesheidt 1998, Rodrigues et. al. 1999, Kennard 2002).

Na comparação com florestas secundárias originadas a partir de outros tipos de distúrbios, os dados do presente estudo são ainda mais contundentes, demonstrando que na área queimada da RMSG a sucessão secundária não está conduzindo à recuperação da cobertura florestal na velocidade que seria esperado. A densidade de indivíduos e a área basal encontradas no presente estudo, aos 17 anos pós-fogo, foram menores do que as encontradas em outras florestas secundárias tropicais com idade semelhante (15-20 anos de regeneração), mas que se desenvolveram em áreas de pastagem abandonadas (Uhl et. al. 1988a, Aide et. al. 1996, 2000, Pascarella et. al. 2000), onde seria

esperado menor capacidade de restauração da cobertura arbórea, em função do histórico de uso.

Em relação ao número de espécies, a área queimada da RMSG apresentou, após 17 anos de abandono, 78 espécies arbustivo-arbóreas, sendo que, na comparação entre classes de diâmetro a riqueza florística acompanhou a densidade de indivíduos, decrescendo da menor para a maior classe considerada.

Na comparação com trecho preservado da RMSG, situado a aproximadamente 1.600m da área do presente estudo, foram encontradas 115 espécies arbustivo-arbóreas ($DAP \geq 5,0\text{cm}$) em área de 1ha (Santos et. al. 1996), contra 50 espécies ($DAP \geq 5,0\text{cm}$), no presente estudo. Esta diferença pode ser, em parte, devida a menor área de amostragem utilizada no presente estudo (4.500m^2), apesar da curva espécie-área obtida para a área queimada ter indicado que houve adequada amostragem da comunidade. Além disso, cabe destacar que na área o potencial de incremento na riqueza florística no estrato arbustivo-arbóreo ($DAP \geq 5,0\text{cm}$), a partir de espécies já estabelecidas na área, é relativamente grande: das 59 espécies amostradas, apenas entre os indivíduos com $0 < DAP < 5,0\text{cm}$, 29 (ou 37% do número total de espécies encontradas na área queimada), ocorreram exclusivamente nesta classe de diâmetro.

Apesar disto, a riqueza florística do estrato arbustivo-arbóreo aos 17 anos de regeneração, com apenas cerca de 50% do número de espécies encontrado em trecho preservado da RMSG, foi considerada baixa, principalmente quando comparada a outras áreas com histórico semelhante.

Em florestas tropicais, a riqueza florística é um dos primeiros atributos a ser restaurado pela sucessão secundária, sendo que a velocidade de recuperação do número de espécies depende do histórico de uso da área (Brown & Lugo 1990, Tabarelli & Mantovani 1999b, Pascarella et. al. 2000, Aide et. al. 2000, Guariguata & Ostertag 2001). Em florestas queimadas, a regeneração a partir da rebrota de caules e raízes é uma estratégia freqüente, que contribui para promover o rápido restabelecimento da riqueza florística da comunidade secundária (Uhl et. al. 1981, Kauffman 1991, Rodrigues et. al. 1999, Kammesheidt 1998,).

Em área abandonada após corte-queimada da floresta e uso para agricultura itinerante (3-5 anos), a floresta secundária estudada por Kennard (2002), na Bolívia (Floresta Tropical Seca), apresentou, aos 5 anos, 75% do número de espécies apresentado pela floresta madura. Neste trabalho, o histórico de uso leve e presença da regeneração por rebrota foram fatores que, segundo a autora, contribuíram para a rápida restauração da riqueza florística na comunidade em questão.

Em relação à composição florística, o componente arbustivo-arbóreo da área queimada da RMSG apresentou, aos 17 anos de regeneração, constituição caracterizada pelo predomínio das espécies pioneiras e secundárias iniciais, tanto em número de espécies quanto em quantidade de indivíduos.

Este resultado está de acordo com o esperado para uma floresta secundária com cerca de 20 anos de regeneração, pois a restauração da composição florística é lenta nas comunidades em sucessão secundária, que podem permanecer por décadas com estrutura e riqueza florística comparáveis as de florestas maduras, porém distintas floristicamente (Brow & Lugo 1990). A dominância das espécies arbóreas pioneiras na comunidade é esperada por período entre 10 a 30 anos, correspondente à duração do ciclo de vida destas espécies, na fase subsequente, com duração prevista entre 75-150 anos a dominância será exercida pelas espécies secundárias iniciais (ou pioneiras de ciclo longo). A floresta madura se caracterizaria pela presença de maior número de espécies raras e menor número de espécies dominantes que são diferentes daquelas que dominam as florestas secundárias (Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001, Ashton et. al. 2001).

A partir da análise da distribuição das espécies entre as classes de diâmetro consideradas, conclui-se que na área queimada da RMSG não há tendência de alteração, em curto prazo, na participação dos diferentes grupos ecológicos na estrutura da comunidade. Isto porque as pioneiras e secundárias iniciais representaram a maioria dos indivíduos amostrados (>70%), em todas as classes de diâmetro consideradas. Além disso, a ausência de cobertura arbórea e baixa

densidade de indivíduos no estrato de regeneração, aptos a crescer e promover o fechamento do dossel também se constitui em fator limitante ao aumento da importância das espécies dos estádios finais da regeneração na comunidade em estudo.

Por outro lado, é surpreendente o fato de que, entre os indivíduos de menor porte ($0 < \text{DAP} < 5,0\text{cm}$), as espécies com mais destaque na estrutura da comunidade (maior IVI e IVC), sejam *Piper amalago* e *Abutilon peltatum*, dois arbustos pioneiros que, juntos, detiveram 21,5% do IVI, 27,6% do IVC e 21% da densidade de indivíduos encontrada dentro desta classe de diâmetro. Estes resultados indicam uma tendência de aumento da importância das espécies arbustivas na estrutura do componente arbustivo-arbóreo da área queimada da RMSG, sendo esta uma transformação em sentido contrário ao esperado para o processo sucessional (Pinto Coelho 2000), isto é, de regressão ecológica (*sensu* Westman 1985).

Os resultados obtidos no presente estudo sustentam a hipótese inicial deste trabalho, de que na área queimada da RMSG a sucessão não está conduzindo à restauração florestal da área de estudo, ou a restauração está ocorrendo de maneira extremamente lenta. Isto porque 17 anos de abandono e proteção contra interferências antrópicas não foram suficientes para permitir o estabelecimento da floresta secundária que, de acordo com os relatos disponíveis em bibliografia (Brown & Lugo 1990, Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001), deveria substituir um trecho de floresta atingido por um único evento de incêndio e contíguo a fragmento florestal relativamente bem preservado. Além disso, para pelo menos um dos parâmetros analisados: composição florística - os resultados obtidos indicam tendência de alteração em direção contrária ao do processo sucessional, isto é, regressão ecológica.

4.2 – Análise Temporal – Cronossequência de Regeneração

Na análise temporal, a comparação dos resultados obtidos no presente estudo com aqueles obtidos nos levantamentos realizados por Castellani &

Stubblebine (1993) e Matthes (1991), indicam que a comunidade estabelecida na área queimada da RMSG após a passagem do fogo sofreu acentuadas modificações ao longo desses 17 anos após a ocorrência do incêndio.

Castellani & Stubblebine (1993), monitoraram a vegetação da área queimada mensalmente, entre o 8º e 25º mês após a passagem do fogo, tendo observado que os primeiros 2 anos da sucessão da área queimada da RMSG estavam de acordo com o modelo de “Composição Florística Inicial”, proposto por Egler (1954 apud Castellani & Stubblebine 1993), isto é, não houve alteração significativa na composição florística da comunidade durante este período, que no entanto foi marcado por fortes alterações nas relações de dominância, expressa por percentagem de cobertura, entre as espécies.

Entre o 8 e 12º. mês de regeneração pós-fogo, as lianas exerciam dominância sobre a comunidade regenerante, devido principalmente à contribuição, em percentagem de cobertura, da espécie herbácea anual *Ipomoea purpurea*. Após este período, a contribuição das lianas diminuiu e a das espécies arbustivo-arbóreas aumentou, até que este grupo passou a exercer dominância sobre a comunidade. A maior parte das 24 espécies de arbustos e das 22 espécies arbóreas amostradas, apresentou capacidade de rebrota a partir de restos vegetais remanescentes ao fogo (67% do total de espécies arbustivo-arbóreas), mas as espécies mais abundantes na comunidade foram *Solanum erianthum*, *Ricinus communis* (arbustivas) e *Trema micrantha* (arbórea), pioneiras que se estabeleceram na área após a passagem do fogo. Dentre estas, *Trema micrantha* destacou-se pela maior abundância e a partir de agosto de 1982 (23º. mês após a passagem do fogo), também passou a exercer forte dominância na comunidade (Castellani & Stubblebine 1993).

A partir dos levantamentos realizados em 1984 e 1987 (3º e 6º ano após a passagem do fogo), Matthes (1991), analisou a composição e estrutura do estrato de regeneração (indivíduos herbáceos e lenhosos, exceto lianas, com altura >50cm), da área queimada, em trechos não queimados (parcelas A), trechos submetidos a fogo moderado (parcelas B), e intenso (parcelas C). Segundo

Matthes (1991), a área amostrada pelas parcelas C corresponderiam ao trecho estudados por Castellani & Stubblebine 1993. Entre o 3° e 6° ano após a passagem do fogo, os trechos da área queimada atingidos por fogo intenso apresentaram (parcelas C - Matthes 1991): diminuição na riqueza florística (de 82 para 75 espécies, das quais respectivamente 72 e 65 espécies eram arbustivo-arbóreas), diminuição na densidade total (2,15 para 1,7ind/m²), e aumento na área basal (24,81m² para 28m² . ha⁻¹), refletindo o crescimento dos indivíduos. A diminuição na riqueza e na densidade neste período (entre o 3° e o 6° ano de regeneração pós-fogo), foi devida principalmente ao declínio das pioneiras, principalmente a redução da população de *Trema micrantha*, passando de 173 indivíduos em 1984 para 68 em 1987, mas que, no entanto, manteve expressiva dominância sobre a comunidade (com 64,5% e 68,3% da área basal total, respectivamente em 1984 e 1987). Paralelamente ao declínio da densidade das pioneiras, houve tendência de aumento da participação das espécies secundárias iniciais e tardias na composição do IVI (índice de valor de importância).

A análise da cronossequência obtida pelos 3 trabalhos em questão (Castellani & Stubblebine, 1993, Matthes 1991 e presente estudo), permite concluir que a passagem do fogo deu origem a um processo de sucessão secundária na área queimada da RMSG que apresentou no mínimo 3 fases distintas: a primeira fase, de duração efêmera (1 ano), foi caracterizada pela presença de comunidade dominada pelas plantas herbáceas e por lianas anuais. A fase seguinte, que durou pelo menos 5 anos (1982-1987), caracterizou-se pela presença de comunidade onde os arbustos e árvores eram as formas de vida predominantes, sendo esta comunidade constituída principalmente por espécies pioneiras de rápido crescimento. A terceira fase, representada pela comunidade amostrada no presente estudo (levantamento de 1998), trata-se de uma comunidade não florestal, que se caracteriza pela presença das lianas como forma de vida dominante. Segundo relatos de outros estudos realizados na RMSG, a comunidade “atual” ocupa a área queimada há pelo menos 8 anos, desde 1994 (Nave 1999), até a data em que foi concluída a redação deste trabalho (2002).

A primeira e segunda fases acima descritas correspondem, respectivamente, às fases de *colonização* (predomínio das formas de vida não arbóreas) e *início do desenvolvimento florestal* (predomínio das espécies pioneiras de rápido crescimento), que caracterizam as fases iniciais do processo de sucessão secundária de florestas tropicais (Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001). A fase atual, no entanto, não está de acordo com os modelos propostos para a sucessão secundária de florestas tropicais (Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001), segundo os quais a fase de *início do desenvolvimento florestal* é substituída por outras comunidades também florestais, nas fases de *amadurecimento* (predomínio das espécies secundárias iniciais) e *maturidade* (predomínio das espécies tolerantes à sombra).

Os resultados obtidos pela avaliação temporal da cronossequência de estudos realizados na área queimada da RMSG confirmam a hipótese inicial deste trabalho, apresentou um padrão distinto do descrito em literatura para a sucessão secundária das florestas tropicais, caracterizada pela presença de um “pulso não florestal” (comunidade colonizadora herbáceo-arbustiva), seguido por uma sequência de seres sucessionais onde as árvores se mantêm como forma de vida dominante (Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001). Na área do estudo deu-se um “pulso” de regeneração florestal (comunidade dominada por pioneiras, em especial *Trema micrantha*) em meio a duas fases não florestais: comunidade colonizadora e comunidade dominadas por lianas, respectivamente antes e após o estabelecimento da floresta dominada pelas pioneiras.

A presença da comunidade não florestal, dominada por lianas, ocupando a área queimada há no mínimo 8 anos (1994-2002), sugere que o modelo que melhor explica a sucessão da área queimada é o Modelo de Inibição, proposto por Connell & Slatyer (1977), segundo o qual algumas espécies iniciais podem persistir no local em regeneração e excluir (inibir) a entrada (substituição) de outras espécies no sistema.

4.3. Considerações sobre a regeneração florestal na área queimada da RMSG

A pergunta que emerge neste momento é: a que se deve o padrão descrito, ou porque a sucessão secundária não continuou em direção à restauração florestal, como o proposto na literatura (Brow & Lugo 1990, Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001). Conforme já discutido anteriormente, os 3 levantamentos florístico-fitossociológicos realizados na área queimada após a passagem do fogo (Castellani & Stubblebine 1993, Matthes 1991, presente estudo), não fazem parte de uma proposta planejada de avaliação a longo prazo da regeneração florestal, portanto os resultados obtidos oferecem perspectivas limitadas de resposta a esta pergunta; no entanto, algumas considerações podem ser realizadas, sobre os fatores envolvidos na regeneração florestal e que podem ter influenciado o rumo do processo de sucessão secundária da área queimada da RMSG.

- Características da comunidade atingida pelo incêndio

Castellani & Stubblebine (1993) observaram que a presença de espécies arbustivas ruderais rebrotando na área queimada significava que estas espécies já estavam presentes no local antes do incêndio, indicando que a área queimada havia sofrido outras perturbações antes da passagem do fogo.

Esta suposição está de acordo com os resultados obtidos por Nave (1999), a partir da análise estereoscópica das fotos aéreas da RMSG nos anos de 1972 e 1978. A fotointerpretação indicou que o trecho correspondente à área queimada apresentava *elevado grau de perturbação* no ano de 1978, com padrão de imagem característico das ecounidades em desenvolvimento (dossel homogêneo e copas estreitas).

Os dados obtidos por Matthes (1991), em suas Parcelas A (em trecho que não foi diretamente atingido pelo fogo), também indicam que a floresta da área queimada encontrava-se perturbada antes da passagem do fogo, pois a comunidade arbustivo-arbórea inventariada nestas parcelas era constituída

principalmente por populações jovens (indivíduos com $DAP < 5,0\text{cm}$), de espécies secundárias iniciais e tardias.

Este resultado, indicando que a floresta que ocupava a área queimada antes da passagem do fogo tratava-se de uma comunidade secundária constituída principalmente por espécies não pioneiras, está de acordo com o histórico da RMSG, onde consta que o extrativismo seletivo, corte raso para aproveitamento de lenha e a implantação de pequenas “roças” são alguns tipos de interferências antrópicas que foram realizados na mata de Santa Genebra antes de 1981 (Nave 1999), quando o remanescente passou a ser protegido legalmente, tornando-se uma Unidade de Conservação (Morellato & Leitão Filho 1995). A sucessão secundária através da regeneração direta das espécies dos estádios mais avançados da regeneração, a partir do banco de plântulas ou da rebrota das estruturas vegetativas remanescentes (tocos e raízes), pode ocorrer após estes tipos de distúrbios que eram comuns na mata de Santa Genebra (Uhl et. al. 1982, 1990, Penha 1999, Dickinson et. al. 2000).

Uma das conseqüências da presença de sucessivos distúrbios em curto intervalo de tempo (no caso da área queimada, perturbações antrópicas e fogo) é a diminuição da capacidade de regeneração por rebrota, devido a depleção das reservas disponíveis para a propagação vegetativa (Uhl et. al. 1982, de Row 1993). Além disso, o fogo é seletivo para classes de diâmetro, provocando maiores taxas de queda e/ou combustão total entre os indivíduos de pequeno porte (Cochrane & Schulze 1999, Pinard et. al. 1999, Ivanauskas et. al. 2002), de maneira que comunidades jovens podem apresentar drástica redução na cobertura arbórea provocada por um único evento de incêndio (Woods 1989).

Deste modo, o impacto do fogo sobre a floresta existente na área do estudo em 1981, que nos trechos mais severamente afetados teve a “completa remoção da cobertura arbórea” (Castellani 1986), pode ter sido resultado tanto das características do próprio incêndio quanto das características da comunidade atingida que, de acordo com as informações disponíveis, tratava-se de uma ecounidade em desenvolvimento (Nave 1999), constituída principalmente por

indivíduos de pequeno porte (Matthes 1991), que são mais susceptíveis a mortalidade pelo fogo (Cochrane & Schulze 1999, Pinard et. al. 1999).

A importância do impacto do incêndio sobre a comunidade arbustivo-arbórea, reside no fato de que os indivíduos remanescentes influenciam e aceleram o processo de reocupação das áreas onde encontram-se localizados, através da regeneração direta (i.e rebrota) (Kennard 2002, Uhl et. al. 1981), fornecimento de sementes (adultos reprodutivos) e atração de dispersores, especialmente pássaros (Guevara & Laborde 1993, Duncan & Chapman 1999).

Estas considerações corroboram a importância do histórico de distúrbios sobre a resiliência do ecossistema. No entanto, cabe salientar que regeneração florestal na área queimada da RMSG está se processando em velocidade semelhante ou mesmo inferior àquela apresentada por ecossistemas com maior nível de degradação em relação à cobertura vegetal remanescente ou propriedades químicas e biológicas do solo, como áreas de pastagem (Uhl et. al. 1988a, Aide et.al. 1995, Guariguata & Ostertag 2001).

Este resultado contraria as previsões de velocidade de restauração da composição e estrutura das florestas secundárias tropicais, a partir do histórico anterior de uso e ocupação do solo.

- Etapas iniciais da regeneração:

A floresta secundária que ocupou a área queimada da RMSG nos primeiros 2 anos após passagem do fogo em 1981 era constituída principalmente por indivíduos estabelecidos a partir de sementes, apesar da maior parte das espécies terem apresentado capacidade de regeneração a partir de rebrota (Castellani & Sublebine 1993).

Apesar de ser reconhecido o fato de que as características do meio físico, principalmente disponibilidade de água e luz, exercem forte controle sobre a regeneração a partir de sementes, determinando ou não as possibilidades de germinação (Kozlowski 2002), o ambiente disponível é apenas uma das importantes variáveis que influenciam a colonização de áreas perturbadas. Assim,

a eficiência das pioneiras para a ocupação destas áreas dependerá também de fatores como: velocidade de crescimento e de maturação sexual, capacidade de produção de sementes, período de frutificação, eficiência dos mecanismo de dispersão, capacidade de manter sementes viáveis no solo, período em que as sementes permanecem viáveis no solo, tipo e magnitude do estímulo necessário para ativar a germinação das sementes armazenadas no solo e outros (Brokaw 1987, Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1990, Vazquez-Yanes 1998, Dalling et. al. 1998, Kwit et. al. 2000).

Trema micrantha, a espécie que dominou a estrutura da floresta secundária estabelecida na área queimada da RMSG após a passagem do fogo, tem reconhecida habilidade para a colonização de novas áreas, sendo considerada uma espécie invasora (Lorenzi 1982), e a sua abundância em florestas secundárias pode ser atribuída à combinação de características como rápido crescimento (até 6 metros em 1 ano), eficiente mecanismo de dispersão por pássaros e elevada longevidade das sementes (até 9 anos), que formam banco de sementes permanente (Castellani & Stubblebine 1993, Dalling et. al. 1997, Vázquez-Yanes 1998).

Em seu estudo, Castellani (1986) considerou a hipótese (não verificada experimentalmente), de que a eficiência de *Trema micrantha* para a rápida colonização da área do estudo após a passagem do fogo foi devida a contribuição de sementes armazenadas no banco.

Sabe-se que apesar do fogo poder reduzir drasticamente o estoque de sementes armazenados no solo, algumas espécies sobrevivem e permanecem aptas à germinar após a ocorrência de incêndios (Uhl et. al. 1981, Miller 1999), sendo que eventualmente a contribuição do banco pode ser maior do que a da chuva de sementes para a colonização, por espécies arbóreas, de áreas queimadas (Young et. al. 1987 apud Guariguata & Ostertag 2001).

Não foram encontradas referências acerca do efeito da passagem do fogo sobre o banco de sementes de *Trema micrantha*, porém o fato desta espécie ser a principal formadora do banco de sementes da RMSG (Grombone-Guaratini &

Rodrigues 2002), apresentar elevada plasticidade na característica de resistência das sementes às flutuações da temperatura (Castellani & Aguiar 2001), e não raro ser uma das principais espécies arbóreas que participam da colonização de áreas queimadas (Kammesheidt 1998, Rodrigues et. al. 1999), dão suporte à hipótese cogitada por Castellani (1996), de que houve participação do banco de sementes nas etapas iniciais de regeneração da área queimada da RMSG, após a passagem do fogo.

Uma das vantagens da presença das pioneiras de rápido crescimento, promovendo a rápida restauração da cobertura arbórea em áreas degradadas, é a diminuição da proliferação *in situ* de plantas heliófitas de outras formas de vida (i.e. herbáceas mono e dicotiledôneas invasoras, lianas, bambus), que competem com as árvores pelo espaço e recursos disponíveis à regeneração (Parrota et. al. 1997a, Lugo 1997).

Cabe destacar que a importância da regeneração autóctone a partir das sementes estocadas no solo é limitada às fases iniciais da sucessão, pois o banco de sementes permanente das florestas tropicais é constituído principalmente por espécies pioneiras (Garwood 1989, Vazquez-Yanes & Orosko-Segovia 1990). As espécies dos estágios intermediários e finais da sucessão não apresentam a capacidade de manter sementes viáveis por longos períodos no solo (Garwood 1989, Pickett 1983), de maneira que a rebrota de restos vegetais e a chuva de sementes devem se constituir nos principais mecanismos de regeneração destas espécies em áreas severamente queimadas, pois nestas áreas o banco de plântulas é eliminado pelo fogo (Cochrane & Schulze 1999)

Os resultados obtidos por Matthes (1991), para o ano de 1987, indicam que 5 anos (1982-1987) foram suficientes para promover razoável ingresso de espécies arbustivo-arbóreas não pioneiras na comunidade regenerante da área queimada. A partir da classificação adotada por Santos et. al. (1996) e Gandolfi (2000) em outros levantamentos realizados na RMSG, conclui-se que das 65 espécies arbustivo-arbóreas encontradas na área queimada em 1987 (Matthes 1991), 40% (26 espécies) eram secundárias iniciais ou tardias, que contribuíam

com 28% do número total de indivíduos amostrados. Estas espécies estavam representadas principalmente por indivíduos de pequeno porte, no estrato de regeneração (Matthes 1991).

- *Características da RMSG como fonte de sementes e da área queimada como receptora de sementes:*

A presença de vegetação florestal remanescente no entorno de áreas degradadas, servindo como fonte de sementes, é tido como um dos principais fatores que governam a sucessão secundária de áreas que (como a área queimada da RMSG), foram severamente afetadas por distúrbios antrópicos (Finegan 1996, Aide et. al. 1995, 2000, Parrota et. al. 1997b).

Nestes termos, o fato da sucessão secundária do trecho queimado da RMSG não ter mantido o padrão esperado, de substituição da floresta dominada por pioneiras de rápido crescimento da *fase inicial de desenvolvimento florestal* por uma floresta florísticamente mais diversificada e estruturalmente mais complexa (Brow & Lugo, 1990, Guariguata & Ostertag 2001), foi surpreendente, pelo fato deste trecho ser contíguo e, portanto, não isolado (Wunderle Jr. 1997), de um fragmento florestal protegido e relativamente pouco perturbado, que é a própria RMSG. Este remanescente florestal apresenta, em seus trechos melhor preservados, elevada diversidade florística (Santos et. al. 1996, Gandolfi 2000); além disso, possui elevada diversidade de habitats, ocupados por diferentes associações vegetais, onde ocorre variação na importância relativa de espécies com diferentes exigências ecológicas (Nave 1999, Gandolfi 2000).

Ao contrário do observado na sucessão secundária da área queimada, a dinâmica de regeneração dos trechos não queimados da RMSG tem seguido as tendências esperadas para o processo sucessional, incluindo os processos característicos da dinâmica de clareiras, com as clareiras apresentando elevada diversidade florística e baixa similaridade entre si, contribuindo para a manutenção ou aumento da heterogeneidade florística entre trechos da floresta (Gandolfi 2000, Martins & Rodrigues 2002). Estes dados indicam que a RMSG mantém as

características dinâmicas e capacidade de auto-renovação; no entanto, tratam-se de respostas obtidas em situações onde havia disponibilidade de recursos autóctones para a regeneração florestal (rebrotas, plântulas, banco e chuva de sementes), e fontes muito próximas – entorno imediato de clareiras - de sementes alóctones (Gandolfi 2000, Martins & Rodrigues 2002, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

Neste sentido, diversos outros fatores, além da distância física, influenciam a capacidade de contribuição (quantitativa e qualitativa) das sementes alóctones para regeneração florestal, tais como: grau de isolamento entre a(s) comunidade(s) fornecedora(s) e a área receptora de sementes, definido pela distância e tipo de habitats existente entre estas áreas (Viana 1990, Laurance 1999); pela presença de vetores para a zoocoria e grau de “atração” exercido pela área receptora à estes vetores (Wunderle Jr. 1997); pelas características da área receptora de sementes, fornecendo ou não condições adequadas para o estabelecimento das sementes aportadas; e também pelas características da(s) comunidades (s) que servem de fonte de sementes (i.e. florestas remanescentes) (Parrota et. al. 1997a,b, Kozlowski 2002).

Grombone-Guaratini & Rodrigues (2002) avaliaram a composição da chuva de sementes da RMSG, com 1 ano de coleta de dados no trecho melhor preservado da reserva, tendo observado que os propágulos coletados eram predominantemente anemocóricos (57,4% do total de espécies), seguidos pelas espécies zoocóricas (29,6%) e autocóricas (29,6%).

A importância da anemocoria na chuva de sementes parece ser um fato comum nas florestas estacionais semidecíduais paulistas, pelo fato das lianas serem de ocorrência ampla nesta formação florestal e apresentarem a anemocoria como principal estratégia de dispersão (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). Além disso, nas florestas estacionais semidecíduais, grande parte das árvores do dossel apresenta síndrome de dispersão anemocórica (Morellato et. al. 1989, Morellato & Leitão Filho 1992).

Na comparação entre a síndrome de dispersão anemocórica e zoocórica, as espécies dispersas pelo vento produzem chuvas de sementes que são freqüentemente muito densas e uniformes em sua distribuição, com alcance variável para diferentes espécies, em função de fatores como o peso da semente e adaptações morfológicas, como alas ou plumas. As chuvas de sementes de espécies zoocóricas são pouco uniformes (em sua distribuição) e de alcance também variável, influenciadas pelo comportamento animal (Kozlowski 2002)

Na RMSG, a anemocoria é a estratégia de dispersão utilizada por 39% das espécies do dossel, sendo que a estratégia predominante é a zoocoria, com 49% das espécies, e a menos representativa é a autocoria, com 12% das espécies (Morellato 1991, 1995). As espécies anemocóricas, incluindo lianas e árvores, apresentam frutificação sazonal e concentrada na estação seca, período em que as condições são mais favoráveis à dispersão pelo vento, com pico em setembro. As espécies zoocóricas apresentam frutificação contínua ao longo do ano, porém com maior número de espécies frutificando nos meses mais úmidos, de novembro à março (Morellato 1991, 1995). Em função destes ritmos de frutificação, durante a estação seca, entre os meses de maio-outubro, as espécies anemocóricas são dominantes na chuva de sementes da RMSG (entre 50 a 80% do total coletado), sendo que neste período as lianas exercem expressiva dominância na composição florística da chuva de sementes (65% a 90% das espécies). (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

Havendo condições favoráveis à anemocoria – na estação seca – a chuva de sementes da RMSG será constituída principalmente por sementes de lianas. Os locais mais iluminados, como os trechos da floresta sob efeito de borda, trechos perturbadas ou trechos nos estádios iniciais da sucessão, como a área queimada nos primeiros 6 anos após a passagem do fogo, representarão os habitats mais favoráveis para a proliferação destas espécies, que são predominantemente heliófitas (Engel et. al. 1998).

No que diz respeito às espécies zoocóricas, a entrada destas espécies num determinado sistema florestal dependerá, em grande parte, da complexidade

florística e estrutural deste sistema, propiciando a existência de habitats heterogêneos e com oferta de diferentes recursos, importantes para a atração de fauna dispersora diversificada (Wunderle Jr. 1997).

Neste sentido, apesar da RMSG representar uma garantia da existência de fonte de sementes para as áreas degradadas do entorno, isto não implica em garantia de adequado fornecimento para a regeneração florestal.

Estudos de monitoramento da restauração ecológica de áreas degradadas, que são áreas completamente destituídas de recursos autóctones para a regeneração florestal, e que foram reflorestadas com espécies nativas, indicam que florestas formadas principalmente por espécies de rápido crescimento têm a vantagem de promover o rápido fechamento do dossel, no entanto tratam-se de sistemas atrativos para limitada gama de agentes dispersores, pois apresentam relativamente baixa complexidade florística e estrutural.

Na área queimada, é possível supor que pelo menos a competição com as lianas (nos períodos favorável à anemocoria) e relativamente limitada capacidade de atração de vetores zoocóricos, são variáveis que podem ter influenciado a importância ecológica da chuva de sementes para a regeneração florestal do trecho atingido pelo incêndio de 1981.

Em adição, florestas de baixa complexidade florística/estrutural e formadas principalmente por espécies de rápido crescimento, oferecem o perigo de representar sistemas efêmeros, pois a mortalidade das espécies do dossel pode ocorrer antes do estabelecimento de regeneração significativa na submata, o que acarreta em reabertura do dossel e retorno de espécies heliófitas que competem com as árvores (Lugo, 1997, Parrota et. al. 1997a,b).

Não foram obtidas referências acerca da influência de fatores climáticos adversos, tais como períodos prolongados de seca ou ocorrência de geadas, sobre a sucessão secundária. No entanto, é possível supor que comunidades pouco diversificadas possam sofrer importantes reduções na densidade de indivíduos e/ou área basal, se apresentarem espécie particularmente sensível ou com baixa variabilidade genética ao stress ambiental.

- *Posição periférica da área queimada da RMSG:*

A área queimada da RMSG está situada no extremo oeste da RMSG, em posição periférica; apresenta formato semelhante ao de um triângulo, sendo que um de seus lados é contíguo à floresta da RMSG e os demais dois lados fazem divisa com áreas utilizadas para a agricultura (Figura 02). A localização na periferia da RMSG, condiciona este trecho da RMSG aos efeitos de borda.

Efeito de borda é a designação dada às mudanças físicas e biológicas associadas aos limites abruptos e artificiais dos fragmentos florestais (Laurance 1997). A floresta sob efeito de borda apresenta mais luz, menor umidade relativa e maior temperatura média do que a floresta do interior, i.e. distante das bordas do fragmento (Murcia 1995), além de dinâmica acelerada devido às taxas relativamente altas de mortalidade de árvores (Laurance et. al. 1998a)

Se considerado que a influência do efeito de borda sobre as comunidades vegetais é observada principalmente nos primeiros 100m de penetração para o interior da floresta (Laurance et. al. 1998a), pode-se assumir que cerca de 50% da superfície da área queimada da RMSG está sujeita a este efeito, isto é, representa hábitat favorável à proliferação de espécies heliófitas e não às espécies florestais dos estágios finais da sucessão (Laurance 1997, 1999, Laurance et.al. 1997, 1998b).

Pode-se supor que a consequência direta do efeito de borda sobre o processo de sucessão secundária seria impor restrições à completa restauração da estrutura e da função da floresta, na medida em que, mesmo havendo disponibilidade de propágulos, as características do hábitat restringiriam o estabelecimento de algumas espécies, notadamente aquelas dos estágios finais da sucessão.

Não foram encontradas referências de estudos sobre a sucessão secundária tendo como objeto de análise bordas de florestas. Apesar disto, sabe-se que espécies heliófitas típicas de áreas perturbadas podem lentamente modificar a composição florística de um fragmento florestal ao ocupar as clareiras formadas próximo às bordas, e que pequenos fragmentos florestais, i.e.

inteiramente sob efeito de borda, podem ter sua composição florística fortemente modificada, preservando apenas uma pequena parcela das espécies originalmente (antes da fragmentação e instalação do efeito de borda) existentes na comunidade, além de hiperabundância de lianas e bambús (Tabarelli & Mantovani 1999a).

- *Presença das lianas:*

O relatos acerca do impacto do fogo sobre as lianas mostram tendências variadas, desde drástica redução na densidade de indivíduos (Cochrane & Schulze 1999), até redução moderada, em torno de 30% (Putz et. al. 1999). Por outro lado, a presença de elevada densidade das lianas nas comunidades dos estádios iniciais da sucessão de florestas queimadas, principalmente lianas herbáceas (“vines”), é freqüentemente relatada (Woods 1999, Cochrane & Schulze 1999, Putz et. al. 1999).

A importância da participação relativa de árvores e lianas nas comunidades em regeneração reside no fato de que árvores e lianas mantêm estreita relação de equilíbrio, que é regulada principalmente pelo regime de distúrbios da floresta (Hegarty & Caballé, 1991). As lianas são predominantemente heliófitas, e apresentam capacidade de rápida proliferação em ambientes iluminados (Engel. et. al. 1998, Schnitzer & Bongers 2002). A densidade das lianas tende a decrescer das comunidades das fases iniciais para finais da sucessão secundária (Dewalt et. al. 2000), porém florestas muito perturbadas podem ser ocupadas por “densos maciços de lianas”, que podem inibir a regeneração florestal e retardar o processo de sucessão - “*arrested succession*” (Hegarty & Caballé 1991, Schnitzer et.al. 2000, Schnitzer & Bongers 2002)

Clareiras naturais também podem ter a regeneração florestal inibida pela proliferação das lianas; estas clareiras apresentam um padrão próprio de regeneração, onde a fase caracterizada pela dominância das lianas perdura por no mínimo 14 anos, antes de ser substituída pela fase de preenchimento (Schnitzer et. al. 2000).

Atualmente, a hiperabundância de algumas espécies de lianas em é o principal fator limitante à regeneração florestal na área queimada da RMSG, pois os maciços de lianas que cobrem a área impedem o estabelecimento das espécies arbustivo-arbóreas, através do efeito combinado de impedimento mecânico e interceptação da luminosidade incidente (Cap. 2).

- A regeneração florestal no contexto da paisagem regional:

Na RMSG, apesar da proteção contra interferências antrópicas diretas, observa-se indícios de dinâmica acelerada mesmo em trechos relativamente bem preservados e longe das áreas de borda¹, sugerindo que fatores externos à divisa da floresta podem estar influenciando a regeneração florestal.

