

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Instituto de Biologia

Fabiano Turini Farah

***FAVORECIMENTO DA REGENERAÇÃO DE UM TRECHO
DEGRADADO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL***

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biologia da UNICAMP,
para obtenção do Título de
Mestre em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Campinas, junho de 2003

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP**

F221f **Farah, Fabiano Turini**
Favorecimento da regeneração de um trecho degradado de floresta estacional
semidecidual / Fabiano Turini Farah. --
Campinas, SP:[s.n.], 2003.

Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas.
Instituto de Biologia.

1. Biologia vegetal. 2. Regeneração. 3. Fogo. I. Rodrigues, Ricardo Ribeiro
II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Data da Defesa: 24/06/2003.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos

Prof. Dr. Waldir Mantovani

Prof. Dr. Sergius Gandolfi

Agradecimentos

Agradeço ao Prof. Ricardo Rodrigues, por mais esta importantíssima oportunidade de trabalho e aprendizado.

Agradeço aos Profs. Waldir Mantovani e Flávio Santos, pela dedicação na leitura e crítica do trabalho, bem como pelas valiosas recomendações durante a defesa.

Agradeço aos Profs. Natália Ivanauskas, Luiza Kinoshita e Sergius Gandolfi, que leram o trabalho na pré-banca, contribuindo com importantes sugestões; O Prof. Sergius além disso, é grande referência bibliográfica para meu trabalho.

Agradeço a Adriana Rozza, referência bibliográfica número um e grande incentivadora de meu trabalho;

Agradeço aos Profs. dos Deptos. de Botânica e Ecologia da UNICAMP, com os quais tive grande apoio teórico, e que tanto se empenham por nossa capacitação. Em especial, agradeço ao Prof. Tamashiro pela amizade.

Agradeço aos companheiros de atividades culturais e desportivas, entre eles, os que me ajudaram nos trabalhos de campo e laboratório – Francisco Antonioli, Ricardinho Viani, Denis Araki, Aneliza Melo, Tiago Breier, Flávio Soares Júnior, Diego Demarco, Rosemary Oliveira, Roque Cielo Filho, Ana Paula Gonçalves e Fabiano Scarpa.

Agradeço à Diretoria da Mata de Santa Genebra, pelo grande apoio.

Agradeço à UNICAMP e à Coordenadoria do Curso de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, pela grande oportunidade de aprendizado.

Agradeço à CAPES, cujo apoio foi fundamental no Mestrado.

Por fim, agradeço aos meus pais, Eliot & Ciléia, que têm essa mania de acreditar em mim mais do que eu mesmo; agradeço também ao tio Mané e à tia Zeza, sempre presentes nos momentos mais importantes.

Índice Geral

1. RESUMO GERAL	1
2. INTRODUÇÃO GERAL.....	8
3. CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA.....	11
3.1. SUCESSÃO SECUNDÁRIA E MANEJO	11
3.2. A FORMAÇÃO DE CLAREIRAS	15
3.3. AS GILDAS VEGETAIS EM VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA	16
3.4. DISPERSÃO DE SEMENTES	21
3.5. BANCO DE SEMENTES.....	23
3.6. CLAREIRAS E REGENERAÇÃO	26
3.7. A INFLUÊNCIA DAS LIANAS NA DINÂMICA FLORESTAL	31
4. OBJETIVO GERAL	36
5. A ÁREA DE ESTUDO - INFORMAÇÕES GERAIS.....	36
CAPÍTULO 1 - EXPERIMENTO A: VINTE MESES DA DINÂMICA DE REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES APÓS MANEJO, NUM TRECHO DEGRADADO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM PARCELAS SEM COBERTURA ARBUSTIVO-ARBÓREA; RESERVA MUNICIPAL DE SANTA GENEVRA, CAMPINAS - SP.....	40
1. INTRODUÇÃO	40
2. OBJETIVO	41
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
3.1. HISTÓRICO DA ÁREA	42
3.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	44
3.3. DESENHO EXPERIMENTAL.....	47
3.4. AMOSTRAGEM DA FLORA “0,5M ≤ ALTURA < 1M”	51
3.5. AMOSTRAGEM DA FLORA COM ALTURA ≥ 1M	51
3.6. COMPARAÇÕES DOS PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DOS GRUPOS REGENERANTES.....	52
3.6.1. REGENERANTES DA FLORA “0,5M ≤ ALTURA < 1M”	52
3.6.2. REGENERANTES DA FLORA COM ALTURA ≥ 1M.....	53
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
4.1. PARÂMETROS DA FLORA ARBUSTIVO-ARBÓREA REGENERANTE “0,5M ≤ ALTURA < 1M”	55
4.1.1. COMPARAÇÕES QUANTITATIVAS ENTRE OS TRATAMENTOS	55
4.1.2. COMPARAÇÕES FLORÍSTICAS ENTRE OS TRATAMENTOS	57
4.1.3. COMPARAÇÕES FLORÍSTICAS - ABORDAGEM TEMPORAL	60

4.1.4. COMPARAÇÕES FLORÍSTICAS - ABORDAGEM ESPACIAL.....	61
4.2. PARÂMETROS DA FLORA ARBUSTIVO-ARBÓREA REGENERANTE COM ALTURA $\geq 1M$	65
4.2.1. REGENERANTES COM ALTURA $\geq 1M$ NÃO PREVIAMENTE REGISTRADOS.....	65
4.2.1.1. COMPARAÇÕES QUANTITATIVAS ENTRE OS TRATAMENTOS.....	65
4.2.1.2. COMPARAÇÕES FLORÍSTICAS ENTRE OS TRATAMENTOS.....	68
4.2.2. REGENERANTES TOTAIS COM ALTURA $\geq 1M$	70
4.2.2.1. ABORDAGEM TEMPORAL – QUANTITATIVA E QUALITATIVA.....	71
4.2.2.1.1. VARIAÇÃO TEMPORAL DE PARÂMETROS POR TRATAMENTO.....	71
4.2.2.1.2. VARIAÇÃO TEMPORAL DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA	73
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	76
CAPÍTULO 2 – EXPERIMENTO B: VINTE MESES DA DINÂMICA DE REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES APÓS MANEJO, NUM TRECHO DEGRADADO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM PARCELAS COM BAIXA DENSIDADE ARBUSTIVO-ARBÓREA; RESERVA MUNICIPAL DE SANTA GENEVRA, CAMPINAS - SP.....	
1. INTRODUÇÃO.....	78
2. OBJETIVO	79
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	80
3.1. HISTÓRICO DA ÁREA	80
3.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	81
3.3. DESENHO EXPERIMENTAL.....	84
3.4. AMOSTRAGEM DA FLORA “ $0,5M \leq ALTURA < 1M$ ”	86
3.5. AMOSTRAGEM DA FLORA COM ALTURA $\geq 1M$	86
3.6. COMPARAÇÕES DOS PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DOS GRUPOS REGENERANTES.....	86
3.6.1. REGENERANTES DA FLORA “ $0,5M \leq ALTURA < 1M$ ”.....	86
3.6.2. REGENERANTES DA FLORA COM ALTURA $\geq 1M$	86
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	88
4.1. PARÂMETROS DA FLORA ARBUSTIVO-ARBÓREA REGENERANTE “ $0,5M \leq ALTURA < 1M$ ”	88
4.1.1. COMPARAÇÕES QUANTITATIVAS ENTRE OS TRATAMENTOS	88
4.1.2. COMPARAÇÕES FLORÍSTICAS ENTRE OS TRATAMENTOS	91
4.1.3. ABORDAGEM TEMPORAL – QUANTITATIVA E QUALITATIVA.....	93
4.1.4. ABORDAGEM ESPACIAL – QUANTITATIVA E QUALITATIVA	94
4.2. PARÂMETROS DA FLORA ARBUSTIVO-ARBÓREA REGENERANTE COM ALTURA $\geq 1M$	98
4.2.1. REGENERANTES COM ALTURA $\geq 1M$ NÃO PREVIAMENTE REGISTRADOS.....	98
4.2.1.1. COMPARAÇÕES QUANTITATIVAS ENTRE OS TRATAMENTOS.....	99
4.2.1.2. COMPARAÇÕES FLORÍSTICAS ENTRE OS TRATAMENTOS.....	101
4.2.2. REGENERANTES TOTAIS COM ALTURA $\geq 1M$	103
4.2.2.1. ABORDAGEM TEMPORAL – QUANTITATIVA E QUALITATIVA.....	104
4.2.2.1.1. VARIAÇÃO TEMPORAL DE PARÂMETROS POR TRATAMENTO.....	104
4.2.2.1.2. VARIAÇÃO TEMPORAL DO Nº DE INDIVÍDUOS DAS ESPÉCIES	107

4.2.2.2. VARIAÇÃO TEMPORAL DOS GRUPOS ECOLÓGICOS	109
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	111
CAPÍTULO 3 – EXPERIMENTO C: VINTE MESES DA DINÂMICA DE REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES APÓS MANEJO, NUM TRECHO DEGRADADO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM PARCELAS COM COBERTURA ARBUSTIVO-ARBÓREA PIONEIRA; RESERVA MUNICIPAL DE SANTA GENEBRA, CAMPINAS - SP.....	
1. INTRODUÇÃO	113
2. OBJETIVO	114
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	115
3.1. HISTÓRICO DA ÁREA	115
3.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	116
3.3. DESENHO EXPERIMENTAL.....	119
3.4. AMOSTRAGEM DA FLORA COM ALTURA $\geq 1\text{M}$	121
3.5. COMPARAÇÕES DOS PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DOS GRUPOS REGENERANTES.....	122
3.6. AMOSTRAGEM DA CHUVA DE SEMENTES.....	122
3.7. ANÁLISES DA CHUVA DE SEMENTES	123
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	124
4.1. FLORA ARBUSTIVO-ARBÓREA REGENERANTE COM ALTURA $\geq 1\text{M}$	124
4.1.1. REGENERANTES COM ALTURA $\geq 1\text{M}$ NÃO PREVIAMENTE REGISTRADOS.....	124
4.1.1.1. COMPARAÇÕES FLORÍSTICAS ENTRE OS TRATAMENTOS.....	125
4.1.2. REGENERANTES TOTAIS COM ALTURA $\geq 1\text{M}$	127
4.1.2.1. VARIAÇÃO TEMPORAL DO Nº DE INDIVÍDUOS DAS ESPÉCIES	127
4.1.2.2. VARIAÇÃO TEMPORAL DOS GRUPOS ECOLÓGICOS.....	130
4.1.2.3. PREVISÕES SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE VEGETAL	132
4.2. CHUVA DE SEMENTES	135
4.2.1. VARIAÇÕES ESPACIO-TEMPORAIS NA DEPOSIÇÃO DE SEMENTES.....	135
4.2.2. COMPARAÇÃO DA DEPOSIÇÃO DE SEMENTES COM A FLORA REGENERANTE ADULTA COM ALTURA $\geq 1\text{M}$	137
4.2.3. TRAJETÓRIA SUCESSIONAL DAS PARCELAS MANEJADAS	141
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	146
DISCUSSÃO GERAL.....	
1. FATORES ATUANTES NA REGENERAÇÃO NATURAL.....	147
1.1. HISTÓRIA LOCAL E LIANAS	147
1.2. LUMINOSIDADE.....	149
1.3. UMIDADE DO SOLO	150
1.4. TEMPERATURA.....	152
1.5. COBERTURA DO SOLO EXERCIDA POR LIANAS PODADAS OU SERAPILHEIRA.....	152
1.6. REVOLVIMENTO DE SOLO	153
1.7. HETEROGENEIDADE ESPACIAL	155

2. MANEJO.....	155
2.1. DECISÕES DE MANEJO	155
2.2. AÇÕES DE RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO	158
CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	167
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS	170
ANEXO 1	184
ANEXO 2	185
ANEXO A1	187
ANEXO A2.....	189
ANEXO A3	190
ANEXO A4	191
ANEXO A5.....	193
ANEXO A6	194
ANEXO A7	195
ANEXO A8	196
ANEXO B1	197
ANEXO B2	199
ANEXO B3	200
ANEXO B4	201
ANEXO B5	204
ANEXO B6	205
ANEXO B7	206
ANEXO B8	207
ANEXO C1.....	208
ANEXO C2.....	209
ANEXO C3.....	210
ANEXO C4.....	211
ANEXO 3	213

**FAVORECIMENTO DA REGENERAÇÃO DE UM TRECHO DEGRADADO DE
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Fabiano Turini Farah

Orientação: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

1. RESUMO GERAL

Um trecho de Floresta Estacional Semidecidual (Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP) possuindo histórico de perturbação desconhecido, sofreu incêndio em 1981, não conseguindo em 20 anos restabelecer naturalmente sua fisionomia florestal. Apresenta três fisionomias, correspondentes a diferentes estádios de recuperação: A) capoeira dominada por populações hiper-abundantes de lianas e arbustos escandentes, desprovida de cobertura arbustivo-arbórea; B) bosque com cobertura arbustivo-arbórea pouco densa; C) bosque com cobertura arbustivo-arbórea relativamente densa, formado por pioneiras. Como uma continuação do trabalho de Rozza (2003), neste propôs-se o uso do manejo como forma de estimular o potencial de auto-recuperação desse trecho de floresta. Testou-se as hipóteses gerais: 1) O controle das populações hiper-abundantes de lianas e arbustos escandentes e o revolvimento superficial do solo possibilitam a restauração dos processos de sucessão e desencadeiam a regeneração natural; 2) O revolvimento superficial do solo tem resultados distintos na regeneração dependendo do período em que é realizado (verão ou inverno).

Capítulo 1 – Experimento A – Seu objetivo foi promover a indução inicial da regeneração natural em floresta, que após perturbação e incêndio apresentou-se praticamente desprovida de cobertura arbustivo-arbórea, dominada por populações de plantas hiper-abundantes (lianas e arbustos escandentes). Realizaram-se dois tratamentos, cada um deles com quatro repetições (parcelas de 56,25 m²) em áreas sem cobertura arbustivo-arbórea inicial. As lianas e arbustos escandentes tiveram as partes aéreas podadas em toda a área das parcelas, sendo colocadas na

superfície do solo. Em seguida, em diferentes tratamentos, aplicaram-se os dois manejos: revolvimento superficial do solo no verão e não revolvimento. Avaliou-se o desenvolvimento da flora arbustivo-arbórea sob dois critérios: 1) " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ", bimensalmente, e 2) com altura $\geq 1\text{m}$, em duas amostragens, sendo uma no início da instalação do experimento e outra ao término (vinte meses após). No segundo critério, separaram-se os dados segundo dois grupos: A) regenerantes que adentraram no critério de amostragem durante o período de estudo, excetuando-se aqueles que já haviam sido registrados na amostragem inicial; B) todos os indivíduos (comparação entre a composição inicial e final das parcelas). Foram comparados os valores dos parâmetros fitossociológicos número de indivíduos e número de espécies (para o critério " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ") e número de indivíduos, número de espécies, densidade absoluta e área basal, entre tratamentos (situações de revolvimento), no espaço (diferentes blocos) e no tempo (registros de 2001 e 2002) (para o critério de altura $\geq 1\text{m}$). Como resultado, no critério de plantas com " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ", não se pôde distinguir os tratamentos em relação a quaisquer dos níveis de revolvimento de solo, seja em relação ao número de indivíduos regenerantes ou de espécies. Apesar da falta de diferenças estatísticas entre os tratamentos, a operação de revolvimento de solo levou à emergência e à ocupação do terreno por plantas regenerantes, de modo bastante variável, sendo esta prática interessante para a obtenção de uma estrutura florestal inicial. O tratamento de solo revolvido obteve densidade equivalente à de clareiras naturais não manejadas; quando o solo não foi revolvido, a densidade foi menor. Entre as repetições de um mesmo tratamento, observou-se grandes diferenças no estabelecimento das espécies e composição final das parcelas. O período de maior emergência e inclusão no estrato de plantas com " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ " aconteceu no ano de 2002, já que no ano de 2001 houve longo período seco. Para as plantas com altura $\geq 1\text{m}$ (regenerantes), observou-se diferenças significativamente superiores para o tratamento com revolvimento, em relação a vários parâmetros fitossociológicos. De acordo com o nível de revolvimento e a localização das parcelas, observou-se variações no número de indivíduos e ordem das principais espécies. Já para as plantas com altura $\geq 1\text{m}$ (pré-registradas & regenerantes), no período de fev/2001 a set/2002, em ambos os tratamentos, houve elevações significativas do nº de indivíduos e densidade. Comparando as composições iniciais e finais das

parcelas, constatou-se a variação de alguns parâmetros para as espécies, o que permitiu avaliar o desempenho das mesmas segundo cada situação. Observou-se que o simples controle das lianas e deposição do material podado sobre o solo, levou à gradativa degradação desse material e emergência de pioneiras arbustivo-arbóreas. Nas parcelas onde se revolveu de solo, alterando-se sua cobertura morta, houve um maior acréscimo no número de regenerantes. Confirmando dados de literatura, a cobertura - seja pelas lianas, seja pela cobertura morta - foi um impedimento à emergência de regenerantes. A alteração do conjunto solo/cobertura-morta pelo revolvimento estimulou a ativação do banco e da chuva de sementes, e conseqüentemente a regeneração natural de heliófitas arbustivo-arbóreas. Essa regeneração autóctone desenvolveu-se em uma cobertura florestal inicial, possibilitando a futura re-estruturação da vegetação.