Campinas está localizada a cerca de 100km da cidade de São Paulo, integrando uma das regiões mais industrializadas do país. A RMSG está localizada a cerca de 10km de um pólo industrial petroquímico, situado no município vizinho de Paulínia. Um dos problemas comuns em regiões muito industrializadas, e detectado na região de Campinas (Lara et. al. 2001) é a chuva ácida, resultado da reação do dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio - dois dos principais poluentes atmosféricos derivados da queima de combustíveis fósseis e atividade industrial – com a umidade do ar, transformado-se em ácidos sulfúrico e nítrico diluídos (Baines 1989). Em Campinas e municípios vizinhos, a acidez da chuva (pH médio anual com valor de 4.4 - 4.5) , também é influenciada pela presença da cana-de-açúcar, cultura de grande importância na região, cuja queima, para colheita, provoca significativa emissão de óxidos de nitrogênio (Lara et. al. 2001)

Não foram encontrado relatos específicos sobre os efeitos da chuva ácida sobre comunidades em sucessão secundária, porém em diversas regiões do globo constata-se a deterioração de florestas em função da chuva ácida (Baines 1989, São Paulo 1990, Leitão Filho 1993, Gregory et. al. 1996, Bussoti & Ferreti 1998, Seniczak et. al. 1998, Shan 2000, Adams et. al. 2000). Os efeitos da chuva ácida

sobre as árvores são descritos principalmente ao nível fisiológico, e variam de acordo com o pH da chuva, grau de acidificação do meio (solo, água) e tolerância das espécies: provoca alterações fenológicas, injúrias foliares, diminuição no crescimento e sucesso reprodutivo, diminuição na presença de associações micorrízicas (Cape 1993, Izuta 1998, Hutchinson et. al. 1999, Klumpp et. al. 2000, Kozlowski 2000).

As considerações acima realizadas, sobre aspectos envolvidos na regeneração florestal da área queimada da RMSG (item 4.3), confirmam a terceira hipótese inicial deste trabalho, de que o histórico de uso e ocupação do solo e distância em relação a fonte alóctone de sementes, não explicam o padrão da sucessão secundária encontrado na área do estudo. Trata-se de área que no passado era ocupada por comunidade florestal, encontra-se inserida em fragmento florestal relativamente bem preservado mas onde o processo de sucessão secundária não conduziu à restauração florestal, após um único evento de incêndio.

Na área queimada da RMSG, o fato da sucessão secundária ter se caracterizado pela presença de um “pulso” de regeneração florestal, entre duas fases não florestais, pode estar relacionado com diversos fatores: histórico de perturbações antrópicas, diferenças na habilidade de colonização e crescimento pelas espécies arbóreas dos diferentes grupos ecológicos, características da RMSG como fonte de sementes (chuva de sementes constituída principalmente por lianas, nos períodos favoráveis à anemocoria), características da floresta secundária dos estágios iniciais da regeneração (baixa complexidade florística e estrutural, habitat sob efeito de borda), características do entorno (paisagem fortemente modificada, região industrializada) e presença das lianas.

Neste sentido, cabe destacar que, exceto para os estádios iniciais da regeneração, há uma completa escassez de estudos designados para compreender diferenças inter-específicas em relação a fatores relacionados com a regeneração florestal, como prolificidade, capacidade de ingresso em

¹ Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues – Comunicação pessoal

comunidades secundárias, características do substrato necessárias para germinação, predação das sementes, taxas de mortalidade e crescimento das plântulas, e como estes fatores podem auxiliar a predição dos padrões de alteração na composição florística e estratificação vertical das florestas secundárias (Guariguata & Ostertag 2001).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS:

Pode-se supor que, em escala regional, a importância do padrão seguido pela sucessão secundária na área queimada da RMSG – presença de um pulso de regeneração florestal entre duas fases não florestais - aumente em função dos seguintes fatores:

a) Grau de modificação da paisagem: quanto maior a substituição de uma matriz florestal por outros tipos de ecossistemas, não florestais, maior será o grau de isolamento em relação ao trânsito de sementes, entre os fragmentos remanescentes (Viana 1990);

b) Tamanho dos fragmentos florestais: fragmentos pequenos (<10ha), possuem significativa proporção de suas áreas sob efeito de borda (Tabarelli et. al. 1999; Laurance et.al. 1998a), representando habitats mais favoráveis à proliferação das lianas, além de outras espécies que, como as lianas, podem inibir a regeneração florestal, como gramíneas e bambús (Engel et. al. 1998, Tabarelli et. al. 1999, Laurance et.al. 1997, 1998a).

c) Regiões onde os incêndios florestais são freqüentes.

Grande parte das florestas estacionais semidecíduais paulistas representam pequenos fragmentos isolados em paisagens fortemente antropizadas (Tabanez & Viana 2000, Metzger 2000) e onde o fogo pode ser freqüente, principalmente nas regiões onde predomina a monocultura canavieira, onde a queimada ainda é uma prática utilizada para o manejo da produção.

Poucos estudos abordam a dinâmica de regeneração destes fragmentos, porém estudos recentes indicam que proporção significativa da área destes fragmentos é ocupada por comunidades em desenvolvimento ou comunidades

dominadas por lianas, gramíneas ou bambús (Santin 1999, Tabarelli et. al. 1999 Tabanez & Viana 2000).

No caso de florestas estacionais secundárias, a fase de dominância pelas lianas pode perdurar por pelo menos 8 anos (presente estudo), enquanto os dados obtidos para clareiras naturais de florestas tropicais úmidas indicam que as lianas podem se manter na comunidade, inibindo a regeneração florestal por, no mínimo, 14 anos (Schnitzer et. al. 2000).

Neste sentido, a proposição de medidas visando o controle das espécies hiperabundantes de lianas, que apresentam acentuada proliferação e passam a dominar comunidades em regeneração, e, paralelamente, a execução de ações direcionadas para o enriquecimento das comunidades florestais em estágio inicial de regeneração, inclusive com espécies atrativas para a fauna dispersora, são medidas que devem ser consideradas nos projetos de manejo conservacionista. As intervenções de manejo para restauração florestal podem ser consideradas particularmente importantes para a conservação da biodiversidade das regiões onde predominam paisagens fortemente antropizadas, onde a baixa disponibilidade de habitats é uma das principais ameaças à manutenção a longo prazo das espécies.

Finalmente, nossos resultados demonstram a importância do monitoramento de comunidades em regeneração, conduzindo à melhor interpretação do processo sucessional. A própria existência e importância relativa do padrão aqui relatado para a área queimada da RMSG, ou de outros que representem um desvio em relação às tendências frequentemente descritas do processo sucessional, podem estar sendo negligenciadas em estudos baseados na comparação de áreas com diferentes idades se, para a realização destes estudos, as comunidades selecionadas forem apenas florestas secundárias e não comunidades “alternativas”, como lianais, bambuzais, formações campestres, etc....

6. BIBLIOGRAFIA

- Adams M. B., Burger J.A, Jenkins A.B. Impact of harvesting and atmospheric pollution on nutrient depletion of eastern US hardwood forests. *Forest Ecol. Manag.* 138: (1-3) 301-319. 2000.
- Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Herrera, L., Rosario, M. & Serrano, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, v. 77. p. 77-86. 1995.
- Aide TM, Zimmerman JK, Rosario M, et al. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* . 28: (4) 537-548 Part A. 1996 .
- Aide, T.M. ; Zimmerman, J.K.; Pascarella,J.B.; Rivera, L.; Marcano-Veja, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 8 (4) 328-338. 2.000.
- Alvarez-Buylla, E. & Martínez-Ramos, R. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia*, 8, 314-25. 1990.
- Andrén H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - a review. *OIKOS* 71: (3) 355-366. 1994
- Ashton M.S., Gunatilleke C.V.S., Singhakumara B.M.P., Gunatilleke I.A.U.N. Restoration pathways for rain forest in southwest Sri Lanka: a review of concepts and models. *Forest Ecology And Management*. 154: (3) 409-430 . 2001
- Baider, C., Tabarelli, M. And Mantovani, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. *Rev. Bras. Biol.*, , vol.61 no.1. 2001.
- Baines, J. *Chuva ácida*. Editora Scipione Ltda. São Paulo, 1989. 47p.
- Brokaw, N.V.L. 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. *Journal of Ecology*. 75: 9-19. 1987.
- Brown, S. & Lugo, A.E. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*. 6 (1), p.1-32. 1990.
- Bussotti, F. & Ferretti, M. Air pollution, forest condition and forest decline in Southern Europe: an overview. *Environmental pollution*, 101(1), 49-65. 1998.
- Cape, J.N. direct damage to vegetation caused by acid-rain and polluted cloud - definition of critical levels for forest trees. *Environ Pollut* . 82: (2) 167-180 .1993 .
- Castellani, T.T. *Sucessão secundária inicial em mata tropical semidecídua, após perturbação por fogo*. Dissertação de mestrado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 180 p. 1986.
- Castellani, T. T. & Stubblebine, W. H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica*, 16(2), p. 181-203. 1993.
- Castellani, E.D. & Aguiar, I.B. Seed maturation and effect of temperature regime on *Trema micrantha* (L.) Blume seed germination. *Seed, Sci. Technol.* 29: (1) 73-82 2001.
- Clark, D.B. The role of disturbance in the regeneration of neotropical rain forests. In : Bawa, K. S. & Hadley, M. (eds.). Reproductive ecology of tropical forest plants. *Man and the Biosphere Series*. Vol. 7. UNESCO/IUBS Paris and Parthenon Publishing. Camfouth. pg. 291-315. 1990.
- Cochrane, M. A. & Schulze, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*. 31 (1): 2-16. 1999.

- Cullen-Jr, L. ; Schmink, M.; Padua, C.V.; Morato, M.I.R. Agroforestry benefit zones: A tool for the conservation and management of Atlantic forest fragments, Sao Paulo, Brazil. *Natural Areas Journal* ., 2001; 21 (4): 346-356.
- Dalling, J.W. , Hubbell, S.P. & Silvera, K. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. *Journal of Ecology*, 86. 674-689. 1998.
- Dalling, J.W. , Swaine, M.D. & Garwood, N.C. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. *Journal of Tropical Ecology* , 13: 659-680. 1997.
- de Rouw, A. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation. Taï rain forest, Côte d'Ivoire. *J. Trop. Ecol.* 9: 347-408. 1993.
- Denslow, J.S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*. v.18. p. 431-51. 1987.
- Dewalt SJ, Schnitzer SA, Denslow JS. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest. *Journal of Tropical Ecology* .16: 1-19, Part 1 2000
- Dickinson M.B., Whigham D.F., Hermann S.M. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. *Forest Ecol Manag.* 134: (1-3) 137-151. 2000 .
- Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. & Baker, A.J.M. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277: (5325), 515-522. 1997.
- Duncan R.S. & Chapman C.A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecol. Appl.* 9: (3) 998-1008 . 1999.
- Durigan, G. & Leitão Filho, H. F. Florística e fitossociologia de matas ciliares do oeste paulista. *Revista do Instituto Florestal*, São Paulo, v.7, n. 1, p. 197-239. 1995.
- Engel, V. L. , Fonseca, R.C.B. & Oliveira, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*. 12 (32). 43-64. 1998.
- Ewel, J. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica*. 12:2-7. 1980.
- Fedorov, A.A. 1966. The structure of the tropical rain forest and speciation in the humid tropics. *Journal of Ecology*, v. 54.
- Finegan, B. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management*, 46, 295-321. 1992.
- Finegan, B. Pattern and processo in neotropical secondary forests: the first 100 years of succession. *Trends. Ecol. Evol.* 11:119-124. 1996.
- Gandolfi, S.; Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Rev. Brasil. Biol.*, v. 55, n. 4, p. 753-67. 1995.
- Gandolfi, S. *História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas, (São Paulo, Brasil)*. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, UNICAMP, SP. 437 p. 2.000.
- Garwood, N.C. Tropical soil seed bank: a review. In: Leck, M.A. Parkes, V. T & Simpson, R. L. (eds). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, London. Pg. 149-209. 1989.
- Gregory K, Webster C, Durk S. Estimates of damage to forests in Europe due to emissions of acidifying pollutants. *Energ Policy*. 24: (7) 655-664. 1996.
- Grombone-Guaratini, M.T. & Rodrigues, R.R. 2.002. Seed bank and seed rain in a semideciduous mesophytic forest, South-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 18: 759-774 . 2002.
- Guariguata, M. R . Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: Management implications. *Ecol Appl.* 10: (1) 145-154 . 2000.

- Guariguata, M. R. & Ostertag, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, v.148, n. 1-3, 185-206. 2.001.
- Guevara, S & Laborde, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures - consequences for local species availability. *Vegetatio*. 108: 319-338 .1993 .
- Hegarty, E. E. & Caballé, G. Distribution and abundance of vines in forest communities . In: Putz, F.E.,; Mooney, H. A. Ed. *The biology of vines*. Cambridge: Cambridge University Press. pg. 357-75. 1991.
- Holl, K.D. Factors limiting tropical rain Forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica*. 31(2): 229-52. 1999.
- Horvitz, C. C.; Pascarella, J.B. ; McMann, S. Freedman, A. & Hofstetter, R. H. Functional roles of invasive non-indigenous plants in hurricane-affected subtropical hardwood forests. *Ecological Applications*, 8 (4), pg. 947-74. 1998.
- Hutchinson T.C., Watmough S.A., Sager E.P.S, et al. The impact of simulated acid rain and fertilizer application on a mature sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) forest in central Ontario Canada. *Water Air Soil Poll.* 109: (1-4) 17-39. 1999.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/> 2.000.
- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R. & Rodrigues, R. R. Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu, (Mato Grosso, Brazil) . *Forest Ecology and Management*. (Submetido). 2.002.
- Izuta, T. Ecophysiological responses of Japanese forest tree species to ozone, simulated acid rain and soil acidification. *J. Plant Res.* 111: (1104) 471-480 .1998 .
- Johnson, C.M. , Zarin, D.J. & Johnson, A.H. Post-disturbance aboveground biomass accumulation in global secondary forests. *Ecology*, 81(5) 1395-1401. 2.000.
- Kammesheidt, L. The role of tree sprouts in the restoration of structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. *Plant Ecology*. 139:155-165. 1998.
- Kauffman J. B. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern amazon. *Biotropica*. 23: (3) 219-224.1991.
- Kennard, D.K. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J Trop Ecol.* 18: 53-66. Part 1. 2002 .
- Klumpp G, Furlan C.M., Domingos M, et. al. Response of stress indicators and growth parameters of *Tibouchina pulchra* Cogn. exposed to air and soil pollution near the industrial complex of Cubatao, Brazil *Sci Total Environ.* 246: (1) 79-91.2000 .
- Kozłowski T.T. Responses of woody plants to human-induced environmental stresses: Issues, problems, and strategies for alleviating stress. *Crit. Ver. Plant Sci.* 19: (2) 91-170. 2000 .
- Kozłowski, T.T. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 58: 195-221. 2.002.
- Kwit, C. ; Platt, W.J. ; Slater, H.H. Post-hurricane regeneration of pionner plant species in south Florida subtropical hardwood hammocks. *Biotropica*. 32 (2), 244-251. 2000.
- Lara L.B.L.S, Artaxo P., Martinelli L.A., et al. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. *Atmos. Environ.* 35: (29) 4937-4945. 2001 .

- Laurance, W.F., 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp. 71-83. 1997.
- Laurance W.F., Laurance SG, Ferreira LV, et al. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science*. 278: (5340) 1117-1118. 1997 .
- Laurance, W.F. ; Ferreira, L.V. ; Rankin-De-Merona, J.M. & Laurance, S. Rain Forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Ecology* , 79 (6), pg. 2032-40. 1998a.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V. Rankin-de-Merona, J.M., Laurance, S.G. , Hutchings, R. and Lovejoy, T. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology*. 12: 460-64. 1998b.
- Laurance, W.F. Introduction and synthesis. *Biological Conservation*. 91: 101-107. 1999.
- Laurance-W. F. Do edge effects occur over large spatial scales?. *Trends-in-Ecology-and-Evolution*. 15 (4): 134-135. 2000.
- Lawrence, G.B. Persistent episodic acidification of streams linked to acid rain effects on soil. *Atmos. Environ*. 36: (10) 1589-1598. 2002.
- Leitão Filho, H.F. (Coord.); Pagano, S.N.; Cesar, O. ; Timoni, J.L. & Rueda, J.J. *Ecologia da mata atlântica em Cubatão*. São Paulo, Editora da Universidade Estadual Paulista. Campinas, Editora da Universidade de Campinas. 184 p. 1993.
- Lorenzi, H. 1982. *Plantas Daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais*. Nova Odessa, Editora Plantarum. 425 p.
- Lugo, A. E. ; Parrotta, J. A.; Brown, S. Loss in species caused by tropical deforestation and their recovery through management. *Ambio*. 22:2-3,109. 1993.
- Lugo, A. E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures *Forest Ecology and Management*. 99, 1-2,, pp. 9-19. 1997.
- Martins, F.R. *Estrutura de uma floresta mesófila*. Campinas, Editora da UNICAMP. 246p. 1991.
- Martins, S.V. & Rodrigues, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology*. 163 (1): 51-62 .2002
- Matthes, L. A. F. *Dinâmica da sucessão secundária em mata após ocorrência de fogo – Santa Genebra – Campinas, SP*. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas/SP. 216 p. 1991.
- Mesquita RG, Delamonica P, Laurance WF. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biol Conserv*. 91: (2-3) 129-134. 1999.
- Mesquita, R.D.G. Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. *Forest Ecol Manag*. 130: (1-3) 131-140. 2000 .
- Metzger, J.P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological-Applications*. 10 (4): 1147-1161. 2000.
- Miller, P.M. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* . 15: 179-188, Part 2. 1999.
- Mizrahi A. , Prado, J.M.R., Jimenez-Osornio, J. Composition, structure, and management potential of secondary dry tropical vegetation in two abandoned henequen plantations of Yucatan, Mexico. *Forest Ecol Manag*. 96: (3) 273-282 1997.
- Morellato, L.P.C. *Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas,SP. 1991.

- Morellato L.P.C. & Leitão Filho, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. pg. 112-40. In: Morellato, L.P.C. (Org.) *História natural da Serra do Japi e preservação de uma área de floresta no sudeste do Brasil*. Ed. UNICAMP/FAPESP, Campinas. 1992.
- Morellato, L.P.C. ; Rodrigues, R.R. ; Leitão Filho, H.F. & Joly, C.A. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo. *Revista brasileira de Botânica* 12, pg. 85-89. 1989.
- Morellato, L.P.C. As estações do ano na floresta. Pg. 37-41. In: Morellato, L.P.C & Leitão Filho, H.F.. (Orgs) *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana- Reserva de Santa Genebra, Campinas*. Editora da Unicamp, Campinas SP. 199p. 1995.
- Morellato, P.C. & Leitão Filho, H.F.B.. Introdução. In: Morellato, P.C. & Leitão Filho, H.F. (Orgs.). *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana. Reserva de Santa Genebra*. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 1995. pg. 15-18. 1995.
- Müeller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, Ed. Wiley & SONS. 547 p.
- Murcia C. Edge effects in fragmented forests - implications for conservation *Trends Ecol Evol.* 10: (2) 58-62 . 1995
- Nave, A.G. Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto. Dissertação de Mestrado, Depto. de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", ESALQ/USP. 167 p. 1999.
- Parrota, J. A. ; Turnbull, J. W. & Jones, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99:1-7. 1997a.
- Parrota, J. A.; Knowles, O. H. & Wunderle Jr., J.M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia . *Forest Ecology and Management*. 99: 21-42. 1997b.
- Pascarella JB, Aide TM, Serrano MI, et al. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems*. 3: (3) 217-228. 2000 .
- Penha, Alessandra dos Santos. *Propagação vegetativa de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas : representatividade na estrutura fitossociológica e descrição dos padrões de rebrota de uma comunidade florestal, Campinas, São Paulo*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, UNICAMP. Campinas, SP .1998. 114p.
- Pickett, S.T. Differential adaptation of tropical tree species to canopy gaps and its role in community dynamics. *Tropical Ecology*, 24 (1): 1983.
- Pickett, S.T.A. & Ostfeld, R. S. The sifting paradigm in Ecology. In: Knight, R. . & Bates, S. F. (Eds.) *A new century for natural resources management*. Washington: Island. 398 p. 1995.
- Pickett, S.T.A. ; Ostfeld, R.S.; Shachack, M. & Likens, G.E. (Eds.) *The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems and biodiversity*. Chapman & Hall, 466p. 1997.
- Pielou, E.C. *Ecological diversity*. NY. Wilely-Interscience. 165pp. 1975.
- Pinard M.A., Lutz F.E., Licon J.C. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecol Manag.* 116: (1-3) 247-252. 1999.
- Pinto-Coelho, R.M. *Fundamentos em ecologia*. São Paulo, Editográfica Artmed. 252 pg. 2000.

- Rico-Gray, V. & Garcia-Franco, J. G. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in a tropical lowland deciduous forest. *Journal of vegetation Science*. 3:617-624. 1992.
- Roberts, M.R. & Gilliam, F.S. Patterns and mechanism of plant diversity in forested ecosystems: implication for forest management. *Ecological Applications*. v. 5, n. 4. p. 969-77. 1995.
- Rodrigues, R. R. , Torres, R. B. , Matthes, L. A. F. , & Leitão Filho, H. F. Avaliação da regeneração natural de um fragmento florestal urbano: 20, 27, 35, 41, 48 e 66 meses após ocorrência de fogo, Campinas, SP. In: Rodrigues, R.R. Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após ocorrência de fogo, Fazenda Santa Elisa, Campinas, SP: avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais. Tese de Livre Docência, Depto. de Ciências Biológicas, ESALQ/USP, Piracicaba/SP. 1999.
- Rozza, A. F. *Florística, fitossociologia e caracterização sucessional de trecho de floresta estacional semidecidual: mata da Virgínia, Matão/SP*. Dissertação de mestrado, Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas/SP. 1994.
- Santos, F.A. M. , Rodrigues, R.R., Tamashiro, J.Y. & Shepherd, G.J. The dynamics of tree populations in a semideciduous forest at Santa Genebra reserve, Campinas, SE, Brazil. *Supplement to bulletin of the Society of América*. 77 (3): 389-41. 1996.
- SANTIN, D. AP. *A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação*. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas/SP. 1999. 200p.
- SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal. *Inventário florestal do estado de São Paulo*. São Paulo, S.P. 199 p. 1993.
- SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo, S.P. 199 p. 1993. The rain forest of the Serra do Mar: degradation and reconstitution. *Documents series*. São Paulo, Brasil. 1990.
- Schnitzer, S. A. , Dalling, K. 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*. 88: 655-66. 2.000
- Schnitzer, S. A. & Bongers, F. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in ecology and Evolution*. Vol. 17., No. 5. pp. 223-30. 2.002.
- Seniczak S, Dabrowski J, Klimek A, et al. Effects of air pollution produced by a nitrogen fertilizer factory on the mites (Acari) associated with young Scots pine forests in Poland. *Appl. Soil Ecol*. 9: (1-3) 453-458 Sp. Iss. SI SEP 1998.
- Shan, Y.F. Phenological disorder induced by atmospheric nitrogen deposition: Original causes of pine forest decline over Japan. Part II. Relationship among earlier phenological development, extreme of minimum air temperature, and forest decline of pines over the Japan. *Water Air Soil Poll*. 117: (1-4) 205-215 . 2000
- Tabanez, A.A.J. & Viana, M. Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. *Biotropica*, 32 (4B): 925-33. 2000.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica Montana . *Rer. Brasil. Biol*. 59 (2): 251-61. 1999a.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo – Brasil). *Rer. Brasil. Biol*. 59(2): 239-50. 1999b.
- Tabarelli, M; Mantovani, W.; Peres, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127. 1999.

- Tabarelli M & Mantovani W . Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. *Plant Ecol.* 148: (2) 149-155. 2000
- Turner , I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology.* (33): 200-209. 1996.
- Uhl, C. , Clark, K., Clark, H & Murphy, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. *Journal of Ecology.* 69: 631-49. 1981.
- Uhl, C. ; Clark, H.; Clark, K. & Maquirino, P. Sucessional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. *Biotropica* 14: 249-54, 1982.
- Uhl, C. & Jordan, C. F. Sucession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology.* 65 (5): 1476-1490. 1984.
- Uhl, C. ; Buschbacher, R. & Serrão, E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazônia. I. Pattern of plant succession. *Journal of Ecology.* 76:663-81 . 1988a.
- Uhl, C. ; Clark, K. , Dezzeo, N. & Maquirino, P. Vegetation dynamics in treefall gaps. *Ecology*, v. 69, n. 3, pp. 751-63. 1988b.
- Uhl, C. , Nepstad, D. Buschbacher, R. , Clark, K. , Kauffman, B. & Subbler, S. Studies of ecosystem response to natural and anthropogenic disturbances provide guidelines for designing sustainable land-use systems in Amazonia. In: A. B. Anderson (ed.). *Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest.* Columbia University Prsss, New York , pg. 24-42. 1990.
- Vandermeer, J. H. Disturbance and neutral competition theory in rain forest dynamics. *Ecol. Modelling.* 85: 99-111. 1994.
- Vandermeer, J.H.; Mallona, M.A., Boucher, D. , Perfecto, I. & Yih, K. Three years of ingrowth following catastrophic hurricane damage on the Caribbean Coast of Nicaragua: evidence in support of the direct regeneration hypothesis. *J. Trop. Ecol.* 11:465-71. 1995.
- Vazquez-Yanez, C. & Orozco- Segovia, A. Seed dormancy in the tropical rain forest. In: Bawa, K.S. & Hadley, M. (Eds). *Reproductive ecology of tropical forest plants.* Parthenon Publishing, Paris, France. Pg. 247-259. 1990.
- Vázquez-Yanes, C. *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae): A promissing neotropical tree for site amelioration of deforested land. *Agroforestry Systems* 40:97-104. 1998.
- Viana, V.M. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In: *Congresso Florestal Brasileiro, 6. Anais.* Curitiba, PR. p. 113 - 7. 1990.
- Woods, P. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica.* 21 (4): 290-298. 1989.
- Westman, W.E. Sucession and resilience of ecosystems. In: Westman, W. E. (Ed.): *Ecology, Impact, Assessment and Enviromental planning.* P.480-523. 1985.
- Wunderle Jr. , J.M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management.* 99 (1-2) 223-235. 1997.

CAPÍTULO 1. -- Anexo 1.

Tabela 1. Espécies amostradas no levantamento fitossociológico de 1998 e seus parâmetros fitossociológicos. Área queimada da RMSG, Campinas/SP. Critério de inclusão: DAP>0cm. N. Ind. = número de indivíduos, FR= frequência relativa, DR = Densidade relativa, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura. G.E. = grupo ecológico. p = pioneira, si = secundária inicial, st = secundária tardia, sb = subosque/subdossel, sc = sem caracterização sucessional.

	Espécie	N. Ind	FR	DR	DoR	IVI	IVC	G.E.
1	Piper amalago	69	12,15	3,32	5,51	20,99	15,47	p
2	<i>Croton floribundus</i>	30	5,28	7,1	4,04	16,43	12,38	si
3	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	25	4,4	6,41	4,41	15,22	10,81	si
4	<i>Colubrina glandulosa</i>	14	2,46	8,65	1,47	12,58	11,11	si
5	<i>Metrodorea stipularis</i>	27	4,75	1,85	4,78	11,38	6,6	sb
6	<i>Abutilon fluviatile</i>	51	8,98	1,03	1,1	11,11	10,01	p
7	<i>Trema micrantha</i>	23	4,05	2,41	3,68	10,13	6,46	p
8	<i>Galipea multiflora</i>	27	4,75	0,92	4,41	10,09	5,67	sb
9	<i>Aloysia virgata</i>	12	2,11	5,73	2,21	10,04	7,84	p
10	<i>Urera baccifera</i>	15	2,64	4,29	2,94	9,87	6,93	p
11	<i>Centrolobium tomentosum</i>	17	2,99	2,96	2,57	8,53	5,95	p
12	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	14	2,46	2,08	3,68	8,22	4,54	st
13	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	14	2,46	2,41	3,31	8,18	4,87	si
14	<i>Astronium graveolens</i>	13	2,29	1,78	3,68	7,75	4,07	si
15	<i>Holocalyx balansae</i>	16	2,82	1,11	2,94	6,87	3,93	st
16	<i>Jaracatia spinosa</i>	7	1,23	2,88	2,21	6,31	4,11	p
17	<i>Vernonia polyanthes</i>	16	2,82	2,22	1,1	6,14	5,04	p
18	<i>Nectandra megapotamica</i>	2	0,35	5,31	0,37	6,03	5,66	si
19	<i>Helicteris ovata</i>	11	1,94	3,27	0,74	5,94	5,21	si
20	<i>Machaerium stiptatum</i>	13	2,29	1,05	2,57	5,91	3,34	si
21	<i>Cordia magnoliifolia</i>	5	0,88	3,28	1,47	5,63	4,16	si
22	<i>Croton salutaris</i>	5	0,88	3,89	0,74	5,5	4,77	p
23	<i>Aegiphila sellowiana</i>	7	1,23	2,32	1,84	5,4	3,55	p
24	<i>Cariniana estrellensis</i>	8	1,41	2,08	1,84	5,32	3,49	st
25	<i>Inga vera subespaffinis</i>	6	1,06	1,71	1,47	4,23	2,77	si
26	<i>Maclura tinctoria</i>	2	0,35	3,01	0,74	4,1	3,36	si
27	<i>Cordia ecalyculata</i>	2	0,35	3,1	0,37	3,82	3,45	si
28	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	6	1,06	0,68	1,84	3,57	1,74	st
29	<i>Piper aduncum</i>	10	1,76	0,1	1,47	3,33	1,86	p
30	<i>Guapira opposita</i>	5	0,88	0,54	1,84	3,25	1,42	sb
31	<i>Pisonia ambigua</i>	3	0,53	1,37	1,1	3	1,9	sb
32	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	0,53	1,07	1,1	2,7	1,6	p
33	<i>Casearia gossypiosperma</i>	5	0,88	0,16	1,47	2,51	1,04	si
34	<i>Acacia polyphylla</i>	4	0,7	0,67	1,1	2,48	1,37	si
35	<i>Trichilia pallida</i>	5	0,88	0,39	1,1	2,38	1,27	sb
36	<i>Inga striata</i>	5	0,88	0,36	1,1	2,35	1,24	si
37	<i>Maytenus aquifolium</i>	4	0,7	0,04	1,47	2,22	0,74	si
38	<i>Alchornea glandulosa</i>	2	0,35	1,08	0,74	2,17	1,43	p
39	<i>Guapira sp1</i>	4	0,7	0,16	1,1	1,96	0,86	sb
40	<i>Trichilia claussoni</i>	5	0,88	0,21	0,74	1,83	1,09	sb

Continuação ANEXO 1 – Tabela 1

	Espécie	N. Ind	FR	DR	DoR	IVI	IVC	G.E.
41	<i>Hybanthus atropurpureus</i>	6	1,06	0,03	0,74	1,82	1,09	sb
42	<i>Seguiera langsdorffii</i>	3	0,53	0,52	0,74	1,78	1,05	si
43	<i>Zanthoxylum petiolare</i>	2	0,35	0,68	0,74	1,77	1,03	si
44	<i>Dalbergia frutescens</i>	3	0,53	0,11	1,1	1,74	0,64	si
45	<i>Casearia sylvestris</i>	2	0,35	0,46	0,74	1,54	0,81	p
46	<i>Cedrela fissilis</i>	1	0,18	0,99	0,37	1,54	1,17	st
47	<i>Indeterminada 2</i>	1	0,18	0,99	0,37	1,53	1,17	sc
48	<i>Bauphourondendron riedelianum</i>	2	0,35	0,11	0,74	1,2	0,46	st
49	<i>Machaerium paraguariensis</i>	2	0,35	0,07	0,74	1,16	0,42	st
50	<i>Actinostemon communis</i>	2	0,35	0,03	0,74	1,12	0,38	sb
51	<i>Metrodorea nigra</i>	3	0,53	0,13	0,37	1,03	0,66	sb
52	<i>Lauraceae 1</i>	1	0,18	0,44	0,37	0,98	0,62	sc
53	<i>Mollinedia widgrenii</i>	1	0,18	0,33	0,37	0,88	0,51	sb
54	<i>Cecropia cf glaziouii</i>	1	0,18	0,33	0,37	0,87	0,51	p
55	<i>Guatteria nigrecens</i>	1	0,18	0,29	0,37	0,83	0,47	p
56	<i>Cupania vernalis</i>	1	0,18	0,25	0,37	0,8	0,43	st
57	<i>Rapanea umbellata</i>	2	0,35	0,07	0,37	0,79	0,42	si
58	<i>Guarea kunthiana</i>	1	0,18	0,21	0,37	0,76	0,39	sb
59	<i>Roupala montana</i>	1	0,18	0,18	0,37	0,72	0,36	si
60	<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	0,18	0,12	0,37	0,67	0,3	st
61	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	1	0,18	0,12	0,37	0,66	0,3	sb
62	<i>Indeterminada 11</i>	1	0,18	0,12	0,37	0,66	0,3	sc
63	<i>Flacourtiaceae 1</i>	1	0,18	0,08	0,37	0,63	0,26	sc
64	<i>Coutarea hexandra</i>	1	0,18	0,06	0,37	0,6	0,24	si
65	<i>Allophylus edulis</i>	1	0,18	0,06	0,37	0,6	0,24	sb
66	<i>Ormosia arborea</i>	1	0,18	0,05	0,37	0,59	0,23	st
67	<i>Heisteria silvianii</i>	1	0,18	0,04	0,37	0,58	0,22	si
68	<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	0,18	0,04	0,37	0,58	0,22	si
69	<i>Solanum erianthum</i>	1	0,18	0,03	0,37	0,57	0,21	p
70	<i>Myrtaceae 1</i>	1	0,18	0,02	0,37	0,56	0,2	st
71	<i>Rhandia armata</i>	1	0,18	0,01	0,37	0,56	0,19	si
72	<i>Eugenia sp1</i>	1	0,18	0,01	0,37	0,55	0,19	st
73	<i>Inga marginata</i>	1	0,18	0,01	0,37	0,55	0,19	st
74	<i>Fabaceae 1</i>	1	0,18	0,01	0,37	0,55	0,19	sc
75	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	1	0,18	0,01	0,37	0,55	0,19	si
76	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	1	0,18	0,01	0,37	0,55	0,19	st
77	<i>Rollinia silvatica</i>	1	0,18	0	0,37	0,55	0,18	si
78	<i>Savia dictiocarpa</i>	1	0,18	0	0,37	0,55	0,18	si
79	<i>Cariniana legalis</i>	1	0,18	0	0,37	0,55	0,18	St
TOTAL		568						

CAPÍTULO 1. -- Anexo 2.

Tabela 2. Espécies amostradas no levantamento fitossociológico de 1998 e seus parâmetros fitossociológicos. Área queimada da RMSG, Campinas/SP. Critério de inclusão: $0 < \text{DAP} < 5\text{cm}$. N. Ind. = número de indivíduos, FR = frequência relativa, DR = Densidade relativa, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura. G.E. = grupo ecológico. p = pioneira, si = secundária inicial, st = secundária tardia, sb = subosque/subdossel, sc = não caracterizada.

	Espécie	N. Ind	FR	DR	DoR	IVI	IVC	G.E.
1	<i>Piper amalago</i>	60	15,79	17,57	7,78	41,13	33,36	p
2	<i>Abutilon fluviatile</i>	51	13,42	8,34	1,67	23,43	21,76	p
3	<i>Metrodorea stipularis</i>	23	6,05	7,4	6,11	19,57	13,45	sb
4	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	21	5,53	5,31	6,11	16,94	10,84	si
5	<i>Galipea multiflora</i>	24	6,32	4,42	6,11	16,84	10,74	sb
6	<i>Croton floribundus</i>	16	4,21	4,48	5	13,69	8,69	p
7	<i>Trema micrantha</i>	15	3,95	4,12	5	13,07	8,07	p
8	<i>Vernonia polyanthes</i>	10	2,63	5,17	1,67	9,47	7,8	p
9	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	11	2,89	1,56	5	9,45	4,45	st
10	<i>Centrolobium tomentosum</i>	11	2,89	4,74	1,67	9,3	7,63	p
11	<i>Urera baccifera</i>	9	2,37	3,28	3,33	8,99	5,65	p
12	<i>Holocalyx balansae</i>	13	3,42	2,46	2,78	8,66	5,88	st
13	<i>Machaerium stiptatum</i>	9	2,37	2,28	2,78	7,42	4,65	si
14	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	8	2,11	2,83	2,22	7,16	4,94	si
15	<i>Astronium graveolens</i>	5	1,32	2,15	2,22	5,69	3,47	si
16	<i>Piper aduncum</i>	10	2,63	0,77	2,22	5,63	3,4	p
17	<i>Casearia gossypiosperma</i>	5	1,32	1,26	2,22	4,8	2,58	si
18	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	4	1,05	1,35	2,22	4,62	2,4	st
19	<i>Guapira opposita</i>	4	1,05	1,06	2,22	4,33	2,11	sb
20	<i>Guapira sp1</i>	4	1,05	1,28	1,67	4	2,33	sb
21	<i>Helicteris ovata</i>	4	1,05	2,11	0,56	3,72	3,16	si
22	<i>Maytenus aquifolium</i>	4	1,05	0,35	2,22	3,63	1,4	si
23	<i>Inga striata</i>	3	0,79	1,11	1,67	3,56	1,9	si
24	<i>Dalbergia frutescens</i>	3	0,79	0,88	1,67	3,33	1,67	si
25	<i>Trichilia pallida</i>	3	0,79	0,74	1,67	3,2	1,53	sb
26	<i>Hybanthus atropurpureus</i>	6	1,58	0,24	1,11	2,93	1,82	sb
27	<i>Bauphoroedendron riedelianum</i>	2	0,53	0,92	1,11	2,56	1,45	st
28	<i>Trichilia claussoni</i>	4	1,05	0,33	1,11	2,5	1,38	sb
29	<i>Croton salutaris</i>	2	0,53	0,82	1,11	2,46	1,35	p
30	<i>Metrodorea nigra</i>	3	0,79	1,06	0,56	2,4	1,85	sb
31	<i>Machaerium paraguariensis</i>	2	0,53	0,58	1,11	2,22	1,11	st
32	<i>Actinostemon communis</i>	2	0,53	0,28	1,11	1,91	0,81	sb
33	<i>Rapanea umbellata</i>	2	0,53	0,6	0,56	1,68	1,13	p
34	<i>Cariniana estrellensis</i>	1	0,26	0,85	0,56	1,67	1,11	st
35	<i>Acacia polyphylla</i>	1	0,26	0,79	0,56	1,61	1,05	si
36	<i>Colubrina glandulosa</i>	2	0,53	0,47	0,56	1,55	1	si
37	<i>Cordia magnoliifolia</i>	1	0,26	0,7	0,56	1,52	0,96	si
38	<i>Jaracatia spinosa</i>	1	0,26	0,68	0,56	1,5	0,94	p
39	<i>Flacourtiaceae 1</i>	1	0,26	0,67	0,56	1,49	0,93	sc
40	<i>Inga vera subespaffinis</i>	1	0,26	0,56	0,56	1,38	0,82	si

CONTINUAÇÃO TABELA 2 -

	<i>Espécie</i>	N. Ind	FR	DR	DoR	IVI	IVC	G.E.
41	<i>Coutarea hexandra</i>	1	0,26	0,49	0,56	1,3	0,75	si
42	<i>Allophyllus edulis</i>	1	0,26	0,45	0,56	1,27	0,71	sb
43	<i>Ormosia arborea</i>	1	0,26	0,4	0,56	1,22	0,66	st
44	<i>Heisteria silvianii</i>	1	0,26	0,31	0,56	1,13	0,57	si
45	<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	0,26	0,29	0,56	1,11	0,55	si
46	<i>Pisonia ambigua</i>	1	0,26	0,27	0,56	1,09	0,53	sb
47	<i>Solanum erianthum</i>	1	0,26	0,24	0,56	1,06	0,5	p
48	<i>Casearia sylvestris</i>	1	0,26	0,21	0,56	1,03	0,47	p
49	<i>Myrtaceae 1</i>	1	0,26	0,16	0,56	0,97	0,42	st
50	<i>Rhandia armata</i>	1	0,26	0,11	0,56	0,93	0,37	si
51	<i>Zanthoxylum petiolare</i>	1	0,26	0,1	0,56	0,92	0,36	si
52	<i>Eugenia sp1</i>	1	0,26	0,09	0,56	0,9	0,35	st
53	<i>Inga marginata</i>	1	0,26	0,08	0,56	0,9	0,34	st
54	<i>Fabaceae 1</i>	1	0,26	0,06	0,56	0,88	0,32	sc
55	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	1	0,26	0,06	0,56	0,87	0,32	si
56	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	1	0,26	0,04	0,56	0,86	0,3	st
57	<i>Rollinia silvatica</i>	1	0,26	0,04	0,56	0,86	0,3	si
58	<i>Savia dictiocarpa</i>	1	0,26	0,03	0,56	0,85	0,29	si
59	<i>Cariniana legalis</i>	1	0,26	0,02	0,56	0,84	0,28	st
60	<i>Cariniana legalis</i>							st
TOTAL		380						

CAPÍTULO 1. -- Anexo 3.

Tabela 3. Espécies amostradas no levantamento fitossociológico de 1998 e seus parâmetros fitossociológicos. Área queimada da RMSG, Campinas/SP. Critério de inclusão: $5 \leq \text{DAP} < 10\text{cm}$. N. Ind. = número de indivíduos, FR = frequência relativa, DR = Densidade relativa, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVC = Índice de valor de cobertura. G.E. = grupo ecológico. p = pioneira, si = secundária inicial, st = secundária tardia, sb = subosque/subdossel, sc = não caracterizada

Espécie	N. Ind	FR	DR	DoR	IVI	IVC	G.E.
1 <i>Croton floribundus</i>	9	6,77	9,59	5,26	21,62	16,36	p
2 <i>Astronium graveolens</i>	8	6,02	4,86	7,37	18,24	10,88	si
3 <i>Trema micrantha</i>	8	6,02	6,08	5,26	17,36	12,1	p
4 <i>Aloysia virgata</i>	8	6,02	7,62	3,16	16,79	13,64	p
5 <i>Piper amalago</i>	9	6,77	3,7	5,26	15,73	10,47	p
6 <i>Cariniana estrellensis</i>	6	4,51	4,31	5,26	14,09	8,82	st
7 <i>Aegiphila sellowiana</i>	5	3,76	3,93	4,21	11,9	7,69	p
8 <i>Centrolobium tomentosum</i>	5	3,76	3,89	4,21	11,86	7,65	p
9 <i>Vernonia polyanthes</i>	6	4,51	5,07	1,05	10,63	9,58	p
10 <i>Piptadenia gonoacantha</i>	4	3,01	3,4	4,21	10,62	6,41	si
11 <i>Helicteris ovata</i>	5	3,76	4,61	2,11	10,48	8,37	si
12 <i>Metrodorea stipularis</i>	4	3,01	2,98	4,21	10,2	5,99	sb
13 <i>Inga vera subespaffinis</i>	4	3,01	3,88	3,16	10,04	6,89	si
14 <i>Machaerium stiptatum</i>	4	3,01	2,47	3,16	8,64	5,48	si
15 <i>Jaracatia spinosa</i>	3	2,26	2,89	3,16	8,3	5,15	p
16 <i>Holocalyx balansae</i>	3	2,26	2,58	3,16	7,99	4,84	st
17 <i>Galipea multiflora</i>	3	2,26	1,22	3,16	6,63	3,48	sb
18 <i>Colubrina glandulosa</i>	3	2,26	2,07	2,11	6,43	4,33	si
19 <i>Acacia polyphylla</i>	3	2,26	1,85	2,11	6,21	4,11	si
20 <i>Sequieria lanqsdorffii</i>	3	2,26	1,65	2,11	6,02	3,91	si
21 <i>Urera baccifera</i>	3	2,26	1,31	2,11	5,67	3,57	p
22 <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	3	2,26	2,26	1,05	5,57	4,52	si
23 <i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	1,5	1,64	2,11	5,25	3,14	st
24 <i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	1,5	1,44	2,11	5,05	2,94	p
25 <i>Trichilia pallida</i>	2	1,5	0,97	1,05	3,53	2,47	sb
26 <i>Inga striata</i>	2	1,5	0,73	1,05	3,29	2,23	si
27 <i>Pisonia ambigua</i>	1	0,75	1,34	1,05	3,15	2,09	sb
28 <i>Guapira opposita</i>	1	0,75	1,3	1,05	3,1	2,05	sb
29 <i>Cordia magnoliifolia</i>	1	0,75	1,27	1,05	3,07	2,02	si
30 <i>Alchornea glandulosa</i>	1	0,75	1,15	1,05	2,96	1,9	p
31 <i>Mollinedia widgrenii</i>	1	0,75	1,07	1,05	2,87	1,82	sb
32 <i>Cecropia cf glaziouii</i>	1	0,75	1,06	1,05	2,87	1,81	p
33 <i>Guatteria niirecens</i>	1	0,75	0,93	1,05	2,73	1,68	st
34 <i>Cupania vernalis</i>	1	0,75	0,82	1,05	2,62	1,57	si
35 <i>Aspidosperma polyneuron</i>	1	0,75	0,72	1,05	2,53	1,47	st
36 <i>Guarea kunthiana</i>	1	0,75	0,69	1,05	2,49	1,44	sb
37 <i>Roupala montana</i>	1	0,75	0,57	1,05	2,38	1,32	si
38 <i>Trichilia claussoni</i>	1	0,75	0,54	1,05	2,35	1,29	sb
39 <i>Campomanesia quaviroba</i>	1	0,75	0,4	1,05	2,2	1,15	st
40 <i>Esenbeckia febrifuga</i>	1	0,75	0,39	1,05	2,19	1,14	sb
41 <i>Nectandra megapotamica</i>	1	0,75	0,38	1,05	2,18	1,13	si
42 Indeterminada 11	1	0,75	0,37	1,05	2,17	1,12	sc
TOTAL	132						

CAPÍTULO 1. -- Anexo 4.

Tabela 4. Espécies amostradas no levantamento fitossociológico de 1998 e seus parâmetros fitossociológicos. Área queimada da RMSG, Campinas/SP. Critério de inclusão: DAP>10cm. N. Ind. = número de indivíduos, FR= frequência relativa, DR = Densidade relativa, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVC = Índice de valor de cobertura. G.E. = grupo ecológico. p = pioneira, si = secundária inicial, st = secundária tardia, sb = subosque/subdossel, sc = sem caracterização sucessional.

	Espécie	N. Ind	FR	DR	DoR	IVI	IVC	G.E.
1	Colubrina glandulosa	9	16,07	13,97	6,38	36,42	30,04	si
2	Croton floribundus	6	10,71	7	12,77	30,48	17,71	p
3	Aloysia virgata	4	7,14	5,89	8,51	21,54	13,03	p
4	Urera baccifera	3	5,36	6,1	6,38	17,85	11,46	p
5	Cordia magnoliifolia	3	5,36	4,91	6,38	16,65	10,27	si
6	Croton salutaris	3	5,36	6,65	4,26	16,26	12,01	p
7	Jaracatia spinosa	3	5,36	3,32	6,38	15,06	8,68	p
8	Maclura tinctoria	2	3,57	5,3	4,26	13,12	8,87	si
9	Nectandra megapotamica	1	1,79	9,12	2,13	13,04	10,91	si
10	Lonchocarpus muehlbergianus	1	1,79	8,88	2,13	12,79	10,67	si
11	Cordia ecalyculata	2	3,57	5,44	2,13	11,14	9,01	si
12	Aspidosperma polyneuron	2	3,57	2,93	4,26	10,75	6,5	st
13	Aegiphila sellowiana	2	3,57	1,93	4,26	9,76	5,5	p
14	Piptadenia gonoacantha	2	3,57	1,75	4,26	9,57	5,32	si
15	Helicteris ovata	2	3,57	2,76	2,13	8,46	6,33	si
16	Centrolobium tomentosum	1	1,79	2,04	2,13	5,95	3,83	p
17	Cedrela fissilis	1	1,79	1,75	2,13	5,66	3,54	st
18	Indeterminada 2	1	1,79	1,73	2,13	5,65	3,52	sc
19	Pisonia ambigua	1	1,79	1,61	2,13	5,52	3,4	sb
20	Alchornea glandulosa	1	1,79	1,26	2,13	5,18	3,05	p
21	Zanthoxylum petiolare	1	1,79	1,17	2,13	5,09	2,96	si
22	Cariniana estrellensis	1	1,79	1,1	2,13	5,01	2,89	st
23	Zanthoxylum rhoifolium	1	1,79	1,09	2,13	5	2,88	p
24	Lauraceae 1	1	1,79	0,77	2,13	4,69	2,56	sc
25	Casearia sylvestris	1	1,79	0,76	2,13	4,67	2,55	p
26	Inga vera subespaffinis	1	1,79	0,76	2,13	4,67	2,55	si
TOTAL		56						

Capítulo 2
Efeito do manejo de lianas sobre
a dinâmica de regeneração de
trecho florestal degradado:
área queimada da Reserva
Municipal de Santa Genebra,
Campinas/SP.

RESUMO: O objetivo do presente estudo foi verificar a contribuição do manejo das lianas para a recuperação de florestas degradadas, onde a hiperabundância de algumas espécies de lianas inibe a regeneração florestal. Para tanto, foram formuladas as seguintes hipóteses: 1) o manejo da hiperabundância de lianas acelera a regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas; 2) a intensidade de manejo das lianas influencia a velocidade de regeneração florestal; 3) o plantio de espécies pioneiras acelera o processo de restauração do dossel de florestas degradadas, manejadas para o controle da hiperabundância das lianas. O trabalho foi desenvolvido na Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG-22°48'36" S-47°07'33"W), um fragmento de floresta estacional semidecidual (250,36ha), especificamente em trecho com aproximadamente 10ha que sofreu um incêndio no ano de 1981, e onde atualmente as lianas ocorrem como forma de vida dominante, definindo a fisionomia da vegetação. O experimento teve duração de 28 meses e foi conduzido em 20 parcelas de 15x15m, com 5 tratamentos distribuídos em 4 blocos casualizados de repetições: tratamento de corte de lianas em área total (C), tratamento de corte de lianas em área total e plantio (Cp), tratamento de faixas de corte das lianas (F), tratamento de corte restrito das lianas para condução da regeneração florestal (E) e testemunha (T). As parcelas serviram como unidade amostral do estrato arbustivo-arbóreo, enquanto a amostragem do estrato de regeneração foi realizada no interior de sub-parcelas (3x3m). O corte das lianas acelerou a regeneração natural das espécies arbustivo-arbóreas e os tratamentos com maior intensidade de corte das lianas (C e Cp), apresentaram acentuadas alterações na composição e estrutura, devido a contribuição de indivíduos arbustivo-arbóreos estabelecidos nas parcelas após o manejo. O plantio de pioneiras (tratamento Cp), não acelerou o processo de recuperação da cobertura florestal e as mudas plantadas foram suprimidas pelos indivíduos provenientes da regeneração natural. Nossos resultados indicam que o controle da hiperabundância de lianas é uma prática eficiente para promover a recuperação da cobertura arbórea em áreas outrora dominadas por lianas, mas que a sustentabilidade do sistema florestal assim originado depende de medidas de manejo complementares, para acelerar a regeneração das espécies não pioneiras.

ABSTRACT :

The aim of this study was to verify the effect of liana management for recovery of degraded forest, where overpopulated liana inhibit forest regeneration. To do so, the following hypothesis were established: 1) overpopulated liana management should accelerate natural forest regeneration, 2) liana management intensity influences the velocity of forest regeneration, 3) planting pioneer tree species should accelerate the canopy recovery process in degraded forests managed to control of overpopulated liana. This project was developed at Santa Genebra Reserve (RMSG), in Campinas/SP (22° 48'36" S- 47° 07'33"W), in an area burned in 1981. The RMSG has approximately 250 ha. The burned area, approximately 10 ha, does not present a forest physiognomy, being characterized as having an overpopulation of lianas (tangle of lianas), the predominant life form in the area. The liana management experiment was conducted for 28 months in 20 15 X 15m quadrats, with 5 treatments distributed in 4 randomized repetition blocks: liana removed from total area (C), liana removed from total area and pioneer species planted (Cp), liana removed from bands (F), restricted liana removal to aid forest regeneration (E) and control. The quadrats were used as sample unit of the woody vegetation (Dbh >0 cm), while the regeneration layer sample was obtained inside 3x3m quadrats. The liana removal fostered forest regeneration and the treatments with higher cut intensity (C e Cp), present enhanced alteration of woody community structure and composition, as a function of new individuals established in the quadrats after management. The pioneer planting (treatment Cp), did not accelerate the recovery process and the natural regeneration suppressed the planted population. The results indicate that liana control is an efficient practice to promote recovery of the arboreal cover in secondary communities dominated by lianas, but the sustainability of the forest system created depends on complementary management practices to accelerate the regeneration of the non pioneer species.

Capítulo 2. Efeito do manejo de lianas sobre a dinâmica de regeneração de trecho florestal degradado: área queimada da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas/SP.

1. INTRODUÇÃO:

As lianas, definidas como plantas cujo crescimento em altura depende da sustentação mecânica fornecida por outras plantas (Putz & Windsor 1987), possuem elevada habilidade competitiva para disputar recursos com suas principais plantas suporte, as espécies arbóreas (Gartner et. al. 1990; Bullock 1990; Dillenburg et. al. 1993; Peñalosa 1985; Clark e Clark 1990). Face a interação competitiva, a presença das lianas pode afetar negativamente as taxas de crescimento, reprodução e sobrevivência das árvores, em intensidade que variam em função da carga sobre as hospedeiras (Putz 1980, 1984, 1991; Stevens 1987).

Ao nível da comunidade, sabe-se que as lianas contribuem com grande parte da diversidade florística contida nas florestas tropicais (Gentry & Dodson 1987), contribuem ainda para a estabilização do microclima da floresta (Savage 1992; Williams-Linera 1990), têm importante participação na dinâmica da ciclagem de nutrientes (Gentry 1983; Hegarty 1991), oferecem proteção, abrigo e se constituírem em importante fonte de recursos alimentares para a fauna (Emmons & Gentry 1983; Morellato & Leitão Filho 1996).

O papel das lianas na dinâmica de regeneração florestal foi amplamente discutido por Putz (1980,1984). O autor verificou que a taxa de renovação da floresta ou tempo necessário para a abertura sucessiva de duas clareiras no mesmo local, é acelerada pelas lianas, em função da maior mortalidade apresentada pelas árvores hospedeiras. Além disso, a queda de uma hospedeira possibilita a derrubada simultânea de outras árvores, que a ela encontram-se conectadas pelas lianas. Por outro lado, as lianas também podem atuar em sentido contrário, retardando a taxa de renovação da floresta, ao afetar o estabelecimento e crescimento de plântulas no interior de clareiras e diminuir a velocidade de restauração do dossel.

O processo de cicatrização das clareiras ocupadas por emaranhados de lianas ("liana tangle") pode permanecer "bloqueado" por mais de uma década (Schnitzer et. al. 2.000). De acordo com estes autores, alguns dos fatores que podem estar envolvidos na formação de clareiras dominadas por lianas são: a existência de recursos disponíveis para regeneração pelas lianas, antes da formação da clareira, isto é, lianas adultas sobre a árvore que caiu e nas árvores do entorno, sementes e plântulas, a capacidade de rápido desenvolvimento pela rebrota após danos mecânicos (lianas adultas afetadas pela queda da árvore) e a tendência de expansão lateral na condição de maior luminosidade e ausência de suportes que caracteriza o ambiente da clareira. Os autores verificaram que as clareiras dominadas por lianas representavam 7,5% do número total de clareiras abertas anualmente na floresta estudada e sugeriram que no equilíbrio dinâmico, quando a taxa de formação é compensada pela de fechamento, estas clareiras podem representar cerca de 22% do total de clareiras da floresta.

A existência de relação negativa entre a densidade de lianas e a biomassa arbórea em formações florestais secundárias, foi observada em floresta tropical do Panamá. A densidade de lianas decresceu com o aumento da idade das florestas, entre florestas secundárias com 20, 40, 70 e 100 anos de idade, refletindo, entre outros aspectos, o aumento da altura do dossel e a diminuição da luminosidade disponível nos estratos inferiores (Dewalt et. al. 2.000).

Por outro lado, florestas muito perturbadas podem ser "invadidas" por lianas (Whitmore 1989, Horvitz et. al. 1998; Tabanez & Viana 2.000; Neil 1984), e alguns autores defendem que o grau de "infestação" por lianas indica o estado de conservação das florestas (Souza et. al. 1996 citado por Schettino 1999), o que está de acordo com o proposto por Hegarty & Caballé (1991), de que a presença das lianas sobrepujando as árvores, ao nível da comunidade, é determinada basicamente pelas características do regime de distúrbios da floresta.

Em alguns casos no entanto, independentemente da ocorrência de perturbações, a abundância de lianas em locais particulares pode ser tão alta que

se torna uma característica diagnóstica importante para diferenciar comunidade florestais. É o caso das Matas de Cipós, comuns no sul do Estado do Pará, consideradas pelo projeto Radam-Brasil (Engel et. al. 1998)

Laurance et.al (2.001) compararam a estrutura das sinúsias arbórea e das lianas na borda e interior de fragmentos florestais, tendo verificado experimentalmente que a abundância (densidade) das lianas estava positivamente relacionada com o grau de perturbação (relação positiva) e biomassa arbórea (relação negativa) da floresta. Nas áreas de borda a menor biomassa arbórea foi devida à taxa acelerada de formação de clareiras principalmente pela ação do vento, provocando aumento na queda de árvores, mas provavelmente também refletiu o aumento da abundância de lianas, provocando maior stress físico e competição por luz e nutrientes com as árvores (Laurance et. al. 1998; 2.001).

Sabe-se que a grande habilidade de rápida proliferação das lianas em áreas perturbadas é influenciada pela composição florística inicial, isto é, é influenciada pela presença, antes do evento de perturbação, de espécies de lianas com grande capacidade de crescimento e com rebrota vigorosa, que podem se recuperar rapidamente após a ocorrência de danos mecânicos (Schnitzer et. al. 2.000; Horvitz et. al. 1998; Vidal et. al. 1997). Se esta habilidade é influenciada pela abundância relativa das lianas e árvores na comunidade antes do distúrbio, isto ainda é uma questão em aberto (Pinard et. al. 1999).

Por outro lado, Engel et. al. (1998) alertam para a escassez de estudos manipulativos, necessários para estabelecer relações de causa-efeito entre árvores e lianas. Na ausência de tais estudos permanece a dúvida se a abundância das lianas não funciona como um bio-indicador das condições do sítio, ou seja, por exemplo: se fatores como a menor biomassa de árvores e maior abundância de lianas não são apenas efeitos de um mesmo fator ligado às características do sítio.

Na escala da paisagem, o processo de desmatamento e fragmentação associado à ocupação humana conduz ao aumento da proporção de florestas

secundárias, em fases sucessionais variadas (Brown & Lugo 1990). Nas paisagens fortemente alteradas em função deste processo a maioria das florestas remanescentes encontra-se distribuída em pequenos fragmentos, (Viana & Tabanez 1996), altamente susceptíveis aos distúrbios, tanto pela grande proporção de suas áreas que podem ser afetadas pelos efeitos de borda (Laurance et. al. 1998; Zuidema et. al. 1996), quanto pelo aumento da pressão antrópica (Walker 1995).

Alguns autores alertam que os impactos decorrentes do surgimento de florestas dominadas por lianas incluem a diminuição na capacidade de seqüestro de carbono pela biomassa vegetal - pois a comunidade arbórea acumula mais biomassa que a comunidade dominada por lianas - e o aumento da proporção de habitats impróprios à regeneração das espécies arbustivo-arbóreas, ou pelo menos às espécies arbóreas dos estádios finais da regeneração (Phillips & Gentry 1994; Turner et. al. 1996; Tabanez & Viana 2.000; Schnitzer et. al. 2000).

Na literatura, o manejo das lianas como alternativa para favorecer a regeneração e crescimento das árvores é uma linha de pesquisa voltada para a produção madeireira (Engel et. al. 1998). Do ponto de vista apenas silvicultural, a poda das lianas é uma prática benéfica, pois contribui para o aumento da taxa de crescimento e melhoria da conformação do tronco e copa das árvores de interesse e, além disso, contribui para diminuir os danos (árvores mortas e danificadas) durante a colheita da madeira (Fox 1968; Lamprecht 1990; Putz 1991).

No manejo florestal madeireiro utiliza-se a poda e o envenenamento como principais métodos para o controle das lianas. O envenenamento encarece o manejo e do ponto de vista ecológico é uma prática mais questionável, que no entanto é utilizada para diminuir a "reinfestação" das áreas manejadas após a poda (Putz 1991; Engel et. al. 1998; Schettino 1999; Lamprecht 1990). A capacidade de rebrota vigorosa após danos mecânicos facilita o retorno das lianas às áreas manejadas, que também é influenciado pelo nível de danos provocado pela exploração madeireira, definindo o grau de abertura do dossel

(Putz 1991; Paren & Bongers 2001). Por outro lado, diferenças interespecíficas na habilidade de rebrota fazem com que o manejo possa ter efeito contrário ao esperado, selecionando espécies agressivas, com maior capacidade de rebrota (Vidal et. al. 1997).

Para Schnitzer & Bongers (2.002), que realizaram ampla revisão sobre o papel ecológico das lianas, a eficiência do tratamento silvicultural de controle das lianas depende da forma como esta prática é realizada, pois trata-se de uma atividade de custo elevado, que nem sempre conduz aos resultados esperados e que pode comprometer importantes funções exercidas pelas lianas no ecossistema, tais como fonte de alimento e abrigo para a fauna. Os autores indicam o manejo seletivo, apenas nas árvores com maiores cargas de lianas, como uma alternativa para diminuir os custos e minimizar os impactos decorrentes da poda das lianas; por fim, Schnitzer & Bongers (2.000) salientam que há necessidade de mais pesquisas para orientar o manejo, indicando níveis problemáticos de densidade ou biomassa de lianas a partir dos quais deva-se proceder ao controle.

No presente estudo buscou-se verificar a contribuição do manejo das lianas para a recuperação de uma floresta degradada, onde algumas espécies de lianas apresentam hiperabundância e exercem dominância sobre as árvores. Para tanto, foram testadas as hipóteses abaixo relacionadas, formuladas com base na premissa de que a hiperabundância das lianas restringe a regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas (Schnitzer et. al. 2.000):

- 1) o manejo da hiperabundância das lianas acelera a regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas;
- 2) a intensidade de manejo das lianas influencia a velocidade de regeneração florestal;
- 3) o plantio de espécies pioneiras acelera o processo de restauração do dossel de florestas manejadas para o controle das lianas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS:

2.1. Delineamento experimental

Ao longo deste trabalho utilizou-se a designação genérica de “lianas”, para fazer referência à forma de vida predominante na área queimada. No entanto, dentre as mais de uma centena de espécies de lianas que, segundo Morellato & Leitão Filho (1996), são encontradas na RMSG (n=136), apenas algumas poucas ocorrem como dominantes na área queimada, dentre as quais destacam-se *Stigmaphyllon labandianum* A. Juss., *Merremia macrocalyx* (Ruiz & Pav.) O'Donnell e *Serjania communis* Camb. (Nave 1999). Desta forma, é importante salientar que a prática de “manejo das lianas” discutida neste trabalho diz respeito ao manejo de espécies de lianas que apresentam populações hiperabundantes, comprometendo a recuperação de florestas degradadas.

Para testar o efeito do manejo das lianas sobre a regeneração florestal a primeira alternativa considerada neste trabalho foi a de executar o controle seletivo, atingindo apenas as espécies de lianas mais abundantes na área do estudo. O controle seletivo possibilitaria maximizar a relação entre a redução da cobertura de lianas/número de espécies de lianas afetadas pelo manejo, representando uma estratégia voltada para a manutenção da diversidade florística local e preservação das funções desenvolvidas pelas lianas no ecossistema. O controle seletivo seria o ideal, mas mostrou-se inviável no campo para o caso específico da área queimada da RMSG, onde o denso emaranhado de lianas forma uma trama contínua de ramos entrelaçados uns aos outros, tornando impossível a localização e isolamento de indivíduos específicos.

As unidades experimentais utilizadas foram parcelas de 225m² (15x15m), sendo mantida faixa mínima de 5m entre parcelas, como zona tampão, controlando a influência de um tratamento sobre o outro. O delineamento experimental adotado foi o de blocos casualizados (GOMES, 1982), com 4 repetições. Foram 5 os tratamentos realizados (Figuras 01 a 7):

- **Tratamento C** - Controle (corte raso) em área total das lianas hiperabundantes. Realização de controle através de poda drástica (eliminação da parte aérea) das lianas encontradas no interior das parcelas de 225m^2 ($15 \times 15\text{m}$).

- **Tratamento F** - Faixas de controle (corte raso) das lianas hiperabundantes. Dentro das parcelas foram delimitadas faixas com 2,5m de largura, a intervalos regulares de 2,5m (Figura 1). A poda das lianas foi realizada apenas dentro das faixas delimitadas, totalizando $112,5\text{m}^2$ (50% da área da parcela).

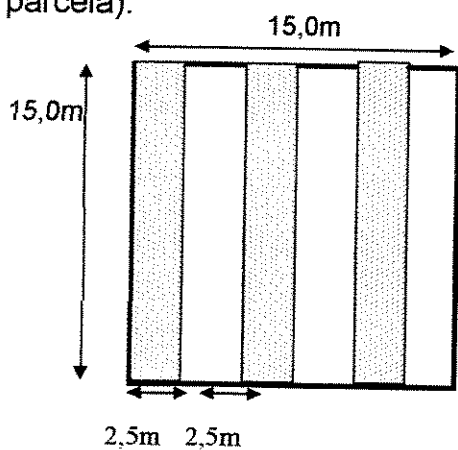


Figura 1: Representação esquemática do tratamento F. Barras sombreadas representam faixas onde procedeu-se ao controle da hiperabundância das lianas e barras brancas representam faixas sem controle.

- **Tratamento Cp** - Controle (corte raso) das lianas hiperabundantes e plantio de espécies arbóreas pioneiras. Controle em área total, como descrito no Tratamento C, e plantio de espécies pioneiras no interior da parcela. O espaçamento utilizado foi de $2,5 \times 2,5\text{m}$, totalizando 44 mudas nas parcelas de 225m^2 .

Para o plantio foram utilizadas quatro espécies pioneiras que ocorrem na Reserva Municipal de Santa Genebra e possuem ampla distribuição nas florestas estacionais semidecíduais do Estado de São Paulo (Rodrigues & Nave 2002; Morellato & Leitão Filho 1995): *Trema micrantha* (L.) Blum, *Croton floribundus* Spreng, *Bauhinia forficata* Link e *Luehea divaricata* Mart. Foram plantados 11 mudas de cada uma destas espécies em todas as 4 repetições do tratamento Cp, sendo que as mudas foram plantadas com altura de 40cm. As mudas que

morriam após o plantio eram replantadas imediatamente, para evitar a existência de falhas no “stand” do plantio.

- **Tratamento E** - Controle de condução da regeneração, realizando a poda restrita das lianas hiperabundantes, apenas no entorno dos indivíduos arbustivo-arbóreos. A poda foi pontual, atingindo apenas os ramos escandentes sobre o tronco e/ou copa dos indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas. Estes ramos foram cortados junto ao nível do solo. Para dificultar a retorno das lianas ao suporte que estava sendo liberado, procedeu-se ao “coroamento” do indivíduo liberado, podando-se a parte do emaranhado das lianas localizada no entorno do mesmo, em área circular com raio de aproximadamente 30cm.

- **Tratamento T** – Testemunha.

A instalação do experimento, delimitação das parcelas e execução dos tratamentos, foi realizada entre os meses de Março e Abril de 1998.

O corte das lianas em área total e em faixas de controle (Tratamentos C, F e Cp) resultou em grande volume de material lenhoso remanescente sobre a superfície do solo. A partir da dúvida sobre os impactos deste material sobre a inibição ou retardamento da emergência de plântulas, decidiu-se pela remoção do mesmo (Figuras 2 a 5), que foi amontoado em leiras fora da área das parcelas, com a utilização de força de dentes largos. A parte aérea das lianas que estava sobre a copa das árvores, não foi removida após a poda junto ao nível do solo, sendo abandonada para que secasse (Figura 3).

A manutenção dos tratamentos foi feita através da poda periódica das lianas que cresciam no interior das parcelas. As podas de manutenção foram realizadas apenas na estação chuvosa, que em climas estacionais representa o período favorável ao crescimento das espécies vegetais (Ewel 1980). A quantidade e periodicidade das podas de manutenção, bimestral a trimestral, foi igual para todos os tratamentos. O calendário das atividades referentes à instalação do experimento, podas de manutenção e coleta de dados é apresentado no Anexo 1.



Figura 2 (superior) e Figura 3 (inferior). Aspecto de parcelas onde o controle de lianas foi realizado em área total, respectivamente antes (Figura 2) e após (Figura 3) a remoção do material lenhoso remanescente no solo após o corte das lianas. A parte aérea das lianas remanescente sobre os indivíduos arbustivo-arbóreos foi abandonada, para que secasse. Em poucas semanas este material secava e perdia suas folhas, expondo a copa (não raro destituída de folhas) das árvores e arbustos.



Figura 4 (superior) e Figura 5 (inferior). Aspecto de parcelas do tratamento de faixas de controle das lianas hiperabundantes, antes (Figura 4) e após (Figura 5) a remoção do material lenhoso proveniente da poda das lianas.



Figura 6. Aspecto de parcela do tratamento de controle restrito, para condução da regeneração, onde procedeu-se a poda, ao nível do solo, dos ramos das lianas que se encontravam sobre e no entorno (30cm) as árvores e arbustos. O círculo vermelho e seta indicam indivíduo "liberado" pelo manejo.

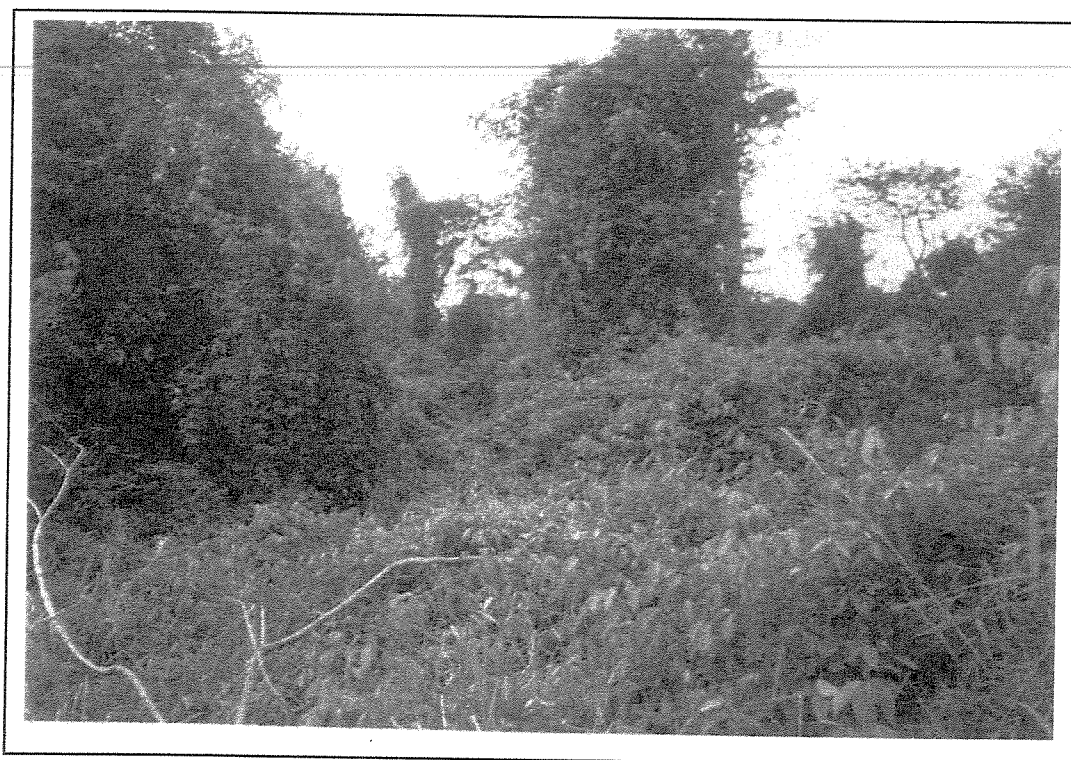


Figura 7. Parcela testemunha.