Capítulo 2 – Experimento B – Seu objetivo foi promover o aumento da densidade de espécies florestais em vegetação perturbada e incendiada, dominada por populações de plantas hiper-abundantes (lianas e arbustos escandentes), que apesar de já manejada, adquiriu baixa densidade arbustivo-arbórea. Realizaram-se três tratamentos, cada um deles com quatro repetições (parcelas de 56,25 m²) em áreas com cobertura arbustivo-arbórea pouco densa. As lianas e arbustos escandentes tiveram as partes aéreas podadas em área total das parcelas, sendo colocadas para fora das mesmas. Em seguida, em diferentes tratamentos, aplicou-se os três manejos: revolvimento superficial do solo no verão, revolvimento no inverno e não revolvimento. Avaliou-se o desenvolvimento da flora arbustivo-arbórea sob dois critérios: 1) “0,5m ≤ altura < 1m”, bimensalmente; 2) com altura ≥ 1m, em duas amostragens, sendo uma no início da instalação do experimento e outra ao término (vinte meses após). No segundo critério, separaram-se os dados segundo dois grupos: A) regenerantes que adentraram no critério de amostragem durante o período de estudo, excetuando-se aqueles que já haviam sido registrados na amostragem inicial; B) todos os indivíduos (comparação entre a composição inicial e final das parcelas). Compararam-se os valores de parâmetros fitossociológicos número de indivíduos e número de espécies (para o critério “0,5m ≤ altura < 1m”) e número de indivíduos, número de espécies, densidade absoluta e área basal, entre tratamentos (situações de revolvimento), no espaço (diferentes blocos) e no tempo (registros de 2001 e 2002) (para o critério de altura ≥ 1m).

Para as plantas com " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ", não se pôde distinguir os tratamentos em relação a quaisquer dos níveis de revolvimento do solo, seja em relação ao número de indivíduos regenerantes ou de espécies. Por outro lado, constatou-se diferenças espaciais (entre os diferentes blocos), no que diz respeito ao número de espécies. Apesar da falta de diferenças estatísticas entre os tratamentos, o revolvimento levou ao estímulo do banco de sementes e à emergência de regenerantes de modo a se obter elevação, em algumas repetições, no número de indivíduos. Isso gerou maior variância dos dados na situação de solo revolvido, com algumas parcelas apresentando valores bem acima da média do tratamento. Entre as repetições de um mesmo tratamento, observou-se grandes diferenças no estabelecimento das espécies e composição final das parcelas. Acompanharam-se as mudanças na composição de espécies, entre fevereiro de 2001 e agosto de 2002. Os períodos de pico de inclusão das plantas no estrato amostrado se deram em diferentes épocas, de acordo com o tratamento. Para as plantas com altura $\geq 1\text{m}$ (regenerantes), não se constatou diferenças entre os tratamentos, seja quanto aos diferentes níveis de revolvimento ou quanto aos diferentes blocos. As parcelas revolvidas no verão tiveram maior amplitude de variação no número de indivíduos e densidade absoluta. Os tratamentos com solo não revolvido e revolvido no inverno obtiveram densidades abaixo da amplitude obtida em clareiras naturais não manejadas; por outro lado, o tratamento de solo revolvido no verão obteve densidade dentro da faixa encontrada em clareiras naturais não manejadas. De acordo o tipo de revolvimento e com a localização das parcelas, observou-se variações no número de indivíduos e ordem das principais espécies. Observou-se também que algumas espécies foram favorecidas sobremaneira nas situações de solo revolvido (principalmente pioneiras). Já para as plantas com altura $\geq 1\text{m}$ (pré-registradas & regenerantes), no período de fev/2001 a set/2002 em todos os tratamentos houve elevações significativas do nº de indivíduos e densidade. Comparando as composições iniciais e finais das parcelas, verificou-se a variação de alguns parâmetros para as espécies, permitindo avaliar o desempenho das mesmas segundo cada situação. Mostrou-se que em áreas onde a cobertura arbustivo-arbórea pré-existente se apresentava em densidade baixa, e ao mesmo tempo dominada por populações hiper-abundantes, o simples controle de lianas e arbustos escandentes levou à emergência de regenerantes e ao

adensamento arbustivo-arbóreo, com ganho expressivo de número de indivíduos e densidade absoluta de espécies que se favorecem em condições de alta luminosidade. Adicionando-se o revolvimento de solo, houve um maior acréscimo nesses parâmetros. O revolvimento do solo não conferiu avanço sucessional significativo à vegetação das parcelas, no período deste estudo. A poda das lianas, principalmente, e também a alteração do conjunto solo/serapilheira pelo revolvimento, estimularam a ativação do banco de sementes e a regeneração natural de heliófitas, com grande variabilidade espacial. Essa regeneração autóctone possibilitou o adensamento da cobertura florestal inicial.

Capítulo 3 – Experimento C – Seu objetivo foi promover o avanço sucessional de vegetação florestal em área que sofreu perturbação e incêndio, e após manejo, adquiriu ocupação arbustivo-arbórea predominantemente pioneira. Realizaram-se três tratamentos, cada um deles com quatro repetições (parcelas de 56,25 m²) em áreas com cobertura arbustivo-arbórea relativamente densa. As lianas e arbustos escandentes tiveram as partes aéreas podadas em área total das parcelas, sendo colocadas para fora das parcelas. Em seguida, em diferentes tratamentos, aplicou-se os três manejos: revolvimento superficial do solo no verão, revolvimento no inverno e não revolvimento. Avaliou-se o desenvolvimento da flora arbustivo-arbórea sob o critério de altura $\geq 1\text{m}$, em duas amostragens, sendo uma no início da instalação do experimento e outra ao término (vinte meses após). Separaram-se os dados segundo dois grupos: A) regenerantes que adentraram no critério de amostragem durante o período de estudo, excetuando-se aqueles que já haviam sido registrados na amostragem inicial; B) todos os indivíduos (comparação entre a composição inicial e final das parcelas). Efetuaram-se comparações dos números de indivíduos por espécie e por grupo ecológico no tempo (registros de 2001 e 2002). De mar/2001 a ago/2002, mensalmente amostrou-se a chuva de sementes, captadas por dois coletores colocados após sorteio de posição no terreno, a cada grupo de três parcelas contíguas (revolvida no verão, revolvida no inverno e não revolvida). Compararam-se as matrizes de sementes depositadas e de regeneração com altura $\geq 1\text{m}$, pela Estatística Estandarizada de Mantel. Para as plantas com altura $\geq 1\text{m}$ – regenerantes, de acordo com os níveis de revolvimento e a localização das parcelas, observou-se variações no número de indivíduos e ordem das principais espécies. Não se registrou

emergência de espécies tardias que fosse comparável a das pioneiras. Já para as plantas com altura ≥ 1 m regenerantes & pré-existent, comparando as composições iniciais e finais das parcelas, constatou-se a variação de alguns parâmetros para as espécies, permitindo avaliar o desempenho das mesmas segundo cada situação. O número final de espécies arbustivo-arbóreas é compatível com o amostrado em outras áreas mais maduras da Reserva. No entanto, a densidade até aqui obtida parece insuficiente para a formação de uma estrutura florestal futura que impeça o recorrente alastramento de populações hiper-abundantes. Houve correspondência entre as composições da chuva de sementes e da regeneração nas situações de solo revolvido. A grande maioria das sementes depositadas pertenceu à categoria de espécies pioneiras, como reflexo da composição de plantas adultas das parcelas. Mantida como única fonte de propágulos os indivíduos adultos do local, não será obtido o avanço sucessional da vegetação. O experimento foi marcado pela baixa regeneração no período, com predomínio de pioneiras, mostrando estagnação sucessional e fragilidade da estrutura em gradativa senescência. A vizinhança das parcelas manejadas, dominada por populações hiper-abundantes de lianas, indica que os processos que sustentam a dinâmica dessa comunidade estão ameaçados e necessitam ser apoiados por outras medidas.

Como considerações gerais para os Experimentos A, B e C, em áreas dominadas por populações de plantas hiper-abundantes (parcelas do Experimento A), onde se fez podas dessas plantas e deposição de materiais na superfície do terreno, a operação de revolvimento de solo estimulou a emergência e a ocupação do terreno por plantas regenerantes, levando ao estabelecimento de uma estrutura florestal inicial. Em áreas já ocupadas, mas com densidade arbustivo-arbórea pouco densa (parcelas do Experimento B), o corte de lianas com descarte de material podado e o revolvimento de solo levou ao aumento da densidade absoluta. Com o incremento da cobertura das parcelas (Experimento C), o desempenho quantitativo devido aos tipos de revolvimento foi substituído por diferenças quanto à composição de espécies. O revolvimento deve ser indicado apenas para vegetações com baixa densidade arbustivo-arbórea, onde se deseja a obtenção de novos regenerantes pioneiros. No caso de vegetações com cobertura florestal contínua, a operação não traz benefícios, podendo haver inclusive a perda de

viabilidade de sementes de estádios sucessionais tardios. Recomendou-se como época mais eficiente para revolvimento do solo aquela do início de um longo período de chuvas regulares. A noção de heterogeneidade espacial é de grande relevância para a compreensão dos resultados observados. A limitação da regeneração deve ser considerada de um ponto de vista mais amplo, como resultante da recorrente perturbação da vegetação local e paisagens vizinhas. Baseado nos resultados, verificou-se que a estrutura florestal pôde ser parcialmente recuperada com o manejo proposto – manejo de populações de plantas hiper-abundantes e estímulo à germinação ao banco de sementes. Essas operações resultaram na obtenção de uma estrutura florestal inicial, formada predominantemente por espécies pioneiras. No entanto, a vegetação obtida possuiu uma densidade de plantas tardias ainda insuficiente, o que põe em risco a perpetuação de sua estrutura. Foi recomendada, nesse sentido, a adoção de medidas para promover a continuidade da estrutura e a sustentabilidade dos processos sucessionais da vegetação.

2. INTRODUÇÃO GERAL

Considerando a estrutura de florestas não perturbadas, lianas são um componente relativamente menos importante da vegetação; por outro lado, em florestas incendiadas, essas plantas freqüentemente formam uma extensa manta na altura mais alta da vegetação regenerante, influenciando diretamente sua dinâmica (Cochrane & Schulze 1999). Nessa condição, a interferência de lianas heliófitas restringe o recrutamento de plantas arbustivo-arbóreas, dominando a estrutura da vegetação por muitos anos (Schnitzer *et al.* 2000).

Lianas heliófitas e de rápido crescimento, também desempenham uma interferência importante no seqüestro geral de carbono pela floresta. Com seus caules tenros, de baixa densidade relativa, aquelas plantas seqüestram menos carbono do que árvores (Pinard & Putz 1996; Chai 1997; Laurance *et al.* 1997).

Por outro lado, sob dossel florestal, plântulas arbustivo-arbóreas crescem muito vagorosamente em altura ou estão dormentes. Porém, em seguida à formação de clareira ou afinamento do dossel, rapidamente iniciam um vigoroso crescimento (*e. g.* Schultz 1960, Nicholson 1965, Liew & Wong 1973, *apud* Denslow 1980). O fenômeno é denominado por Bazzaz (1996) como “emissão de plântulas”.

A regeneração natural é estreitamente ligada à chuva de sementes bem como à composição e longevidade do banco de sementes do solo. O banco permanente tem uma mistura de muitos genótipos e espécies (principalmente de início de sucessão) que se acumularam por várias gerações (Bazzaz & Pickett 1980; Finegan 1996). É possível que diferentes anos com distintos padrões climáticos durante o recrutamento possam tirar do conjunto de sementes, genótipos apropriados para determinado ano ou estação (Garwood 1983; Bazzaz 1996).

A fase de clareira é considerada por Whitmore (1989) o estágio mais importante do ciclo de crescimento para determinação da composição florística de uma floresta. Deste modo, com o manejo favorecendo a regeneração de áreas ainda não ocupadas por pioneiras arbustivo-arbóreas, pode-se testar o desenvolvimento de suas estruturas florestais, com modificações na densidade e diversidade remanescentes.

Putz (1983) afirma que clareiras grandes são mais colonizadas por árvores pioneiras do que as clareiras menores, em parte porque as primeiras são mais freqüentemente formadas pela queda de árvores desenraizadas, o que leva a distúrbios de solo. A regeneração de várias espécies é favorecida por distúrbios de solo (Nunez-Farfan & Dirzo 1988; Kwit *et al.* 2000). A germinação de *Trema micrantha*, por exemplo, tem uma nítida relação com flutuações de temperatura encontradas nesses sítios (Castellani & Aguiar 2001).

A regeneração da floresta é determinada pela disponibilidade de propágulos no banco de sementes do solo. A densidade dessas sementes varia conforme a chuva de propágulos entre estações do ano (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). Ao mesmo tempo, os padrões sazonais de frutificação definem uma variação temporal no fluxo de propágulos para uma determinada área durante o ano (Morellato & Leitão-Filho 1996); como consequência, além do banco de sementes permanente no solo, há um banco temporário, definido pelos propágulos recentemente depositados.

O banco de sementes do solo pode ser estimulado deliberadamente por uma operação de revolvimento superficial, testando-se o consequente desempenho da regeneração natural. Por outro lado, diferentes quantidades e composições de regenerantes podem emergir por uma operação de revolvimento de solo em diferentes épocas do ano. Nesse sentido, pode ser avaliada também a influência da estacionalidade na germinação e estabelecimento da regeneração frente à disponibilidade diferenciada de recursos em cada época.

Atualmente, esforços de reabilitação florestal têm focado o desenvolvimento de plantios de restauração, que almejam recriar ecossistemas florestais diversos. Esses plantios geralmente possuem custo elevado. O que é necessário em muitas regiões, são métodos para estimular a regeneração de ecossistemas florestais ricos em espécies, que possam ser aplicados em larga escala (Parrota *et al.* 1997).

Na Reserva Municipal de Santa Genebra, o trecho trabalhado não apresenta fácil recuperação ao fogo, pois após 20 anos decorridos de um incêndio (ano de 1981), a área não restabeleceu naturalmente sua fisionomia florestal, caracterizando-se no ano de 2001 pela baixa densidade de espécies florestais. Trata-se de uma comunidade na fase de reorganização após

distúrbio (Holling 1992), onde herbáceas exóticas, lianas helófitas e arbustos escandentes em grande número de indivíduos assumiram o papel de “espécies fundamentais” (Walker 1992). A comunidade apresenta-se retida num estado de sucessão secundária incompleta, no entanto a resiliência na área de estudo existe, pois com o manejo de lianas hiper-abundantes, o processo de regeneração natural foi desencadeado (Rozza 2003).

Deste modo, fica estabelecido o problema da conservação e recuperação de florestas perturbadas e/ou degradadas, em que o desencadeamento do potencial regenerativo da vegetação é fruto, além da disponibilidade dos recursos bióticos e abióticos, também da história de degradação ou manejo. Considera-se a necessidade da adoção de práticas de manejo que visem ao favorecimento das espécies representativas de um ecossistema, em detrimento de outras hiper-abundantes, como é o caso de lianas e arbustos escandentes em determinadas situações.

Este trabalho trata do desencadeamento ou indução do potencial de regeneração natural, estimulado por operações de manejo, visando a recuperação de um trecho de fragmento florestal.

A partir do trabalho de Rozza (2003), com o manejo de lianas hiperabundantes em diferentes graus de intensidade, obteve-se outras indagações. Nesse sentido, testou duas hipóteses:

- 1) O controle das populações vegetais hiper-abundantes (lianas e arbustos escandentes) e o revolvimento superficial do solo desencadeiam a regeneração natural e possibilitam a restauração dos processos de sucessão.
- 2) O revolvimento superficial do solo tem resultados distintos na regeneração dependendo do período em que é realizado.

O presente trabalho teve dois propósitos. O primeiro foi a continuidade da coleta de dados sobre o desenvolvimento estrutural das áreas manejadas por Rozza (2003). O segundo foi a coleta de dados não registrados por aquela autora e identificados como importantes para a sustentação de decisões de manejo.

O entendimento de como as comunidades naturais se regeneram após perturbações torna-se cada vez mais necessário com o aumento da degradação ambiental. Os procedimentos de manejo visando a manutenção de processos ecológicos que estruturam o sistema de interesse é

especialmente apropriado para o “padrão contemporâneo” de trabalho em Ecologia, apontado por Pickett & Ostfeld (1995). O uso de operações que estimulam a regeneração natural (Reis *et al.* 1996; Seitz 1996) é uma idéia incorporada ao presente trabalho, tendo em vista sua importância em áreas degradadas, principalmente aquelas com remanescentes florestais no entorno ou mesmo áreas pouco usadas pela agricultura. Os resultados gerados por este trabalho, demonstrando a possibilidade de recuperação de áreas acometidas por incêndios, servem de subsídio para manejo em outras situações de comum histórico.

3. CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA

3.1. Sucessão secundária e manejo

Considera-se a sucessão como um dos mais universais processos ecológicos. Clements (1928) apresentou uma das mais abrangentes estruturas para discussão de quaisquer mecanismos sucessionais. Cinco etapas da sucessão aparecem na lista do autor: 1) distúrbio em uma área aberta; 2) migração de propágulos para a área; 3) estabelecimento de espécies na área; 4) interação de organismos e 5) alteração da área pelos organismos. Segundo Rodrigues & Gandolfi (2000), a sucessão ecológica se caracteriza principalmente por um gradual aumento e substituição de espécies no curso do tempo e uma ampliação da complexidade do ecossistema.

A maior parte dos primeiros estudiosos da Ecologia considerava a sucessão um fenômeno restrito ao nível de comunidade (Bazzaz 1996). Sob um paradigma ecológico clássico de “balanço da natureza”, perturbações eram consideradas ocorrências excepcionais (Clements 1928). Ao mesmo tempo, a sucessão era considerada um processo determinístico, com uma substituição previsível de espécies no decorrer do tempo. Não se admitia que ao entrar numa condição de “sub-clímax”, um sistema não mais retornasse a um “clímax” conhecido (Clements 1928).

Nesse sentido, pesquisadores largamente ignoraram ecossistemas que foram incendiados ou derrubados por furacões, populações aparentemente não reguladas internamente, paisagens manejadas e organismos vivendo fora de suas costumeiras ordens. A ação antrópica não era

considerada pelos estudiosos como parte desse modelo, porque violaria acidental ou intencionalmente muitas das outras suposições do paradigma clássico. Esse padrão tem paralelos com a definição de práticas clássicas de conservação, prevenção ou compensação para perturbações, cujas causas e conseqüências não são previsíveis (Pickett & Ostfeld 1995).

Como demonstrado no trabalho de Drake (1991), a conseqüência da natureza histórica da comunidade é fundamental. Há numerosos mecanismos capazes de moldar a estrutura da comunidade. Esses mecanismos incluem efeitos de seqüência e duração da entrada de espécies em um sistema, taxas de crescimento dos organismos constituintes, superioridades competitivas, bem como o acaso. Quando esses mecanismos levam a diferenças dificilmente superáveis entre as proporções das populações na estrutura da comunidade, sempre resultam em comunidades com a mesma composição, dominância relativa e funcionamento. Desta forma, temos as chamadas “trajetórias determinísticas”. De modo contrastante e igualmente possível, em outras situações, diferentes rotas de montagem produzem vastas diferenças na organização e funcionamento de duas comunidades comparáveis. Nesse caso, “trajetórias não determinísticas” podem produzir diferentes comunidades finais, persistências ou dominâncias relativas (Drake 1991).

Deste modo, a noção de contingência, ou o reconhecimento de que história importa muito em tendências e processos de mudança em comunidades é de grande importância no novo paradigma em Ecologia (Fiedler *et al.* 1997). Entretanto, itinerários para um ou mais pontos sucessionais finais não podem ser previstos facilmente a partir de um quadro inicial. Se um sistema foi alterado por um evento inicial de intensidade variada, então seqüências de eventos no desenvolvimento da comunidade podem levar a caminhos radicalmente diferentes. Em resumo, existem rotas alternativas em um mesmo sistema dependendo da história de eventos a que esse sistema foi submetido (Fiedler *et al.* 1997).

Holling (1973) foi quem primeiro enfatizou os diferentes aspectos de estabilidade. Ele se referiu a esse conceito como a persistência de um sistema próximo a um estado de equilíbrio. Para ele, a resiliência expressa o comportamento de um sistema fora do equilíbrio e corresponde à quantidade de distúrbio que um sistema pode absorver sem mudar seu estado. Outros autores

definem os termo resiliência como sendo o tempo necessário para um sistema retornar a um equilíbrio após uma perturbação. Nessa definição está implícita a existência de um único (ou global) equilíbrio para o sistema (Gunderson 2000).

Uma outra visão de resiliência aponta para situações onde instabilidades podem mover parâmetros do sistema para um outro regime de comportamento – um outro domínio de estabilidade. É previsto desta forma, múltiplos domínios de estabilidade e a transição do sistema entre eles. Nesse caso, resiliência é medida pela magnitude de distúrbio que pode ser absorvida antes do sistema redefinir sua estrutura, mudando variáveis e processos que controlam seu comportamento (Gunderson 2000). Nessa linha de pensamento, a visão contemporânea de “fluxo da natureza” (Gleason 1939), considera que a sucessão não é tida como um processo determinístico, mas afetada por histórias específicas, fontes locais de sementes, herbívoros, predadores, doenças, alterações climáticas, etc.. Considera-se que as perturbações são componentes comuns de sistemas ecológicos, mesmo quando não são freqüentes na escala de tempo da vida humana. A entidade de estudo é considerada parte de uma rede com interações abióticas, bióticas e antrópicas, e, enfatizando a abertura do sistema, há um potencial de regulação que reside fora do mesmo (Pickett & Ostfeld 1995).

Lidando com a relação entre diversidade e resiliência, Walker (1992) desenvolveu a idéia de “espécies fundamentais” (*key species*). Elas controlam o futuro do ecossistema, enquanto que as demais espécies coexistem mas não o alteram significativamente. Podemos usar essa idéia para nos referirmos respectivamente, às espécies que compõem a estrutura florestal de uma comunidade, e às demais (como lianas e herbáceas), em uma floresta madura. Nesse modelo, a remoção das espécies acessórias exerce pouco efeito, enquanto a remoção das fundamentais resulta num grande impacto. Entretanto, à medida que as condições ambientais mudam, endógena ou exogenamente, as espécies podem mudar de papel. Há vários exemplos sugerindo que atividades humanas realmente mudam a resiliência do sistema (Gunderson 2000).

Sob o paradigma contemporâneo, a sucessão é dirigida por características do lugar e direcionadas por perturbações naturais ou antrópicas, bem como pela habilidade ou desempenho diferencial dos organismos. Usando-se a noção de escala, sabe-se que, embora as espécies de

plantas tenham diferentes configurações genéticas que influenciam sua fisiologia e distribuição, os indivíduos interagem com seus circunvizinhos e podem modificar suas atividades e distribuições, compartilhando ou contestando recursos do hábitat (Bazzaz 1996). Jones *et al.* (1997), por sua vez, desenvolveram o conceito de “edificadores do ecossistema físico” (*physical ecosystem engineers*) – organismos que direta ou indiretamente controlam a disponibilidade de recursos para outros organismos, causando mudanças no estado físico em materiais bióticos ou abióticos. Esse tipo de “engenharia” é a modificação física, manutenção ou criação de habitats. As mudanças no estado físico criam recursos não nutricionais, tais como espaço, controle direto de recursos abióticos e modulação indireta de forças abióticas, que por sua vez, afetam o uso de recursos por outros organismos.

Holling (1992) descreveu a sucessão de um ecossistema nas várias fases de um ciclo, sendo que a fase denominada “explorativa” foi caracterizada pela rápida colonização de áreas recentemente perturbadas, onde houve rápido crescimento e disputas entre espécies. Já as espécies que dominaram na fase posterior em geral tiveram taxas de crescimento mais lentas e sobreviveram na área de competição. Essa foi a fase de “conservação”, na medida em que massa e energia foram acumuladas. A fase madura da sucessão foi seguida por uma fase quando um distúrbio influencia a estrutura previamente acumulada. Essa fase foi chamada de “destruição criativa”. Agentes de distúrbio são incêndios, pragas ou intensos pulsos de forrageamento. O sistema entrou em sua quarta fase, a de “reorganização”. Durante esta fase, um sistema se torna mais suscetível a mudar para outro domínio de estabilidade. Há pouco controle e estabilidade local, de modo que o sistema pode mais facilmente ser movido de um estado para outro. Nessa fase, o potencial de regulação do ecossistema pode ser estimulado através do manejo (Pickett & Ostfeld 1995).

O manejo, dentro da concepção de sistemas abertos, que estão sujeitos a fluxos dirigidos interna e externamente, pode ser rotulado de “manejo do sistema” ou “manejo do processo” (Pickett & Ostfeld 1995). Uma vez que a mudança sucessional envolve atividades aos níveis de indivíduo, população, comunidade e ecossistema, seu estado pode ser modificado através da ênfase no fluxo de recursos em vários micrositios e na ecofisiologia de captura e uso de recursos

por indivíduos que se interagem. Juntamente com padrões de dispersão e o desdobramento de histórias de vida, essas interações determinam trajetórias sucessionais com características próprias, inclusive florestais e sucessionais (Bazzaz 1996).

Segundo Rodrigues & Gandolfi (2000), caso a degradação de um ecossistema não tenha sido profunda, a sua recuperação poderá acontecer passando por um caminho inverso àquele percorrido durante a degradação. Em alguns casos porém, é necessária uma intervenção antrópica para que isso ocorra.

3.2. A formação de clareiras

Clareiras são aberturas no dossel de formações florestais. As clareiras correspondem a 1,4 a 7,5% da área de florestas tropicais primárias, sendo que a maioria é pequena ($< 75 \text{ m}^2$) mas ocasionalmente, várias árvores morrem e criam clareiras de grandes extensões (Yavitt *et al.* 1995). As menores aberturas são formadas pela perda de galhos devido à morte gradual de uma árvore de dossel. As árvores são sujeitas a quebras pelo vento, criando clareiras proporcionais aos seus portes. As clareiras na Reserva Municipal de Santa Genebra são predominantemente pequenas, de 20,09 a 468 m^2 , havendo por esse motivo, predomínio de espécies tolerantes a sombra (Martins & Rodrigues 2000).

Grandes aberturas de dossel ocorrem quando árvores adjacentes são destruídas, por exemplo, por tornados, sendo comuns em florestas onde há lianas interconectantes. Vastas clareiras são formadas também por desmoronamentos em regiões de topografia inclinada, e até pelo pastejo de elefantes (Eggeling 1947 *apud* Denslow 1980). Em certas áreas do Caribe ou Ásia Oriental, furacões podem abrir áreas de poucos hectares a muitos km^2 (Beard 1945, Wyatt-Smith 1954, Webb 1958 *apud* Denslow 1980). Da mesma forma, Papua Nova Guiné é uma terra de ciclones, terremotos, erupções vulcânicas e fogos periódicos (Johns 1986), todos os quais causam destruições catastróficas de largas extensões na floresta. Ali, o mosaico de fases estruturais é grosseiro e florestas dominadas por espécies pioneiras são muito comuns. Bornéu e Suriname, por

contraste, têm pequena destruição catastrófica e mosaicos estruturais finos, e espécies tolerantes a sombra são comuns (Whitmore 1989).

No Brasil, a exploração de árvores madeiráveis e o fogo, em todas as regiões, são importantes fatores de abertura de clareiras em muitos ecossistemas florestais. Incêndios são particularmente comuns nas regiões com uma estação seca distinta e prolongada, no Cerrado e nas Florestas Estacionais Semidecíduais. Kauffman & Uhl (1990 *apud* Cochrane & Schulze 1999) têm mostrado que, apesar da ocorrência de incêndios ser um evento histórico na paisagem da Amazônia, a vegetação florestal regional possui poucas adaptações evolucionárias ao fogo. Cochrane & Schulze (1999) apontam que a quantidade existente de florestas previamente incendiadas é um padrão crescente na paisagem.

Além disso, por toda a América Latina, terras agriculturáveis são frequentemente abandonadas devido ao declínio de produtividade e mudança de incentivos econômicos, o que leva à formação de espaços ocupados por espécies exóticas à região, funcionando como grandes clareiras antrópicas (Uhl *et al.* 1988; Aide *et al.* 1995).

A fase de clareira é considerada por Whitmore (1989) o estágio mais importante do ciclo de crescimento para determinação da composição florística de uma floresta. Deste modo, com o manejo favorecendo a regeneração de áreas ainda não ocupadas por indivíduos arbustivo-arbóreos, pode-se testar o desenvolvimento de suas estruturas florestais, com modificações na densidade e diversidade.

3.3. As guildas vegetais em vegetação secundária

O ciclo de uma floresta pode ser dividido arbitrariamente em diferentes fases ou estádios, de modo a facilitar o entendimento de sua dinâmica e atender a demandas práticas (Whitmore 1989). Martinez-Ramos (1985) enfatizou que a escala não é absoluta e que muitas espécies ficam na intersecção das diferentes fases. Além disso, há que se considerar a amplitude ecológica das espécies, de modo que as classificações levam em consideração as características e desempenho mais comum das mesmas (Swaine *et al.* 1987). De qualquer forma, vários sistemas de

classificação sucessional foram criados. Alguns deles são agrupados a seguir. Os grupos ecológicos se separam principalmente segundo a habilidade das espécies em tolerar sombra.

- Pioneiras – Correspondem àquelas plantas denominadas por Budowski (1965), Swaine & Whitmore (1988) e Gandolfi (2000) como *pioneiras*, por Denslow (1980) como *especialistas de clareiras grandes*, ou por Hubell *et al.* (1999) como *pioneiras altamente dependentes em clareiras*. Lieberman & Lieberman (1987) referem-se a elas como plantas *intolerantes a sombra*.

Swaine e Whitmore (1988) definiram espécies pioneiras como aquelas que requerem pleno sol para germinação e estabelecimento. A maioria das espécies de início de sucessão tem sua germinação e desenvolvimento inibidos por luz filtrada por um dossel de vegetação, estando na presença de níveis limitantes de luz do comprimento de onda correspondente ao vermelho, e portanto recebem uma baixa proporção vermelho/vermelho extremo. Vários estudos indicam que embora a germinação possa ocorrer, plântulas de pioneiras não se desenvolvem bem em clareiras muito pequenas (Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1992; Whitmore 1996; Souza & Válio 2001). O problema está relacionado com o alto montante de radiação fotossinteticamente ativa (PAR) solicitado por estas plantas. A causa primordial da morte das pioneiras em baixa PAR é muito provavelmente seu balanço de carbono negativo, isto é, elas estão abaixo de seu ponto de compensação luminosa (Whitmore 1996). Souza (1996) mostrou a grande diferença entre os valores de ponto de compensação para espécies ocorrentes em Floresta Estacional Semidecidual: *Cecropia glazioui* - $6,51 \mu\text{mol.m}^2.\text{s}^{-1}$, *Schizolobium parahyba* - $12,37 \mu\text{mol.m}^2.\text{s}^{-1}$, *Chorisia speciosa* - $11,25 \mu\text{mol.m}^2.\text{s}^{-1}$, *Esenbeckia leiocarpa* - $1,99 \mu\text{mol.m}^2.\text{s}^{-1}$, *Myroxylon peruiferum* - $2,05 \mu\text{mol.m}^2.\text{s}^{-1}$ e *Hymenaea courbaril* - $0,35 \mu\text{mol.m}^2.\text{s}^{-1}$. As duas primeiras espécies são consideradas pioneiras, a terceira é secundária inicial e as três últimas, secundárias tardias (Gandolfi 2000).

Schupp *et al.* (1989), por sua vez, ressaltaram que doenças, mais do que limitação por luz, podem ser a causa primeira da mortalidade de plântulas sombreadas da maioria das espécies de árvores intolerantes a sombra.

Estas espécies produzem grande número de sementes e freqüentemente possuem estações de frutificação anuais estendidas. Elas mantêm substanciais estoques de sementes no

solo, com viabilidade longa e latente, e têm germinado de solos retirados do interior de florestas maduras (Guevara & Gómez-Pompa 1972, Liew 1973, Ashton 1978 *apud* Denslow 1980).

No caso de espécies de Floresta Tropical Pluvial, observou-se que suas plântulas são pequenas, em conformidade com o tamanho das sementes (Ng 1978 *apud* Denslow 1980). Trabalhando com Floresta Estacional Semidecidual, no entanto, Souza & Válio (2001) não encontraram correlação aparente entre estágio sucessional e tamanho de semente.

Estas espécies pioneiras possuem crescimento muito rápido em luz solar plena, o que foi sugerido por Coombe (1960) como um produto de largas áreas foliares e altas taxas de produção de folhas, mais do que alta taxa de assimilação líquida.

A alocação de recursos para reprodução sexual começa em tamanho relativamente pequeno em algumas espécies de árvores pioneiras. Espécies dispersas por animais são comuns no grupo das pioneiras, que atraem muitas espécies de frugívoros (Howe & Estabook 1977).

- Secundárias iniciais – as plantas deste grupo assim são denominadas por Budowski (1965) e também Gandolfi (2000). Correspondem a parte daquelas plantas denominadas por Denslow (1980) como *especialistas de clareiras pequenas*, ou um subconjunto daquelas definidas por Hubell *et al.* (1999) como *intermediárias*. Também são enquadradas nesta categoria algumas daquelas apontadas por Swaine & Whitmore (1988) como *pioneiras*, ou ainda, parte das *tolerantes a sombra* segundo Lieberman & Lieberman (1987).

Segundo Gandolfi (2000), em relação aos demais grupos ecológicos, estas plantas apresentam uma dependência intermediária de luz em processos como germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência. A luminosidade suficiente para sustentação de seus processos vitais é encontrada no interior de clareiras, em suas bordas ou até no sub-bosque.

Assim como pioneiras, apresentam velocidade de crescimento relativamente rápida (Budowski 1965). Segundo Finegan (1996), o comportamento das categorias pioneira e secundária inicial se diferenciam mais claramente na sucessão secundária, com o freqüente número de indivíduos de plântulas da segunda (mais longevas) passando a uma segunda fase de sucessão sob o dossel formado pelas pioneiras de vida curta. Muitas destas espécies podem apresentar grande longevidade, compondo o dossel em locais de antigas clareiras (Gandolfi 2000).

- Secundárias tardias – Correspondem ao grupo de plantas referidas por Budowski (1965) como *secundárias tardias* e por Gandolfi (2000) por *secundárias tardias típicas do dossel*. Denslow (1980) as chamou de *especialistas de clareiras pequenas*. Hubell *et al.* (1999) as definiu como *intermediárias*. Correspondem ao mesmo tempo, a parte daquelas denominadas por Swaine & Whitmore (1988) como *clímax*, ou a um subconjunto das denominadas por Lieberman & Lieberman (1987) como *tolerantes a sombra*.

Estas espécies possuem plântulas dormentes ou de crescimento lento, que podem persistir no sub-bosque por muitos anos, crescendo apenas sob sombra fraca (e. g. Barnard 1956, Liew & Wong 1973 *apud* Denslow 1980), ou em outros casos não persistem nessa condição por muito tempo. Em uma clareira de tamanho apropriado, plântulas deste grupo são capazes de rápido crescimento. Estas espécies têm a capacidade de germinar sob dossel fechado, embora alguma abertura seja necessária para crescer até o tamanho reprodutivo. Assemelham-se às pioneiras exceto pela capacidade vital para germinação e estabelecimento sob dossel (Whitmore 1989). Espécies deste grupo podem crescer e compor o dossel florestal ou a condição emergente (Gandolfi 2000).