2.2 Variações temporais na composição e estrutura da vegetação

2.2.1. Estrato de regeneração:

O termo estrato de regeneração foi utilizado para fazer referência aos indivíduos de plantas vasculares – exceto lianas - que apresentavam altura total maior que 50cm e altura do fuste menor que 1,30m.

Para a locação das sub-parcelas de avaliação do estrato de regeneração, as parcelas do experimento foram divididas em 25 sub-parcelas de 3x3m (9m²). Procedeu-se ao sorteio de uma sub-parcela, dentre as 25 resultantes da divisão da parcela do experimento, que foi utilizada para o monitoramento do estrato de regeneração ao longo de todo o período do estudo. A área total utilizada para o monitoramento do estrato de regeneração foi de 36m² por tratamento (4 sub-parcelas de repetição com 9m² cada).

A instalação das sub-parcelas do estrato de regeneração foi feita imediatamente após a instalação das parcelas do experimento, sendo registrados todos os indivíduos existentes no seu interior (pré-existent na área queimada).

No estrato de regeneração, foram agrupadas sob a denominação de herbáceas-subarbustivas as plantas herbáceas, lenhosas de porte subarbusitivo e plantas lenhosas sem fuste definido. Foram agrupadas sob a denominação de arbustivo-arbóreas todas as plantas lenhosas que apresentavam fuste definido e altura do fuste superior a 1,30m.

Foram feitos 12 levantamentos no estrato de regeneração, em período de 28 meses. O intervalo entre levantamentos variou de mensal (início do experimento) a semestral (última avaliação), conforme pode ser verificado no Anexo 1. Em cada levantamento procedeu-se à contagem de todas as plantas vasculares – exceto lianas – encontradas no interior das sub-parcelas.

A identificação botânica das espécies amostradas no estrato de regeneração foi realizada através da coleta de material botânico do próprio indivíduo inventariado. Quando isto não foi possível, para indivíduos que não apresentavam ramos laterais para coleta, procuravam-se indivíduos da mesma espécie para coleta fora da área da sub-parcela. Quando não havia indivíduos da

mesma espécie fora da sub-parcelas, aguardava-se o crescimento do indivíduo para coleta de material botânico. Dois indivíduos permaneceram sem identificação botânica porque desapareceram da parcela antes de ter sido realizada a coleta.

O material coletado foi prensado e seco em estufa. A identificação botânica das espécies amostradas no estrato de regeneração foi realizada através de consulta a bibliografia, realização de chaves de identificação, comparação com a flora amostrada no estrato arbustivo-arbóreo e comparação com as exsicatas da flora da RMSG, que se encontram depositadas no Herbário UEC da UNICAMP.

Nos tratamentos onde as sub-parcelas encontravam-se locadas sobre o emaranhado de lianas: Tratamento F nas faixas não submetidas a controle, tratamentos P e T, a localização dos indivíduos constituintes do estrato de regeneração era difícil, principalmente: a) se o emaranhado apresentava altura superior a 0,5m (isto é, superior ao critério mínimo de inclusão adotado para o estrato de regeneração; b) para espécies herbáceas-subarbustivas e, em especial, *Chusquea* sp., que se encontravam entrelaçadas ao emaranhado de lianas. Nesta condição, procedeu-se a "abertura" manual de buracos em meio ao emaranhado, para verificar a existência de plantas vasculares sob o mesmo. Para a espécie *Chusquea* sp. procedeu-se à contagem de todos os colmos encontrados sob o emaranhado de lianas, porém não foi possível definir se estes colmos representavam diferentes indivíduos ou diferentes brotações de uma mesma touceira.

As populações das espécies herbáceas-subarbustivas da área queimada foram afetadas pelo manejo, sendo eliminadas dos trechos onde procedeu-se ao corte das lianas (área total das parcelas, faixas 50% da área das parcelas e entorno dos indivíduos arbustivo-arbóreos). Isto ocorreu porque mesmo quando visualizados, os indivíduos destas formas de vida não foram isolados (pois estavam entrelaçados no emaranhado de lianas), o que exigiria procedimentos de corte "cirúrgicos" (picando delicadamente os ramos das lianas no entorno de cada indivíduo), inviabilizando a aplicação do manejo.

Indivíduos de pequeno porte de espécies lenhosas eretas que foram acidentalmente atingidos durante o corte das lianas tiveram sua presença registrada como ocorrentes no estrato de regeneração no momento da instalação do experimento (Mês 0), porém foram considerados ausentes nos meses subseqüentes, somente sendo registrada novamente sua presença quando apresentaram rebrota e atingiram altura igual ou superior a 50cm, re-ingressando na flora regenerante.

Na testemunha, a contagem dos colmos de *Chusquea* sp. foi feita apenas em 3 blocos de repetições, nos meses de Setembro, Outubro e Novembro/98, Junho e Outubro/99 e Janeiro/00, havendo sempre a preocupação de alternar o bloco de repetições que estava sendo negligenciado, para possibilitar a análise estatística dos dados. Nos meses de Abril, Julho e Agosto de 1998, Novembro/98, Janeiro/99 e Agosto de 2000 a contagem de *Chusquea* sp. no interior da Testemunha foi feita contemplando todos os blocos de repetições. Este procedimento foi adotado porque o processo de manipulação do emaranhado em busca de indivíduos regenerantes de *Chusquea* sp. mostrou-se particularmente penoso no interior das sub-parcelas da Testemunha, pelo fato de obrigatoriamente acarretar em contato com folhas urticantes, como das espécies *Urera baccifera*, *Dalechampia* spp. ou espinhos, de *Celtis iguaneae*, *Acacia paniculata*, das plantas envoltas no emaranhado de lianas.

Houve problemas de perdas de dados de repetições nas sub-parcelas dos tratamentos de controle em área total (C), em Outubro de 1999 (1 repetição) e tratamento com controle em área total e plantio (Cp), em setembro e novembro de 1998 1 repetição em cada ocasião, que no entanto não prejudicaram a análise estatística dos dados.

O procedimento estatístico envolveu a realização de análises de variância (ANOVA) e de regressão polinomial (Zar 1984). Inicialmente procedeu-se às análises de variância com aplicação o Teste F (Zar 1984), para testar a existência de interações significativas entre tratamentos x meses, isto é, quais tratamentos influenciaram no efeito da passagem do tempo (meses), sobre a

regeneração. As análises de regressão polinomial com aplicação do teste F (Zar 1984), permitiram verificar se houve diferenças nas respostas apresentadas pelos tratamentos que tiveram interação significativa.

2.2.2. Estrato arbustivo-arbóreo:

O acompanhamento das variações temporais na composição e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo foi feito através do inventário anual de todos os indivíduos de espécies lenhosas eretas, com altura do fuste maior ou igual a 1,30m ($DAP > 0$).

Foram realizados 3 levantamentos no interior das 20 parcelas experimentais, o primeiro imediatamente após a instalação do experimento entre os meses de Abril e Maio/98, e os seguintes depois de transcorridos 12 e 24 meses da realização do primeiro (respectivamente em Mar-Abr/99 e Mar-Abr/00).

Os indivíduos encontrados no estrato arbustivo-arbóreo foram identificados com plaquetas de alumínio numeradas, tiveram seu diâmetro ou perímetro mensurado e altura total estimada. A medida do diâmetro ou perímetro foi obtida, respectivamente, com a utilização de paquímetro digital, para indivíduos com $DAP \leq 130\text{mm}$, e fita métrica, para indivíduos com $DAP > 130\text{mm}$. A estimativa da altura total foi feita através da comparação com uma haste de tamanho conhecido. As espécies inventariadas tiveram seu material botânico coletado, para posterior prensagem, secagem e identificação.

Os parâmetros utilizados para analisar a composição e a estrutura da vegetação do estrato arbustivo-arbóreo foram aqueles normalmente utilizados em levantamentos fitossociológicos, descritos por Martins (1991). Estes parâmetros foram calculados pelo programa FITOPAC (Shepherd 1995).

A fim de melhor discutir os aspectos relativos a dinâmica de regeneração, as espécies amostradas foram separadas em 4 categorias, a partir da classificação proposta por Gandolfi (2000), Grombone (1999) e Santos et. al. (1996), para as espécies arbustivo-arbóreas da RMSG, em Pioneiras (P), Secundárias Iniciais (Si), Secundárias Tardias (St) e espécies do Subosque (Sb),

além das espécies não caracterizadas sucessionalmente (Sc). Os três primeiros grupos englobam espécies que atingem os estratos superiores da floresta (espécies do dossel), enquanto o grupo das espécies do subosque compreende apenas as espécies arbustivo-arbóreas que permanecem todo seu ciclo de vida nos estratos inferiores da floresta.

Foram feitas análises de variância (ANOVA) (Zar 1984), para comparar o efeito dos tratamentos sobre os parâmetros fitossociológicos. Inicialmente aplicou-se o Teste F (Zar 1984), para testar a existência de interações significativas entre *tratamentos x anos*, isto é, se o efeito da passagem do tempo (anos), foi diferente entre os tratamentos considerados. Quando diferenças significativas foram encontradas, aplicou-se o teste de Tukey (Zar 1984) para determinar como as médias diferiam entre os tratamentos e os anos considerados.

3. RESULTADOS:

3.1 Estrato de regeneração:

Os resultados do levantamento do estrato de regeneração, com a relação dos indivíduos e espécies amostrados em 28 meses de observação, encontram-se nos Anexos 2 a 6. O quadro das análises de variância e análises de regressão polinomial encontram-se no Anexo 7 e Anexo 8.

No estrato de regeneração dos tratamentos F (controle em faixas) e E (controle restrito para condução da regeneração), a densidade de indivíduos pouco variou durante os 28 meses do estudo. A resposta destes dois tratamentos não diferiu significativamente da apresentada pela testemunha (T), indicando que os tratamentos de controle em faixas e controle restrito não exerceram influência sobre o número de indivíduos em regeneração na floresta dominada por lianas da RMSG (Tabela 1; Figura 8). Os tratamentos de controle de lianas em área total (C e Cp) diferiram significativamente da testemunha e apresentaram respostas semelhantes, de aumento e posterior diminuição na densidade de indivíduos do estrato de regeneração (Tabela 1; Figura 8).

No tratamento com controle de lianas em área total sem plantio (C), o número de indivíduos do estrato de regeneração aumentou até o 6º. mês após a instalação do experimento (Out/98), quando foi atingido o número máximo de 187 indivíduos no interior das sub-parcelas. Em seguida (6º. ao 14º. mês), houve tendência de manutenção na densidade de indivíduos e, posteriormente (14º. ao 28º. mês), lenta redução, quando a taxa de ingresso de novos indivíduos foi superada pela taxa de egresso, devido à mortalidade ou recrutamento para o estrato superior, até a última avaliação realizada, quando o estrato de regeneração do tratamento C apresentava 124 indivíduos.

Durante os 5 primeiros meses após a instalação do experimento, o tratamento com controle em área total e plantio (Cp) apresentou taxa de ingresso de novos indivíduos menor que o tratamento onde houve apenas o controle em área total (C). Entre o 5º. e o 9º. mês (Set/98 a Jan/00), a taxa de ingresso foi maior no tratamento Cp, até ser atingido o número máximo de 293 indivíduos.

Tabela 01. Número total de espécies (Ne) e indivíduos (Ni) encontrados em 12 levantamentos realizados no estrato de regeneração de parcelas de experimento para manejo de lianas, no período entre Abr/98 a Ago/00. Na coluna da direita são relacionadas as espécies mais abundantes no estrato de regeneração de cada tratamento, nos diferentes levantamentos realizados, com seus respectivos número de indivíduos (entre parênteses) e soma das abundâncias relativas (em parênteses). Área queimada da RMSG, Campinas/SP. O texto em negrito indica ausência de dados relativos a uma sub-parcela de amostragem (total de 4 por tratamento).

TRATAMENTOS	Corte em área total (C)	Mês/ano	Ne	Nind	Espécies com maior número de indivíduos
		0	8	20	<i>Justicia lythroides</i> (6)/ <i>Hybanthus atropurpureus</i> (5) – 55%
		3	14	54	<i>Chusquea</i> sp. (15) / <i>Justicia lythroides</i> (5) / <i>Solanum americanum</i> (5) – 46%
		4	17	118	<i>Trema micrantha</i> (43) / <i>Chusquea</i> sp. (33) – 64 %
		set-98	17	130	<i>Trema micrantha</i> (54) / <i>Chusquea</i> sp. (31) – 65 %
		out-98	19	187	<i>Trema micrantha</i> (85) / <i>Chusquea</i> sp. (45) – 69 %
		nov-98	19	183	<i>Trema micrantha</i> (86) / <i>Chusquea</i> sp. (41) – 69 %
		jan-99	18	186	<i>Trema micrantha</i> (73) / <i>Chusquea</i> sp. (64) – 74 %
		mar-99	16	176	<i>Chusquea</i> sp. (87) / <i>Trema micrantha</i> (45) – 75%
		jun-99	15	158	<i>Chusquea</i> sp. (87) / <i>Trema micrantha</i> (28) – 72 %
		out-99	8	33	<i>Justicia lythroides</i> (17) / <i>Trema micrantha</i> (5) – 67 %
		jan-00	15	151	<i>Chusquea</i> sp. (84) / <i>Justicia lythroides</i> (17) – 67 %
	ago-00	14	124	<i>Chusquea</i> sp. (73) / <i>Justicia lythroides</i> (17) – 73 %	
	Faixas de corte de lianas (F)	abr-98	8	14	<i>Hybanthus atropurpureus</i> (4)/ <i>Chusquea</i> sp.(4) – 57%
		jul-98	5	8	<i>Chusquea</i> sp. (4) – 50%
		ago-98	9	17	<i>Chusquea</i> sp (5)/ <i>Hibanthus atropurpureus</i> (3)/ <i>Solanum hirtellum</i> (3) – 65%
		set-98	9	17	<i>Chusquea</i> sp. (5)/ <i>Hibanthus atropurpureus</i> (4)/ <i>Solanum hirtellum</i> (2) – 65%
		out-98	9	19	<i>Chusquea</i> sp. (5)/ <i>Hibanthus atropurpureus</i> (4)/ <i>Solanum hirtellum</i> (4) – 68%
		nov-98	9	20	<i>Chusquea</i> sp (4)/ <i>Hibanthus atropurpureus</i> (4)/ <i>Solanum hirtellum</i> (4) – 60%
		jan-99	11	24	<i>Chusquea</i> sp.(5) / <i>Hibanthus atropurpureus</i> (4)/ <i>Solanum hirtellum</i> (4) – 54 %
mar-99		10	23	<i>Chusquea</i> sp (4)/ <i>Hibanthus atropurpureus</i> (4)/ <i>Solanum hirtellum</i> (4) – 56%	
jun-99		10	23	<i>Chusquea</i> sp. (4)/ <i>Hibanthus atropurpureus</i> (3)/ <i>Solanum hirtellum</i> (6) - 52%	
out-99		10	18	<i>Chusquea</i> sp. (4)/ <i>Hibanthus atropurpureus</i> (3)- 39%	
jan-00	9	18	<i>Chusquea</i> sp. (4)/ <i>Hibanthus atropurpureus</i> (3) – 39%		
ago-00	10	20	<i>Chusquea</i> sp. (4)/ <i>Solanum hirtellum</i> (7) – 55%		
Corte em área total e plantio (Cp)	abr-98	11	19	<i>Solanum hirtellum</i> (6) / <i>Trema micrantha</i> (3) – 47%	
	jul-98	17	48	<i>Solanum americanum</i> (17)/ <i>Solanum hirtellum</i> (6) – 48%	
	ago-98	20	75	<i>S. americanum</i> (24)/ <i>Chusquea</i> sp. (12)/ <i>Trema micrantha</i> (11) – 63%	
	set-98	14	75	<i>Trema micrantha</i> (30)/ <i>Solanum americanum</i> (20) – 67%	
	out-98	23	205	<i>Trema micrantha</i> (121) / <i>Solanum americanum</i> (28) – 73%	
	nov-98	21	113	<i>Trema micrantha</i> (37)/ <i>Solanum americanum</i> (22) – 52%	
	jan-99	28	293	<i>Trema micrantha</i> (203)/ <i>Chusquea</i> sp. (23) – 77%	
	mar-99	24	254	<i>Trema micrantha</i> (177)/ <i>Chusquea</i> sp. (27) – 80%	
	jun-99	20	217	<i>Trema micrantha</i> (158)/ <i>Chusquea</i> sp. (24) – 84%	
	out-99	17	149	<i>Trema micrantha</i> (106)/ <i>Chusquea</i> sp. (22) – 90%	
jan-00	19	161	<i>Trema micrantha</i> (99)/ <i>Chusquea</i> sp. (29) – 80%		
ago-00	16	101	<i>Trema micrantha</i> (41)/ <i>Chusquea</i> sp. (39) – 79%		
Condução da regeneração - corte restrito (E)	abr-98	4	40	<i>Chusquea</i> sp. (31)/ <i>Celtis iguaneae</i> (7) – 95%	
	jul-98	4	38	<i>Chusquea</i> sp. (29) / <i>Celtis iguaneae</i> (7) – 95%	
	ago-98	4	36	<i>Chusquea</i> sp. (27)/ <i>Celtis iguaneae</i> (7) – 94%	
	set-98	3	36	<i>Chusquea</i> sp. (28)/ <i>Celtis iguaneae</i> (7) – 97%	
	out-98	3	42	<i>Chusquea</i> sp. (35)/ <i>Celtis iguaneae</i> (6) – 98%	
	nov-98	5	55	<i>Chusquea</i> sp. (45)/ <i>Celtis iguaneae</i> (5) – 91%	
	jan-99	5	58	<i>Chusquea</i> sp. (47)/ <i>Celtis iguaneae</i> (5) – 90%	
	mar-99	6	56	<i>Chusquea</i> sp. (45) / <i>Celtis iguaneae</i> (3) – 86%	
	jun-99	5	49	<i>Chusquea</i> sp. (44) – 90%	
	out-99	4	23	<i>Chusquea</i> sp. (20) - 87%	
jan-00	3	4	<i>Urera baccifera</i> (2) – 50%		
ago-00	3	21	<i>Chusquea</i> sp. (17) / <i>Celtis iguaneae</i> (3)- 95%		
Testemunha	abr-98	7	50	<i>Chusquea</i> sp. (38)/ <i>Hybanthus atropurpureus</i> (6) – 88%	
	jul-98	7	50	<i>Chusquea</i> sp. (38)/ <i>Hybanthus atropurpureus</i> (6) – 88%	
	ago-98	7	52	<i>Chusquea</i> sp. (38)/ <i>Hybanthus atropurpureus</i> (7) – 87%	
	set-98	7	36	<i>Chusquea</i> sp. (22)/ <i>Hybanthus atropurpureus</i> (7) – 81%	
	out-98	7	32	<i>Chusquea</i> sp. (18)/ <i>Hybanthus atropurpureus</i> (7) – 78%	
	nov-98	7	47	<i>Chusquea</i> sp. (33)/ <i>Hybanthus atropurpureus</i> (7) – 85%	
	jan-99	7	69	<i>Chusquea</i> sp. (54)/ <i>Hybanthus atropurpureus</i> (7) – 88%	
	mar-99	7	64	<i>Chusquea</i> sp. (49) / <i>Hybanthus atropurpureus</i> (7) – 88%	
	jun-99	6	15	<i>Hybanthus atropurpureus</i> (7)/ <i>Chusquea</i> sp. (3) – 67%	
	out-99	7	36	<i>Chusquea</i> sp. (21) / <i>Hybanthus atropurpureus</i> (7) – 78%	
jan-00	7	43	<i>Chusquea</i> sp. (30)/ <i>Hybanthus atropurpureus</i> (7) – 86%		
ago-00	7	80	<i>Chusquea</i> sp. (65) / <i>Celtis iguaneae</i> (7)- 90%		
ago-00	7	80	<i>Chusquea</i> sp. (65)		

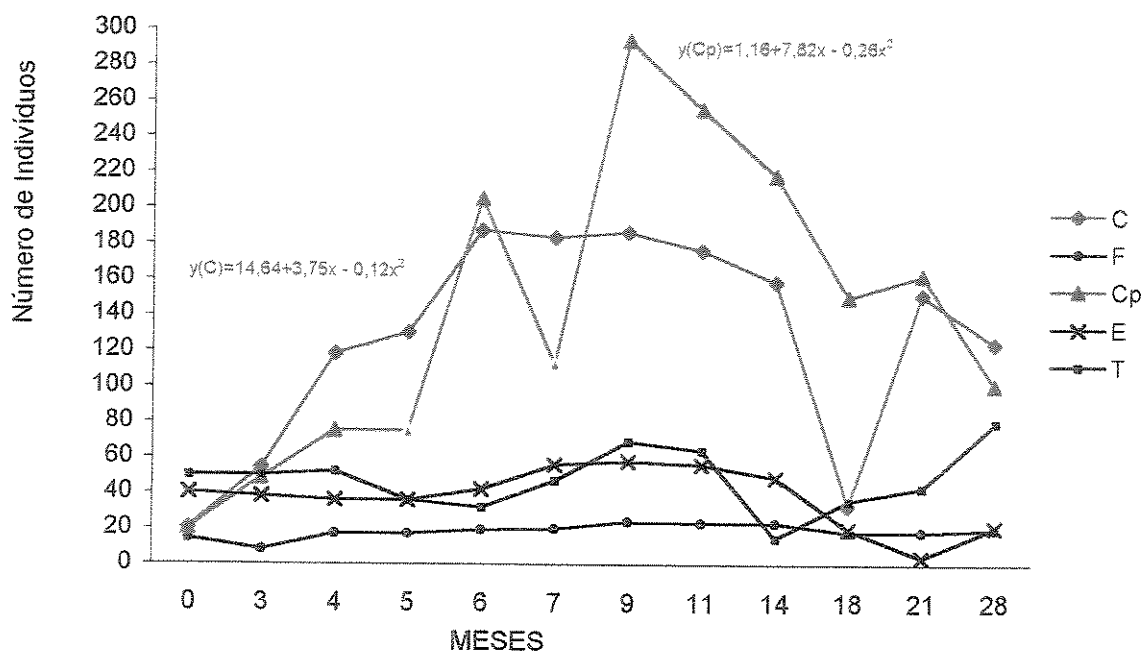


Figura 8. Número de indivíduos encontrados em 12 levantamentos realizados no estrato de regeneração de parcelas de experimento para manejo da hiperabundância de lianas. Tratamentos: C = corte de lianas em área total; F= faixas de corte de lianas; Cp= corte em área total e plantio; E = corte restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Área queimada da RMSG, Campinas/SP. Curvas de cores diferentes indicam tratamentos cujas respostas em relação a variação do número de indivíduos diferiram significativamente à 5% de probabilidade (Análises de regressão polinomial). Nas equações de regressão x = meses e y = número de indivíduos. Perdas de dados em repetições: tratamento Cp (meses 5 e 7 – pontos marcados em amarelo) e Tratamento C (mês 18 – ponto marcado em azul), Tratamento T (meses 5,6,7 ; 14,18 e 21)

Em seguida, (9º. ao 28º. mês), a flora do estrato de regeneração do tratamento Cp sofreu diminuição na densidade de indivíduos, com exceção do período entre os meses de Jan/99 a Mar/2.000, com pequeno aumento. De maneira geral, a taxa de egresso foi acentuada, resultando em rápido decréscimo no número de indivíduos. Na última avaliação realizada, as sub-parcelas do tratamento Cp apresentavam 101 indivíduos no estrato de regeneração (Tabela 1; Figura 8).

Ao longo do período do estudo, o número de espécies no estrato de regeneração do tratamento E (condução da regeneração por poda restrita), praticamente não variou (Tabela 1; Figura 9), sendo que este comportamento

não diferiu da testemunha (T). Os tratamentos C (corte em área total), Cp (corte em área total e plantio) e F (faixas de corte das lianas), exerceram influência sobre a riqueza florística do estrato de regeneração, pois apresentaram respostas que diferiram significativamente da testemunha (Figura 9).

Nos tratamentos com controle de lianas em área total (C e Cp), as variações no número de espécies seguiram as mesmas tendências observadas para o número de indivíduos: aumento, estabilização e lento declínio (corte em área total); aumento seguido por rápido declínio (corte em área total e plantio). Na primeira avaliação realizada (Abr/98) as subparcelas destes tratamentos continham respectivamente 8 e 11 espécies na flora regenerante. As maiores riquezas florísticas foram encontradas em Outubro/98 e Janeiro/99, quando os tratamentos C e Cp apresentavam, respectivamente, 19 e 28 espécies no estrato de regeneração. Na última avaliação, o estrato de regeneração destes tratamentos (C e Cp) continha respectivamente 14 e 16 espécies. (Figura 9).

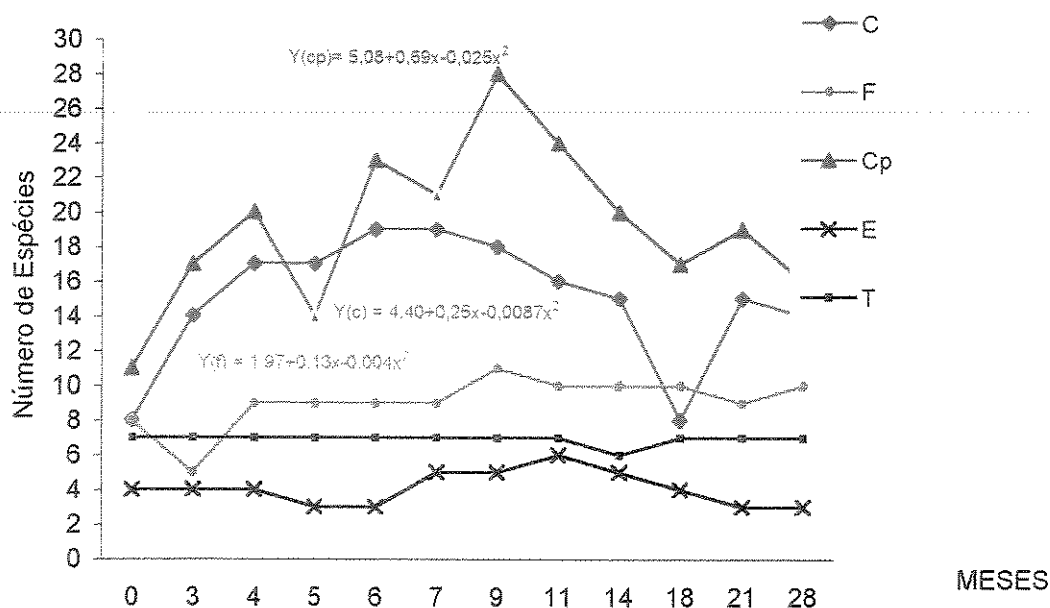


Figura 9. Número de espécies encontradas em 12 levantamentos realizados no estrato de regeneração de parcelas de experimento para manejo da hiperabundância de lianas. Tratamentos: C = corte de lianas em área total; F= faixas de corte de lianas; Cp= corte em área total e plantio; E = corte restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Área queimada da RMSG, Campinas/SP. Curvas de cores diferentes indicam tratamentos cujas respostas em relação a variação do número de indivíduos diferiram significativamente à 5% de probabilidade (Análises de regressão polinomial). Nas equações de regressão x = meses e y = número de indivíduos. Perdas de dados em repetições: tratamento Cp (meses 5 e 7 – pontos marcados em amarelo) e Tratamento C (mês 18 – ponto marcado em azul), Tratamento T (meses 5,6,7 ; 14,18 e 21)

O estrato de regeneração do tratamento F (corte em faixas) apresentou apenas pequenas flutuações na riqueza florística. A redução da riqueza florística inicial (de 8 para 5 espécies), foi provocada pelo manejo, em função do corte de plantas lenhosas que estavam entrelaçadas ao emaranhado de lianas (ver Materiais e Métodos). No período subsequente (a partir do 4º mês após a instalação do experimento, até a última avaliação realizada, no 28º mês), houve recuperação da riqueza florística, com número de espécies próximo ao pré-existente (antes da instalação do experimento). (Tabela 1; Figura 9).

Nos tratamentos Testemunha (T), controle restrito para condução da regeneração (E) e de faixas de controle das lianas (F), a comunidade do estrato de regeneração praticamente não apresentou mudanças, pois ao longo dos 28 meses do experimento praticamente não houve alterações nas relações de dominância entre as espécies (Tabela 1, Figuras 10 a 12).

Nos tratamentos T e E, *Chusquea* sp. ocorreu como espécie dominante no estrato de regeneração, com abundância relativa expressivamente superior à das demais espécies amostradas. Nas parcelas do tratamento de controle restrito para condução da regeneração (E), a população de *Chusquea* sp. exerceu dominância sobre a comunidade do estrato de regeneração até o 21º. mês após a instalação do experimento (Tabela 1, Figura 11), quando foi eliminada pelo manejo (podas de manutenção), pois os colmos escandentes desta espécie serviam de suporte para lianas que se expandiam em direção à copa de espécies arbutivo-arbóreas. Sete meses depois, na última avaliação (Ago/00), a população de *Chusquea* sp. já tinha se recuperado e novamente caracterizava-se como a mais numerosa da comunidade (Tabela 1; Figura 11).

No tratamento de faixas de controle das lianas (F), todas as espécies amostradas ocorreram com reduzido número de indivíduos (inferior a 7), no estrato de regeneração; *Chusquea* sp, *Hybanthus atropurpureus* e *Solanum hirtellum* foram as mais abundantes, contribuindo com 39% a 68% do número total de indivíduos amostrados.

Tratamento F = faixas de controle da hiperabundância de lianas

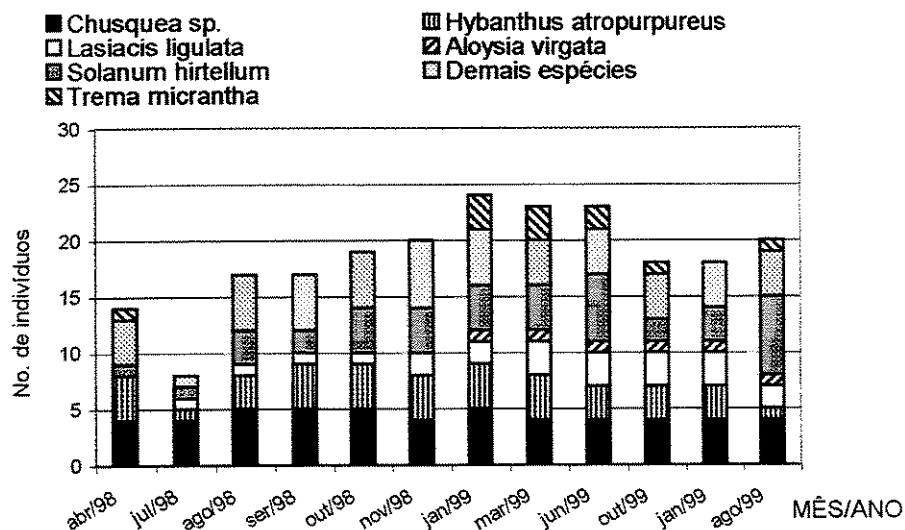
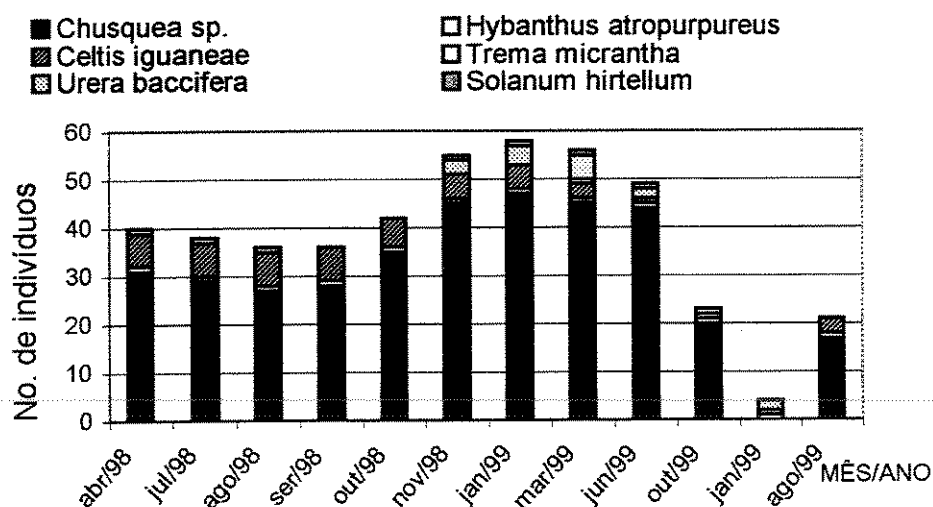
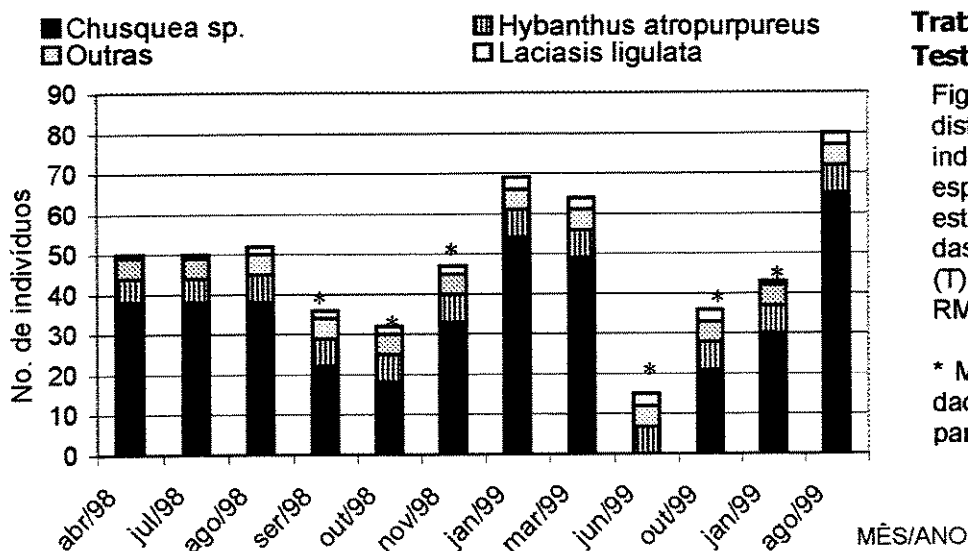


Figura 10. Gráfico com distribuição do número de indivíduos entre as espécies amostradas no estrato de regeneração do tratamento de faixa de controle da hiperabundância de lianas (F). As espécies amostradas com apenas 1 indivíduo (total de 7 espécies) foram agrupadas e indicadas como "Demais espécies". Área queimada da RMSG, Campinas/SP.