Entre as espécies dispersas por animais, os frutos de alta qualidade parecem ser comidos por poucas espécies de frugívoros capazes de manusear as sementes relativamente grandes (Howe & Estabrook 1977). As plântulas são grandes, produzem sistemas radiculares profundos, bem como folhas largas, rapidamente e com grande quantidade de carboidratos, sendo capazes de persistir por longos períodos e se recuperar repetidamente a danos por insetos.

Há alguma evidência de que especialistas de clareiras pequenas encontram-se numa desvantagem competitiva em clareiras grandes. Suas sementes maiores são mais suscetíveis à dessecação que as de pioneiras (Harper *et al.* 1970) e freqüentemente sujeitas à predação por insetos (Janzen 1969). Em competição com especialistas de clareiras grandes, as de clareiras pequenas podem ser suprimidas (e. g. Schulz 1960 *apud* Denslow 1980).

- Especialistas de sub-bosque – Correspondem à porção restante das plantas denominadas por Denslow (1980) *especialistas de sub-bosque*, ou por parte daquelas apontadas por Budowski (1965) e também por Swaine & Whitmore (1988) como *clímax*. Gandolfi (2000) as

chamou de *secundárias tardias típicas do sub-bosque*. Lieberman & Lieberman (1987) e também Hubell *et al.* (1999) por sua vez referem-se a elas como *tolerantes à sombra*.

Neste extremo, há espécies cujas plântulas são muito persistentes em sombra profunda e emergem até mesmo sem aumentos em luz, como ocorrem em minúsculas clareiras (Whitmore 1989). Este grupo inclui arvoretas de sub-bosque que crescem vagarosamente, frutificam pouco e geralmente defasadas em relação às árvores de dossel (Frankie *et al.* 1974). Sementes pequenas, dispersas por animais (Frankie *et al.* 1974) são comuns entre estas espécies, embora dados mostrem que não há diferença de tamanho de sementes entre espécies de dossel e sub-bosque. Para espécies de Floresta Tropical Pluvial, altos conteúdos de umidade em sementes (35-65% ou mais) são relacionados a plantas de estágio sucessional tardio (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1984). Para Floresta Estacional Semidecidual no entanto, não se encontrou tal correlação (Souza & Válio 2001).

Por outro lado, assim como Augspurger & Kelly (1984), trabalhando com 18 espécies de árvores tropicais, o trabalho de Souza & Válio (2001) com 15 espécies arbóreas de Floresta Estacional Semidecidual indicou que o *ranking* de espécies por um índice de tolerância a sombra não se encaixa em uma dicotomia de espécies tolerantes ou intolerantes a sombra, mas representam um contínuo de tolerância a sombra. Os autores observaram, além disso, que nenhuma espécie teve maior sobrevivência na sombra do que na borda da floresta. Isso sugere que todas as espécies, até as mais tolerantes, requerem uma abertura no dossel para estabelecimento com sucesso. Espécies tolerantes são capazes de suportar sombra profunda e esperar por uma abertura no dossel, embora possam sofrer altas mortalidades durante o período de espera (Nicola & Pickett 1983).

Santos *et al.* (1996) estudando um hectare de Floresta Estacional Semidecidual madura na Reserva de Santa Genebra encontraram 117 espécies arbustivo-arbóreas, das quais 14,5% eram pioneiras, 35% secundárias iniciais, 40,2% secundárias tardias e 10,3% não caracterizadas. Já no estudo de Gandolfi (2000) em outro trecho maduro da mesma floresta, das 129 espécies arbustivo-arbóreas amostradas, 17,1% foram classificadas como pioneiras, 37,2% como secundárias iniciais, 37,2% como secundárias tardias e 8,5% não caracterizadas. Em um conjunto de dez clareiras

nessa Reserva, Martins & Rodrigues (2002) amostraram 105 espécies arbustivo-arbóreas, sendo 24,8% pioneiras, 30,5% secundárias iniciais, 39,0% secundárias tardias e 5,7% não caracterizadas.

3.4. Dispersão de sementes

Assim que uma clareira é criada em um local, algumas das sementes dispersas recentemente e outras enterradas germinam, as plântulas e jovens começam a crescer mais rapidamente e alguns remanescentes de árvores começam a rebrotar (Brokaw & Scheiner 1989; Schupp *et al.* 1989). Se uma clareira é produzida por um intenso distúrbio que mata ou remove todos os organismos (incluindo sementes enterradas), então todos os colonizadores devem ser originados pela dispersão de fora da clareira.

A ausência de uma suficiente dispersão de sementes pode ser a principal limitação da regeneração florestal (*e.g.* Holl 1999). Segundo Bazzaz & Pickett (1980), devido à baixa entrada de novas sementes em relação ao número presente no banco, este deve ser construído durante vários anos. A distância da fonte de propágulos e a disponibilidade de animais dispersores são fatores importantes a se considerar na regeneração natural (*e.g.* Holl 1999). Segundo Rodrigues & Gandolfi (2000), as possibilidades de projetos de recuperação de áreas degradadas são muito distintas se a paisagem possui cobertura predominantemente florestal ou não; isso porque no primeiro caso, a restauração depende basicamente de se criar condições necessárias para a chegada e estabelecimento de propágulos oriundos das áreas florestadas.

A vasta maioria das sementes de floresta tropical tem adaptações para dispersão animal (Howe 1984). Ainda, muitos pássaros e mamíferos das florestas raramente se aventuram em áreas abertas (Cardoso da Silva *et al.* 1996). Esforços para facilitar o recobrimento devem focar em estratégias para elevar a dispersão de sementes, como o plantio de mudas nativas para melhorar a arquitetura de dossel e instalar poleiros para pássaros ou árvores atratoras de fauna dispersora (Holl 1999).

O trabalho de Guevara *et al.* (1986) enfatiza o papel de árvores remanescentes para o estabelecimento de espécies lenhosas durante a sucessão em campos abandonados e pastagens em área de Floresta Pluvial do México. Indivíduos remanescentes, originalmente grandes árvores da floresta, deixadas nos desmatamentos pelos agricultores, irão se tornar poleiros para aves residentes ou de passagem. Aves frugívoras deixam cair ou regurgitam sementes que caem sob as copas de árvores remanescentes durante suas permanências, desta forma contribuindo para um acúmulo de espécies. À medida que recrutadas se estabelecem e crescem a cerca de um foco de recrutamento, ilhas de árvores são formadas (Nepstad *et al.* 1991) gradualmente se expandindo e coalescendo para formar um dossel contínuo (“nucleação” *sensu* Yarranto & Morrison 1974). Árvores portando frutos frescos atraem mais dispersores de sementes do que árvores com sementes dispersas pelo vento (Slocum 2001). Uma outra indicação é que árvores portando frutos atrativos a aves menos especializadas, têm mais espécies sob suas copas (Guevara *et al.* 1986).

A maioria dos animais vetores de sementes, porém, evitam clareiras recentemente criadas. Novas clareiras oferecem poucos recursos a frugívoros e são locais perigosos para aves se empoleirarem ou morcegos voarem. A atividade desses animais é maior dentro e nas adjacências de clareiras em maturação (Schupp *et al.* 1989). A densidade de chuva de sementes pequenas deveria ser maior em clareiras em maturação do que em clareiras recentes ou sob o dossel da floresta, mas pode ser maior na faixa de 5-10 m da floresta circundando a clareira, onde após se alimentar, pequenos frugívoros se refugiam de predadores aos quais estariam expostos nas clareiras (Howe 1979; Snow & Snow 1986).

Por outro lado, Kimmins (*apud* Schupp *et al.* 1989) coloca a idéia de que o vento pode dispersar sementes para clareiras mais eficientemente do que animais. A turbulência criada pelo fluxo de ar através do dossel quebrado e correntes convectivas em clareiras aquecidas aumentaria a probabilidade da deposição de sementes em clareiras pela alteração da velocidade do vento e comportamento aerodinâmico de sementes, bem como pela captura de sementes em redemoinhos (Burrows 1975).

3.5. Banco de sementes

A partir da dispersão, os propágulos constituem o banco de sementes do solo, parte importante do potencial de regeneração da vegetação (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). A composição florística, o número de indivíduos e a taxa de recrutamento de sementes enterradas no solo afetam a regeneração de florestas tropicais de diferentes maneiras (Garwood 1989 *apud* Quintana-Ascencio *et al.* 1996). O banco pode conter tanto espécies presentes quanto ausentes em estágio adulto na área, e exerce uma forte influência na vegetação futura (Brown 1992; Quintana-Ascencio *et al.* 1996).

O uso da terra, por outro lado, tem efeitos fortes e duradouros na densidade de sementes viáveis estocadas no solo (*e.g.* Dupuy & Chazdon 1998) podendo influenciar o curso da regeneração florestal e sucessão secundária (Quintana-Ascencio *et al.* 1996). A regeneração do banco de sementes de plantas daninhas, por exemplo, pode interferir em plântulas de árvores e arvoretas durante os estágios mais iniciais do desenvolvimento da floresta (Kellman 1974). Entretanto, árvores pioneiras provenientes do banco podem facilitar o estabelecimento de outras espécies mais avançadas na sucessão, provendo melhoria das condições de micro-habitat, como umidade e temperatura (Uhl 1987), bem como alimento e abrigo para dispersores generalistas (Charles-Dominique 1986; Fleming 1986 *apud* Quintana-Ascencio *et al.* 1996).

O recrutamento de novos indivíduos de algumas espécies tropicais, principalmente espécies de início de sucessão, depende em grande parte, de um banco de sementes que possa permanecer dormente no solo até que condições favoráveis para germinação e crescimento ocorram (Garwood 1983). Putz & Appanah (1987) observaram que sementes enterradas originaram sete vezes mais plântulas durante os nove primeiros meses de estudo do que sementes recém dispersas. Muitas sementes de espécies pioneiras, em particular, empregam a estratégia de ficar enterradas, dormentes, por extensos períodos de tempo, até que algum distúrbio à cobertura vegetal ou ao solo levem a mudanças na luminosidade e temperatura, ativando a germinação e o crescimento das mesmas (Putz & Appanah 1987).

O banco de sementes de florestas tropicais é freqüentemente dominado por espécies de início de sucessão (Bazzaz & Pickett 1980; Finegan 1996; Quintana-Ascencio *et al.* 1996; Baider *et al.* 2001). Sementes de espécies pioneiras enterradas no solo, de modo geral, têm viabilidade e dormência mais longa do que espécies de estádios sucessionais mais tardios (Vázquez-Yanes & Smith 1982; Pérez-Nasser 1985, Orozco-Segovia 1986 *apud* Quintana-Ascencio *et al.* 1996). Os resultados do trabalho de Grombone-Guaratini & Rodrigues (2002) em Floresta Estacional Semidecidual também evidenciaram que a maioria das sementes presentes no solo é de espécies colonizadoras de áreas abertas. As pioneiras possuem sementes conhecidas como “ortodoxas” porque podem ser facilmente estocadas em condições artificiais ou naturais. Esta constatação é bem estabelecida para as espécies de Floresta Tropical Pluvial, que em geral contém baixo conteúdo de umidade (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1984) e possuem vários níveis de dormência (Kyereh *et al.* 1999). Em espécies de Floresta Estacional Semidecidual, por outro lado, nenhuma correlação foi estabelecida entre conteúdo de umidade e estágio sucessional (*e.g.* Souza & Válio 2001).

Entretanto, *Cecropia obtusifolia*, uma espécie neotropical comum em início de sucessão, usa principalmente as sementes mais recentemente dispersas Alvarez-Buylla & Martínez-Ramos (1990). Embora suas sementes tenham a capacidade de permanecerem dormentes por vários anos, elas geralmente sofrem alta taxa de mortalidade em condições de campo (Alvarez-Buylla & García-Barrios 1991). Já as sementes de espécies especialistas de sub-bosque possuem alto conteúdo de umidade, são muito sensíveis à desidratação e difíceis de estocar (“sementes recalcitrantes” – Kyereh *et al.* 1999), perdendo a viabilidade se são secas ou aquecidas por insolação direta. Em geral não possuem dormência, sendo facilmente germinadas em viveiros; porém, possuem baixa germinação no campo a menos que estejam localizadas no chão da floresta sob sombra e alta umidade (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1993).

Segundo Grombone-Guaratini & Rodrigues (2002), a investigação do banco de sementes revela variação significativa na densidade de sementes durante as estações de coleta. Apesar de muitas sementes permanecerem viáveis no banco de sementes por muitos anos, os períodos de persistência certamente diferem entre espécies de uma mesma comunidade. O banco de

sementes de habitats de início de sucessão possivelmente tem uma mistura de muitos genótipos e espécies que se acumularam por várias gerações. Devido à longevidade estendida das sementes em muitas dessas espécies de início de sucessão, é provável que diferentes anos com distintos padrões de pluviosidade, níveis de umidade e temperatura do solo durante o recrutamento possam tirar do conjunto de sementes, outros genótipos apropriados para determinada estação favorável (Garwood 1983; Bazzaz 1996). Espera-se que diferentes genótipos no banco de sementes se desenvolvam com sucesso em diferentes anos, sob distintas configurações ambientais (Bazzaz 1996). De fato, o banco de sementes constitui um grande conjunto genético, que pode ser muito mais variável que o recrutado pela germinação numa dada estação (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). A dramática variação ano a ano na germinação e no recrutamento de plântulas expressa a natureza dinâmica da composição do banco de sementes, as respostas diferenciais das sementes desse banco aos fatores ambientais e as próprias atuações diferenciadas desses fatores. Esse padrão é revelado por florestas de todo o mundo (Lieberman 1996).

A composição florística inicial em floresta tropical perturbada é determinada não só pelo banco de sementes, mas também pela regeneração avançada remanescente e a capacidade de rebrota de tocos (Kamesheidt 1998). A regeneração avançada é representada por aqueles indivíduos que sobreviveram a distúrbios (Uhl *et al.* 1988). Em tempos recentes, a rebrota tem sido estudada em florestas após o acontecimento de furacões, incêndios ou mesmo como um componente de regeneração de clareiras (Kamesheidt 1998). A contribuição da rebrota de árvores é grande no início da sucessão e tende a decrescer com o passar dos anos. Na floresta madura, rebrotas são ausentes. De modo inverso, com o tempo, indivíduos estabelecidos por sementes se tornam mais dominantes. O fenômeno da rebrota é exercido quase que exclusivamente pelas plantas de estádios sucessionais tardios. O baixo número de pioneiras brotando, emergem de indivíduos cortados ou caídos, sendo a germinação do banco sua principal estratégia de regeneração (Kamesheidt 1998; Putz & Brokaw 1989). Na Amazônia e Venezuela Uhl & Jordan (1984) encontraram que a densidade de caules de espécies estabelecidas por sementes, tendo mais de 2 m de altura, culminou em 2 a 4 anos após corte e queima e declinou em seguida, enquanto a densidade de rebrota aumentou até o quinto ano após distúrbio.

3.6. Clareiras e regeneração

Clareiras constituem um complexo recurso para o estabelecimento de árvores. Elas variam bastante em tamanho (o que influi nas condições microclimáticas dentro das mesmas) e em frequências temporais e espaciais de ocorrência (o que afeta a probabilidade de um propágulo alcançar uma clareira de tamanho particular) (Denslow 1980). Condições microclimáticas (especialmente luz, temperatura e umidade) no interior da clareira variam em função de seu formato, orientação e tamanho (em relação à altura da floresta circundante) à medida que esses fatores determinam a duração diária de insolação direta (Lee 1978).

A radiação solar é o parâmetro microclimático mais importante, dado que a radiação fotossinteticamente ativa e outras variáveis estão relacionadas a ela. Ela é o fator controlador de muitas outras variáveis, como a temperatura do solo, umidade e nutrientes minerais na planta (Vitousek & Denslow 1986 *apud* Whitmore 1996).

Lieberman & Lieberman (1989) argumentam em vez de situações de "clareiras versus não clareiras" (segundo níveis de luz), o dossel da floresta apresenta um contínuo que se estende por condições progressivamente sombreadas. A inteira extensão de condições presentes deve ser considerada ao se perguntar de que maneira espécies respondem a aberturas no dossel da floresta. Os dois extremos de tolerância a sombra são pontos finais de um gradiente em relação ao grau no qual espécies respondem a pulsos de luz criados por aberturas no dossel (Canham 1989). Em um extremo, juvenis crescem de modo vagaroso e consistente sob um dossel fechado, mas não respondem de imediato a aberturas periódicas. No outro extremo, juvenis persistem no sub-bosque, mas apreciável crescimento líquido ocorre apenas em seguida à formação de uma clareira com elevação do nível de luminosidade. Dessa forma, nenhuma espécie é capaz de monopolizar todos os tipos de clareiras existentes na floresta. Na fase de estabelecimento encontra-se a maior pressão demográfica à população de plântulas, determinando as diferentes especializações de sítio exibidas pelas espécies (Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1992; Ashton & Berlyn 1991 *apud* Whitmore 1996).

Como observado por Morellato (1991), a Floresta Estacional Semidecidual tipicamente muda de aspecto ao longo do ano. Durante os meses mais secos de abril a setembro, cerca de 70% das espécies perdem total ou parcialmente suas folhas. Nesse tipo de floresta existe uma ampla variedade de condições de luminosidade, como demonstrou Gandolfi (2000). A densidade de fluxo de fótons fotossintéticos (PPFD) diária foi registrada por sensores instalados a 1,5 m de altura do solo, em diversas situações no interior da Reserva Municipal de Santa Genebra. Em clareiras livres de cobertura de dossel foram registrados valores máximos de 4,0 a 23,7 mol.m⁻².d⁻¹, no sub-bosque sob dossel decíduo, entre 1,43 e 10,90 mol.m⁻².d⁻¹, no sub-bosque perenifólio, entre 0,67 e 2,8 mol.m⁻².d⁻¹, e no sensor colocado sob uma pequena abertura num dossel perenifólio o máximo valor registrado foi 2,9 mol.m⁻².d⁻¹. Desta forma, a variação da luminosidade no sub-bosque será determinada pelo grau de cobertura do dossel, que por sua vez é determinado pela composição das espécies desse estrato, pelas dimensões das copas e pela posição aparente do Sol em cada época do ano.

Em situações onde o dossel é composto principalmente por árvores decíduas, o sub-bosque será atingido por maior luminosidade no inverno em comparação com o verão. Em um outro extremo, áreas dominadas por dossel perenifólio terão sombra mais densa durante todo o ano. Por outro lado, na primavera e verão, devido à posição aparente mais elevada do Sol na abóbada celeste, há maior chegada de PPFD diária em todos os microhabitats (Gandolfi 2000), o que favorece a regeneração sob pequenas aberturas de dossel. Segundo o autor, há também diferentes amplitudes de variações na luminosidade ao longo de um ano, sendo em geral, pequena no sub-bosque sob dossel perenifólio e grande nas clareiras.

Há que se considerar ainda a proximidade de clareiras a áreas com cobertura de dossel perenifólio ou decíduo, o que altera seus padrões de luminosidade pela chegada de fochos de luz no sub-bosque por diferentes ângulos ao longo do dia. Prevê-se, desta forma, que em áreas com condições de luminosidade tão diversas haverá uma grande variação de comportamentos da regeneração natural (Gandolfi 2000).

Traços fisiológicos que maximizam respostas de plântulas ou jovens a níveis crescentes de luz em clareiras diferem marcadamente dos traços associados com a habilidade de tolerar

sombra. Desta forma, considerando-se os tipos de especialistas (segundo o tamanho de clareira), vê-se que os perfis dos diferentes grupos de plântulas envolvem importantes compromissos adaptativos, no sentido de que características aumentando a probabilidade de estabelecimento de plântulas em alguns tamanhos de clareiras diminui a probabilidade de estabelecimento em outras (Bazzaz 1979).

Plântulas sob um dossel crescem muito vagorosamente em altura (aquelas espécies de estágio sucessionar tardio) ou estão dormentes (espécies iniciais). Porém, em seguida à formação de clareira ou afinamento do dossel, rapidamente iniciam um vigoroso crescimento (Denslow 1980). O fenômeno é denominado por Bazzaz (1996) como “emissão de plântulas” (“seedling release”). Plantas de sub-bosque podem possuir uma ampla faixa de ambientes de luz durante suas vidas mostrando forte plasticidade em resposta a abertura do dossel (Gandolfi 1991). Por outro lado, espécies de início de sucessão têm alto potencial de aclimação quando transferidas de ambientes sombreados para ensolarados, como demonstrou o trabalho de Strauss-DeBenedetti & Bazzaz (1991). Ao mesmo tempo, observações repetidas em florestas tropicais têm mostrado que quando há abertura de dossel, uma súbita germinação de plantas de início de sucessão ocorre e em muitos casos, um *stand* de plântulas de uma ou mais espécies é rapidamente estabelecido (Bazzaz & Pickett 1980).

A importância do revolvimento do solo na regeneração de espécies pioneiras foi analisada em Barro Colorado, Panamá (Putz 1983). Segundo ele, clareiras grandes, em relação às pequenas, são mais colonizadas por árvores pioneiras, em parte porque as primeiras são mais freqüentemente causadas pela queda de árvores desenraizadas, e que portanto, levam a distúrbios de solo. Quando uma árvore é desenraizada, o solo onde ela se fixava torna-se totalmente nu, sem raízes, serapilheira ou sombra. Pioneiras, que geralmente possuem sementes pequenas, com radículas que penetram com dificuldade a serapilheira, têm então aumentada a possibilidade de germinação. Ao mesmo tempo, não recebem a influência de lixiviados daquele material. O autor constatou que a concentração de árvores pioneiras em solo perturbado não se deve simplesmente à localização das depressões e montes de terra em clareiras, havendo de fato

nesses sítios, densidade significativamente maior de regenerantes em comparação a outros, onde clareiras foram formadas por árvores quebradas, sem desenraizamento.

Da mesma forma, Kwit *et al.* (2000) avaliaram a densidade de algumas espécies pioneiras em áreas atingidas por tornados na Flórida (EUA). A densidade de *Trema micrantha* foi muito maior em áreas de solo perturbado pelo desenraizamento de árvores do que em solo não perturbado. Seus resultados sugeriram que *T. micrantha* exibe um estreito nicho de regeneração compreendido por distúrbios de solo. Essa regeneração microsítio-específica tem sido encontrada para outras espécies (Nunez-Farfan & Dirzo 1988; Kwit *et al.* 2000).

Nesse sentido, vários estudos têm mostrado que espécies pioneiras têm a germinação favorecida por aberturas no dossel da vegetação ou retirada da cobertura morta sobre o solo (Bazzaz & Pickett 1980). Alguns autores, trabalhando em Floresta Tropical Pluvial consideram que a luz é o fator preponderante no acionamento desse processo (Vázquez-Yanes & Smith 1982; Orozco-Segovia & Vázquez-Yanes 1989; Vázquez-Yanes *et al.* 1990). Considera-se outras condições para a quebra da dormência das sementes dessas plantas, como a alta temperatura máxima ou flutuação de temperatura (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1982; Bazzaz 1984), umidade do solo flutuante (Taylor 1960 *apud* Kyereh *et al.* 1999) ou alguma combinação desses fatores. Sob condições naturais, essas sementes impermeáveis podem se tornar permeáveis pela ação de microorganismos que degradam a dura cobertura, ou pelo intemperismo (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1993). No trabalho de Kyereh *et al.* (1999) em florestas em Gana, a relação entre irradiância e germinação de árvores pioneiras é atribuída a efeitos indiretos na temperatura ou conteúdo de umidade da semente, mais do que um efeito de luminosidade.

Trabalhando com espécies de Floresta Estacional Semidecidual, Válio & Scarpa (2001) estudaram a germinação de oito espécies pioneiras sob condições controladas e naturais. Delas, sete se mostraram fotoblásticas, sendo que altas taxas de germinação foram encontradas em condições de luz. A germinação foi drasticamente reduzida sob baixas razões de vermelho:vermelho extremo (condição de sub-dossel) mostrando-se como o fator crucial afetando a germinação. Em laboratório, também com espécies de Floresta Estacional Semidecidual, Souza & Válio (2001) encontraram germinação regulada por luz em espécies como *Solanum*

erianthum e *Trema micrantha*, mas nas duas primeiras a porcentagem de germinação foi bastante baixa. Comparando-se o comportamento de oito espécies de início de sucessão, duas intermediárias e cinco tardias, não se detectou resposta a luz sob temperatura constante de 25 °C. Da mesma forma, Castellani & Aguiar (2001) concluíram que em temperatura constante, a germinação de *Trema micrantha* não passa de 20% e que a germinação máxima foi obtida após 5 semanas com alternância de temperatura entre 20-30 °C. Seguindo-se esse raciocínio, confirma-se a afirmação de Bazzaz (1979) de que a germinação de plantas de início de sucessão é relacionada a distúrbios que trazem algumas sementes das profundezas do solo para a proximidade da superfície, onde ocorrem as flutuações máximas de temperatura.

Plântulas e jovens de árvores presentes nas clareiras podem crescer até três vezes mais rápido em clareiras formadas pela queda de várias árvores do que aquelas em clareiras simples (Uhl *et al.* 1988). Nestas últimas, as árvores geralmente cresceram mais vagarosamente à medida que clareiras se tornaram mais velhas. O tamanho de clareira não afeta a densidade de plantas, estabelecimento ou mortalidade (Uhl *et al.* 1988). Comparações através do tempo dentro do mesmo tipo de micro-habitat mostraram que entre 0 e 2 anos após a formação de clareira houve significativamente maior estabelecimento de caules lenhosos do que entre 2 e 4 anos. Desta forma, percebe-se que se as condições favoráveis ao estabelecimento de novas plantas ocorrem em seguida à formação de uma clareira, elas não perduram muito (Uhl *et al.* 1988).

A capacidade fotossintética relativamente alta e pouco investimento de recursos em caule e ramos, conferem crescimento subsequente muito rápido em diâmetro e altura das plantas especialistas em clareiras, mas resultam em curtos ciclos de vida (Bazzaz 1979). Barbosa (2000) atribui um ciclo de vida de 1-8 anos para pioneiras e de 5-15 anos para secundárias iniciais. Em florestas neotropicais maduras, as exigências para regeneração de espécies iniciais longevas parecem similares àquelas das espécies de ciclo mais curto: são mais freqüentes em micro-sítios melhor iluminados do que em sub-bosques, tendo crescimento muito mais rápido. Sua germinação é freqüentemente intensificada pela variação na qualidade da luz ou temperatura associada com áreas abertas e toma lugar rapidamente após distúrbios (Bazzaz 1979). Entretanto, os processos de regeneração dos dois grupos de espécies de estágio sucessional inicial são mais claramente

diferenciados na sucessão secundária, com o freqüente número de indivíduos de plântulas de espécies longevas passando à segunda fase de sucessão sob o dossel formado pelas pioneiras de vida curta (Finegan 1996).

As espécies pioneiras em início de sucessão crescem rapidamente, estando adaptadas a retirarem nutrientes do solo disponíveis em baixos teores (Whitmore 1976 *apud* Matthes 1992). Com o desenvolvimento de seus ciclos de vida ocorre um acúmulo de nutrientes na forma de serapilheira, contribuindo para a recuperação da fertilidade do solo, sendo esse um papel importante da vegetação secundária.

3.7. A influência das lianas na dinâmica florestal

Lianas são um grupo polifilético de plantas lenhosas que compartilham uma estratégia de crescimento baseada em ascensão ao dossel usando como apoio a arquitetura de outras plantas. Ao contrário de árvores, lianas têm pouco suporte estrutural, podendo alocar mais recursos para desenvolvimento de copa, alongamento de caule, raízes e reprodução (Schnitzer & Bongers 2002). Dessa forma, elas tipicamente têm uma alta proporção copa:caule, que resulta em maior biomassa fotossintética do que presente na maioria das plantas lenhosas. De acordo com a alometria do caule, que permite suportar um peso 4 a 6 vezes maior de folhas do que em árvores de mesma área basal, lianas têm a habilidade de gerar altos índices foliares enquanto mantêm baixa biomassa total (Putz 1983; Gerwing & Farias 2000).

Devido à grande biomassa de folhas, à sua maior concentração de nutrientes em relação ao caule (Putz 1983; 1984), ao crescimento rápido e à alta taxa de produção de folheto, lianas são particularmente importantes na ciclagem de nutrientes da vegetação (Engel *et al.* 1998).

Lianas podem ser importantes para a riqueza de florestas. Na Reserva Municipal de Santa Genebra (Campinas, SP), uma Floresta Estacional Semidecidual de 251,77 ha, foram amostradas 136 espécies de lianas (Morellato & Leitão-Filho 1996), ao lado de 130 espécies arbustivo-arbóreas.

Constata-se também a importância dessas plantas para a fauna, constituindo um importante recurso para animais, como insetos (Gentry 1985), macacos (Emmons & Gentry 1983), entre outros. Na Reserva Municipal de Santa Genebra, lianas correspondem a 40% dos recursos alimentares usados por duas espécies de macacos (Galetti & Pedroni 1994; Galetti *et al.* 1994). Segundo Morellato & Leitão-Filho (1996), lianas e árvores dessa Reserva são principalmente polinizadas por abelhas (65% e 32%, respectivamente), ou pequenos insetos generalistas (12% e 24%).

Muitos estudos têm sugerido que lianas poderiam ser classificadas como espécies iniciais na sucessão ou dependentes de clareiras (Hegarty 1991; Troy *et al.* 1997; Dewalt *et al.* 2000). Ao contrário, outros estudos têm demonstrado uma ampla variação de tolerância a sombra em lianas (Putz 1984b; Putz & Chai 1987; Campbell & Newbery 1993).

Em florestas não incendiadas, lianas são um componente menos importante da vegetação, enquanto que em outras mais intensamente queimadas, em que persistem capoeiras sob ampla luminosidade, essas plantas freqüentemente formam uma extensa manta na altura mais alta da vegetação regenerante (Cochrane & Schulze 1999). Nessa condição, muito comum em beiras de mata, Morellato (1991) encontrou uma baixa riqueza de espécies (22) se comparado ao total de espécies de lianas de uma floresta - 136 (Morellato & Leitão-Filho 1996).

Essas plantas desempenham, em certas condições, forte competição com outras formas vegetais. É comum se observar em determinadas formações florestais a permanência sempre verde de lianas, enquanto muitas árvores perdem as folhas na estação seca (Putz & Windsor 1987). Em uma floresta no Panamá, por exemplo, a maioria das árvores maiores extraiu água disponível somente de fontes relativamente rasas (Meinzer *et al.* 1999). Lianas têm uma taxa transpiratória mais elevada do que árvores e continuam a transpirar na estação seca, captando água mais profundamente no perfil do solo à medida que a seca prossegue (Schnitzer & Bongers 2002).

Lianas também desempenham uma interferência importante no seqüestro geral de carbono pela floresta. Devido aos caules tenros e baixa densidade relativa, lianas seqüestram menos carbono do que árvores (Pinard & Putz 1996; Chai 1997; Laurance *et al.* 1997). Pesadas

infestações por lianas em seguida a distúrbios, inibem a regeneração (Laurance *et al.* 2001; Schnitzer *et al.* 2000), o que reduz a quantidade de carbono que é seqüestrada na biomassa por árvores (Laurance *et al.* 1997; Chave *et al.* 2001). Por exemplo, em áreas de floresta na Guiana Francesa onde o número de indivíduos de lianas era extremamente alto, a biomassa seca acima do solo foi 33% menor do que da floresta como um todo (Chave *et al.* 2001). Já em um estudo de fragmentação florestal na Amazônia Central, a biomassa seca total acima do solo decresceu em 36,1 t/ha dentro de 100 m da borda de uma floresta fragmentada, elevando-se em apenas 0,46 t/ha com o grande aumento de número de indivíduos de lianas (Laurance *et al.* 1997; Laurance *et al.* 2001). Em uma situação extrema, no leste da Amazônia, registrou-se uma biomassa total da vegetação três vezes menor em florestas de estatura baixa, dominadas por lianas, em relação a florestas maduras (Gerwing & Farias 2000); a biomassa total de lianas acima do solo foi de 30% na primeira situação e de 3% na segunda. Ressalta-se que a contribuição da biomassa de lianas acima do solo raramente ultrapassa 5% do total em vegetações não perturbadas, e a grande cobertura dessas plantas é interpretado como indicativo de distúrbios florestais no passado (Hegarty & Caballé *apud* Gerwing & Farias 2000).

Schnitzer *et al.* (2000) atribuem a redução do crescimento de árvores e arbustos pela pré-interceptação de luz e imposição de interferência mecânica de lianas. Em Barro Colorado, Panamá, eles observaram uma rota bastante freqüente, alternativa ao rápido recrutamento de árvores em ocupação de clareiras, onde a regeneração é dominada por lianas por muitos anos. Os autores não detectaram efeito de idade de clareira na densidade de lianas entre os vários tipos de clareiras, sugerindo que quando colonizam uma área, elas o fazem relativamente cedo e então persistem por muitos anos (mais de 13). Lawrence *et al.* (1997) encontrou um grande aumento na densidade de lianas em uma borda de floresta com 100 m de largura que não poderia substituir a perda de biomassa naqueles locais mesmo após 17 anos.

Plantas vasculares geralmente produzem um coquetel de diferentes compostos orgânicos, alguns dos quais podem ser descartes do metabolismo primário e outros que são produzidos para torná-las impalatáveis a herbívoros (Zucker 1983, *apud* Ponge *et al.* 1998). Quando os tecidos e órgãos da planta morrem, esses compostos são liberados no curso da decomposição. Além de

afetar a biota do solo, a germinação de sementes e o crescimento de plântulas podem ser ambos inibidos por esses compostos orgânicos, e ainda por aqueles produzidos pela vegetação viva (Nilsson & Zackrisson 1992; Gallet 1994). Considerando a espessa camada de lianas em decomposição existente com frequência na superfície do solo onde essas plantas proliferam vigorosamente, pode-se admitir a alelopatia como mais um entrave à regeneração natural.

No trabalho de Dupuy & Chazdon (1998) na Costa Rica, parcelas com cortes repetidos de vegetação antes do abandono mostraram as maiores quantidades absoluta e relativa de plântulas de lianas. Uma vez que essa forma de vida é capaz de reprodução vegetativa (Appanah & Putz 1984 *apud* Schnitzer *et al.* 2000) e rápido crescimento, distúrbios conferem a ela uma vantagem competitiva até mesmo sobre arbustos, que também possuem a habilidade de rebrota.

Lianas têm a capacidade de formar um extenso sistema de raízes estoloníferas logo abaixo da superfície do solo, originando brotos verticais a partir de nós; esses brotos podem eventualmente se tornar plantas independentes, colonizando novas árvores-suporte (Engel *et al.* 1998). Muitas espécies de lianas apresentam tubérculos que lhes conferem capacidade de resistir a períodos de escassez de recursos, bem como rápido crescimento em períodos favoráveis, armazenando reservas. Este mecanismo confere grande capacidade de rebrota após o corte, em várias famílias (Gentry 1978). Além disso, frequentemente os ramos pendentes de lianas alcançam o solo, sendo capazes de enraizar e voltar a escalar outras árvores, formando extensas redes entre elas (Acevedo-Rodriguez e Woodbury s.d. *apud* Engel *et al.* 1998).