Tratamento E = controle restrito das lianas para condução da regeneração

Figura 11. Gráfico com distribuição do número de indivíduos entre as espécies amostradas no estrato de regeneração do tratamento (E), de controle restrito da hiperabundância de lianas para condução da regeneração. Área queimada da RMSG, Campinas/SP.



Tratamento T = Testemunha

Figura 12. Gráfico com distribuição do número de indivíduos entre as espécies amostradas no estrato de regeneração das parcelas Testemunha (T). Área queimada da RMSG, Campinas/SP.

* Meses com ausência de dados relativos a uma sub-parcela de amostragem.

Nos tratamentos de controle das lianas em área total com e sem plantio (Cp e C), que apresentaram variação significativa tanto na densidade de indivíduos quanto na riqueza florística, a comunidade do estrato de regeneração mostrou características mais dinâmicas (Tabela 1, Figuras 13 e 14).

As parcelas do tratamento com corte e plantio (Cp), inicialmente apresentaram um acentuado ingresso de *Solanum americanum*, espécie ruderal (Lorenzi 1982), que entre Julho e Ago/98 (3º. e 4º. mês após a instalação do experimento), destacou-se como a espécie mais abundante da comunidade (Tabela 1; Figura 13). *Solanum americanum* manteve crescimento populacional até Out/98 (6º. mês), quando ocorreu com número máximo de 28 de indivíduos; em seguida, sofreu rápido declínio, até desaparecer do estrato de regeneração, devido unicamente à mortalidade de indivíduos, pois trata-se de planta de porte subarbusivo, sem egressos por recrutamento para o estrato arbustivo-arbóreo.

A partir do 5º. mês após a instalação do experimento (Set/98), *Trema micrantha* destacou-se como a espécie mais abundante e com maior crescimento populacional no estrato de regeneração do tratamento de corte de lianas em área total e plantio (Cp), até Jan/99 (9º mês após a instalação do experimento), quando apresentou número máximo de 203 indivíduos. Nos meses seguintes a taxa de egresso, em função de mortalidade e recrutamento para o estrato superior, foi maior do que a de ingresso, e a população de *Trema micrantha* sofreu paulatino declínio, até a última avaliação realizada (Ago/00), quando foi amostrada com 41 indivíduos.

Chusquea sp. destacou-se como a segunda espécie com maior crescimento populacional no estrato de regeneração do tratamento Cp, com ingresso de 39 indivíduos. O crescimento foi lento e contínuo, durante todo o período do estudo, devido exclusivamente à taxa de natalidade superar à de mortalidade, pois trata-se de espécie classificada como herbácea-subarbusiva, sem fuste definido, para a qual não foram registradas saídas por recrutamento para o estrato superior.

A 4ª. e 5ª. espécies com maiores crescimentos populacionais no estrato de regeneração do tratamento Cp foram *Vernonia polyanthes* e *Solanum erianthum*, com 11 indivíduos cada.

Tratamento Cp = controle de lianas em área total e plantio

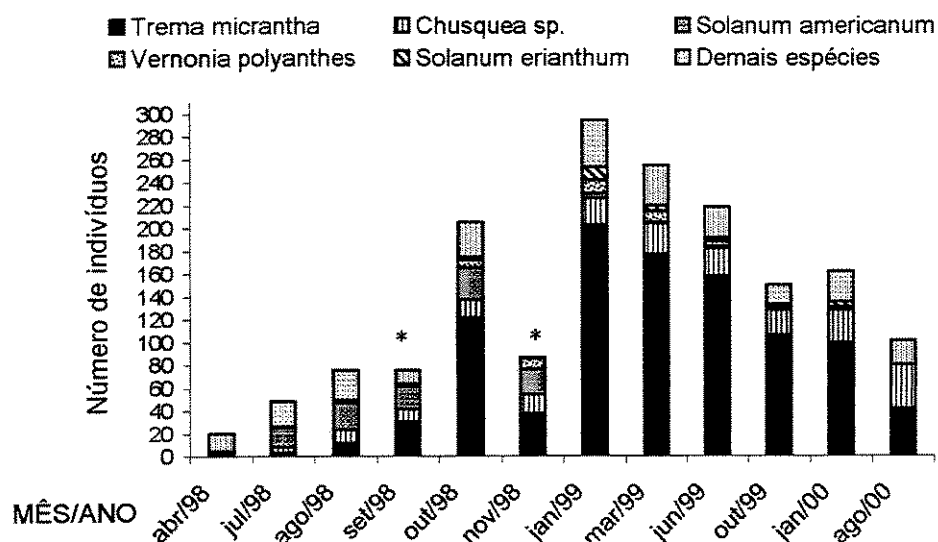


Figura 13. Gráfico com distribuição do número de indivíduos entre as espécies amostradas no estrato de regeneração do tratamento controle de lianas em área total e plantio (Cp). As espécies amostradas com 7 indivíduos ou menos (total de 27 espécies) foram agrupadas e indicadas como "Demais espécies". Área queimada da RMSG, Campinas/SP.

* Meses com ausência de dados relativos a uma sub-parcela de amostragem.

Tratamento C = controle de lianas em área total

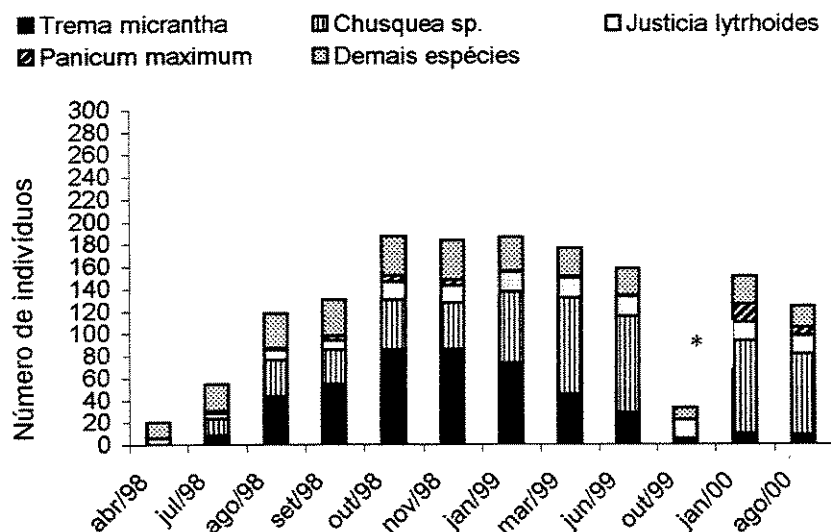


Figura 14. Gráfico com distribuição do número de indivíduos entre as espécies amostradas no estrato de regeneração do tratamento controle de lianas em área total (C). As espécies amostradas com 6 indivíduos ou menos (total de 17 espécies) foram agrupadas e indicadas como "Demais espécies". Área queimada da RMSG, Campinas/SP.

* Mes com ausência de dados relativos a uma sub-parcela de amostragem.

A partir de Março/99 (11º. após a instalação do experimento) a taxa de egresso foi maior do que a de ingresso de novos indivíduos, de maneira que no último levantamento não haviam representantes destas duas espécies na flora regenerante. Dentre as demais 27 espécies (84% do total) amostradas no estrato de regeneração do tratamento Cp, a maioria foi representada por apenas 1 ou 2 indivíduos (Anexo 5).

Trema micrantha e *Chusquea* sp. também foram as principais responsáveis pelo ingresso de novos indivíduos nas sub-parcelas do tratamento C (corte de lianas em área total). *Trema micrantha* apresentou crescimento populacional até o 7º mês após a instalação do experimento (Nov/98), quando foi amostrada com 86 indivíduos (Tabela 1, Figura 14). Neste mesmo mês (Nov/98) *Chusquea* sp. apresentava 41 indivíduos. Nos meses seguintes, a população de *Trema micrantha* entrou em declínio e a de *Chusquea* sp. manteve o crescimento, de maneira que a partir de Mar/99 e até o final do experimento *Chusquea* sp. destacou-se como a espécie mais abundante do estrato de regeneração. Na última avaliação realizada (Ago/00), *Trema micrantha* apresentava 8 indivíduos e *Chusquea* sp. , 73 (Tabela 1; Figura 14).

A 3ª e 4ª espécies com maiores números de indivíduos ingressantes na comunidade regenerante do tratamento C foram *Justicia lythroides* e *Panicum maximum*, que apresentaram número máximo de 18 indivíduos (12 ingressantes após a instalação do experimento) e 16 indivíduos (todos ingressantes). A maioria dos novos indivíduos de *Justicia lythroides* ingressaram no estrato de regeneração entre Set/98 a Out/98, na 1ª. estação chuvosa após a instalação do experimento; posteriormente a população se manteve numericamente estável, com perda de apenas 1 indivíduo.

A população de *Panicum maximum* apresentou grandes flutuações, com crescimento (Abr-out/98 – de 0 para 6 indivíduos), declínio (nov/98 – Out/99 de 5 para 0 indivíduos) e novo fluxo de ingressantes (Jan/00 – 16 indivíduos), com posterior declínio (Ago/00 – 7 indivíduos).

As demais 17 espécies (75% do total) amostradas no estrato de regeneração do tratamento C, foram em sua maioria representadas por apenas 1 ou 2 indivíduos (Anexo 6).

A comparação das respostas apresentadas pelas plantas de diferentes formas de vida (herbáceo-subarbustivas e arbustivo-arbóreas), demonstra que apenas as espécies arbóreas responderam ao manejo, e apenas nos tratamentos com corte de lianas em área total, com ou sem plantio (C e Cp). As variações na densidade das espécies herbáceo-subarbustivas não foram estatisticamente significativas, para nenhum dos 5 tratamentos realizados (Figura 15).

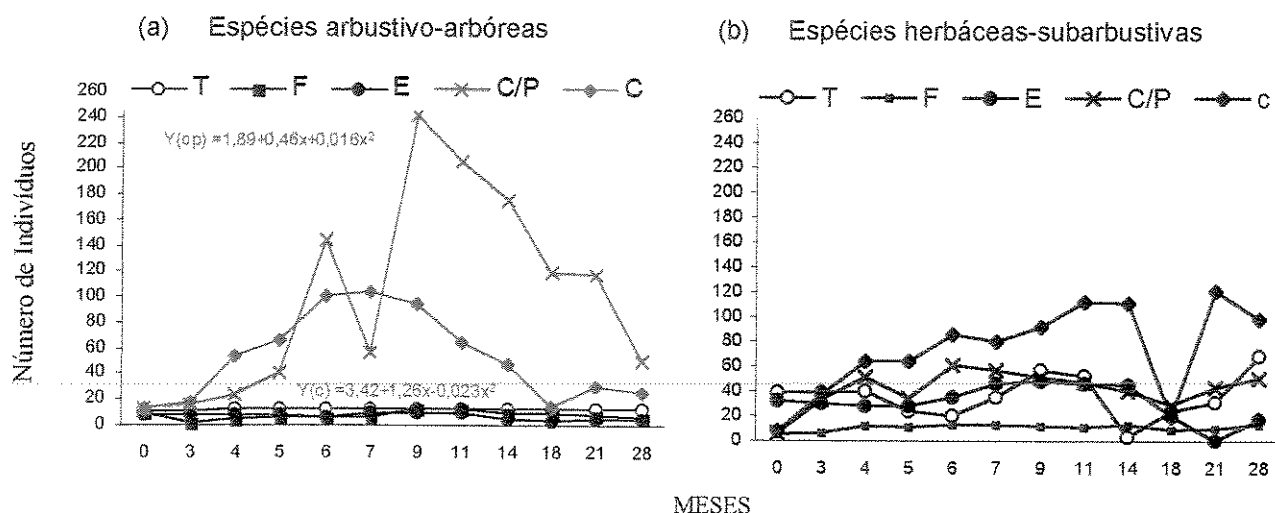


Figura 15. Número de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas (a) e herbáceo-arbustivas (b) amostrados no estrato de regeneração, durante 28 meses de observação (Abr/98-Ago/00) em experimento de manejo da hiperabundância de lianas. Tratamentos: C = corte de lianas em área total; F= faixas de corte de lianas; Cp= corte em área total e plantio; E = corte restrito para condução da regeneração. T = Testemunha. Área queimada da RMSG, Campinas/SP. Curvas de cores diferentes indicam tratamentos cuja resposta em número de indivíduos, para espécies arbustivo-arbóreas (a) ou herbáceas-subarbustivas (b) diferem significativamente à 5% de probabilidade (Análises de regressão polinomial). Nas equações de regressão x = meses e y = número de indivíduos. Perdas de dados em repetições: tratamento Cp (mês 5 e 7), Tratamento C (mês 18) e Tratamento T (meses 5, 6, 7, 14, 18 e 21).

O mesmo resultado é obtido quando analisada apenas a população de *Chusquea* sp., a espécie herbácea-subarbustiva que apresentou maior destaque no estrato de regeneração da área do estudo (nas parcelas Testemunha). Em nenhum dos tratamentos as variações no tamanho da população de *Chusquea* sp. diferiram daquilo que seria esperado pela passagem do tempo, sugerindo que a

população desta espécie teve comportamento neutro em relação ao manejo para controle das lianas. (Figura 16).

Cabe salientar que, apesar do manejo ter acarretado em prejuízo a população desta espécie durante a instalação do experimento (ver Materiais e Métodos), seu reingresso e expansão no estrato de regeneração destes tratamentos não foi prejudicado pelas podas de manutenção, exceto nas subparcelas do tratamento E.

Número de Indivíduos de *Chusquea* sp.

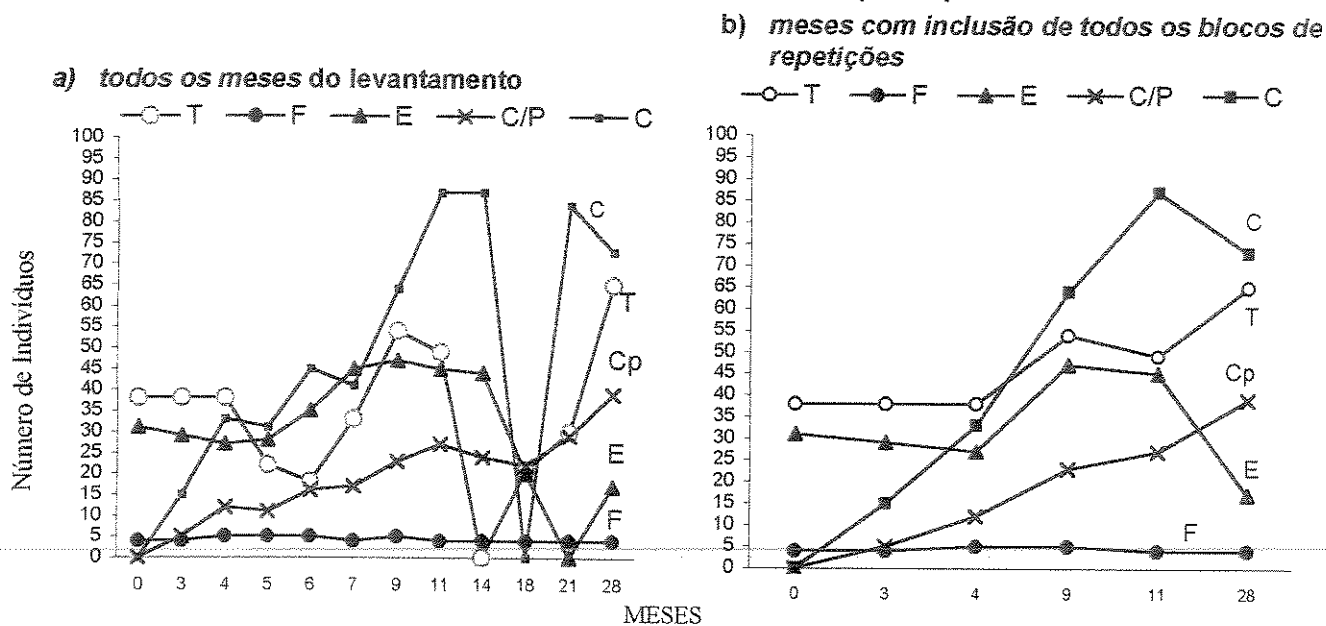


Figura 16. Número de indivíduos de *Chusquea* sp., considerando todos os meses em que procedeu-se a amostragem do estrato de regeneração (a) e apenas os meses em que foi feita a amostragem com inclusão de todos os blocos de repetições (b), Experimento de manejo da hiperabundância de lianas, área queimada da RMSG, Campinas/SP. Tratamentos: C = corte de lianas em área total; F = faixas de corte de lianas; Cp = corte em área total e plantio; E = corte restrito para condução da regeneração T = Testemunha. As curvas de mesma cor indicam que os tratamentos não diferiram significativamente à 5% de probabilidade (Análises de regressão polinomial). Perdas de dados em repetições: tratamento Cp (mês 5 e 7), Tratamento C (mês 18) e Tratamento T (meses 5, 6, 7, 14, 18 e 21).

Nas subparcelas do tratamento E, a população de *Chusquea* sp. teve variações no número de indivíduos semelhantes às apresentadas pela Testemunha, até o 11º. mês após a instalação do experimento (Mar/99-Figura 16 b), porém, no período subsequente os indivíduos desta espécie foram afetados pelo manejo, em consequência das podas de manutenção (Figura 16),

pois serviam de suporte para lianas que se expandiam em direção à copa de espécies arbustivo-arbóreas. Posteriormente, *Chusquea* sp. reingressou na flora regenerante do Tratamento E (Figura 16).

Nos tratamentos com controle em faixas (F) e de condução da regeneração (E), não houve recrutamento de espécies arbustivo-arbóreas do estrato de regeneração para o estrato superior (acima do limite de amostragem: altura do fuste $\geq 1,30\text{m}$). Os tratamentos com controle de lianas em área total (C e Cp) diferiram significativamente dos demais, por apresentar acentuado recrutamento de indivíduos para o estrato superior (Figura 17).

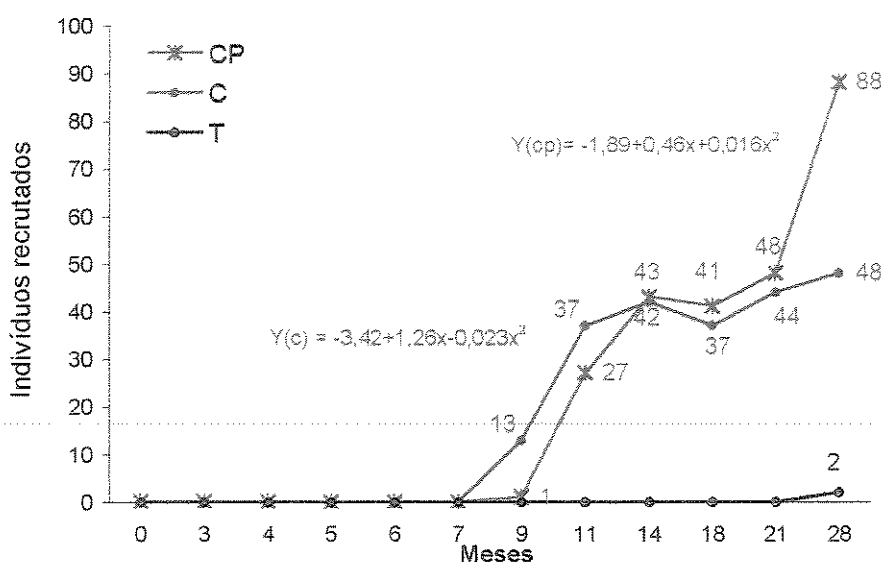


Figura 17. Número de indivíduos do estrato de regeneração recrutados para o estrato arbustivo-arbóreo. Experimento de manejo da hiperabundância de lianas, área queimada da RMSG, Campinas/SP. Tratamentos: C = Corte de lianas em área total; Cp= Corte de lianas em área total e plantio. T = testemunha. Curvas de cores diferentes indicam padrões de recrutamento que diferem significativamente à 5% de probabilidade (Análises de regressão polinomial). Nas equações de regressão x = meses e y = número de indivíduos. Perdas de dados em repetições: tratamento Cp (mês 5 e 7), Tratamento C (mês 18) e Tratamento T (meses 5, 6, 7, 14, 18 e 21).

No tratamento C, a maioria dos egressos para o estrato superior ocorreram entre os meses de Nov/98 (7º. mês após a instalação do experimento) e Junho/99

(14º. mês após a instalação do experimento), com 42 indivíduos, correspondendo a 87,5% do recrutamento total (Figura 17).

O tratamento Cp apresentou, neste período (Nov-98 a Jun/99) recrutamento absoluto semelhante (de 44 indivíduos), que no entanto representou apenas 50% do número total de indivíduos que cresceram em direção ao estrato superior. Na seqüência (Jun/99 a Jan/00), a taxa de recrutamento ainda foi pequena, porém em seguida (entre Jan/00 e Ago/00), houve um novo fluxo de egressos, com recrutamento de mais 37 indivíduos (42% do total). (Figura 17).

3.2 Estrato Arbustivo arbóreo:

-Parâmetros fitossociológicos:

Os resultados dos levantamentos, com a relação das espécies amostradas e seus parâmetros fitossociológicos encontram-se em Anexo (Anexos 9 a 13). O quadro das análise de variância e análises de regressão polinomial encontram-se no Anexo 14 e 15.

Os principais parâmetros utilizados para descrever a composição e a estrutura do estrato arbustivo arbóreo dos tratamentos, no momento da instalação do experimento (Ano 0) e após decorridos 12 (Ano 1) e 24 meses (Ano 2), são apresentados na Tabela 02.

Na ausência de manejo testemunha, a comunidade praticamente não apresentou variações em número de indivíduos (apenas 1 indivíduo ingressante) e espécies (sem variações). O manejo promoveu aumento no número de indivíduos e espécies em proporção decrescente com o tipo de manejo (controle associado ao plantio x controle sem plantio) e intensidade de controle das lianas, isto é, o aumento foi maior do Tratamento Cp>C>F>E (Tabela 2).

A testemunha e o tratamento de condução da regeneração (tratamento E), apresentaram tendência de aumento na média e desvio padrão do diâmetro, enquanto nos tratamentos com controle em área total e em faixas o comportamento foi inverso e proporcional a quantidade de novos indivíduos ingressantes (indivíduos de pequeno porte e com pequena amplitude diamétrica),

Tabela 2. Parâmetros fitossociológicos do estrato arbustivo-arbóreo Experimento de manejo da hiperabundância de lianas, área queimada da RMSG, Campinas, SP. Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F = faixas de controle de lianas; Cp = controle em área total e plantio; E = controle restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Ano 0 = na instalação do experimento; Ano 1= 12 meses após a instalação do experimento; Ano2 = 24 meses após a instalação do experimento. Ind = indivíduos; Spp. = espécies. H' = índice de diversidade de Shannon & Wiener; J' = índice de equabilidade de Pielou. Dens. = densidade.

	TRATAMENTOS														
	C			F			Cp			E			T		
ANO	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2
No. Parcelas (repetições)	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Área amostral (m ²)	900	900	900	900	900	900	900	900	900	900	900	900	900	900	900
Nº. Ind.	134	309	645	98	138	289	84	625	1169	136	140	162	116	118	118
Nº. médio ind.	33,5	77,3	161,3	24,5	34,5	72,3	21,0	156	292,3	34,0	35,0	40,5	29,0	29,5	29,5
d.p.	10,55	36,74	79,59	7,35	17,7	31,8	9,06	99,7	162,2	21,9	19,9	20,5	22,2	24,5	21,4
Diferenças entre médias (Ano ₂ -Ano ₀)	127,8			47,8			271,3			6,5			0,5		
Nº. spp	34	38	48	33	37	45	31	38	48	44	45	47	41	41	40
Número de ind/spp	3,94	8,13	13,44	2,97	3,73	6,42	2,71	16,4	24,35	3,09	3,11	3,45	2,83	2,88	2,95
Área basal total (m ²)	0,46	0,5	0,9	0,29	0,42	0,57	0,37	0,82	1,23	0,49	0,63	0,72	0,23	0,28	0,28
Área basal média	0,12	0,13	0,23	0,07	0,11	0,14	0,09	0,21	0,31	0,12	0,16	0,18	0,06	0,07	0,07
MédiaAno ₂ - Ano ₀	0,11			0,07			0,215			0,0575			0,0125		
Diâmetro médio	4,5	3,5	3	4,5	4,6	3,5	5,9	3,1	2,8	5,3	5,9	5,8	3,8	4,2	4,3
Diferenças entre médias (Ano ₂ -Ano ₀)	-1,5			-1,0			-3,1			0,5			0,5		
Altura média	2,78	3,15	3,03	3,10	3,65	3,36	2,79	3,16	3,44	3,4	4,3	4,3	2,5	3,2	3,33
Diferenças entre médias (Ano ₂ -Ano ₀)	0,25			0,26			0,65			0,9			0,8		
H'	2,72	2,41	1,94	3,01	2,85	2,26	3,08	1,81	1,81	3,31	3,36	3,34	3,32	3,32	3,25
J	0,77	0,66	0,5	0,86	0,79	0,59	0,80	0,50	0,46	0,88	0,89	0,87	0,89	0,89	0,88

isto é, a tendência de diminuição no diâmetro médio e desvio padrão do diâmetro foi Cp>C>F (Tabela 2).

Todos os tratamentos tiveram tendência de aumento da altura média, porém apenas nos tratamentos Cp, C e F este aumento foi acompanhado de diminuição do desvio padrão em torno da média, indicando um aumento na proporção de indivíduos com altura semelhante.

Os tratamentos de controle restrito para condução da regeneração (E) e Testemunha (T) praticamente não apresentaram variação em diversidade florística, porém no tratamento E esta variação foi positiva (a diversidade sofreu ligeiro aumento) e na testemunha negativa (ligeira diminuição). Os tratamentos

com controle de lianas em área total (C e Cp) e o tratamento de faixas de controle das lianas (F), apresentaram forte tendência de diminuição da diversidade em consequência da diminuição da equabilidade entre as espécies.

- Efeito dos tratamentos sobre a densidade de indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo da área queimada da RMSG:

Na comparação dos diferentes tratamentos em cada ano e de cada tratamento nos diferentes anos, o parâmetro que melhor expressou o efeito do manejo sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo foi o número de indivíduos, para o qual não haviam diferenças significativas entre os tratamentos, no Ano 0, imediatamente após a instalação do experimento (Tabela 3; Figura 18).

Na análise temporal percebe-se que o aumento na densidade de indivíduos foi significativa apenas dentro dos dois tratamentos em que o controle de lianas foi feito em área total (C e Cp), com valores médios de respectivamente 134 e 84 indivíduos no Ano 0, 645 e 1169 indivíduos no Ano 2. No tratamento de faixas de controle das lianas (F), o número de indivíduos praticamente triplicou no período (de 98 para 289 indivíduos, respectivamente em 1998 e 2000), porém esta variação não foi estatisticamente significativa.

A comparação dos tratamentos no ano de 2000, utilizando-se a densidade de indivíduos obtida com a inclusão dos indivíduos plantados, indica que o manejo com controle das lianas em área total e plantio (Cp) mostrou-se superior, apresentando, no ano de 2000, estrato arbustivo-arbóreo com densidade média de indivíduos significativamente maior do que todos os demais tratamentos. A densidade de indivíduos do tratamento com controle em área total (C) foi maior do que a do tratamento de controle em faixas (F), de controle restrito (E) e Testemunha (T), porém esta diferença foi estatisticamente significativa apenas em relação aos dois últimos. Na realidade, o tratamento (F) apresentou resultado intermediário, com densidade de indivíduos inferior à do tratamento de controle

Tabela 3. Efeito dos tratamentos sobre a densidade de indivíduos do componente arbustivo-arbóreo (DPA>0cm) da área queimada da RMSG, Campinas/SP. Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F= faixas de controle de lianas; Cp= controle em área total e plantio; E = controle restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Letras maiúsculas referem-se à comparações dentro do tratamento, nos diferentes anos (na vertical) e letras minúsculas à comparação entre tratamentos, no ano (na horizontal).

DENS (ind/ha)	C	F	C/P	E	T
1998	134 a A	98 a A	84 a A	136 a A	116 a A
1999	309 ab AB	138 b A	625 a B	140 b A	118 b A
2000	645 b B	289 bc A	1169 a C	162 c A	118 c A

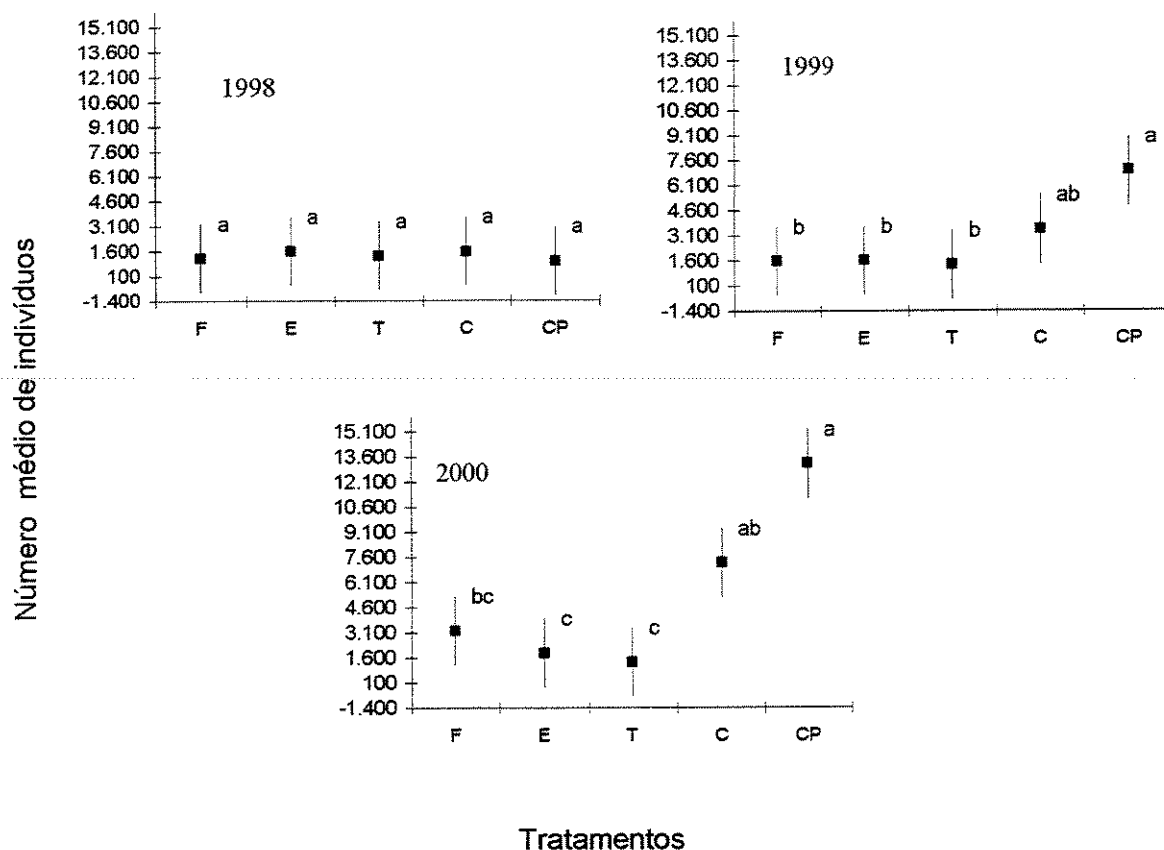


Figura 18. Número de indivíduos presentes no estrato arbustivo-arbóreo dos cinco tratamentos realizados, nos anos de 1998, 1999 e 2.000. Experimento de manejo de lianas, Área queimada da RMSG, Campinas/SP. Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F= faixas de controle de lianas; Cp= controle em área total e plantio; E = controle pontual para condução da regeneração T = Testemunha. Linhas verticais representam intervalo de confiança de 95% . Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade.

em área total (C), e superior aos de controle restrito (E) e testemunha (T), porém estas diferenças não foram estatisticamente significativas (Tabela 3; Figura 18 – 2000 total).

- Efeito dos tratamentos sobre a riqueza florística do estrato arbustivo-arbóreo da área queimada da RMSG :

Pela análise temporal (dentro dos tratamentos), foi possível constatar que apenas os tratamentos com controle de lianas em área total (C e Cp) e em faixas apresentaram significativo aumento na riqueza florística do estrato arbustivo-arbóreo ao longo do período do estudo, e que esta variação decresceu entre $Cp > C > F$. O tratamento com controle restrito de lianas (E) teve aumento no número médio de espécies, porém esta variação não foi estatisticamente significativa, enquanto a testemunha não apresentou alteração na riqueza florística ao longo do período do estudo (Tabela 4; Figura 19).

A variação existente entre os tratamentos no ano da instalação do experimento refletiu a própria heterogeneidade da área do estudo em relação ao parâmetro em análise (riqueza florística). Um aspecto a ser considerado é que esta variabilidade inicial pode ter influenciado nas respostas apresentadas pelos diferentes tratamentos.

A comparação das diferenças entre tratamentos, nos diferentes anos, foi dificultada pelo fato destes tratamentos terem apresentado significativas diferenças na riqueza florística inicial (Ano 0) (Tabela 04). Por exemplo, apesar da testemunha não ter apresentado variação na riqueza florística ao longo do período do estudo e, neste mesmo período, a variação ter sido significativa dentro tratamento de faixas de controle das lianas (F), a análise estatística dos resultados obtidos em 2000 não indicou que estes tratamentos diferiram quanto ao efeito sobre a riqueza florística do estrato arbustivo-arbóreo.

Isto é explicado pelas diferenças na riqueza florística inicial dos tratamentos, porque em 1998 as parcelas da testemunha (T) apresentavam maior

número médio de espécies do que as parcelas do tratamento de faixas de controle de lianas (F).

A exclusão das espécies introduzidas artificialmente indica que, ao contrário do encontrado para o número de indivíduos (com maior variação no tratamento Cp do que no C, apesar de não estatisticamente significativa), o tipo de manejo (com ou sem plantio) não influenciou a riqueza florística, que aumentou de maneira semelhante dentro do tratamento Cp e do tratamento C (com aumento médio de respectivamente 8, 5 e 10,5 espécies). (Tabela 4; Figura 19).

Tabela 4. Efeito dos tratamentos sobre o número médio de espécies presentes no componente arbustivo-arbóreo (DPA>0cm) da área queimada da RMSG, Campinas/SP. Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F= faixas de controle de lianas; Cp= controle em área total e plantio; E = controle restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Letras maiúsculas referem-se à comparações dentro do tratamento, nos diferentes anos (na vertical) e letras minúsculas à comparação entre tratamentos, no ano (na horizontal).