A presença de lianas em uma árvore aumenta a chance de re-colonização por lianas adicionais (Putz 1982; Nabe-Nielsen 2001). O maior determinante para a ocupação de lianas é a sua ocorrência em áreas de alta disponibilidade luminosa, como grandes clareiras ou vegetações formadas por pequenas árvores (Nabe-Nielsen 2001), independente da velocidade de crescimento das plantas suporte ou mesmo da presença de espinhos nas mesmas (Putz 1984a).

Ao nível global, durante as últimas três décadas, o aumento nos níveis de CO₂ tem sido acompanhado pelos aumentos do desmatamento e da densidade de lianas (Philips & Gentry 1994). Como lianas heliófitas são favorecidas em clareiras, a relação negativa entre a biomassa de lianas e a biomassa total de florestas poderia levar a uma retroalimentação onde a elevação dos

níveis de CO₂ estimularia o alastramento diferencial de lianas, levando a uma restrição ainda maior ao aumento da biomassa florestal (Gerwing & Farias 2000).

Por outro lado, em parcelas de uma Floresta Estacional Semidecidual submetida a um incêndio há 20 anos, e a partir daí gradativamente dominada por lianas, realizou-se corte e retirada do emaranhado formado por essas plantas, expondo-se grande superfície de solo (Rozza 2003); como consequência, a regeneração arbustivo-arbórea foi imediata e intensa, havendo o estabelecimento de plântulas desde o primeiro mês após a instalação do experimento. Rozza (2003) concluiu que a área em questão tinha potencial regenerativo, cuja manifestação era impedida pela densa cobertura de lianas hiper-abundantes.

Da mesma forma, no trabalho de Pérez-Salicrup & Barker (2000) as árvores de *Senna multijuga* das quais se retiraram as lianas, cresceram a uma taxa anual maior. Sugeriu-se que as lianas competiram por água com as árvores durante o período seco, contendo o desenvolvimento das mesmas, que não recarregaram totalmente os seus potenciais hídricos à noite. O efeito do corte de lianas também foi testado numa floresta de terras baixas na Bolívia (Perez-Salicrup 2001). Dezoito meses após o manejo, avaliou-se o desenvolvimento de duas espécies: *Clarisia ilicifolia* e *Astronium fraxinifolium*. As plântulas arbóreas das áreas manejadas tiveram altura e número de folhas significativamente maiores do que nas parcelas testemunhas.

Nota-se que florestas com grande cobertura de lianas são situações bastante freqüentes em fragmentos florestais pelo Brasil, e também em grandes formações como a floresta Amazônica, onde as "florestas de lianas cobrem cerca de 310000 km² (5% da bacia Amazônica) (Gerwing & Farias 2000). Vislumbra-se a interferência das lianas na modificação da dinâmica florestal em grande escala, e suas consequências para a biosfera, já que mudanças até mesmo pequenas no balanço de carbono da floresta Amazônica poderiam causar grande impacto tanto no balanço de carbono global, quanto no clima (Phillips *et al.* 1988).

4. OBJETIVO GERAL

Nesta proposta de trabalho foi usado o manejo como forma de estimular a regeneração de um trecho de floresta que sofreu perturbações no passado e não conseguiu naturalmente restabelecer sua fisionomia florestal. Até 1978 a área se apresentava como uma comunidade secundária em desenvolvimento, após evento desconhecido de distúrbio. A última perturbação registrada foi um incêndio em 1981 (Nave 1999). Este trecho faz parte da Reserva Municipal de Santa Genebra, em Campinas - SP.

O objetivo geral deste trabalho foi testar metodologias de manejo dos processos ecológicos que resultem na recuperação de remanescentes florestais degradados, explorando-se o potencial de auto-recuperação da comunidade florestal. Desta forma, planejou-se um desenho experimental que vise o controle de populações de espécies hiper-abundantes que estão retardando a regeneração natural, associado ao estímulo do banco de sementes do solo, e o subsequente acompanhamento da regeneração arbustivo-arbórea.

5. A ÁREA DE ESTUDO - INFORMAÇÕES GERAIS

O estudo foi desenvolvido na Reserva Municipal de Santa Genebra, situada no município de Campinas, Estado de São Paulo (Figura 1 do Anexo 1). A área total da Reserva é de 251,77 ha e está circundada por áreas agrícolas e bairros residenciais (Figura 2 do Anexo 1). Cerca de 85% de sua área é coberta por Floresta Estacional Semidecidual (definição segundo IBGE, 1993), e os 15% restantes (áreas de menores cotas) são ocupados por Floresta Paludosa (Leitão-Filho 1995; NAVE, 1999). Pela proximidade de grandes centros de pesquisa (UNICAMP, IAC, EMBRAPA, ESALQ, entre outros), inúmeros trabalhos científicos foram realizados nessa Reserva, visando à compreensão do ecossistema e a construção de um plano de manejo próprio.

Segundo Hubell (1995), o local de pesquisa deve ser escolhido com base numa inteira revisão de vários fatores. Estes deveriam incluir não apenas a ameaça de extinção mas também a integridade biológica do lugar, o potencial para estudos manipulativos, representatividade e

acessibilidade regionais, além de segurança em longo prazo. Todas essas características são encontradas no local de trabalho.

O clima da Reserva é do tipo Cwa pela classificação de Koeppen (1948). De acordo com as normais climatológicas fornecidas pelo Instituto Agrônomo de Campinas (período de 1960-1990) a temperatura média anual é de 21,6 °C e a precipitação anual de 1381,2 mm. Observa-se nesse período a ocorrência de um déficit hídrico médio de 14,5 mm, entre os meses de julho a setembro.

Segundo Cavalcanti *et al.* (2001), eventos de anomalias climáticas ocorreram ocasionalmente no Sudeste do país. Em 1963 os três meses da primavera registraram precipitações abaixo da média, situação que se agravou em dezembro. Em fevereiro de 1964 a situação melhorou, mas a estação chuvosa da região Sudeste já estava terminando. Em 1993 também foi observada precipitação abaixo da média na primavera, com a situação também piorando em dezembro. Após a ocorrência de chuvas um pouco acima da média em janeiro, a situação voltou a ser de chuvas abaixo da média em fevereiro, o que resultou em uma estação chuvosa deficitária em 1993/1994.

Com dados fornecidos pelo CEPAGRI/UNICAMP, construiu-se o diagrama climático referente a 2001, o primeiro deste trabalho (Anexo 2, Figura 2). Esse período pode ser comparado ao da normal climatológica, que pode ser visto no Anexo 2 (Figura 1). Naquele ano houve um grande período de seca de abril a início de setembro. Segundo Cavalcanti & Kousky (2002), na primavera de 2000 ocorreram precipitações abaixo da média apenas em outubro, e em 2001, nos meses de janeiro e fevereiro de 2001. As anomalias diárias na região afetada (5°S-25°S; 40°W-60°W) desde setembro 2000 até abril 2001 mostram que já na época de primavera ocorreram alguns períodos com chuva abaixo da média climatológica. Os meses de janeiro e fevereiro, quando climatologicamente há valores altos de precipitação, apresentaram anomalias negativas maiores e persistentes. Em março e abril, exceto por dois períodos chuvosos, a precipitação também ficou abaixo da média climatológica com uma grande persistência. Nota-se que o mês de janeiro de 2001 foi o segundo mês de janeiro mais seco dos últimos quarenta anos. Esta situação foi relacionada a uma reintensificação do episódio La Niña, a qual estava se prolongando desde o

fim de 1998 até o início de 2001. No primeiro semestre de 2002, houve uma recuperação das reservas hídricas do solo, por precipitação regular no período (Figura 3 do Anexo 2).

O relevo da Reserva é levemente ondulado, com altitudes que variam de 580-610 m (Santos *et al.* 1996). O solo da floresta foi determinado por Oliveira *et al.* (1979) como Latossolo Roxo distrófico, álico, com horizonte A moderado e textura argilosa, pertencente à unidade Barão Geraldo, sendo espesso, friável e poroso, com horizonte A dotado de altos teores de ferro.

Segundo Leitão Filho (1995), nas áreas de floresta madura há um dossel de 15-20 m de altura, composto por várias espécies da família Lauraceae, além de *Aspidosperma ramiflorum* Muell. Arg., *Baufourodendron riedelianum* (Engl.) Engl., *Casearia gossypiospermum* Briquet., *Lonchocarpus guilleminianus* (Tul.) Malme, *Pachystroma longifolium* (Nees) I.M. Johnston, entre outras. Indivíduos emergentes se destacam em uma altura de até 25-30 m, das espécies *Aspidosperma polyneuron* Muell. Arg., *Cariniana legalis* (Mart.) O. Kuntze, *Copaifera langsoerffii* Desf. e *Hymenaea courbaril* L.. O sub-dossel e o sub-bosque são representados por arbustos e árvores das famílias Euphorbiaceae, com destaque para *Actinostemon klotschii* (Muell. Arg.) Pax; Meliaceae, com várias espécies de *Trichilia*; Myrtaceae, com espécies de *Eugenia*; Rubiaceae, com espécies de *Ixora*, *Psychotria*, bem como também a exótica *Coffea arabica* L. (café) e Rutaceae, destacando-se *Esenbeckia febrifuga* (St. Hil.) A. Juss., *Galipea multiflora* Engl. e *Metrodorea stipularis* Mart.. Em áreas de clareira e bordas destacam-se arbustos escandentes como *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sargent, *Celtis tala* Gillies ex Planchon e árvores e arvoretas de *Croton floribundus* Spreng., *Croton piptocalyx* Muell. Arg., *Trema micrantha* (L.) Blume., *Urera baccifera* (L.) Gaud. e *Vernonia diffusa* Less.

O trabalho foi instalado em um trecho situado no extremo oeste da Reserva (coordenadas 22°49'45" S, 47°06'33" W – Figura 2). Em três áreas próximas, com diferentes estruturas vegetacionais, foram propostos manejos no sentido de promover a regeneração florestal. A seguir, são expostos quadros-resumo com seus respectivos históricos e operações de manejo. Maiores detalhes estão contidos em cada capítulo correspondente (Áreas A – Capítulo 1; B – 2; C – 3).

Quadro 1 – Resumo histórico e demanda das parcelas A, localizadas a extremo oeste na Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

<i>Parcelas A – Resumo Histórico</i>
Áreas de vegetação secundária, incendiadas há 20 anos e não manejadas, apresentando-se praticamente <u>desprovidas de cobertura arbustivo-arbórea</u> e com alta densidade de populações de lianas e arbustos escandentes.
<i>Demanda</i>
Indução inicial da regeneração natural arbustivo-arbórea.

Quadro 2– Resumo histórico e demanda das parcelas B, localizadas a extremo oeste na Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

<i>Parcelas B – Resumo Histórico</i>
Áreas de vegetação secundária, incendiadas há 20 anos; em 1998 (Rozza 2003) foram manejadas com controle de lianas em um raio de coroamento de 30 cm. Houve baixa regeneração, com emergência de plântulas apenas no círculo de coroamento. Após três anos, essas áreas mostraram <u>plantas arbustivo-arbóreas em uma densidade baixa</u> (praticamente apenas aqueles indivíduos já existentes antes do manejo).
<i>Demanda</i>
Adensamento da cobertura florestal pioneira.

Quadro 3 – Resumo histórico e demandas das parcelas C, localizadas a extremo oeste na Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

<i>Parcelas C – Resumo Histórico</i>
Áreas de vegetação secundária, incendiadas há 20 anos; em 1998 (Rozza 2003) foram manejadas com controle de lianas em área total. Houve intensa regeneração de plantas jovens. Ao final de três anos as áreas adquiriram fisionomia florestal, com relativa <u>alta densidade de arvoretas pioneiras</u> .
<i>Demandas</i>
Avanço sucessional e sustentabilidade da estrutura florestal.

CAPÍTULO 1 - EXPERIMENTO A: VINTE MESES DA DINÂMICA DE REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES APÓS MANEJO, NUM TRECHO DEGRADADO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM PARCELAS SEM COBERTURA ARBUSTIVO-ARBÓREA; RESERVA MUNICIPAL DE SANTA GENEVRA, CAMPINAS - SP.

1. Introdução

A regeneração natural pode, em alguns casos, ser atrasada em algumas comunidades em que se estabelece uma via alternativa de sucessão, dominada por populações hiper-abundantes de lianas e arbustos escandentes (Cochrane & Schulze 1999). Essas plantas impedem, por diversos motivos, a germinação e o crescimento dos indivíduos arbustivo-arbóreos que iriam compor a estrutura da floresta. O impedimento pode ser principalmente mecânico ou por pré-interceptação de luz (Schnitzer *et al.* 2000), por competição de água e nutrientes (Pérez-Salicrup & Barker 2000), entre outras razões.

Em contraposição ao problema da proliferação de populações de espécies hiper-abundantes, a remoção da cobertura acima do solo constitui um gatilho para a germinação de pioneiras nos trópicos, pelas mudanças na intensidade e qualidade da luz (aumento da proporção de luz vermelha/vermelho extremo) ou mesmo pela forte flutuação de temperatura do solo exposto por parte do dia a luz plena (Swaine & Whitmore 1988). Muitas sementes de espécies pioneiras, em particular, empregam a estratégia de ficar enterradas, dormentes, por extensos períodos de tempo, até que algum distúrbio à cobertura vegetal ou ao solo levem a mudanças na luminosidade, temperatura, germinação e crescimento (Putz & Appanah 1987).

Segundo Putz (1983), quando uma árvore é desenraizada por intempéries, o solo onde ela se fixava torna-se totalmente nu, sem raízes, serapilheira ou sombra. Baseado nessa observação, o autor realizou amostragens que levaram à constatação de que a concentração de árvores pioneiras em solo perturbado é significativamente maior do que em outros adjacentes. Ainda, o trabalho de Castellani & Aguiar (2001) demonstrou que a árvore *Trema micrantha*, uma pioneira típica, tem sua melhor germinação após algumas semanas com alternância de temperatura entre

20-30 °C; essa é situação encontrada em solos expostos à radiação solar direta. Apoiado nessas observações, pode-se formular a idéia do uso de distúrbios do solo para acionamento da regeneração.

Segundo Rodrigues & Gandolfi (2000), caso a degradação de um ecossistema não tenha sido profunda, a sua recuperação poderá acontecer passando por um caminho inverso àquele percorrido durante a degradação. Em alguns casos porém, é necessária uma intervenção antrópica para que isso ocorra. Nesta proposta de trabalho foi usado o manejo como forma de estimular a regeneração de um trecho de floresta que sofreu um incêndio há 20 anos e não conseguiu restabelecer sua fisionomia florestal. Este trecho faz parte da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas - SP.

2. Objetivo

Objetivo geral do experimento foi induzir a regeneração natural em floresta, que após perturbação e incêndio, apresentou-se praticamente desprovida de cobertura arbustivo-arbórea.

Os objetivos específicos foram:

- Testar o aumento da cobertura arbustivo-arbórea através da ativação do banco de sementes (temporário e permanente) do solo, seguida de condução da regeneração natural;
- Testar a influência do material residual podado de lianas hiper-abundantes sobre o desempenho da regeneração natural.

3. Materiais e métodos

3.1. Histórico da área

Segundo observação de imagens aéreas de 1972 e 1978 por Nave (1999) a área de estudo se apresentava como uma comunidade secundária em desenvolvimento, após evento desconhecido de distúrbio. Da mesma forma, Matthes (1992) observou que a vegetação local era constituída nessa época de populações com diâmetro muito pequeno (DAP < 5 cm).

Em setembro de 1981 sua vegetação foi afetada por um incêndio que afetou uma área de cerca de 10 ha, com diferentes graus de severidade. Alguns meses depois, Castellani e Stubblebine (1993) fizeram um inventário florístico e um acompanhamento fenológico nessa área desde janeiro de 1982 até outubro de 1983. Um total de 144 espécies foi revelado. As espécies de lianas ocorreram em grande número seguidas por espécies herbáceas, arbustos e árvores, respectivamente. Muitas espécies eram plantas invasoras de áreas perturbadas (30%) e apresentam ampla distribuição geográfica. Cerca de 50 espécies (35%) regeneraram por meio de rebrota vegetativa, consistindo no mais importante mecanismo de estabelecimento para árvores (86% das espécies arbóreas). As espécies que se estabeleceram por germinação eram pioneiras típicas, cujas sementes resistiram mais ao fogo. A árvore pioneira *Trema micrantha* alcançou forte dominância quantitativa na comunidade ao final do estudo. Algumas lianas tiveram suas populações reduzidas enquanto as árvores de *T. micrantha* e *Solanum erianthum* alcançaram maiores alturas. No entanto, à medida que as arbustivo-arbóreas se desenvolveram, lianas ocuparam o estrato superior se sustentando em troncos de árvores remanescentes, desta forma mantendo-se, ao longo do tempo, como o grupo de maior contribuição de cobertura em um intervalo de 0 a 2 m de altura.

Entre os anos de 1984 e 1987, Matthes (1992) continuou analisando a sucessão secundária no mesmo local usando parcelas distribuídas ao longo de uma secção, em áreas atingidas por diferentes intensidades de fogo. Com a amostragem dos indivíduos maiores de 0,5m de altura, observou-se o declínio das populações de espécies pioneiras e a expansão das

espécies secundárias. As análises de agregação indicaram a diferenciação florística em função da ocorrência de incêndio, com dois grandes grupos, um quase que exclusivamente formado por parcelas da área não queimada e outro, por parcelas das áreas atingidas pelo fogo.