No. Spp	C	F	Cp	E	T
1998	13,5 ab A	11,25 b A	12 b A	16,25 a A	15 ab A
1999	17 a A	12,75 b AB	17,25 a B	16,75 a A	15 ab A
2.000	22 ab B	15,5 b B	22,5 a C	18,25 b A	15 b A

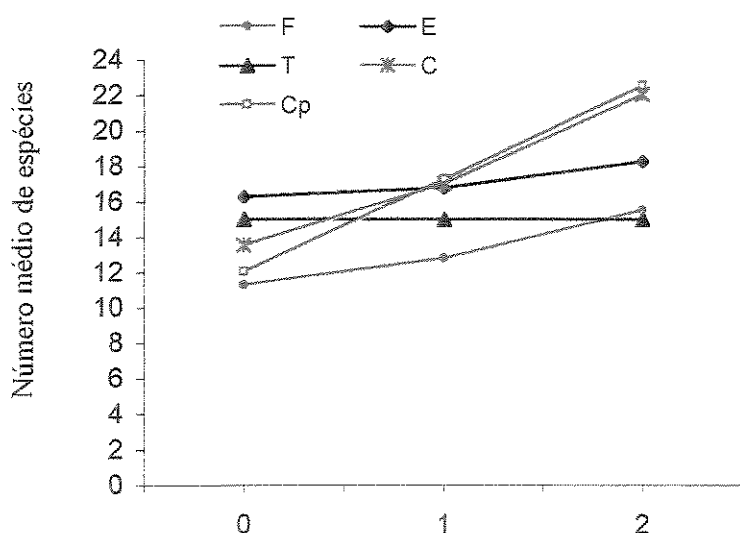


Figura 19. Número médio de espécies encontrado dentro de cada tratamento, no momento da instalação do experimento (Ano 0), e após 12 (Ano 1) e 24 meses (Ano 2). Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F= faixas de controle de lianas; Cp= controle em área total e plantio; E = controle restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Linhas vermelhas indicam os tratamentos que apresentaram significativo aumento da riqueza florística no período do estudo (Teste de Tukey, 5% de probabilidade).

- Efeito dos tratamentos sobre a área basal do estrato arbustivo-arbóreo da área queimada da RMSG

Ao longo do período do estudo, todos os tratamentos apresentaram aumento em área basal, que foi decrescente entre os tratamentos: $C_p > C > F = E > T$. Esta resposta foi estatisticamente significativa para os tratamentos com controle de lianas em área total, com e sem plantio (C_p e C), tratamento com controle de lianas em faixas (F) e para o tratamento de controle restrito para condução da regeneração (E). (Tabela 05, Figura 18).

Tabela 5. Efeito dos tratamentos sobre a área basal do estrato arbustivo-arbóreo ($DPA > 0\text{cm}$) da área queimada da RMSG, Campinas/SP. Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F= faixas de controle de lianas; C_p = controle em área total e plantio; E = controle restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Letras maiúsculas referem-se à comparações dentro do tratamento, nos diferentes anos (na vertical) e letras minúsculas à comparação entre tratamentos, no ano (na horizontal).

A.Basal (ha)	C	F	C_p	E	T
1998	5,12 a A	3,28b A	4,16 ab A	5,41 a A	2,55 b A
1999	6,7 ab B	4,65 b AB	9,13 a B	6,98 a A	3,09 b A
2000	9,97 b B	6,39 c B	13,6 a C	8 b B	3,09 d A

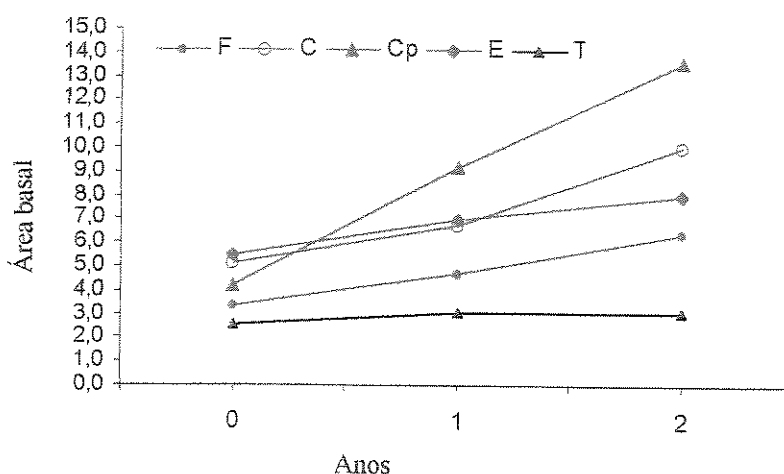


Figura 20. Área basal (m^2/ha) encontrada dentro de cada tratamento, no momento da instalação do experimento (Ano 0), e após 12 (Ano 1) e 24 meses (Ano 2). Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F= faixas de controle de lianas; C_p = controle em área total e plantio; E = controle restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Linhas vermelhas indicam os tratamentos que apresentaram significativo aumento da área basal no período do estudo (Teste de Tukey, 5% de probabilidade).

No entanto, de maneira semelhante ao discutido para a riqueza florística, as diferenças iniciais nos valores de área basal (ano de 1998), dificultaram a comparação entre tratamentos dentro de cada ano e também dentro dos tratamentos, ao longo dos anos. Por exemplo: mesmo tendo apresentado aumento semelhante em área basal, os tratamentos F e E diferiram estatisticamente em 2000, porque já apresentavam valores de área basal significativamente diferentes em 1998.

- *Variação temporal na distribuição das espécies entre grupos ecológicos:*

Em 1998, a flora do estrato arbustivo-arbóreo da área queimada da RMSG era constituída principalmente por espécies dos estádios iniciais da regeneração. Nos diferentes tratamentos, a contribuição das pioneiras e secundárias iniciais variou de 53 a 68% do número total de espécies e 64% a 82% do total de indivíduos amostrados (Tabela 6; Figura 21).

Tabela 6. Número de espécies e indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo separados em grupos ecológicos. Experimento de manejo da hiperabundância de lianas, área queimada da RMSG, Campinas, SP. Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F= faixas de controle de lianas; Cp= controle em área total e plantio; E = controle restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Ano 0, 1, e 2 = instalação do experimento e após decorridos 12 e 24 meses. P = espécies pioneiras, Si = espécies secundárias iniciais, St=espécies secundárias tardias, Sb = espécies do subosque/subdossel, Sc = não caracterizadas.

		TRATAMENTOS														
		C			F			Cp			E			T		
ANO		0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2
Indivíduos	P-	90	262	583	41	72	214	44	582	1106	44	54	64	45	47	46
	Si	20	21	24	37	41	43	21	22	25	42	36	43	27	27	29
	St	13	13	16	3	6	8	10	11	14	22	23	23	11	9	10
	Sb-	11	11	17	16	18	23	8	9	19	26	27	29	29	31	30
	Sc-	0	0	4	1	1	1	1	1	5	2	0	3	4	4	3
	TOTAIS	134	307	644	98	138	289	84	625	1169	136	140	162	116	118	118
Espécies	P-	11	18	16	10	11	16	8	14	15	11	12	12	10	12	10
	Si	11	9	13	13	14	14	11	11	13	14	14	14	13	12	13
	St	7	7	7	3	5	7	6	7	8	9	9	10	8	6	8
	Sb-	5	4	5	6	6	7	5	5	7	9	9	10	7	8	7
	Sc-	0	0	3	1	1	1	1	1	3	2	0	2	4	4	3
	TOTAIS	34	38	44	33	37	45	31	38	46	45	44	48	42	42	41

A contribuição das espécies secundárias tardias e do subosque variou entre 26 a 39% do número total de espécies e 18 a 35% do total de indivíduos amostrados, dependendo do tratamento considerado (Tabela 6, Figura 21).

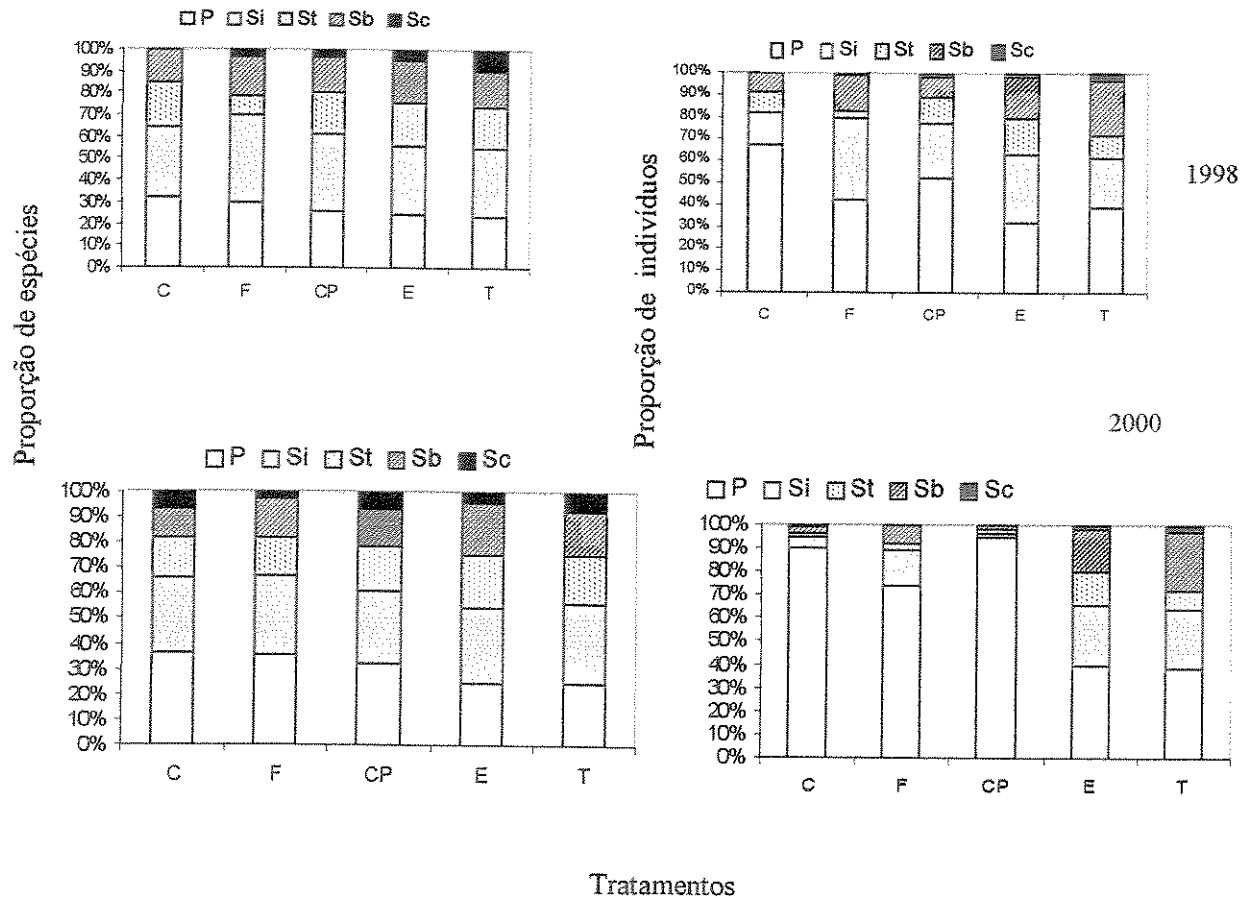


Figura 21. Distribuição das espécies (gráficos da esquerda) e indivíduos (gráficos da direita), do estrato arbustivo-arbóreo em grupos ecológicos, nos anos de 1998 (gráficos superiores), e 2000, com (gráficos intermediários) e sem a inclusão das mudas plantadas (gráficos inferiores). Experimento de manjo da hiperabundância de lianas, área queimada da RMSG, Campinas, SP. Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F= faixas de controle de lianas; Cp= controle em área total e plantio; E = controle restrito para condução da regeneração T = Testemunha. P = espécies pioneiras, Si = espécies secundárias iniciais, St=espécies secundárias tardias, Sb = espécies do subosque/subdossel, Sc = espécies sem caracterização.

Durante o período do estudo, os tratamentos de controle restrito de lianas para condução da regeneração (E), e testemunha (T), que não apresentaram regeneração (ingresso de novos indivíduos) significativa, praticamente não tiveram alteração na maneira como as espécies encontravam-se distribuídas entre os diferentes grupos ecológicos. Desta maneira, em 2000 as pioneiras e secundárias iniciais se mantinham como as principais espécies constituintes do estrato arbustivo-arbóreo destes tratamentos.

Nos tratamentos de controle em área total (C e Cp), e controle em faixas (F), que apresentaram aumento significativo no número total de indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo, que triplicou, quintuplicou e foi aumentada em 14 vezes, respectivamente nos tratamentos F, C e Cp, a abundância relativa dos grupos

ecológicos foi fortemente alterada em favor das pioneiras, responsáveis por 97%, 98% e 91%, do total de novos indivíduos encontrados em 2000, respectivamente nos C, Cp e F). As variações em riqueza florística envolveram principalmente as espécies pioneiras e secundárias iniciais, mas foram relativamente pequenas em relação ao número total de espécies amostrado, de maneira que os tratamentos de controle de lianas em área total (C e Cp) e de faixas de controle das lianas (F) não apresentaram, ao longo do período do estudo, alteração significativa na distribuição das espécies entre os grupos ecológicos (Tabela 6; Figura 21).

O plantio não acarretou em alteração nas tendências acima descritas (Figura 21), pois as 44 mudas plantadas representaram apenas 4% dos 1096 indivíduos que ingressaram no tratamento Cp entre 1998 e 2000. Das 4 espécies pioneiras utilizadas para o plantio: *Croton floribundus*, *Trema micrantha*, *Luehea divaricata* e *Bauhinia forficata*, apenas as duas últimas tiveram seu ingresso no estrato arbustivo-arbóreo devido exclusivamente ao crescimento das mudas plantadas (não apresentaram regeneração espontânea dentro das parcelas do tratamento Cp), representando 13% do número total de espécies que ingressaram no tratamento Cp entre 1998 e 2000 (Figura 21).

- *Variação temporal na importância das espécies na estrutura da comunidade do estrato arbustivo-arbóreo:*

Em que se pese o período relativamente curto do estudo (2 anos), a análise temporal da distribuição do Índice de Valor de Cobertura (IVC) entre as espécies do componente arbustivo-arbóreo indica que o comportamento “estático” apresentado pela comunidade na ausência do controle das lianas (parcelas Testemunha - sem alterações na riqueza florística, parâmetros estruturais e participação relativa dos grupos ecológicos), esteve associado a uma relativa estabilidade das principais espécies amostradas na estrutura da comunidade, que tiveram apenas pequenas variações em valor de cobertura ao longo do período do estudo. A exceção coube a *Piper amalago*, que passou da 3ª. (1998) para a 1ª. (2000) posição em cobertura (Anexo 13, Tabela 7).

O tratamento de controle das lianas para condução da regeneração (E), apresentou comportamento semelhante ao da Testemunha, com as principais espécies mantendo ou apenas sofrendo pequenas alterações em suas posições de IVC. A exceção neste caso foi dada por *Trema micrantha*, que sozinha contribuiu com 61,5% dos indivíduos que ingressaram neste tratamento entre 1998 e 2000 (total de 26 novos indivíduos), e passou da 13ª. para a 2ª. posição em IVC no período do estudo (Tabela 7).

Nos tratamentos de controle de lianas em área total (C e Cp) e tratamento de faixas de controle de lianas (F), as principais alterações em IVC estiveram associadas ao aumento do destaque das espécies pioneiras e em especial *Trema micrantha*, responsável por 74%, 55% e 72%, do total de novos indivíduos encontrados em 2000, respectivamente nos C, Cp e F. Em 1998 esta espécie não ocorreu ou apresentou pequeno destaque nas parcelas dos tratamentos F, C e Cp, mas em 2000 assumiu a condição de espécie com maior valor de IVC no estrato arbustivo-arbóreo destes tratamentos (Tabela 7).

No estrato arbustivo-arbóreo das parcelas do tratamento com controle de lianas em área total onde não houve plantio (C), *Trema micrantha* ocorreu com 2 indivíduos e 16ª posição em IVC em 1998, mas passou à 1ª posição já no ano seguinte (12 meses após a instalação do experimento), com 124 indivíduos (Tabela 7; Anexo 9).

Em 2000, manteve a primeira posição e apresentou 379 indivíduos no estrato arbustivo-arbóreo. *Trema micrantha* não ocorreu no estrato arbustivo-arbóreo das parcelas do tratamento com controle em área total e plantio (Cp) em 1998, foi a 2ª. espécie com maior valor de cobertura em 1999 e assumiu a 1ª. posição em IVC em 2000 (Tabela 7). Em 1999, a 1ª. posição em IVC coube à *Ricinus communis*, espécie invasora arbustiva (Lorenzi 1982), que também não estava presente no estrato arbustivo-arbóreo das parcelas do tratamento Cp em 1998. Em 2000, *Trema micrantha* superou *Ricinus communis*, obtendo a posição de maior destaque na estrutura da comunidade. Esta alteração foi devida

Tabela 7. Relação das 10 espécies com maior Índice de valor de Cobertura (IVC) no estrato arbustivo-arbóreo dos tratamentos, na instalação do experimento (Ano 0), após 12 (Ano 1) e 24 meses (Ano 2). Experimento de manejo da hiperabundância de lianas, área queimada da RMSG, Campinas/SP. Tratamentos: C = controle de lianas em área total; F= faixas de controle de lianas; Cp= controle em área total e plantio; E = controle restrito para condução da regeneração T = Testemunha. Os valores entre parênteses indicam o número de indivíduos da espécie considerada.

		Ano 0		Ano 1		Ano 2	
		Espécie	IVC	Espécie	IVC	Espécie	IVC
Cp	1a.	Nectandra megapotamica (2)	26,27	Ricinus communis (264)	71,46	T. micrantha (567)	69,47
	2a	Vernonia polyanthes (13)	10,15	Trema micrantha (175)	35,51	R. communis (199)	42,85
	3a	Urera baccifera (5)	6,91	Solanum erianthum (81)	17,1	S. erianthum (99)	14,62
	4a	Pisonia ambigua (2)	6,6	N. megapotamica (2)	11,83	V. polyanthes (87)	14,41
	5a	Croton floribundus (4)	5,72	V. polyanthes (21)	9,81	N. megapotamica (2)	9,13
	6a	Piptadenia gonoacantha (3)	4,38	U. baccifera (5)	7,85	Croton floribundus	6,33
	7a	Piper amalago (10)	3,18	P. ambigua (2)	4,71	Bauhinia forficata	5,38
	8a	Astronium graveolens (4)	2,54	C. floribundus (5)	4,64	A. virgata (14)	4,31
	9a	Metrodorea stipularis (3)	2,42	Cordia magnoliifolia (1)	3,09	U. baccifera (6)	4,27
	10a	Abutilon fluviatile (8)	1,4	P. gonoacantha (3)	3,07	Cordia magnoliifolia	2,8
		Proporção IVC total	34,8	Proporção IVC total	84,53	Proporção IVC total	86,8
C	1a.	Abutilon fluviatile (43)	35,1	Trema micrantha (124)	46,46	Trema micrantha (379)	78,84
	2a	Lonchocarpus muehlbergianus (8)	27,55	Abutilon fluviatile (45)	21,81	L. muehlbergianus (9)	14,37
	3a	Croton floribundus (11)	18,25	L. muehlbergianus (9)	19,69	Abutilon fluviatile (50)	12,24
	4a	Urera baccifera (5)	14,48	Croton floribundus (10)	11,87	C. floribundus (27)	12,06
	5a	Maclura tinctoria (2)	13,62	Urera baccifera (7)	11,61	S. erianthum (34)	9,61
	6a	Piper amalago (14)	13,16	Maclura tinctoria (2)	10,18	Urera baccifera (8)	8,35
	7a	Aspidosperma polyneuron (5)	7,57	Piper amalago (17)	8,9	Maclura tinctoria (2)	7,03
	8a	Astronium graveolens (4)	5,8	Solanum erianthum (21)	8,86	Piper amalago (24)	6,93
	9a	Aegiphila sellowiana (2)	5,52	Aloysia virgata (1)	5,68	A. polyneuron (6)	4,61
	10a	Centrolobium tomentosum (5)	5,27	A. polyneuron (5)	4,8	Aloysia virgata (4)	4,33
		Proporção IVC total	73,16	Proporção IVC total	75	Proporção IVC total	79,2
L	1a.	Helicteres ovata (1)	28,82	T. micrantha (33)	33,35	T. micrantha (143)	66,63
	2a	Croton salutaris (3)	22,09	H. ovata (12)	27,25	H. ovata (12)	21,27
	3a	Piper amalago (16)	18,57	P. amalago (22)	19,56	C. salutaris (3)	14,87
	4a	Croton floribundus (6)	15,75	C. salutaris (3)	19,53	C. floribundus (10)	13,26
	5a	Trema micrantha (9)	11,87	C. floribundus (6)	15,05	P. amalago (22)	11,27
	6a	Cordia magnoliifolia (3)	11,85	C. magnoliifolia (3)	9,99	S. erianthum (24)	9,97
	7a	Metrodorea stipularis (8)	11,38	M. stipularis (8)	8,75	C. magnoliifolia (3)	8,01
	8a	Centrolobium tomentosum (2)	11,24	Inga spp (4)	8,45	C. tomentosum (2)	6,62
	9a	Inga vera (4)	11,11	C. tomentosum (2)	8,15	P. gonoacantha (8)	5,81
	10a	Piptadenia gonoacantha (7)	9,19	P. gonoacantha (7)	7,94	M. stipularis (9)	5,8
		Proporção IVC total	76	Proporção IVC total	79,01	Proporção IVC total	81,8
E	1a.	C. glandulosa (12)	35,65	C. glandulosa (12)	32,58	C. glandulosa (12)	30,13
	2a	Aloysia virgata (8)	17,24	A. virgata (6)	17,43	T. micrantha (19)	16,17
	3a	Piper amalago (16)	16,82	P. amalago (15)	15,41	A. virgata (7)	15,41
	4a	Cordia ecalyculata (2)	13,25	C. ecalyculata (2)	12,17	P. amalago (15)	14,94
	5a	Galipea jasminiflora (12)	10,42	G. jasminiflora (12)	10,07	C. ecalyculata (2)	12,29
	6a	Machaerium stiptatum (8)	8,24	M. stiptatum (6)	7,65	G. jasminiflora (13)	9,58
	7a	Centrolobium tomentosum	7,99	C. tomentosum	7,42	C. tomentosum	6,76
	8a	Aspidosperma polyneuron (6)	7,8	As. polyneuron	7,23	H. balansae (9)	6,46
	9a	Holocalyx balansae (9)	7,63	H. balansae (9)	7,2	A. polyneuron (6)	6,39
	10a	Aegiphila sellowiana	6,99	A. polyneuron (6)	6,86	^a sellowiana	6,39
		Proporção IVC total	66,01	Proporção IVC total	62,01	Proporção IVC total	62,3
Testemunha	1a.	Trema micrantha (9)	19,34	Trema micrantha (8)	18,37	P. amalago (17)	19,63
	2a	Croton floribundus (7)	15,73	C. floribundus (7)	16,45	T. micrantha (8)	18,86
	3a	Piper amalago (13)	13,74	Piper amalago (14)	15,83	C. floribundus (6)	18,47
	4a	L. muehlbergianus (7)	12,29	L. muehlbergianus (7)	12,29	L. muehlbergianus (8)	13,13
	5a	Cordia magnoliifolia (1)	9,97	G. jasminiflora (9)	9,3	C. magnoliifolia (1)	8,96
	6a	Galipea multiflora (8)	8,81	C. magnoliifolia (1)	8,88	M. stipularis (7)	8,93
	7a	Metrodorea stipularis (7)	8,64	M. stipularis (7)	8,48	G. multiflora (9)	8,58
	8a	Indeterminada 1 (1)	8,61	Indeterminada (1)	7,42	P. gonoacantha	7,51
	9a	Jaracatia spinosa (1)	7,53	Aloysia virgata (1)	7,31	Piper aduncum	7,37
	10a	Piper aduncum (8)	7,49	Piper aduncum (7)	6,91	Aloysia virgata	7,37
		Proporção IVC total	56,08	Proporção IVC total	55,62	Proporção IVC total	59,4

tanto ao crescimento populacional de *Trema micrantha* (ingresso de novos indivíduos), quanto ao declínio (por mortalidade) da população de *R. communis*.

Todas as demais espécies com maior crescimento populacional (10 ou mais indivíduos no estrato arbustivo-arbóreo) no período do estudo eram pioneiras e estavam presentes apenas nas parcelas dos tratamentos de controle das lianas em área total (C e Cp) e em faixas (F): *Solanum erianthum* (nos tratamentos C, Cp e F), *Croton floribundus* (nos tratamentos C e Cp), *Carica papaya*, *Piper amalago* (tratamento C), *Vernonia polyanthes*, *Bauhinia forficata*, e *Aloysia virgata* (tratamento Cp). (Anexos 9 a 13; Tabela 7).

4. DISCUSSÃO:

4.1. Estrato de regeneração

Os maciços de lianas podem inibir a regeneração das espécies arbustivo-arbóreas, tanto pelo efeito de impedimento mecânico e interceptação da luminosidade incidente, afetando a germinação e o estabelecimento de novos indivíduos, quanto pelo aumento da mortalidade e diminuição do crescimento de plântulas e de indivíduos jovens (Putz 1980; 1984; Schnitzer et. al. 2000).

Na área queimada da RMSG as principais alterações observadas no estrato de regeneração dos diferentes tratamentos estiveram associadas ao fato do manejo ter promovido a exposição do solo, possibilitando a emergência de novos indivíduos, e também ter controlado os efeitos negativos das lianas sobre os indivíduos novos já estabelecidos, através das podas de manutenção periódica.

No caso do tratamento de corte restrito das lianas para condução da regeneração (E), o comportamento semelhante ao da testemunha é explicado pelas próprias características da área do estudo, influenciando os resultados do manejo. A área queimada da RMSG apresentava baixa densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos e os maciços de lianas cobrem toda a superfície do solo (Capítulo 1, Figuras 3 e 4). Em função disto, a poda restrita promoveu área

mínima de exposição do solo no tratamento (E), que neste sentido apresentou intensidade ínfima de manejo (Figura 10).

Os dados do próprio estrato de regeneração, obtidos no 1º levantamento, ilustram esta afirmação: em 1998 a área do estudo apresentava densidade média de $0,43 \pm 0,29$ indivíduos arbustivo-arbóreos/m², (soma da densidade média de todas as 20 sub-parcelas e parcelas do experimento $\pm$ desvio padrão), implicando em área de remoção das lianas no tratamento E de aproximadamente 27,4m² ($0,43$ indivíduos/m² x área das parcelas do experimento - 225m² x área da coroa de 0,3m²/indivíduo), ou apenas 12% da área total das parcelas do experimento. Esta proporção foi pouco alterada quando o cálculo foi feito incluindo-se os indivíduos presentes no estrato arbustivo-arbóreo (item 4.2.).

Outro fator que pode ter contribuído para a ausência de diferenças significativas entre o manejo de controle restrito das lianas (E) e a testemunha (T), foi a presença de *Chusquea* sp. como a principal espécie constituinte do estrato de regeneração destes dois tratamentos. *Chusquea* sp. se propagou exclusivamente de forma vegetativa, como fazem todos os bambus em anos não reprodutivos (MaClure 1996) e, pelo menos na escala de tempo compreendida pelo presente estudo, não apresentou sinais de prejuízo pela presença das lianas, pois manteve-se como a espécie mais numerosa no estrato de regeneração (tratamentos E e T).

Ainda no que diz respeito à intensidade do manejo, os resultados obtidos para a densidade de indivíduos do estrato de regeneração (Figura 12), conduzem à interpretação de que há uma intensidade mínima de manejo necessária para promover a regeneração arbustivo-arbórea, a qual teria sido atingida nos tratamentos onde o controle das lianas foi feito em área total nos tratamentos C e Cp – com significativas variações na densidade de indivíduos, composição e estrutura do estrato de regeneração, mas não no tratamento com nível intermediário de manejo (tratamento F – faixas de corte das lianas, atingindo 50% da área das parcelas), que praticamente não apresentou ingresso de novos

indivíduos no estrato de regeneração, com comportamento semelhante ao da testemunha e do tratamento de controle restrito (E).

No entanto, esta interpretação não foi suportada pelos resultados do estrato-arbustivo arbóreo, onde a comparação múltipla das médias (Teste de Tukey), possibilitou verificar que a regeneração florestal foi proporcional à intensidade de manejo (item 4.2). Esta discrepância refletiu problemas com o desenho experimental utilizado, que não permitiu a amostragem adequada do estrato de regeneração do tratamento de faixas de controle das lianas (F).

Isto porque este tratamento caracterizou-se por apresentar maior heterogeneidade interna, presença de faixas com e sem controle das lianas, do que os demais: com parcelas total ou quase totalmente cobertas pelo maciço de lianas x parcelas totalmente sem a cobertura do maciço de lianas. Assim, por exemplo, das 4 sub-parcela sorteadas para a amostragem do estrato de regeneração do tratamento (F), algumas tinham grande parte de sua área (3x3m) coincidindo com as faixas de controle das lianas (2,5m de largura), que não apresentaram regeneração significativa, apesar desta regeneração ter ocorrido, dentro do tratamento F, nas faixas submetidas à controle.

Em função do acima discutido, o efeito do tratamento de faixas de corte das lianas sobre a regeneração florestal será discutido a partir dos resultados obtidos para o estrato arbustivo-arbóreo. Nos demais tratamentos, com maior homogeneidade interna, não houve discrepâncias entre as principais tendências encontradas no estrato de regeneração (angiospermas exceto lianas com altura total maior que 50cm e altura do fuste menor que 1,30m) e estrato arbustivo-arbóreo (árvores e arbustos com altura do fuste igual ou maior a 1,30m).

Os resultados obtidos no estrato de regeneração dos tratamentos onde o controle de lianas foi feito em área total (tratamentos C e Cp), indicam que a remoção do emaranhado de lianas teve efeito semelhante ao provocado por distúrbios severos, que atuam criando “novas áreas” para serem ocupadas por espécies colonizadoras (Westman 1985; Crawley 1986). Na área queimada da RMSG, a ocupação do espaço criado pelo manejo das lianas (tratamentos com

corte em área total – C e Cp), ocorreu de forma rápida, sendo que a partir do 1º. mês após a instalação do experimento (Mai/98) podia-se observar a presença de um “tapete de plântulas” cobrindo a superfície do solo exposta pela remoção das lianas, plântulas estas que iniciaram o ingresso no estrato de regeneração (>50cm), a partir do 3º. mês após a instalação do experimento (Jul/98).

Durante o período do estudo, desde a “abertura da área” pela remoção do emaranhado de lianas, até o 28º. mês após a instalação do experimento, pelo menos três comunidades com características distintas ocuparam o estrato de regeneração das parcelas com controle em área total (C e Cp): comunidade constituída principalmente por espécies herbáceo-arbustivas, entre o 3º e 4º. mês após a instalação do experimento: de *Chusquea* sp, no tratamento C; *Solanum americanum* e *Chusquea* sp. no tratamento Cp, seguidas por: a) comunidade com predomínio de *Trema micrantha* e *Chusquea* sp, e posteriormente dominada por *Chusquea* sp (tratamento C) e b) comunidade dominada por *Trema micrantha* e substituída por comunidade com predomínio de *Trema micrantha* e *Chusquea* sp. (Tratamento Cp).

A presença de espécies ruderais, como *Solanum americanum*, é esperada para as etapas iniciais da regeneração de sítios que, como a área queimada da RMSG, encontram-se cercados por vegetação não natural (Uhl et. al. 1981; Quintana-Ascensio et. al. 1996; Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). A presença do bambu (*Chusquea* sp.), foi devido à rebrota, promovendo o restabelecimento da população que inicialmente encontrava-se estabelecida na área e foi afetada pelo manejo.

Por outro lado, a intensa regeneração apresentada pela pioneira arbórea *Trema micrantha*, cuja população rapidamente suplantou em número de indivíduos as populações das espécies herbáceo-arbustivas, indica que a área queimada da RMSG apresenta capacidade regenerativa para a recuperação da cobertura florestal, mesmo após ter passado por vários anos em fase não florestal, dominada por lianas (Capítulo 1).

Trema micrantha possui reconhecida capacidade de colonização de novas áreas, devido à combinação de características como rápido crescimento, mecanismo eficiente de dispersão por pássaros e elevada longevidade das sementes (até 9 anos), que formam banco de sementes permanente (Dalling et. al. 1997; Castellani & Stubblebine 1993; Vázquez-Yanes 1998). O fato desta espécie ter sido a principal responsável pelo ingresso de novos indivíduos no estrato de regeneração, aliado ao fato de ser a espécie dominante no banco da RMSG (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002; Carvalho 2001), são indicativos de que as sementes armazenadas no solo tiveram importante participação na regeneração da área do estudo (Thompson 1992).

Na comparação entre os dois tratamentos onde foi feito o controle das lianas em área total (C e Cp), observa-se que o tratamento Cp apresentou maior densidade de plantas arbustivo-arbóreas no estrato de regeneração, entre o 6º. e o 9º. mês após a instalação do experimento (Figura 12). A diferença em densidade ($3,8 \text{ ind/m}^2$), nos meses com número máximo de indivíduos (7º e 9º. mês após a instalação do experimento, respectivamente para os tratamentos C e Cp), foi devido principalmente à regeneração espontânea, pois o adensamento artificial (plantio, com espaçamento de $2,5 \times 2,5\text{m}$), introduziu apenas $0,25 \text{ indivíduos/m}^2$.

No entanto, o plantio deve ter contribuído indiretamente para maior regeneração no interior do tratamento Cp, ao promover a movimentação do solo, durante a abertura das covas. A movimentação do solo favorece o recrutamento a partir do banco, pois possibilita que as sementes enterradas sejam expostas à superfície (Garwood 1989). Além disso, *Trema micrantha*, principal responsável pelo ingresso de novos indivíduos no estrato de regeneração, ocupa preferencialmente locais onde houve revolvimento do solo Kwit et. al.(2000).

Cabe a destacar que a implantação do experimento acarretou em ligeira escarificação do solo no interior das parcelas de ambos os tratamentos (C e Cp), durante o rastelamento para remoção do material lenhoso residual do corte das lianas. No entanto, no tratamento Cp a abertura das covas acarretou em

movimentação do solo (revolvimento), sendo que inclusive foi possível observar agregados de plântulas (agregados, com maior densidade de indivíduos), emergindo junto as covas do plantio.

Estes resultados têm grande significado para o manejo, em função da relação negativa existente entre a densidade de lianas com a biomassa e cobertura arbórea (Laurance et. al. 2001; Dewalt et. al. 2000), pois a presença das espécies pioneiras contribuindo para a rápida recuperação da cobertura florestal e inibição da proliferação das lianas possibilita a diminuição dos custos do manejo, ao diminuir a necessidade de podas de manutenção. Isto implica que se as áreas manejadas apresentam banco de sementes de espécies pioneiras, o simples revolvimento do solo, realizado com enxadas ou escavadeiras, pode ser realizado com o objetivo de estimular a regeneração florestal, favorecendo a rápida ocupação da área e o fechamento do dossel. Por outro lado, se a regeneração das pioneiras apresentar densidade suficiente para promover o fechamento do dossel, não haverá necessidade de implementar práticas complementares com este objetivo, como é o caso do adensamento florestal (Rodrigues & Gandolfi 2000).

Nos tratamentos que apresentaram variação significativa em número de espécies, estas variações foram em parte devidas a estadia transitória de espécies herbáceas e arbustivas ruderais no estrato de regeneração; além de *Solanum americanum*, foram as seguintes espécies ruderais encontradas: *Digitaria sacchariflora*, *Emilia sonchifolia*, *Erechtites hieracifolia*, *Ricinus communis*, *Solanum aculeatissimum*, *Solanum americanum*, *Solanum atropurpureum*, *Solanum hirtellum*, *Trixis antimenorrhoea*, *Wulffia baccata*, *Panicum maximum* e *Conyza bonariensis* (Lorenzi 1982) (Anexos 09 a 13).

Conforme já discutido, a presença destas espécies no estrato de regeneração da área do estudo é explicada pelas características das RMSG, que é um fragmento florestal inserido em paisagem onde predominam ecossistemas não naturais no entorno.

Tais espécies tiveram importância, em abundância numérica, efêmera no estrato de regeneração, o que pode ser atribuído ao próprio ciclo de vida, pois diversas delas são anuais ou bianuais (Lorenzi 1982) e também ao fato das áreas abertas pelo manejo das lianas (tratamentos em área total: C e Cp), terem sido rapidamente ocupadas pelas pioneiras arbóreas, em especial *Trema micrantha*. O rápido crescimento dos indivíduos de *Trema micrantha* provocando aumento do sombreamento no nível do solo certamente contribuiu para suprimir a regeneração das espécies ruderais, inclusive aquelas com elevada habilidade invasiva e capacidade competidora, como as gramíneas (Parrota et. al. 1997a, Montagnini 2001), pois tratam-se de plantas exigentes em luminosidade, especializadas para ocupação de ambientes muito perturbados, com elevada radiação solar incidente (Lorenzi 1982). Na área do estudo *Panicum maximum* L. (Capim-colonião), destacou-se como a gramínea mais abundante do estrato de regeneração (tratamento C), sendo que esta é uma das gramíneas cuja presença é considerada “problemática” em áreas em recuperação, pelo seu porte e agressividade (Durigan et. al. 2001).

Após o período inicial de rápidas transformações em função da regeneração das espécies dos estádios iniciais da sucessão (herbáceas, arbustivas e arbóreas), o estrato de regeneração das áreas manejadas (tratamentos C e Cp, com maior intensidade de corte das lianas) tendeu a assumir características semelhantes às existentes antes do manejo: com densidade muito baixa de indivíduos arbustivo-arbóreos jovens, principalmente de espécies não pioneiras (em sua maioria indivíduos da flora original, que permaneceram neste estrato durante o período do estudo), e tendo *Chusquea* sp., como a espécie mais abundante.

Esta tendência já havia se consolidado nas sub-parcelas do tratamento com corte em área total (C), ao final do período do estudo (28º mês após a instalação do experimento), quando não haviam mais indivíduos de *Trema micrantha* no estrato de regeneração e *Chusquea* sp. compareceu com 59% do número total de indivíduos amostrados. Nas sub-parcelas do tratamento com corte em área

total e plantio (Cp), o declínio da população de *Trema micrantha* foi mais lento, de maneira que na última avaliação realizada (28º. mês após a instalação do experimento), esta espécie ainda era a mais abundante do estrato de regeneração, porém com apenas 2 indivíduos a mais que *Chusquea* sp.

4. 2. *Estrato arbustivo-arbóreo (plantas arbustivo-arbóreas com altura do fuste igual ou maior a 1,30m):*

Os resultados obtidos acerca da composição e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo, permitem uma melhor avaliação dos efeitos do manejo, porque as populações de plântulas são altamente variáveis em curtos períodos, em função de fatores como a intensa pressão demográfica, elevada susceptibilidade a predadores e a micro-variações ambientais (Swaine 1990; Garwood 1992). Apesar disto, cabe salientar que nas áreas manejadas, o impacto decorrente da rebrota das lianas, afetando o crescimento das plântulas e conseqüente o recrutamento de novos indivíduos para o estrato arbustivo-arbóreo, foi igualmente anulado através das podas de manutenção periódica (2 podas/ano).

Na análise temporal das variações ocorridas dentro de cada tratamento, os resultados obtidos para o número de indivíduos reproduziram as principais tendências observadas no estrato de regeneração: o aumento na densidade de indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo foi estatisticamente significativo apenas nos tratamentos de corte de lianas em área total (C e Cp), mas não no tratamento de faixas de corte das lianas (F), condução da regeneração (E) e testemunha.

Por outro lado, ao se analisar estas variações é possível visualizar que o ingresso de novos indivíduos acompanhou a quantidade de “espaço” gerado pelo manejo, isto é (Tabela 2): manejo ausente (testemunha – aumento médio de 0,5 indivíduos no período), restrito a “coroa” do entorno dos indivíduos liberados (tratamento E – aumento médio de 6,5 indivíduos), em 50% (tratamento F – aumento médio de 47,75 indivíduos) e 100% das área das parcelas (tratamentos C e Cp – aumento médio de respectivamente 127,75 e 271,25 indivíduos).

Neste último caso, para uma mesma proporção de área aberta pela remoção do maciço de lianas (100% da área total da parcela), a regeneração tendeu a ser maior (mas não superior estatisticamente), onde houve revolvimento do solo, concordando com o discutido anteriormente, de que a movimentação do solo promoveu a regeneração das espécies arbustivo-arbóreas, provavelmente devido à contribuição das sementes estocadas no solo.

Cabe destacar que a variância em torno das médias foi elevada, de maneira que os tratamentos podiam apresentar grandes diferenças na proporção de indivíduos e esta diferença não ser significativa ao nível estatístico (ex: tratamentos com corte de lianas em área total com e sem plantio, com respectivamente 645 e 1169 indivíduos em 2000), porém certamente teve implicações ecológicas, como por exemplo em relação ao grau de sombreamento dos estratos inferiores, pois tratava-se, em sua maioria, de indivíduos da mesma espécie (*Trema micrantha*), e com a mesma idade (estabelecidos na área após o manejo).

Na comparação entre os tratamentos de corte em área total com e sem plantio, percebe-se que a maior proporção da diferença entre tratamentos no ano 2000 (diferença de 524 indivíduos), foi devido à regeneração natural (427 indivíduos), e não à própria densidade de indivíduos plantados e que ingressaram no estrato arbustivo-arbóreo (97 indivíduos).

Em termos práticos, ambos os tratamentos (C e Cp), apresentaram densidade de regeneração suficiente para promover o fechamento do dossel, dispensando a necessidade de plantio. Por outro lado, os resultados obtidos indicam que o revolvimento do solo se constitui em alternativa para promover o adensamento da cobertura arbórea.

É importante salientar que o cálculo da densidade foi feito a partir da área total das parcelas. Se isto fosse feito considerando-se apenas a área submetida ao corte das lianas, onde efetivamente ocorreu a emergência de novos indivíduos, o tratamento F (área de manejo = 112,5m²), por exemplo, apresentaria em 2000 densidade média de 4.244,44 indivíduos novos/ha, pouco

inferior à do tratamento C (5.677,77 indivíduos novos/ha em 2000). O mesmo poderia ser esperado em relação ao tratamento E (área de manejo estimada em 146m^2)¹, pelo fato de que nossos resultados refletiram mais as diferenças nos tamanhos das áreas disponibilizadas ao estabelecimento de novos indivíduos do que a quantidade de indivíduos encontrados dentro delas.

Conforme já discutido, estas respostas estão relacionadas com as características da área queimada da RMSG, que no momento da instalação do experimento apresentava baixa densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos e presença do maciço de lianas cobrindo toda a superfície do solo. Isto é, a quantidade de árvores e arbustos jovens nas áreas manejadas era muito pequena, de maneira que a expressiva maioria dos ingressos ocorridos no estrato arbustivo-arbóreo ao longo do período do estudo foi devida ao crescimento de indivíduos estabelecidos nas parcelas após a realização do manejo (na área total das parcelas, nas faixas de controle das lianas, e na “coroa” dos indivíduos “liberados”).

Por outro lado, o controle das lianas promoveu o crescimento das árvores e arbustos existentes no interior das parcelas, conforme indicado pela comparação entre o tratamento de poda restrita para condução da regeneração (E) e a testemunha, pois o primeiro apresentou aumento significativo de área basal no período do estudo (de $5,41$ para $8\text{m}^2/\text{ha}$), e o segundo não (com variação de $2,55$ a $3,09\text{m}^2/\text{ha}$). No entanto, este resultado não é conclusivo, devido a heterogeneidade interna da área e as diferenças existentes entre os tratamentos, no início do experimento. O melhor crescimento das árvores quando liberadas da carga de lianas é explicada pelo fato de que as lianas competem com as árvores por água, luz, espaço e nutrientes (Schnitzer & Bongers 2002), sendo que para algumas espécies arbóreas o efeito negativo de supressão do crescimento é proporcional à carga de lianas (Clark & Clark 1990).

¹ Estimativa baseada no número médio de indivíduos com altura >50cm existentes dentro das parcelas deste tratamento ($=523$) x área de $0,28\text{m}^2$, correspondente as “coroas” no entorno destes indivíduos

Nas áreas submetidas ao manejo (área total dos tratamentos C e Cp; faixa de controle das lianas no tratamento F), a densidade de indivíduos regenerantes foi suficiente para promover fechamento do dossel, e em Março de 2000 estas áreas apresentavam estrato arbustivo-arbóreo bem definido, com altura em torno de 3,0m, correspondente à altura média das principais pioneiras constituintes do dossel: *T. micrantha*, *Ricinus communis*, *Solanum erianthum* e *Vernonia polyanthes*.

A presença da espécie arbustiva ruderal *Ricinus communis* com elevada densidade de indivíduos no estrato arbustivo-arbóreo no tratamento de corte de lianas em área total e plantio (Cp), 12 meses após a instalação do experimento (ano de 1999) está de acordo com o discutido anteriormente, de que espécies típicas de habitats não florestais podem ocupar novas áreas abertas no interior de fragmentos florestais, que sofrem as influências da matriz onde se encontram inseridos.

Esta espécie provavelmente teve na chuva de sementes a principal forma de ingresso à área do estudo, pois possui sementes oleaginosas, tipicamente recalcitrantes e de baixa viabilidade (Molina & Schobert 1995). Tal suposição é reforçada pelo fato de *Ricinus communis* não ocorrer no banco de sementes da RMSG (Grombone 1999; Carvalho 2001). A dominância inicial (ano de 1999) de *Ricinus communis* no estrato arbustivo-arbóreo do tratamento Cp pode ser atribuída à sua velocidade de crescimento, superior à de *Trema micrantha*, que foi a espécie mais abundante no estrato de regeneração deste tratamento. Entre 1999 e 2000 (12 e 24 meses após a instalação do experimento), *Trema micrantha* suplantou *Ricinus communis* como espécie mais importante do estrato arbustivo-arbóreo do tratamento Cp. Isto foi devido tanto ao crescimento populacional de *Trema micrantha*, quanto ao declínio por mortalidade da população de *Ricinus communis*, pois trata-se de espécie de ciclo de vida curto, em torno de 2-3 anos (Lorenzi 1982).

A velocidade da regeneração não variou dentro dos tratamentos onde foi feito o manejo (E, F, C e Cp), no sentido de que em todos eles o ingresso de

novos indivíduos no estrato arbustivo arbóreo ocorreu a partir do 1º. ano após a instalação do experimento, refletindo o rápido crescimento das pioneiras. De maneira geral o padrão também não variou, no sentido de que *Trema micrantha* foi a espécie arbórea que apresentou maior crescimento populacional no interior dos tratamentos. Na comparação entre 1998 e 2000, constata-se que *Trema micrantha* contribuiu com 74%, 55%, 72% e 62% dos novos indivíduos (amostrados apenas em 2000), encontrados respectivamente no interior dos tratamentos com corte de lianas em área total (C), corte de lianas em área total e plantio (Cp), faixas de corte de lianas (F) e tratamento de corte restrito para condução da regeneração (E).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS:

Nossos resultados confirmam a hipótese inicial deste estudo, de que o corte das lianas hiperabundantes acelera a regeneração florestal. Na área queimada da RMSG o manejo promoveu a exposição do solo e possibilitou o estabelecimento de plântulas que tinham a germinação impedida pela presença do maciço de lianas.

O efeito da intensidade de manejo sobre a composição e a estrutura da comunidade arbustivo-arbórea refletiu as características do sítio: na área queimada da RMSG, apenas os tratamentos com maior intensidade de manejo (com corte de lianas em faixas e em área total, tratamentos F, C e Cp), tiveram significativas alterações na dinâmica do estrato de regeneração e/ou composição e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo, a partir de indivíduos estabelecidos na área após o manejo das lianas. Em sítios com características distintas, como bordas de fragmentos florestais com elevada densidade de liana, mas fisionomia predominantemente florestal, é possível que menores intensidades de manejo das lianas conduzam ao adensamento do estrato arbustivo-arbóreo, se houver maior contribuição de indivíduos já estabelecidos na área e que podem ter seu crescimento acelerado apenas pelo corte restrito das lianas.

A área queimada da RMSG apresentou potencial de regeneração para as fases iniciais da sucessão florestal, de maneira que a introdução das pioneiras através do plantio não acarretou em aceleração da velocidade de restauração do dossel arbóreo, que ocorreu de forma igualmente rápida nos dois tratamentos com corte de lianas em área total (com e sem plantio), devido principalmente à contribuição de novos indivíduos provenientes da regeneração natural.

Havendo disponibilidade de propágulos para a regeneração das espécies pioneiras, recomenda-se proceder ao revolvimento do solo como estratégia para aumentar o recrutamento a partir do banco de sementes e promover o adensamento da cobertura arbórea. Em climas estacionais tal prática deve ser realizada na estação chuvosa, pois mesmo reduzidos períodos de déficit hídrico podem acarretar em prejuízo à germinação das sementes e crescimento das plântulas (Kozłowski 2002).

Os resultados obtidos, indicando que houve manutenção das tendências gerais da regeneração entre os tratamentos com diferentes intensidades de controle das lianas, tem importante significado prático, ao permitir maior flexibilidade no cronograma e “desenho” do manejo: o corte das lianas pode ser realizado de maneira descontínua, por exemplo, entre trechos com maior facilidade de acesso, e progressiva, diluindo os custos no tempo, dentro da área objeto, sem prejuízo às respostas obtidas.

Cabe salientar que a velocidade da regeneração florestal no interior de áreas abertas varia grandemente, em função das características do sítio: isto é, o retorno das espécies arbóreas pode ser imediato se houver sementes estocadas no banco e as condições abióticas forem favoráveis (por exemplo, estação chuvosa), ou levar décadas, no caso de escassez de propágulos (banco e chuva de sementes) e solo degradado (Finegan 1992; Guariguata & Ostertag 2001; Brow & Lugo 1990). Neste sentido, nossos resultados indicam que a presença das lianas não comprometeu a capacidade regenerativa da área queimada da RMSG, pois após mais de 6 anos em fase não florestal, dominadas pelas lianas (Capítulo 1), as áreas manejadas foram prontamente ocupadas pelas espécies arbóreas

pioneiras, dando origem a uma floresta secundária em seu interior (nas faixas de controle das lianas e na área total dos tratamentos C e Cp).

No entanto, o padrão das etapas iniciais da regeneração das áreas manejadas reproduz exatamente o ocorrido nesta mesma área após a passagem do fogo e antes do estabelecimento da atual comunidade dominada por lianas, objeto do manejo (Capítulo 1). Este resultado vai de encontro ao discutido anteriormente, de que trechos perturbados (ou novas áreas abertas) de fragmentos florestais podem apresentar um “pulso” de regeneração florestal promovido pelas espécies arbóreas típicas dos estágios iniciais da regeneração, ao invés de uma contínua e pré-determinada substituição de espécies arbóreas com diferentes exigências ecológicas.

Os dados do estrato de regeneração são indicativos neste sentido, pois após as transformações iniciais relacionadas principalmente com a regeneração das espécies ruderais e pioneiras, a comunidade regenerante passou a ser constituída principalmente pelos indivíduos de *Chusquea* sp.

Estes resultados também tem fortes implicações para o manejo, pois assim como as lianas, os bambus do gênero *Chusquea* também são favorecidos por distúrbios, apresentando habilidade para rapidamente ocupar e inibir a regeneração florestal no interior de clareiras (Tabarelli & Mantovani 1999).

Neste sentido, pode-se afirmar que a velocidade de fechamento do dossel é um “fator chave” para a recuperação de florestas dominadas por lianas, contribuindo para regular a densidade das próprias lianas e de outras espécies heliófitas oportunistas de clareiras (gramíneas ruderais, bambus), com elevada habilidade para (re)ocupar as áreas manejadas.

Na área queimada da RMSG o manejo das lianas deu origem a um sistema florestal efêmero – comunidade florestal dominada por *Trema micrantha* (Capítulo 1), e que está sujeito às influências dos ecossistemas não florestais do entorno, tais como o a presença do efeito de borda (Capítulo 1) e chuva de sementes de espécies exóticas ruderais. Neste sentido, nossos resultados estão de acordo com o discutido por Engel et. al. (1998), de que a presença exagerada das lianas

é apenas um indicativo de perda da sustentabilidade dos ecossistemas florestais, e não a causa primária.

Sob esta perspectiva, os resultados obtidos no presente estudo indicam que o controle da hiperabundância das lianas potencializa a recuperação da cobertura arbórea, mas a evolução do sistema florestal deve ser garantida por medidas complementares de manejo que conduzam à aceleração da regeneração das espécies não pioneiras no interior das áreas manejadas.

Deve-se ter claro que o papel do manejo das lianas foi o de possibilitar a ocupação das áreas manejadas pelas espécies pioneiras iniciais, de rápido crescimento (early pioneer), eficientes colonizadoras de habitats não florestais (Deslow 1987). O sucesso da restauração deve ser garantido por medidas complementares de manejo que conduzam à aceleração da regeneração das espécies não pioneiras no interior das áreas manejadas, tais como:

1) Semeadura ou plantio de enriquecimento, utilizando-se espécies com ciclo de vida longo, com diferentes exigências ecológicas e facilitadoras da sucessão (i.e. espécies atrativas para a fauna) (Rodrigues & Gandolfi 2000; Parrota et. al. 1997 a,b).

2) Instalação de poleiros artificiais para atrair a avifauna dispersora de sementes. Apesar de *Trema micrantha* ser uma espécie zoocórica, cujos frutos são consumidos por aves (Vasquez-Yanes 1998), as características estruturais da floresta também influenciam no espectro de aves que serão atraídas para a comunidade (Wunderle Jr. 1997). A floresta dominada por *Trema micrantha* possui estrutura simplificada (apenas um estrato bem definido - dossel), e a instalação de poleiros artificiais funciona neste sentido, aumentando a complexidade estrutural da área e portanto contribuindo para incrementar a chegada de espécies que são dispersas pela avifauna (Melo 1997).

Por fim, se o manejo das lianas está inserido dentro de uma proposta maior, de conservação dos ecossistemas florestais, as práticas locais de promoção da regeneração arbustivo-arbóreas (controle das espécies hiperabundantes, revolvimento do solo, enriquecimento, etc....), devem ser

acompanhadas por medidas de controle dos principais fatores que ameaçam a manutenção das espécies no interior destes ecossistemas, tais como efeito de borda (Murcia 1995), fragmentação e isolamento reprodutivo (Turner et. al. 1996; Primack & Rodrigues 2001) e poluição (Leitão Filho 1993).

6. BIBLIOGRAFIA:

- Brown, S. & Lugo, A.E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*. v. 6, n.1, p. 1-32.
- Bullock, S.H. Abundance and allometrics of vines and self-supporting plants in a tropical deciduous forest. *Biotropica*. V. 22, n. 1, pg. 106-109. 1990.
- Carvalho, R. W. O banco de sementes de um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, UNICAMP. 56p. Campinas, 2.001.
- Castellani, T. T. & Stubblebine, W. H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica*, 16(2), p. 181-203. 1993.
- Clark, D.B. & Clark, D.A. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody heniepiphytes in a Costa Rican Tropical Wet Forest. *Journal of tropical ecology*, 6:321-31. 1990.
- Crawley, M.J. 1986. The structure of plant communities. In: CRAWLEY, M.J. (ed.). *Plant Ecology*. Oxford. Blackwell Scientific Publ. p 1 - 50.
- de Rouw, A. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation. Taï rain forest, Côte d'Ivoire. *J. Trop. Ecol.* 9: 347-408. 1993.
- Dewalt SJ, Schnitzer SA, Denslow JS. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian owl forest. *Journal of Tropical Ecology* .16: 1-19, Part 1 2000
- Dillenburg, L.R. ; Whigham, D.F. ; Teramura, A.H. , Forseth In. Effects of vine competition on availability of light, water and nitrogen to a tree host (*Liquidambar styraciflua*). *American Journal of Botany*, 80: 224-52. 1993a.
- Durigan, G. ; Melo, A. C. G. , Max, J.C.M. , Bôas, O.V. & Contiêri, W. A. *Manual para recuperação das matas ciliares do Oeste Paulista*. São Paulo: Páginas & Letras – Editora e Gráfica. 16p. 2.001.
- Emmons, L.H. & Gentry, A.H. Tropical forest structure and the distribution of gliding and prehensil-tailed vertebrates. *American naturalist*, 121: 513-24. 1983.
- Engel, V. L. , Fonseca, R.C.B. & Oliveira, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*. 12 (32). 43-64. 1998.
- Ewel, J. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica*. 12:2-7. 1980.
- Finegan, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management*, v. 46, p. 295-321.
- Fox, J.E.D. Logging damage and the influence of climber cutting prior to logging in the lowland dipterocarp forest on Sabah. *The Malayan Forester*. v.31, n.4, pg. 326-47. 1968.
- Gandolfi, S. *História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas, (São Paulo, Brasil)*. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, UNICAMP, SP. 532 p. 2.000.
- Gartner, B.L. ; Bullock, S.H. Mooney, H.A, Brown, B. & Whitbeck, J. Water transport properties of vine and tree stems in a tropical deciduous forest. *Am. J. Bot.* , 77: 742-49. 1990.
- Garwood, N.C. Tropical soil seed bank: a review. In: Leck, M.A. Parkes, V. T & Simpson, R. L. (eds). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press. Pg. 149-209. 1989.
- Gentry, A. H. Lianas and the " paradox " of contrasting latitudinal gradients in wood and litter production. *Tropical ecology*. 23(10), 63-67. 1983
- Gentry, A. H. ; Dodson, C. Contribution of non trees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica*, 19(2):149-56. 1987

- Gomes, F.P. *Curso de Estatística Experimental*. São Paulo: Livraria Nobel. pg. 19-23. 1982.
- Grombone, M. T. G. *Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração*. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, UNICMAP. 150p. 1999.
- Grombone-Guaratini, M.T. & Rodrigues, R.R. 2002. Seed bank and seed rain in a semideciduous mesophytic forest, South-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. (no prelo).
- Guariguata, M. R. & Ostertag, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, v.148, n. 1-3, 185-206. 2001.
- Hegarty, E. E. Leaf litter production by lianes and trees in a subtropical Australian rain forest. *Journal of tropical ecology*. 7:201-14. 1991.
- Hegarty, E. E. & Caballé, G. Distribution and abundance of vines in forest communities. In: Putz, F.E.; Mooney, H. A. Ed. *The biology of vines*. Cambridge: Cambridge University Press. pg. 357-75. 1991.
- Horvitz, C. C.; Pascarella, J.B. ; McMann, S. Freedman, A. & Hofstetter, R. H. Functional roles of invasive non-indigenous plants in hurricane-affected subtropical hardwood forests. *Ecological Applications*, 8 (4), pg. 947-74. 1998.
- Kozlowski, T.T. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 58: 195-221. 2002.
- Kwit, C. ; Platt, W.J. ; Slater, H.H. Post-hurricane regeneration of pioneer plant species in south Florida subtropical hardwood hammocks. *Biotropica*. 32 (2), 244-251. 2000.
- Lamprecht, H. *Silvicultura nos trópicos*. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit. 343p. 1990.
- Laurance, W.F. ; Ferreira, L.V. ; Rankin-De-Merona, J.M. & Laurance, S. Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, 79 (6), pg. 2032-40. 1998.
- Laurance, W.F. ; Perez-Salicrup, D. Delamonica, P., Fearnside, P.M., D'Angelo, S.; Jerzolinski, A. ; Pohl, L. , Lovejoy, T.E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*. 82: (1) 105-16. 2001.
- Lorenzi, H. *Plantas Daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais*. Nova Odessa, Editora Plantarum. 425 p. 1982.
- Leitão, H.F. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. São Paulo: Unesp, 1993, 184p. 1993
- McClure, F. A. *The Bamboos. A fresh perspective*. Harvard University Press, Cambridge. 347 p. 1966.
- Martins, F. R. *Estrutura de uma floresta mesofila* Campinas, S.P. : Unicamp, 246p. 1991.
- Melo, V. A. *Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento no Estado de Minas Gerais*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/MG. 40 p. 1997.
- Molina, S.M. & Schobert, C. Micropropagation of *Ricinus communis*. *Journal of plant physiology*. 147:(2), 270-72. 1995.
- Montagnini, F. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: Experiences from Latin America. *Interciência*. 26 (10): 498. 2001.
- Morellato, P.C. & Leitão Filho, H.F.B.. Introdução. In: Morellato, P.C. & Leitão Filho, H.F. (Orgs.). *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana. Reserva de Santa Genebra*. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 1995. pg. 15-18. 1995.

- Morellato, L.P.C. & Leitão-Filho, H.F. Reproductive phenology of climbers in a southeastern Brazilian forest. *Biotropica*, v. 28, n.2, pg. 180-91. 1996.
- Murcia C. Edge effects in fragmented forests - implications for conservation *Trends Ecol Evol.* 10: (2) 58-62. 1995
- Nave, A.G. 1999. Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto. Dissertação de Mestrado, Depto. de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", ESALQ/USP. 167 p.
- Neil, P.E. Climber problems in Solomon Islands forestry. *Commonw. For. Rev.* 63:27-34. 1984.
- Parren, M. and Bongers, F. Does climber cutting reduce felling damage in southern Cameroon? *For. Ecol. Manage.* 141, 175-188.2001.
- Parrota, J. A. ; Turnbull, J. W. & Jones, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, v. 99, pg. 1-7. 1997a.
- Parrota, J. A.; Knowles, O. H. & Wunderle Jr., J.M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia . *Forest Ecology and Management*. v. 99, PG. 21-42. 1997.
- Phillips, O. L. & Gentry, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*, v. 263, pg. 954-958. 1994.
- Pinard M.A., Lutz F.E., Licona J.C. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecol Manag.* 116: (1-3) 247-252. 1999.
- Primack,R.B.; Rodrigues,E. *Biologia da conservação*. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328p. 2001.
- Putz, F. E. Lianas vs. Trees. *Biotropica*. 12: 224-25. 1980.
- Putz, F.E. Silvicultural effects of lianas . In: Putz, F.E.; Mooney, H. A. Ed. *The biology of vines*. Cambridge: Cambridge University Press. pg. 493-501. 1991.
- Putz, F.E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica*, v. 19, p. 334-41. 1984.
- Putz, F.E. & Windsor, D.M. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica*. 19 (4):334-341. 1987.
- Peñalosa, J. Dinâmica de crescimento de lianas. In: Gómez-Pompa,A; Del Amo, R.S. *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, Mexico*. Mexico, Alhambra Mexicana, v.2. pg. 147-69. 1985.
- Quintana-Ascensico, P.F.; Gonzales-Espinosa, M.; Ramirez-Marcial, N.; Domínguez-Vazquez, G. & Martinez-Ico, M. Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from milpa fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 28: 192-209. 1996.
- Rodrigues,R.R.; Nave,A.G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: rodrigues,r.r.; leitão filho,H.F. *Matas ciliares conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da USP/FAPESP, 2000. p.45-71. 2000:
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In Rodrigues,R.R.; Leitão Filho,H.F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. 2000.
- Santos, F.A. M. , Rodrigues, R.R., Tamashiro, J.Y. & Shepherd, G.J. The dynamics of tree populations in a semideciduous forest at Santa Genebra reserve, Campinas, SE, Brazil. *Supplement to Bulletin of the Society of América.* 77 (3): 389-41. 1996.
- Savage, M. Germination of forest species under an anthropogenic vine mosaic in Western Samoa. *Biotropica*, 24(3): 460-62. 1992.

- Schettino, S. Efeitos do corte de cipós sobre a dinâmica de sucessão, crescimento e produção de uma Floresta Ombrófila densa secundária na Reserva Florestal de Linhares, ES. *Tese de Mestrado*, Curso de Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa. 1999.
- Schnitzer, S. A. ; Dalling, K. W. & Carson, W.P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology*. v. 88, 655-66. 2000.
- Schnitzer, S. A. & Bongers, F. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in ecology and Evolution*. Vol. 17., No. 5. pp. 223-30. 2002.
- Stevens, G. C. Lianas as structural parasites: the *Bursera simaruba* example. *Ecology*. 68(1): 77-81. 1987.
- Tabanez, A.A.J. & Viana, V.M. Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. *Biotropica*, v. 32, n. 4B, pg. 925-33. 2000.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica Montana. *Rer. Brasil. Biol.* 59 (2): 251-61. 1999.
- Thompson, K. The functional role ecology of seed banks. In: Fenner, M. *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. CAB INTERNACIONAL. pg.231-258. 1992.
- Turner, P.M.; Chua-K.S., Ong-J.S.Y., Soon, B .C. Tan, T.W. A century of plant species loss from an isolated fragment lowland tropical rain forest. *Conservation biology*, 10 (4), 1229-1244. 1996.
- Uhl, C. , Clark, K., Clark, H & Murphy, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. *Journal of Ecology*. 69: 631-49. 1981.
- Vandermeer, J. H. 1994. Disturbance and neutral competition theory in rain forest dynamics. *Ecol. Modelling*. 85: 99-111.
- Vázquez-Yanes, C. *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae): A promising neotropical tree for site amelioration of deforest land. *Agroforestry systems* , 40: 97-104. 1998.
- Viana, V.M. & Tabanez, A.A. J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: J. Schellas & R. Greenberg (eds) . *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington D.C. p. 151-67. 1996.
- Vidal E.; Johns, J. Gerwing.J.J. ; Barreto, P.; Uhl, C. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. *Forest ecology and management*. 98:105-14. 1997.
- Walker, B.H. Human impacts on tropical forest dynamics. In: Riswan, S.; Hartanti, L.; Hirose, T. (eds). *Global change and terrestrial ecosystems in monsoon Asia* . *Vegetatio*. 121 (1-2). 41-52. 1995.
- Westman, W.E. Sucession and resilience of ecosystems. In: Westman, W. E. (Ed.): *Ecology, Impact, Assessment and Enviromental planning*. P.480-523. 1985.
- Whitmore, T.C. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: Gomes-Pompa, A. , Whitmore, T.C.; Hadley, M ed. *Rain forest regeneration and management*. Paris:Unesco. Pg. 67-89. 1989.
- Williams-Linera, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology*. 78:356-73. 1990.
- Wunderle Jr. , J.M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*. 99 (1-2) 223-235.1997.
- Zar, J.H. *Biostatistical analysis*. Ed. Pretice Hall, New Jersey. 1984.
- Zuidema, P. A.; Sayer, J. A; Dijkman, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case form intermediate-sized conservation areas. *Enviromental Conservatio*, 23, 290-297.1996.

Capítulo 2 – ANEXOS

ANEXO 1. Calendário das atividades realizadas durante a coleta de dados em campo.

ATIVIDADES	ANOS																							
	1998												1999											
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F
Instalação do experimento	X	X																						
Controle periódico de lianas						X				X		X							X		X			
Levant. fitossociológico (Altura do fuste >1,3m)		X	X									X	X									X	X	
Acompanhamento flora de plantas jovens (altura > 50cm e altura fuste < 1,30m)		X			X	X	X	X	X	X	X	X			X				X		X			X

ANEXO 2. Estrato de regeneração.

Número de indivíduos das espécies amostradas no estrato de regeneração do tratamento com controle da hiperabundância de lianas em área total, Área queimada da RMSG, Campinas/SP.

ESPÉCIES		Ano						Ano					
		abr	jul	ago	set	out	nov	jan	mar	jun	out*	jan	ago
Arbustivo-arbóreas	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	0	0	0	0	2	2	4	4	3	0	3	3
	<i>Galipea jasminiflora</i> (A. St. Hil.) Engl.	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
	<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A. St. Hil.)	5	4	5	5	5	5	5	4	5	3	6	6
	<i>Inga vera</i> Wild.	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Ixora gardneriana</i> Benth	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	2	1	1	2	1	1	2	2	2	0	2	1
	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Piper amalago</i> L.	2	1	1	1	2	3	3	3	3	3	4	3
	<i>Solanum erianthum</i> D. Don	0	0	1	1	2	2	2	1	1	0	0	0
	<i>Trema micrantha</i> Blume	0	8	43	54	85	86	73	45	28	5	9	8
	<i>Trichilia claussoni</i> C.DC.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0
Sub-totais		12	17	54	66	101	103	94	64	47	14	29	25
Herbáceas-arbustivas	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Justicia lythroides</i> (Ness) V.A.	6	5	9	9	16	16	18	18	18	17	17	17
	<i>Chusquea</i> sp.	0	15	33	31	45	41	64	87	87	0	84	73
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	0	2	2	4	6	5	1	1	1	0	16	7
	<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	0	0	1	2	2	2	2	0	0	0	0	0
	<i>Solanum americanum</i> Mill	0	5	7	8	8	7	0	0	0	0	0	1
	<i>Solanum atropurpureum</i> Schrank	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
	<i>Solanum hirtellum</i> (Spreng.) Hassler	2	3	3	3	2	2	1	1	0	2	0	0
	<i>Trixis antimenorrhoea</i> (Schrank)	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Wulffia baccata</i> O. Kuntze	0	4	5	5	5	5	5	5	5	0	4	0
	Sub-totais	8	37	64	64	86	80	92	112	111	19	121	98
Indeterminada		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
TOTAIS		20	54	118	130	187	183	186	176	158	33	151	124

Densidade (No.Ind/m²) 0,56 1,50 3,28 3,61 5,19 5,08 5,17 4,89 4,39 0,92 4,19 3,44

* Mês em que foram perdidos os dados referentes a parcela do bloco de repetições No. 1.

ANEXO 3. Estrato de regeneração.

Número de indivíduos das espécies amostradas no estrato de regeneração do tratamento com controle da hiperabundância de lianas em área total e plantio (Cp), Área queimada da RMSG,

ESPÉ CIES		1998						1999					
		abr1	jul	ago	set*	out	nov*	jan	mar	jun	out	jan	ago
Arbustivas-arbóreas	<i>Actinostemon communis</i> (Müell. Arg.) Pax.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pavon) Juss.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
	<i>Capsicum baccatum</i> L.	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
	<i>Galipea jasminiflora</i> (A. St. Hil.) Engl.	1	1	1	0	1	1	2	2	2	0	2	1
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A. St. Hil.) Taub.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. et. Zucc.	1	0	0	0	2	1	2	2	2	2	2	1
	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	2	2	2	1	2	2	3	3	3	2	3	2
	<i>Ricinus communis</i> L.	0	3	3	3	3	1	2	0	0	0	0	0
	<i>Solanum erianthum</i> D. Don	0	1	1	1	3	1	11	5	3	2	4	0
	<i>Trema micrantha</i> Blume	3	3	11	30	121	37	203	177	158	106	99	41
	<i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.	1	0	1	1	7	9	12	10	4	2	2	0
	Sub-totais	13	15	24	41	144	56	241	205	176	119	117	50
Herbáceas-subarbustivas	<i>Porofilum ruderalis</i> (Jacq.) Cass.	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0
	<i>Poaceae</i> sp.	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
	<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) Hubbart.	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Digitaria sacchariflora</i> (Raddi) Hernr.	0	0	1	1	1	0	2	2	1	0	0	0
	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Erechtites hieracifolia</i> (L.) Raf.	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Heliotropium transalpinum</i> Vell.	0	0	0	0	0	0	2	2	1	2	3	2
	<i>Lasiacis ligulata</i> Hitch & Chase	0	0	1	0	2	2	2	2	1	1	2	3
	<i>Chusquea</i> sp.	0	5	12	11	16	17	23	27	24	22	29	39
	<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	0	0	0	0	0	1	2	2	2	2	2	1
	<i>Solanum americanum</i> Mill	0	17	24	20	28	22	4	1	2	1	1	0
	<i>Solanum atropurpureum</i> Schrank	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0
	<i>Solanum hirtellum</i> (Spreng.) Hassler	6	6	6	0	5	7	5	5	5	0	5	4
	<i>Solanum</i> sp.	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
	<i>Trixis antimenorrhoea</i> (Schrank) Mart.	0	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0
	<i>Wulffia baccata</i> O. Kuntze.	0	1	2	0	3	3	3	3	3	1	1	1
	Sub-totais	6	33	51	34	61	57	51	47	40	29	43	50
	Indeterminada 1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
	Indeterminada 2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
TOTAIS		19	48	75	75	205	113	293	254	217	149	161	101
Densidade (No.Ind/m ²)		0,53	1,33	2,08	2,08	5,69	3,14	8,14	7,06	6,03	4,14	4,47	2,81

* Meses em que foram perdidos os dados referentes a parcela do bloco de repetições N° 3.