Apesar daqueles estudos indicarem que após o fogo ocorreu uma lenta regeneração de espécies arbóreas na área, em seguida a regeneração foi abafada por espécies de lianas hiper-abundantes, que competiram com maior sucesso na ocupação do terreno (Rozza 2003). Sua estrutura florestal permaneceu desde então, dominada por lianas e outras populações em hiper-abundantes, como herbáceas (principalmente *Panicum maximum*), bambus (*Chusquea* sp.) e arbustos escandentes (como *Celtis iguanea*). A densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos jovens e adultos em 1998 era menor do que a encontrada em estágios iniciais (primeiros 5,5 anos) da regeneração de outras florestas incendiadas. O fenômeno ocorrido na estrutura dessa vegetação poderia ser definido como uma retrogressão (Clements 1928), ou uma regressão ecológica (Rozza 2003), podendo ser abstraído como uma rota sucessional de movimento circular e fim indefinido, assemelhando-se a um *looping*.

Baseado nesse quadro de atraso da recuperação da fisionomia florestal, a partir de março de 1998, Rozza (2003) realizou um experimento com diferentes intensidades de controle (corte) das lianas, como tentativa de acelerar a regeneração natural. Em consequência ao corte houve intensa regeneração das espécies arbustivo-arbóreas, indicando que em fragmentos florestais com características semelhantes às da área estudada, dominadas amplamente por lianas e com baixa densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos, o emaranhado formado pelas lianas é restritivo à regeneração florestal. A eliminação dos competidores no interior das parcelas, como primeira operação, resulta portanto no favorecimento dos indivíduos arbustivo-arbóreos. Segundo o trabalho da autora, os tratamentos de controle das espécies hiper-abundantes em área total tiveram desempenho muito superior a aqueles outros com controle parcial. Ainda, o plantio de espécies arbóreas pioneiras foi considerado desnecessário, tendo sido superado pelo grande número de indivíduos regenerantes. Ao mesmo tempo, a autora ressaltou o papel da exposição e revolvimento superficial do solo, devido à retirada das lianas, estimulando a emergência de novos indivíduos arbustivo-arbóreos. Com esse trabalho, a autora obteve uma resposta à indagação

colocada por Palmer *et al.* (1997), demonstrando ser possível manipular a sucessão natural para acelerar a recuperação de uma dada área degradada.

Apesar de serem contíguas a áreas não perturbadas da Reserva, após 20 anos decorridos do incêndio as áreas não manejadas ainda não recuperaram naturalmente sua fisionomia florestal, apresentando fisionomia de capoeira e caracterizando-se pela baixa densidade de indivíduos arbóreos (Figura 1 do Anexo 1). Trata-se de uma comunidade na fase de reorganização após distúrbio (Holling 1992), onde herbáceas, lianas e arbustos escandentes em grande número de indivíduos assumiram o papel de espécies fundamentais (Walker 1992). De um outro ponto de vista, podemos considerá-las populações de espécies hiper-abundantes (Rozza 2003), ou ainda, populações que conferem um equilíbrio alternativo ao sistema (Gunderson 2000). De qualquer forma, a comunidade apresenta-se num estado de sucessão secundária contida pelas lianas (Schnitzer *et al.* 2000). Rozza (2003) afirma que pelo menos para o parâmetro de composição florística há uma tendência de regressão ecológica. Apresenta também baixa resistência, pois a composição de espécies muda muito após a invasão de espécies exóticas. Porém, a vegetação florestal possui certa resiliência, pois com o manejo de lianas pela autora, a capacidade de regeneração natural foi expressa (Rozza 2003). Desta forma, justifica-se a definição de estratégias de manejo para a regeneração da vegetação local.

3.2. Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Reserva Municipal de Santa Genebra, situada no município de Campinas, São Paulo (Figura 1). Foram instaladas parcelas em um trecho situado no extremo oeste da Reserva (coordenadas 22°49'45" S, 47°06'33" W – Figura 2). Outros dados gerais da área podem ser vistos no item "A área de estudo - informações gerais".

As áreas aqui tratadas constituem-se de parcelas ainda não manejadas. Possuíam poucos indivíduos arbustivo-arbóreos, esparsos, retorcidos e uma densa cobertura de lianas por toda a superfície do terreno, bem como sobre as copas das árvores (situação da Figura 1 do Anexo A1).

Essas parcelas, aqui denominadas de parcelas A, possuíam em fevereiro de 2001, densidade absoluta de indivíduos arbustivo-arbóreos bastante baixa, entre 1600,0 e 3733,3 indivíduos.ha⁻¹ (Figura-exemplo: 2, no Anexo A1).

Os indivíduos lenhosos presentes eram em sua maioria, de estádios iniciais na classificação sucessional: pioneiras (25 indivíduos), secundárias iniciais (13 indivíduos), secundárias tardias (2 indivíduos) e de sub-bosque (7 indivíduos). As espécies mais numerosas eram *Centrolobium tomentosum*, *Piper amalago*, *Croton floribundus* e *Trema micrantha* (Figura 3). Considerando o Índice de Valor de Cobertura das espécies, *Merostachys riedeliana* se destacava com o maior valor, seguida de *C. tomentosum*, *P. amalago*, *A. polyphylla* e *T. micrantha* (Figura 4). Outros parâmetros fitossociológicos para as espécies dessas áreas podem ser vistos no Quadro 1 do Anexo A2.

Mais informações sobre as parcelas podem ser vistas no Quadro 1 a seguir.

Quadro 1 – Características iniciais das parcelas A em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Parcelas	Bloco	Nº Ind.	Nº Spp.	Ár.Bas.	Dens.Ab.	H.méd.
A	1	21	11	0,1249	3733,3	8,30
	2	14	12	0,3702	2488,9	5,30
	3	6	4	0,5011	1066,7	6,60
	4	9	7	0,0745	1600,0	8,20

Nº Ind.: número de indivíduos; Nº Spp: número de espécies; Ár.Bas.: área basal (m²); Dens.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); H.méd.: altura média das árvores (m).

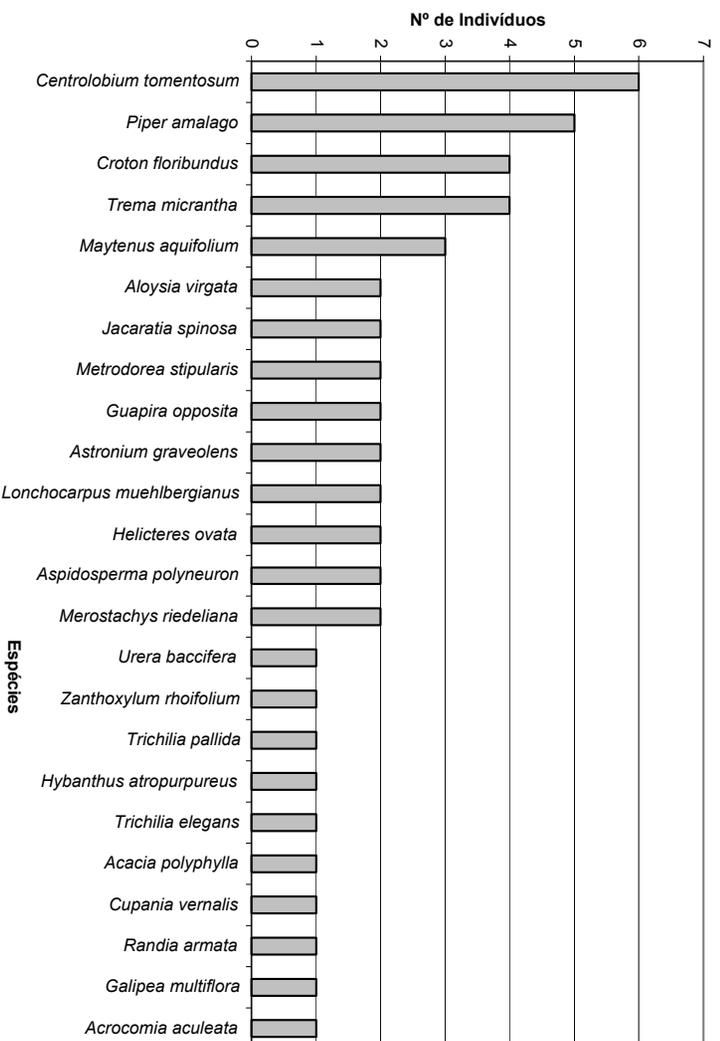


Figura 3 – Parcelas A: número de indivíduos iniciais das espécies em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

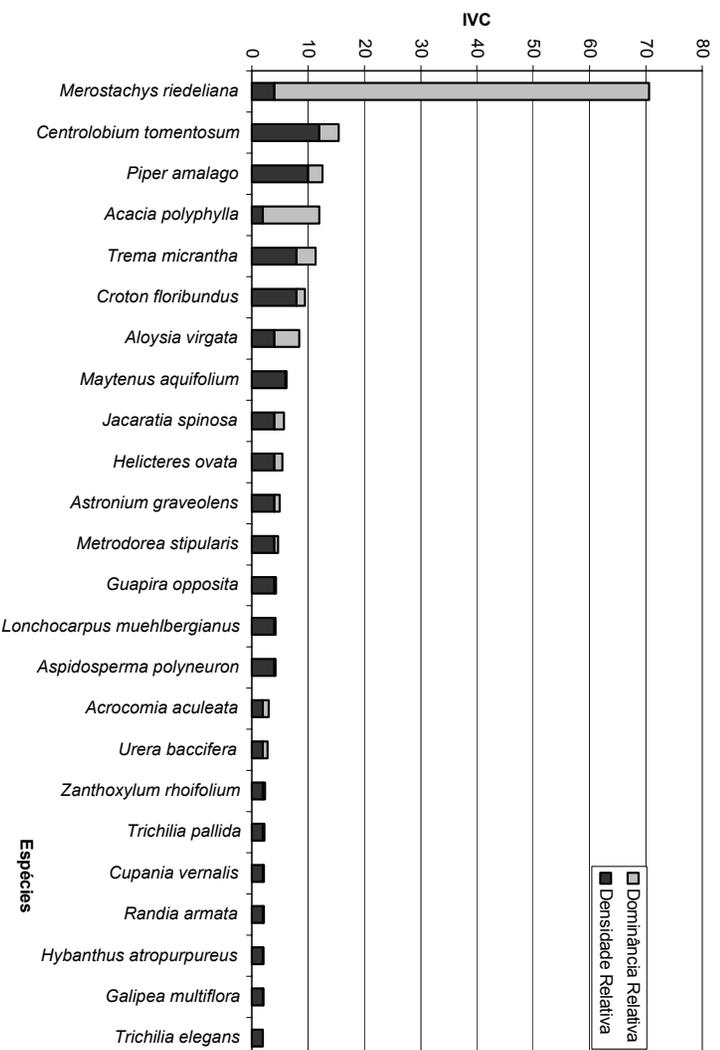


Figura 4 – Parcelas A: IVCs iniciais das espécies em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

3.3. Desenho experimental

A vegetação das parcelas A possui perfil semelhante àquele das situações iniciais das áreas tratadas por Rozza (2003). A demanda para estas áreas é o aumento da cobertura arbustivo-arbórea, em detrimento das populações de espécies hiper-abundantes. Segundo os resultados obtidos por Rozza (2003), sobre a importância do controle de populações de espécies hiper-abundantes de lianas, arbustos escandentes e herbáceas exóticas, propôs-se como primeira ação o corte dessas plantas em área total, inicialmente e em manutenção periódica.

Ao mesmo tempo, tem-se o problema do destino a ser dado ao material resultante da poda (restos). A primeira opção é retirá-lo da parcela – este tratamento foi testado por Rozza (2003) de modo que já se dispõe de dados mostrando que a retirada desse material favorece a germinação e o estabelecimento das espécies arbustivo-arbóreas presentes no banco de sementes do solo, bem como o desenvolvimento dos indivíduos já existentes na área. Uma segunda opção foi aqui testada - o material foi acamado de modo relativamente homogêneo na superfície do terreno, formando uma camada espessa (10cm ou mais), para se avaliar a influência desse material sobre a regeneração. Esta é uma operação de interesse, possibilitando economia da mão-de-obra usada para se translocar o grande volume de material residual da poda para áreas adjacentes àquelas manejadas. Nesse sentido, como primeiro tratamento deste experimento, avaliou-se a regeneração natural nessa situação.

Em contraposição, avaliou-se a regeneração em uma situação em que o material depositado é revolvido juntamente com a camada mais superficial do solo, na área total do terreno (simulação de distúrbio de solo, com alteração da cobertura morta depositada). Como resultado dessa operação, a superfície do solo fica grande parte exposta à radiação solar. Restos de material de poda apresentam-se parcialmente incorporados na camada mais superficial do solo.

Um croqui da área de trabalho, com as áreas deste experimento e dos demais (referentes aos Capítulos 2 e 3) é mostrado na Figura 6.

No Experimento A, adotou-se o delineamento de blocos casualizados (Gomes 1990). A localização dos blocos foi estabelecida em 1998 por Rozza (2003), de acordo com as diferentes densidades de lianas observadas no local. Cada parcela possuiu área de 56,25 m² (7,5 x 7,5 m). Foram realizados 2 tratamentos, cada um deles com 4 repetições (4 blocos com 2 parcelas de 56,25 m² – totalizando 450 m²).

A seguir, são descritas as operações referentes a cada tratamento do experimento A.

Tratamento 1 – “não revolvido”

Foram podados (à altura do colo) todos os indivíduos de populações hiper-abundantes (lianas, arbustos escandentes e herbáceas de grande porte) e seus restos foram mantidos sobre a superfície da parcela (fevereiro de 2001) (Figura 2 do Anexo A1). Esse material permaneceu sobre a superfície do solo, que não foi revolvido.

Tratamento 2 – “revolvido no verão”

Foram podados todos os indivíduos de populações hiper-abundantes (lianas, arbustos escandentes e herbáceas de grande porte) e seus restos foram mantidos sobre a superfície da parcela (fevereiro de 2001). Esse material permaneceu sobre a superfície do solo por duas semanas, para fins de secagem e diminuição de volume, e depois disso a parcela teve seu solo revolvido superficialmente (5 cm) com o uso de enxada, sendo aqueles restos parcialmente incorporados no solo (20/02/01). Após o primeiro revolvimento houve um curto período de chuvas. Devido à emergência pouco numerosa amostrada após aquele revolvimento, a operação foi repetida em 15/01/02.

Escolheu-se apenas a época de verão para efetuar-se o revolvimento, pois o principal objetivo foi o de testar a consequência da retirada da cobertura de lianas, dada pelos restos de poda, na regeneração. Provavelmente, revolvendo-se superficialmente o solo em diferentes épocas haveria diferentes composições e quantidades de regenerantes, dada a sazonalidade da chuva e do banco de sementes (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

Cada tratamento foi acompanhado de manutenções periódicas das lianas que rebrotaram nas parcelas, através de podas com frequência de 2 meses.

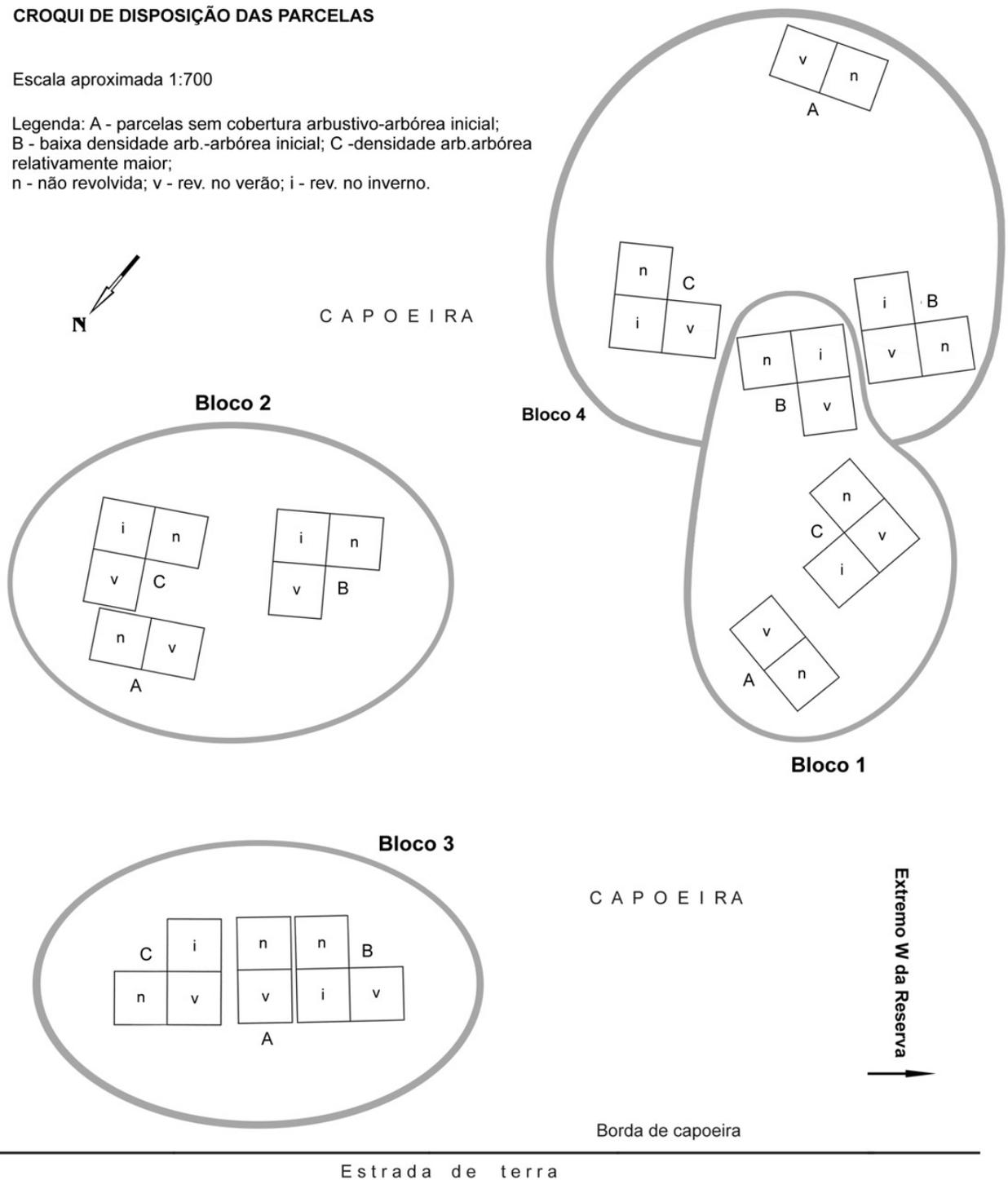
O período para coleta de dados foi de 20 meses, com início em fevereiro de 2001 e término em setembro de 2002, com um total de 9 avaliações da flora de plantas de tamanho $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ e duas avaliações da flora arbustivo-arbórea com altura $\geq 1\text{m}$. Esses intervalos de amostragem já foram considerados adequados no trabalho de Rozza (2003).