Continuação ANEXO 6.

ESPÉCIES		1998						1999					
		abr	jul	ago	set*	out*	nov*	jan	mar	jun*	out*	jan*	ago
	Sub-totais (arbustivo-arbóreas)	11	11	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
H/su	<i>Lacisias ligulata</i>	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3	1	3
	<i>Chusquea</i> sp.	38	38	38	22	18	33	54	49	0	21	30	65
	Sub-totais (herbáceo-arbustivas)	39	39	40	24	20	35	57	52	3	24	31	68
TOTAIS		50	50	52	36	32	47	69	64	15	36	43	80
Densidade (No.Ind/m ²)		1,39	1,39	1,44	1,00	0,89	1,31	1,92	1,78	0,42	1,00	1,19	2,22

ANEXO 7. Estrato de regeneração.

Quadro da análise de variância (a) com aplicação do teste F (b), testando quais variáveis apresentaram interação significativa entre tratamentos x meses. IND = no. de indivíduos, Ssp = no. de espécies, N. Arb = números de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas, N. her = No. de indivíduos de espécies herbáceas-subarbustivas, N. Chu. = No. de indivíduos da espécie *Chusquea* sp, Recrut. = No. de indivíduos recrutados para o estrato arbustivo-arbóreo. G.L. = Graus de liberdade. F.V. = fonte de variação. Valores de $Pr > f$ menores que 0,05 ou 0,01 indicam que a fonte de variação analisada é significativa respectivamente ao nível de 5% e 1% de probabilidade.

F.V.	GL	QUADRADO MÉDIO					
		IND	Spp.	N. Arb	N. her	N.Chu	Recrut.
Trat	4	8816,623	309,78	4746,09	1742,24	992,252	394,25
Bloco	3	5183,265	40,2368	676,209	4624,59	5109,73	92,5038
Resíduo A (trat x bloco)	12	2206,463	19,3566	1348,2	1277,25	1187,96	114,041
Mês	11	1068,113	8,7916	495,079	151,227	114,864	118,611
Mês x trat	44	362,872	3,2552	312,608	56,474	40,364	53,153
Mês (Trat 1)	44	7859	50,0227	2949,68			1395,03
Mês (Trat 2)	44	44,15274	10,2318	16,2601			3,25E-28
Mês (Trat 3)	44	20041	180,668	16635			2499,25
Mês (Trat. 4)	44	436,3439	1,79091	11,9159			1,35E-27
Mês (Trat. 5)	44	257,6023	0,23209	1,04051			0,92061
Resíduo B	142	178,84	1,12	103,39	57,15	56,13	11,76
Média		20,48	3,99	9,71	10,73	7,56	2,41
CV %		65,30	26,54	104,67	70,40	99,07	141,76

Anexo 7 (b)

F.V.	Pr > f					
	IND	Spp.	N. Arb	N. Herb	N. bamb	Recrut
Tratamento x Meses	0,001	0,0001	0,0001	0,5021	0,8969	0,0001
Mês (Trat 1)	0,0001	0,0001	0,0049			0,0001
Mês (Trat 2)	1,0000	0,6115	1,0000			1,0000
Mês (Trat 3)	0,0001	0,0001	0,0001			0,0001
Mês (Trat. 4)	0,9959	0,9994	1,0000			1,0000
Mês (Trat. 5)	0,9996	1,0000	1,0000			1,0000

ANEXO 8. Estrato de regeneração.

Quadro com resultados da aplicação do teste F nas análises de regressão polinomial. Os asteriscos indicam que a Fonte de variação (F.V.) analisada é significativa, ao nível de 5% (*) ou 1% (**) de probabilidade. IND = no. de indivíduos, Ssp = no. de espécies, N. Arb = números de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas, Recrut. = No. de indivíduos recrutados para o estrato arbustivo-arbóreo. G.L. = Graus de liberdade. R.L. = regressão linear ; R.Q. = Regressão quadrática.

	F.V.	G.L.	QUADRADO MÉDIO			
			IND	Spp.	N. Arb.	Recrut.
T1	R.L.	1	588,66*	1,279	194,082	1130,07**
	R.Q.	1	3545,644**	18,2374**	764,424**	96,8536**
T2	R.L.	1	1465,25**	0,644	985,548**	2291,19**
	R.Q.	1	12618,3**	113,86**	10296,3**	48,9899*
T3	R.L.	1	6,646	0,8072	0,526	0
	R.Q.	1	12,952	3,6286*	3,427	0

ANEXO 9. Estrato arbustivo-arbóreo (DAP >0).

Número de indivíduos (No. ind.), Área basal (Ar. Bas.) e índice de Valor de Cobertura das espécies amostradas nos 3 levantamentos fitossociológicos (1998, 1999 e 2000) do estrato arbustivo arbóreo (DAP>0). **Tratamento de corte de lianas em área total (C).** G.E. = grupo ecológico, P= pioneiras, Si = secundária inicial, St= Sec. Tardia, Sb= espécie do subosque, Sc = espécie não caracterizada sucessionalmente.

G.E.	ESPÉCIE	No.Ind			Ar.Bas.			IVC		
		1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000
P	<i>Trema micrantha</i>	2	124	379	0,0021	0,038	0,18	1,95	46,46	78,84
P	<i>Zanthoxylum fagara</i>	1	1	1	0,0044	0,006	0,005	3,2	1,82	1,82
P	<i>Vernonia polyantes</i>	1	3	10	0,0008	0,004	0,018	1,7	1,31	0,77
P	<i>Urera baccifera</i>	5	7	8	0,0495	0,056	0,064	0,91	1,6	3,53
Sb	<i>Trichilia clausenii</i>			1			3E-04	14,48	11,61	8,35
P	<i>Solanum erianthum</i>		21	34	0	0,012	0,039			0,19
P	<i>Solanum atropurpurem</i>		4			8E-04			8,86	9,61
P	<i>Solanum argenteum</i>			1			3E-04		1,43	
P	<i>Solanaceae1</i>			3			0,002			0,2
Si	<i>Savia dictiocarpa</i>	1	1	1	8E-05	8E-05	3E-04			0,64
P	<i>Ricinus communis</i>		7	10		0,006	0,009	0,76	0,33	0,19
Si	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	1	1	0,0085	0,012	0,015		3,89	2,09
P	<i>Piper amalago</i>	14	17	24	0,0002	0,003	0,029	2,59	2,24	1,81
P	<i>Piper aduncum</i>	1	5	6	0,0125	0,021	0,003	13,15	8,9	6,93
St	<i>Ormosia arborea</i>	1	1	1	0,0009	0,001	0,001	0,8	2	1,27
Sb	<i>Metrodorea stipularis</i>	4	4	4	0,0036	0,006	0,009	3,76	2,32	1,66
Si	<i>Maytenus aquifolium</i>	1	1	3	1E-05	2E-04	3E-04	0,75	0,35	0,5
Si	<i>Maclura tinctoria</i>	2	2	2	0,0559	0,057	0,06	13,62	10,18	7,03
Si	<i>Machaerium stiptatum</i>	1	1	1	0,0049	0,005	0,005	1,81	1,13	0,72
St	<i>Machaerium paraguariensis</i>	1	1	1	0,0012	0,001	0,001	1,01	0,52	0,33
Si	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	8	9	9	0,0994	0,101	0,116	27,55	19,69	14,37
P	<i>Jaracatia spinosa</i>	2	2	4	0,0173	0,011	0,022	5,25	2,42	3,1
Sc	<i>Indeterminada 3</i>			1			1E-04			0,18
Sc	<i>Indeterminada 2</i>			1			2E-04			0,19
Sc	<i>Indeterminada 1</i>			2			6E-04			0,37
Sb	<i>Hybanthus atropurpureus</i>			4			8E-04			0,7
St	<i>Holocalix balansae</i>	2	2	2	0,0084	0,01	0,012	3,32	2,23	1,64
Sb	<i>Guapira sp1</i>	3	3	3	0,0028	0,005	0,006	2,85	1,78	1,18
Sb	<i>Guapira opposita</i>	1	1	1	0,0007	7E-04	0,001	0,9	0,44	0,27
Sb	<i>Galipea multiflora</i>	3	3	4	0,0036	0,005	0,005	3,01	1,74	1,21
St	<i>Diospyrus inconstans</i>			1			1E-04			0,17
P	<i>Croton floribundus</i>	11	10	27	0,0463	0,052	0,071	18,25	11,87	12,06
St	<i>Crhrysophyllum gonocarpum</i>	1	1	2	0,0006	0,001	0,002	3,37	2,46	2,19
Si	<i>Colubrina glandulosa</i>	1	1	1	0,0121	0,013	0,018	0,88	0,54	0,52
P	<i>Centrolobium tomentosum</i>	5	5	6	0,0071	0,01	0,006	5,27	3,28	1,54
P	<i>Casearia sylvestris</i>	1	1	1	0,008	0,009	0,011	2,48	1,79	1,36
Si	<i>Casearia gossypiosperma</i>			1			4E-04			0,2
St	<i>Cariniana estrellensis</i>	2	2	2	0,0082	0,009	0,009	3,26	2,1	1,3
P	<i>Carica papaya</i>		6	12		0,002	0,008		2,29	2,75
St	<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	1	1	0,0023	0,004	0,004	1,24	0,98	0,65
Si	<i>Astronium graveolens</i>	4	4	4	0,013	0,015	0,015	5,8	3,73	2,34
St	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	5	5	6	0,0177	0,019	0,033	7,57	4,8	4,61
P	<i>Aloysia virgata</i>	1	1	4	0,0278	0,032	0,033	6,79	5,68	4,33
P	<i>Alchornea glandulosa</i>	1	1	1	0,0067	0,007	0,008	2,2	1,43	1
P	<i>Aegiphila sellowiana</i>	2	2	2	0,0186	0,021	0,026	5,52	4,18	3,19
Si	<i>Acacia polyphylla</i>	1	1	1	0,0018	0,004	0,006	1,14	1,05	0,85
P	<i>Abutilon fluviatile</i>	43	45	50	0,0139	0,044	0,04	35,1	21,81	12,24

ANEXO 10. Estrato arbustivo-arbóreo (DAP >0)..Número de indivíduos (No. ind.), Área basal (Ar. Bas.) e Índice de Valor de Cobertura (IVC) das espécies amostradas nos 3 levantamentos fitossociológicos (1998, 1999 e 2000) do estrato arbustivo-arbóreo (DAP>0). **Tratamento de corte de lianas em área total e plantio (Cp).** G.E. = grupo ecológico, P= pioneiras, Si = secundária inicial, St= Sec. Tardia , Sb= espécie do subosque, Sc = espécie não caracterizadas susseccionalmente.

G.E.	ESPÉCIE	No. ind.			Ar. Basal			IVC		
		1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000
P	<i>Abutilon fluviatile</i>	8	8	17	0,00525	0,00717	0,00899	10,92	2,15	2,18
Si	<i>Bauphoroedendron riedelianum</i>	1	1	1	0,00144	0,00164	0,00159	1,57	0,36	
St	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1	1	1	0,00419	0,00564	0,00566	2,31	0,85	0,55
St	<i>Cariniana estrellensis</i>	3	3	3	0,01951	0,01864	0,02009	8,78	2,75	1,9
St	<i>Crhrysophyllum gonocarpum</i>	1	1	2	0,00168	0,00258	0,0042	1,64	0,47	0,51
St	<i>Eugenia sp1</i>			1			0,00036			0,12
St	<i>Holocalix balansae</i>	2	2	3	0,0007	0,00111	0,00158	2,57	0,46	0,39
St	<i>Nectandra megapotamica</i>	2	2	2	0,09845	0,09456	0,1101	28,65	11,83	9,13
Si	<i>Astronium graveolens</i>	4	4	3	0,00952	0,00979	0,01044	7,3	1,83	1,11
Si	<i>Casearia gossypiosperma</i>	2	2	2	0,00197	0,00515	0,00385	2,9	0,95	0,48
Si	<i>Colubrina glandulosa</i>	1	1	1	0,01743	0,01743	0,02011	5,84	2,28	1,73
Si	<i>Cordia magnoliifolia</i>	1	1	1	0,01331	0,02407	0,03331	4,74	3,09	2,8
Si	<i>Helicteris ovata</i>	1	1	1	0,00559	0,00841	0,00848	2,68	1,18	0,78
Si	<i>Inga striata</i>	2	2	2	0,00685	0,00856	0,01016	4,21	1,37	1
Si	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	3	4	4	0,0009	0,00222	0,00305	3,81	0,91	0,59
Si	<i>Machaerium stipitatum</i>	2	2	3	0,00073	0,00135	0,00258	2,57	0,48	
Si	<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	1	1	0,00067	0,00128	0,00212	1,37	0,32	0,47
Si	<i>Maytenus aquifolium</i>	1	1	2	0,00031	0,00056	0,00088	1,27	0,23	0,26
Si	<i>Maytenus robusta</i>			1			0,00019			0,11
Si	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	3	3	3	0,01642	0,02131	0,02837	7,95	3,07	2,57
Si	<i>Zanthoxylum petiolare</i>			1			0,00037			0,12
Sc	Indeterminada 4	1	1	1	0,00816	0,01269	0,0155		0,18	0,11
Sc	Indeterminada 5			3			0,00034			0,29
Sc	Indeterminada 6			1			5,4E-05			0,11
Sc	Lauraceae 1	1	1	1	0,00816	0,012700	0,0155	3,37	1,7	1,35
Sb	<i>Actinostemon communis</i>	1	1	3	0,00008	0,00026	0,00036	1,21	0,19	0,29
Sb	<i>Allophylus edulis</i>	1	1	1	0,00103	0,00145	0,00227	1,46	0,34	0,27
Sb	<i>Galipea multiflora</i>			3			0,00185			0,41
Sb	<i>Guapira opposita</i>	1	2	2	0,00056	0,00182	0,00279	1,34	0,54	0,4
Sb	<i>Hybanthus atropurpureus</i>			5			0,00075			0,49
Sb	<i>Metrodorea stipularis</i>	3	3	3	0,00908	0,00881	0,01106	5,99	1,55	1,16
Sb	<i>Pisonia ambigua</i>	2	2	2	0,02475	0,03603	0,01828	8,98	4,71	1,66
P	<i>Aloysia virgata</i>	2	3	14	0,01466	0,01151	0,03815	6,29	1,88	4,31
P	<i>Bauhinia forficata</i>		4	34		0,00361	0,0304		1,08	5,38
P	<i>Carica papaya</i>			2			0,0013			0,19
P	<i>Centrolobium tomentosum</i>	1	1	2	0,00463	0,00512	0,00545	2,42	0,78	0,61
P	<i>Cestrum laevigatum</i>			1			0,00019			0,56
P	<i>Croton floribundus</i>	4	5	26	0,02143	0,03155	0,05051	10,48	4,64	6,33
P	<i>Jaracatia spinosa</i>	1	1	1	0,00964	0,01398	0,01398	3,76	1,86	1,23
P	<i>Luehea divaricata</i>			5			0,00037			0,46
P	<i>Piper amalago</i>	10	9	10	0,01191	0,01184	0,01369	15,08	2,88	1,97
P	<i>Ricinus communis</i>		264	199		0,24012	0,31731		71,46	42,85
P	<i>Solanum aculeatissimum</i>		3			0,00418	0		0,39	
P	<i>Solanum atropurpureum</i>		2			0,00055	0		0,99	
P	<i>Solanum erianthum</i>		81	99		0,03206	0,07559		17,1	14,62
P	<i>Trema micrantha</i>		175	603		0,06364	0,21967		35,51	69,47
P	<i>Urera baccifera</i>	5	5	6	0,0259	0,0579	0,04613	12,86	7,85	4,27
P	<i>Vernonia polyanthes</i>	13	21	87	0,03803	0,05298	0,08557	25,63	9,81	14,41

ANEXO 11. Estrato arbustivo-arbóreo(DAP >0).

Número de indivíduos (No. ind.), Área basal (Ar. Bas.) e Índice de Valor de Cobertura (IVC) das espécies amostradas nos 3 levantamentos fitossociológicos (1998, 1999 e 2000) do estrato arbustivo arbóreo (DAP>0). Tratamento de faixas de controle das lianas (F). G.E. = grupo ecológico, P= pioneiras, Si = secundária inicial, St= Sec. Tardia, Sb= espécie do subosque, Sc = espécie não caracterizada sussecionalmente.

G.E	ESPÉCIE	No. ind.			Ar. Basal			IVC		
		1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000
Si	<i>Acacia polyphylla</i>	1	1	1	0,003	0,008	0,016	1,92	2,7	3,16
St	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1	2	1	5E-05	1E-04	2E-04	1,04	1,48	0,38
St	<i>Bauphourodendron riedelianum</i>			1			5E-05			0,35
St	<i>Cariniana estrellensis</i>		1	1		1E-04	8E-05		0,76	0,36
St	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	1	1	2	1E-04	2E-04	3E-04	1,05	0,76	0,75
St	<i>Holocalix balansae</i>	1	1	1	0,006	8E-05	1E-04	3,21	0,74	0,36
St	<i>Myroxylon peruiferum</i>			1			5E-05			0,35
St	<i>Myrtaceae 2</i>		1	1		3E-04	4E-04		0,79	0,42
Si	<i>Astronium graveolens</i>	1	2	3	7E-04	0,002	0,003	1,27	1,92	1,53
Si	<i>Casearia gossypiosperma</i>	1	1	1	3E-04	4E-04	0,001	1,14	0,82	0,54
Si	<i>Cordia magnoliifolia</i>	3	3	3	0,026	0,033	0,04	11,85	10	8,01
Si	<i>Dalbergia frutescens</i>	1	1	1	8E-04	0,002	0,003	1,29	1,16	0,86
Si	<i>Heisteria silvianii</i>	1	1	1	7E-04	8E-04	1E-03	1,26	0,92	0,51
Si	<i>Helicteris ovata</i>	10	12	12	0,055	0,079	0,098	28,83	27,24	21,27
Si	<i>Inga vera sub. Affinis</i>	4	4	4	0,021	0,023	0,025	11,11	8,45	5,76
Si	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	4	4	4	3E-04	0,001	0,001	4,18	3,15	1,62
Si	<i>Machaerium stiptatum</i>	1	1	1	1E-04	6E-05	2E-04	1,06	0,74	0,39
Si	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	7	7	8	0,006	0,012	0,017	9,19	7,94	5,81
Si	<i>Rhandia armata</i>		1	1		2E-04	4E-04		0,78	0,42
Si	<i>Sequiaria langsdorfii</i>	2	2	2	0,006	0,008	0,007	4,1	3,26	1,83
Si	<i>Zanthoxylum petiolare</i>	1	1	1	2E-04	7E-04	8E-04	1,1	0,9	0,49
Sc	<i>Indeterminada 7</i>	1	1	1	0,002	0,002	0,002	1,54	1,15	0,66
Sb	<i>Galipea multiflora</i>	4	5	5	0,001	0,002	0,004	4,51	4,16	2,4
Sb	<i>Guapira opposita</i>	1	2	3	1E-03	1E-03	0,001	1,35	1,69	1,24
Sb	<i>Guapira sp1</i>			1			2E-04			0,38
Sb	<i>Guarea kunthiana</i>	1	1	1	0,004	0,004	0,005	2,37	1,77	1,13
Sb	<i>Hybanthus atropurpureus</i>	1	1	3	7E-05	4E-04	4E-04	1,04	0,83	1,1
Sb	<i>Metrodorea stipularis</i>	8	8	9	0,01	0,012	0,015	11,38	8,75	5,8
Sb	<i>Trichilia pallida</i>	1	1	1	3E-04	6E-04	9E-04	1,11	0,87	0,5
P	<i>Alchornea glandulosa</i>	1	1	1	0,013	0,014	0,015	5,53	3,96	2,93
P	<i>Aloysia virgata</i>			1			2E-04			0,38
P	<i>Baccharis dracunculifolia</i>			1	0	0	0,002			0,66
P	<i>Cecropia glaziovii</i>	1	1	1	0,006	0,007	0,008	3,1	2,46	1,73
P	<i>Centrolobium tomentosum</i>	2	2	2	0,027	0,028	0,034	11,24	8,15	6,63
P	<i>Croton floribundus</i>	6	6	10	0,028	0,045	0,056	15,75	15,05	13,26
P	<i>Croton salutaris</i>	3	3	3	0,056	0,073	0,079	22,09	19,53	14,86
P	<i>Cyphomandra divaricata</i>			1			5E-04			0,44
P	<i>Jaracatia spinosa</i>	1			0,002			1,55		
P	<i>Piper aduncum</i>	1	1	1	1E-04	0,001	4E-04	1,06	0,98	0,41
P	<i>Piper amalago</i>	16	22	22	0,006	0,015	0,021	18,56	19,56	11,27
P	<i>Ricinus communis</i>			1			1E-04			0,37
P	<i>Solanum aculeatissimum</i>		1			1E-04			0,73	
P	<i>Solanum atropurpureum</i>		1			2E-05				0,38
P	<i>Solanum concinnum</i>			1			2E-04		0,75	
P	<i>Solanum erianthum</i>			24			0,01			9,98
P	<i>Trema micrantha</i>	9	33	143	0,008	0,039	0,099	11,87	33,35	66,64
P	<i>Vernonia polyanthes</i>			1			5E-04			0,43
P	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1	1	0,004	0,004	0,005	2,35	1,74	1,25

ANEXO 12. Estrato arbustivo-arbóreo(DAP >0). Número de indivíduos (No. ind.), Área basal (Ar. Bas.) e Índice de Valor de Cobertura (IVC) das espécies amostradas nos 3 levantamentos fitossociológicos (1998, 1999 e 2000) do estrato arbustivo arbóreo (DAP>0). **Tratamento de controle restrito para condução da regeneração (E).** G.E. = grupo ecológico, P= pioneiras, Si = secundária inicial, St= Sec. Tardia, Sb= espécie do subosque. Sc = espécie não caracterizada susseccionalmente.

G.E.	ESPÉCIE	No. ind.			Ar. Basal			IVC		
		1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000
Sb	<i>Actinostemon communis</i>	1	1	1	0,0006	0,0006	0,0007	0,85	0,81	0,71
P	<i>Aegiphila sellowiana</i>	4	4	4	0,0197	0,0248	0,0283	6,99	6,80	6,39
P	<i>Aloysia virgata</i>	8	6	7	0,0554	0,0826	0,0799	17,24	17,42	15,41
St	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	6	6	6	0,0166	0,0185	0,0194	7,81	7,23	6,39
Si	<i>Astronium graveolens</i>	1	1	1	0,0020	0,0025	0,0027	1,15	1,11	0,99
St	<i>Campomanesia guaviroba</i>			1			0,0002			0,65
St	<i>Cariniana estrellensis</i>	1	1	1	0,0026	0,0026	0,0026	1,27	1,13	0,98
St	<i>Cedrela fissilis</i>	1	1	1	0,0184	0,0223	0,0254	4,52	4,26	4,14
P	<i>Centropogon tomentosum</i>	7	7	7	0,0139	0,0152	0,0175	7,99	7,42	6,76
St	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	2	2	0,0044	0,0050	0,0052	2,38	2,23	1,96
Si	<i>Colubrina glandulosa</i>	12	12	12	0,1309	0,1509	0,1636	35,66	32,59	30,12
Si	<i>Cordia ecaliculata</i>	2	2	2	0,0574	0,0675	0,0797	13,25	12,17	12,29
P	<i>Croton floribundus</i>	2	3	3	0,0127	0,0184	0,0238	4,06	5,07	5,16
P	<i>Croton salutaris</i>	2	2	2	0,0159	0,0264	0,0359	4,72	5,63	6,21
Si	<i>Cupania vernalis</i>	1	1	1	0,0047	0,0056	0,0058	1,70	1,60	1,42
Si	<i>Dalbergia frutescens</i>	2	2	2	0,0012	0,0015	0,0016	1,72	1,67	1,46
Sb	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	1	1	1	0,0024	0,0029	0,0033	1,20	1,18	1,07
St	<i>Eugenia sp1</i>	1	1	1	0,0002	0,0002	0,0002	0,78	0,74	0,65
Sb	<i>Galipea multiflora</i>	12	12	13	0,0078	0,0094	0,0112	10,42	10,07	9,58
Sb	<i>Guapira opposita</i>	1	1	1	0,0002	0,0005	0,0018	0,77	0,80	0,87
Sb	<i>Guapira sp1</i>	1	1	1	0,0001	0,0001	0,0013	0,76	0,74	0,80
St	<i>Guatteria nigrescens</i>	1	1	1	0,0054	0,0117	0,0120	1,84	2,57	2,28
St	<i>Holocalix balansae</i>	9	9	9	0,0049	0,0049	0,0065	7,63	7,20	6,45
Sb	<i>Hybanthus atropurpureus</i>			1			0,0001			0,62
Si	<i>Inga striata</i>	1	1	1	0,0002	0,0003	0,0003	0,77	0,76	0,66
Si	<i>Inga marginata</i>	1	1	1	0,0046	0,0058	0,0079	1,68	1,63	1,71
P	<i>Jaracatia spinosa</i>	2	2	2	0,0091	0,0100	0,0117	3,33	3,01	2,86
Si	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	3	3	5	0,0035	0,0043	0,0073	2,93	2,83	4,10
St	<i>Machaerium paraguayensis</i>	1	1	1	0,0001	0,0005	0,0006	0,76	0,79	0,70
Si	<i>Machaerium stiptatum</i>	8	8	7	0,0115	0,0122	0,0117	8,25	7,66	5,94
Si	<i>Maytenus aquifolium</i>	1	1	1	0,0005	0,0007	0,0009	0,83	0,83	0,74
Sb	<i>Metrodorea nigra</i>	3	3	3	0,0024	0,0027	0,0032	2,70	2,57	2,29
Sb	<i>Metrodorea stipularis</i>	5	6	6	0,0059	0,0088	0,0110	4,89	5,69	5,23
St	<i>Myrtaceae 2</i>	1	1	2	0,0004	0,0008	0,0016	0,81	0,83	1,45
P	<i>Piper amalago</i>	16	15	15	0,0246	0,0295	0,0409	16,83	15,41	14,94
Si	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	1	1	0,0061	0,0073	0,0048	2,00	1,88	1,28
P	<i>Rapanea umbellata</i>	2	2	2	0,0014	0,0032	0,0045	1,75	1,94	1,86
Si	<i>Roupala montana</i>	1	1	1	0,0033	0,0037	0,0037	1,41	1,30	1,13
P	<i>Trema micrantha</i>	3	5	19	0,0073	0,0207	0,0320	3,69	6,86	16,17
Sb	<i>Trichilia clausenii</i>	1	1	1	0,0004	0,0003	0,0004	0,81	0,76	0,67
Sb	<i>Trichilia pallida</i>	1	1	1	0,0010	0,0011	0,0008	0,93	0,88	0,73
P	<i>Urera baccifera</i>	2	4	5	0,0019	0,0024	0,0044	1,86	3,24	3,69
P	<i>Vernonia polyanthes</i>	2	2	2	0,0024	0,0057	0,0090	1,95	2,33	2,48
Si	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	1	1	1	0,0001	0,0001	0,0002	0,76	0,73	0,64
Si	<i>Zanthoxylum petiolare</i>	1	1	1	0,0115	0,0170	0,0177	3,27	3,31	2,92
P	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1	2	0,0124	0,0163	0,0166	3,10	3,41	3,69

ANEXO 13. Estrato arbustivo-arbóreo (DAP >0).

Número de indivíduos (No. ind.), Área basal (Ar. Bas.) e Índice de Valor de Cobertura (IVC) das espécies amostradas nos 3 levantamentos fitossociológicos (1998, 1999 e 2000) do estrato arbustivo arbóreo (DAP>0). TESTEMUNHA (T). G.E. = grupo ecológico, P= pioneiras, Si = secundária inicial, St= Sec. Tardia, Sb= espécie do subosque e Sc= espécie não caracterizada.

G.E.	ESPÉCIE	No. ind.			Ar. Basal			IVC		
		1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000
P	<i>Piper amalago</i>	13	14	17	0,006	0,011	0,0144	13,73	15,84	19,63
P	<i>Trema micrantha</i>	9	8	8	0,0273	0,0322	0,0333	19,34	18,37	18,86
P	<i>Croton floribundus</i>	7	7	6	0,0229	0,0293	0,0369	15,73	16,45	18,47
Si	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	6	7	7	0,0104	0,011	0,0131	12,29	12,29	13,13
Si	<i>Cordia magnoliifolia</i>	1	1	1	0,0215	0,0224	0,0224	9,98	8,88	8,96
Sb	<i>Metrodorea stipularis</i>	7	7	7	0,0062	0,0071	0,0083	8,65	8,48	8,93
Sb	<i>Galipea multiflora</i>	8	9	9	0,0045	0,0047	0,0026	8,81	9,3	8,57
Si	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2	3	3	0,0075	0,0101	0,0137	4,9	6,16	7,51
P	<i>Aloysia virgata</i>	1	1	1	0,0083	0,018	0,018	4,37	7,31	7,37
P	<i>Piper aduncum</i>	8	7	7	0,0014	0,0027	0,004	7,49	6,91	7,37
P	<i>Jaracatia spinosa</i>	1	1	1	0,0158	0,0158	0,0158	7,54	6,51	6,56
Si	<i>Inga vera sub.affinis</i>	4	4	4	0,0062	0,0067	0,0071	6,09	5,81	5,98
Si	<i>Astronium graveolens</i>	3	3	3	0,0078	0,0091	0,0092	5,88	5,8	5,88
Sb	<i>Hybanthus atropurpureus</i>	5	5	6	0,0005	0,0004	0,0004	4,52	4,37	5,22
Sb	<i>Trichilia pallida</i>	3	3	3	0,0061	0,0065	0,007	5,16	4,89	5,07
St	<i>Cariniana estrellensis</i>	2	2	2	0,0082	0,0085	0,0086	5,21	4,74	4,8
Sb	<i>Trichilia clausenii</i>	4	4	3	0,0035	0,0044	0,0039	4,95	4,97	3,96
P	<i>Urera baccifera</i>	3	3	3	0,0022	0,0027	0,0038	3,51	3,5	3,92
Sb	<i>Mollinedia widgrenii</i>	1	1	1	0,0062	0,0075	0,0073	3,48	3,53	3,5
St	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	2	2	0,0059	0,0058	0,0049	4,21	3,79	3,48
Sb	<i>Guapira opposita</i>	1	1	1	0,0075	0,0066	0,0066	4,04	3,23	3,23
Si	<i>Acacia polyphylla</i>	2	2	2	0,008	0,0097	0,0035	5,13	5,19	2,97
P	<i>Centrolobium tomentosum</i>	2	2	2	0,0021	0,0028	0,0033	2,63	2,71	2,9
P	<i>Aegiphila sellowiana</i>	1	1	1	0,0048	0,0048	0,005	2,9	2,59	2,66
Si	<i>Sequoiella langsdorffii</i>	1	1	1	0,0035	0,0027	0,0035	2,34	1,82	2,12
Si	<i>Casearia gossypiosperma</i>	2	2	2	0,0006	0,0006	0,0006	1,97	1,92	1,91
Sb	<i>Pisonia ambigua</i>	1	1	1	0,0006	0,0017	0,0025	1,12	1,44	1,76
St	<i>Bauphoroedendron</i>	1	1	1	0,0007	0,0022	0,0025	1,15	1,65	1,74
Si	<i>Machaerium stiptatum</i>	1	1	1	0,0022	0,0025	0,0025	1,81	1,73	1,74
Sc	Indeterminada 8	1	1	1	0,0001	0,0011	0,0013	1,77	1,62	1,62
Sc	Indeterminada 9	1	1	1	0,0183	0,0183	0,0044	0,92	1,24	1,3
Si	<i>Coutarea hexandra</i>	1	1	1	0,0011	0,0011	0,0011	1,33	1,23	1,24
P	<i>Solanum erianthum</i>	1	1	1	0,0005	0,0008	0,0009	1,09	1,13	1,16
Si	<i>Rollinia silvatica</i>	1	1	1	9,00E-05	0,0002	0,0005	0,9	0,93	1,03
P	<i>Casearia sylvestris</i>	1	1	1	0,0005	0,0003	0,0004	1,06	0,96	1
St	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1	1	1	0,0001	0,0003	0,0003	0,92	0,94	0,94
Si	<i>Maytenus aquifolium</i>	1	1	1	3,00E-05	0,0001	0,0002	0,88	0,89	0,92
P	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>		1	1	0	7,00E-05	9,00E-05		0,88	0,87
St	<i>Holocalix balansae</i>	2	2	1	1,00E-05	4,00E-05	4,00E-05	1,73	1,71	0,86
St	<i>Cariniana legalis</i>	1	1	1	5,00E-05	5,00E-05	2,00E-05	0,88	0,87	0,85
Si	<i>Rhandia armata</i>	1			0,0003	0	0	0,97		
Sc	Indeterminada 10	1	1		0	0,0044	0,0044	8,61	7,42	

ANEXO 14. Estrato arbustivo-arbóreo.

Quadro da análise de variância conjunta (a) com aplicação do teste F (b) para verificar a existência de interação entre Tratamentos e Anos. Variáveis consideradas: IND. = número de indivíduos, Spp = Número de espécies, Ar. Bas. = área basal total, Vol = volume total.

(a)

Fonte de Variação	GL	QUADRADO MÉDIO			E(QM)
		IND	Spp.	Ar. Bas	
Trat	4	34530,73	48,14	0,05	$s^2+4s^2_{at}+3s^2_{tn}+ Q_t$
Bloco	3	8292,64	135,88	0,05	$s^2+5s^2_{ab}+3s^2_{tn}+15s^2_b$
Resíduo A (trat x bloco)	12	5072,16	76,40	0,01	$s^2+3s^2_{tb}$
Ano	2	41858,72	128,72	0,04	$s^2+5s^2_{ab}+4s^2_{at}+20s^2_a$
Ano x trat	8	13165,30	19,47	0,01	$s^2 +4s^2_{at}$
Ano x bloco	6	1716,36	0,52	0,00	$s^2 +5s^2_{ab}$
Resíduo B	24	2043,67	2,07	0,00	s^2
Média		72,57	16,68	0,16	
CV %		62,30	8,63	13,50	

(b)

Fonte de Variação	Pr>F		
	IND	Spp.	Ar. Bas.
Trat. x Ano	0,0002	0,0001	0,0001

ANEXO 15. Estrato arbustivo-arbóreo.

Quadro da análise de variância conjunta com desdobramento dos Tratamento nos diferentes Anos, com aplicação do Teste F. (*) Interação significativa ao nível de 5% e (**) interação significativa ao nível 1% de probabilidade. IND = no. de indivíduos, Spp = número de espécies, Ar. Bas = área basal total (m²), GL = graus de liberdade.

Fonte de Variação	GL	IND	SPP	AR BAS
Bloco	3	8292,64	135,88	0,046
Resíduo A (trat x bloco)	12	5072,16	76,4	0,01
Ano	2	41858,72	128,72	0,041
Ano x bloco	6	1716,36	0,52	0
Trat (Ano 0)	4	134,7 ^{n.s}	17,78 ^{**}	0,009 ^{**}
Trat (Ano 1)	4	11464 [*]	15,2 ^{**}	0,014 ^{**}
Trat (Ano 2)	4	49263 ^{**}	52,7 ^{**}	0,033 ^{**}