Figura 6 – Croqui da área de trabalho, situada no extremo Oeste da Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

CROQUI DE DISPOSIÇÃO DAS PARCELAS

Escala aproximada 1:700

Legenda: A - parcelas sem cobertura arbustivo-arbórea inicial;
 B - baixa densidade arb.-arbórea inicial; C - densidade arb.arbórea relativamente maior;
 n - não revolvida; v - rev. no verão; i - rev. no inverno.



3.4. Amostragem da flora “ $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ”

A amostragem da flora de indivíduos com “ $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ” de todas as espécies regenerantes (exceto lianas, que foram controladas periodicamente) nas parcelas de $56,25\text{ m}^2$ foi feita com sub-parcelas de 1m^2 . Em cada área foram lançadas três sub-parcelas de forma aleatorizada. A frequência das avaliações foi mensal até o terceiro mês do experimento, para treinamento de amostragem e familiarização com os resultados, e a partir daí foi bimensal. Em cada ocasião de amostragem foi feito sorteio e anotação da localização das 3 sub-parcelas nas áreas, evitando-se a sobreposição das mesmas em diferentes épocas de amostragem. Nelas foram contabilizados todos os indivíduos compreendidos no intervalo de tamanho especificado. Nas avaliações, foi contado o número de indivíduos de cada espécie e medidas suas alturas totais.

O critério de altura acima descrito para inclusão dos indivíduos foi estabelecido com base nos resultados de Rozza (2003) para a área. Esse critério se mostrou satisfatório para a avaliação da regeneração, propiciando o acompanhamento da flora de plantas jovens estabelecida no local. Este critério permitiria aqui a certificação de que as plantas jovens aí amostradas estariam satisfatoriamente desenvolvidas de modo a serem futuramente amostradas no critério de plantas potencialmente adultas ($\text{altura} \geq 1\text{m}$).

As espécies foram identificadas de imediato ou por comparação com outros indivíduos das morfoespécies inventariadas, encontradas fora das parcelas experimentais. Estes foram coletados, prensados e secos, sendo em seguida identificados por consulta a bibliografia ou a especialistas.

3.5. Amostragem da flora com altura $\geq 1\text{m}$

Foram feitas duas amostragens em cada um dos tratamentos, considerando todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura total $\geq 1\text{m}$ encontrados no interior das parcelas do experimento. O primeiro levantamento foi realizado em fevereiro de 2001, para caracterização da situação inicial no interior das parcelas experimentais antes do início da execução dos tratamentos,

e o final em setembro de 2002. Esse critério de inclusão permitiu obter os dados dos indivíduos considerados já devidamente estabelecidos nas parcelas. Para aqueles indivíduos que atingiram altura do fuste de pelo menos 1,3 m, foi medido o diâmetro à altura do peito para comparação com os resultados de Rozza (2003) para as mesmas parcelas, no período de setembro de 1998 a dezembro de 2000 e com outros trabalhos de mesma natureza.

Esses indivíduos tiveram seus diâmetros basais medidos com o uso de paquímetro e altura total estimada através de comparação com uma vara de tamanho conhecido. A identificação dos indivíduos já havia sido feita por Rozza (2003), estando as plantas numeradas.

Foram analisados os parâmetros fitossociológicos descritos por Mueller-Dombois (1974), normalmente calculados em levantamentos dessa natureza: número de indivíduos, número de espécies, densidade absoluta, área basal e IVC. A partir dos registros de campo, esses parâmetros foram obtidos através do programa FITOPAC (Shepherd 1995). Adotou-se o IVC nos casos pertinentes, em alternativa ao IVI, devido ao pequeno número de repetições (4) para cada tratamento, evitando que o parâmetro Frequência, cujos valores variaram bastante para as espécies entre as repetições, viesse a ter um peso excessivo no índice usado para comparações do desempenho das parcelas.

3.6. Comparações dos parâmetros fitossociológicos dos grupos regenerantes

3.6.1. Regenerantes da flora “ $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ”

As comparações entre os tratamentos abrangeram diferentes situações de manejo, heterogeneidades espaciais e temporais.

As plantas que adentraram no critério de “ $0,5\text{m} \leq \text{altura total} < 1\text{m}$ ”, foram consideradas jovens. Usando-se os dados de número de indivíduos e de espécies, foram analisados:

- Tratamentos: os níveis de revolvimento (parcelas não revolvidas x revolvidas);

- Variação temporal: dentro de cada tratamento (parcelas não revolvidas x revolvidas), comparando-se os dados obtidos bimensalmente;
- Heterogeneidade espacial: os blocos espacialmente disjuntos (1X2X3X4), independentemente dos níveis de revolvimento.

3.6.2. Regenerantes da flora com altura $\geq 1\text{m}$

As plantas que adentraram no critério de “altura total $\geq 1\text{m}$ ”, foram medidas em duas datas - medição inicial: fev/01; medição final: set/02. Os regenerantes que adentraram nesse critério de altura durante o período, foram considerados plenamente estabelecidos em seus locais de ocorrência, tendo grande probabilidade de persistirem até a fase adulta. Com seus dados foram analisados:

- Tratamentos: os níveis de revolvimento de solo – (parcelas não revolvidas X revolvidas);
- Heterogeneidade espacial: os blocos espacialmente disjuntos (1X2X3X4), independentemente dos níveis de revolvimento;
- Variação temporal: (dados iniciais, de fevereiro de 2001 X dados finais, de setembro de 2002).

Separou-se os resultados segundo dois grupos de plantas:

- Regenerantes que adentraram no critério de amostragem durante o período de estudo, excetuando-se aqueles que já haviam sido registrados na amostragem inicial;
- Todos os indivíduos (comparação entre a composição inicial e final das parcelas).

Usaram-se os seguintes dados gerados pelo programa FITOPAC (Shepherd 1995): número de indivíduos, número de espécies, densidade absoluta e área basal.

Para a comparação de parâmetros entre grupos ecológicos seguiram-se as classificações sucessionais das espécies contidas em Gandolfi (2000) e em Martins & Rodrigues (2002).

Para todos os dados, inicialmente verificou-se a homogeneidade das variâncias entre os valores dos parâmetros citados, em relação aos fatores revolvimento, bloco e ano. Para isso, compararam-se as variâncias aos pares, dividindo a maior pela menor e verificando o resultado obtido com o valor associado na tabela do teste F (tabela $\alpha=2,5\%$, para nível de significância $\alpha=5\%$) (Vieira 1980). Essa comparação teve a única função de guiar a escolha do teste estatístico a ser usado (paramétrico ou não paramétrico), não fornecendo informações sobre a normalidade dos dados. A normalidade não pôde ser aferida devido ao pequeno número de replicações dos tratamentos, impossibilitando o cálculo de testes de simetria e curtose.

Para a detecção de diferenças entre os tratamentos ou blocos dentro de cada tratamento, foram aplicados diferentes testes. Onde foi necessário se contrastar dois conjuntos de dados, foi aplicado o teste t se os dados se mostraram homocedásticos, ou o teste de Wilcoxon no caso de dados heterocedásticos. No caso de contrastes entre mais de dois conjuntos de dados, aplicaram-se os testes de Kruskal-Wallis ou Análise de Variância com teste F, respectivamente nos casos em que as variâncias se mostraram homogêneas e heterogêneas (Zar 1984).

Nesse sentido, verificaram-se as probabilidades de se aceitar as hipóteses nulas:

- H_0^1 : igualdade de respostas entre os tratamentos;
- H_0^2 : igualdade de respostas entre os blocos.

4. Resultados e discussão

4.1. Parâmetros da flora arbustivo-arbórea regenerante “ $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ”

4.1.1. Comparações quantitativas entre os tratamentos

Na Quadro 2 mostram-se as probabilidades de se aceitar as hipóteses nulas para diferenças entre níveis de revolvimento de solo e entre diferentes blocos.

Não se pôde distinguir os tratamentos em relação aos níveis de revolvimento do solo, seja quanto ao número de indivíduos regenerantes ou de espécies.

Por outro lado, os resultados mostram que em áreas praticamente desprovidas de cobertura arbustivo-arbórea pré-existente, com o revolvimento foi possível a sua ocupação com ganho de indivíduos de espécies que se favorecem em condições de alta luminosidade. O revolvimento do solo, alterando a cobertura residual de lianas, levou ao estímulo do banco de sementes e à emergência de regenerantes de modo a se obter elevação, em algumas repetições, no número de indivíduos (Fig. 7) e de espécies (Fig. 8). Isso gerou maior variância dos dados na situação de solo revolvido, com algumas parcelas apresentando valores bem acima da média do tratamento. O mesmo não ocorreu na situação sem revolvimento.

Dessa forma, podemos considerar que apesar da falta de diferenças estatísticas entre os tratamentos, a operação de revolvimento de solo levou à emergência e à ocupação do terreno por plantas regenerantes, de modo bastante variável. Essa ocupação foi interessante para a obtenção futura de uma estrutura florestal inicial. A regeneração teve uma heterogeneidade espacial resultante da heterogeneidade de propágulos e outros fatores condicionantes localizados, advindos da história de cada trecho da vegetação.

Com a poda das lianas e deposição de seus restos na superfície do terreno, obteve-se uma espessura de 10-20 cm daquele material. Houve degradação do mesmo ao longo dos meses

de estudo, permitindo em setembro de 2002, a visualização da superfície do solo em alguns locais. Caso as mesmas operações de corte de lianas e deposição dos restos sejam realizadas em outras vegetações, a espessura da palhada deve variar conforme a densidade de lianas podadas. Além disso, diferentes estruturas físicas de solo terão teores de umidade e oxigênio variados, possibilitando ambientes distintos para preservação e germinação das sementes. Portanto, em outros locais, as respostas da regeneração a partir do revolvimento do conjunto solo/palhada poderão ser quantitativamente distintas.

Quadro 2 – Valores de probabilidade resultantes dos testes para detecção de diferenças entre os parâmetros de regenerantes com “ $0,5m \leq \text{altura} < 1m$ ”. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Experimento	Fonte de variação	Nº de indivíduos	Nº de espécies
A	Revolvimento	W 0,3065	t 0,8345
	Bloco	K 0,6936	A 0,3851

Obs: Revolvimento: contraste entre parcelas revolvidas e não revolvidas; Bloco: contraste entre blocos; W: teste de Wilcoxon; K: teste de Kruskal-Wallis; A: ANOVA com teste F; *: significativo ao nível de significância $\alpha=0,05$; sem asterisco: não significativo.

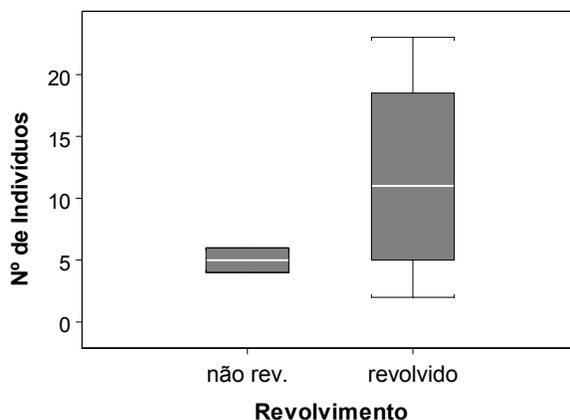


Fig. 7 - Experimento A

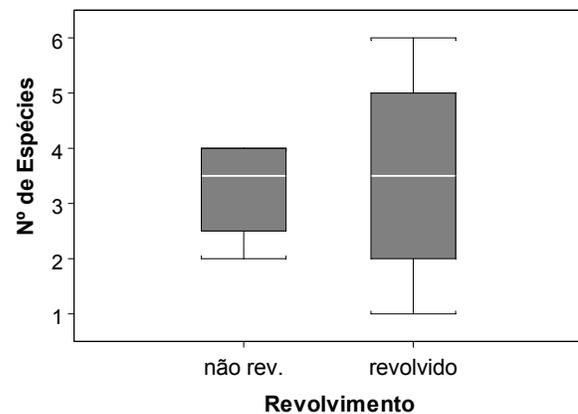


Fig. 8 - Experimento A

Figuras 7 e 8 – Experimento A - Números de indivíduos (Fig. 7) e de espécies (Fig. 8) regenerantes com “ $0,5m \leq \text{altura} < 1m$ ”. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas, SP.

Provavelmente, a regeneração esteve ligada sobretudo à disponibilidade local de propágulos do banco e da chuva de sementes, como consequência da diferenciação florística entre as parcelas (Veja item 4.1.4. Comparações florísticas - abordagem espacial). Deste modo, a heterogeneidade espacial, como consequência de vários fatores, condicionou uma variância muito grande seja no número de indivíduos ou de espécies, o que impossibilitou a diferenciação estatística entre os tratamentos.

Por outro lado, uma outra possível razão para a não detecção de diferenças entre os tratamentos foi o próprio critério de amostragem estabelecido. As plantas foram registradas a cada dois meses. No entanto, o crescimento das plantas regenerantes é geralmente rápido, pela composição majoritária de plantas pioneiras. Essas plantas atingiram 0,5m de altura e ultrapassam em pouco tempo a faixa máxima de 1m, deixando de pertencerem ao critério de plantas com “0,5m \leq altura < 1m”. Esse problema poderia ser corrigido por um aumento na frequência de amostragens (mensal ou quinzenal).

4.1.2. Comparações florísticas entre os tratamentos

Neste item, são ressaltadas as diferenças dos tratamentos quanto à composição de espécies.

No Experimento A, entre os dois tratamentos, a espécie mais amostrada foi *Trema micrantha*, seguida por *Ricinus communis*, *Hybanthus atropurpureus* e *Solanum erianthum*. No Quadro 3 pode-se ver uma comparação dos tratamentos segundo as espécies e os respectivos números de indivíduos regenerantes, amostrados durante todo o período. Chamaram a atenção as grandes quantidades de *T. micrantha* e *R. communis* no tratamento de solo revolvido.

Quadro 3 – Experimento A – Números de indivíduos de regenerantes com “0,5m ≤ altura < 1m”. As espécies estão em ordem decrescente de número de indivíduos segundo o tratamento com maior valor (trat. 2). Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécies	Não revolv.	Revolvido
<i>Trema micrantha</i>	2	19
<i>Ricinus communis</i>	1	9
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	3	4
<i>Croton floribundus</i>	0	3
<i>Aloysia virgata</i>	0	2
<i>Myrtaceae morfoesp. 1</i>	0	2
<i>Polygala klotzschii</i>	0	2
<i>Urera baccifera</i>	0	2
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	3	0
<i>Maytenus aquifolium</i>	3	1
<i>Sebastiania klotzschiana</i>	0	1
<i>Solanum erianthum</i>	3	1
<i>Abutilon peltatum</i>	2	0
<i>Holocalyx balansae</i>	1	0
<i>Piper morfoesp. 1</i>	1	0
<i>Vernonia polyanthes</i>	1	0
Total	20	46

Embora Rozza (2003) tenha usado critério distinto para avaliar o estrato de regeneração (plantas com altura total maior que 0,5m e do fuste menor que 1,30m) algumas comparações podem ser feitas com os resultados aqui obtidos. No trabalho de Rozza (2003), em parcelas adjacentes, em situação equivalente à deste experimento, com ausência de cobertura inicial de plantas arbustivo-arbóreas e domínio de populações de espécies hiper-abundantes, foi feito o corte dessas plantas em área total, colocando-se os restos de poda para fora das parcelas. Nessa situação, sem cobertura de restos de poda sobre o solo, obteve-se durante os vinte e oito meses após manejo (anos de 1998 a 2000), *T. micrantha*, *H. atropurpureus*, *P. amalago* e *Croton floribundus* como as espécies lenhosas mais numerosas. As duas últimas espécies foram menos numerosas no trabalho atual. Além disso, a densidade de plantas aqui amostradas foi bastante menor. No trabalho de Rozza (2003), obteve-se densidades de 2,42 a 5,64 indivíduos.m⁻² de *Trema micrantha*. Para o total de espécies, Rozza (2003) obteve 5,19 a 8,14 ind.m⁻². Nas parcelas revolvidas do trabalho atual, amostrou-se 0,16 ind.m⁻² para *T. micrantha* e 0,38 ind.m⁻² para o total de espécies.

Percebeu-se então uma variação na composição das espécies que germinam e regeneram nas áreas, que é dependente da composição do banco e da chuva de sementes naquele local e período, ou de outros fatores, uma vez que no trabalho da autora não havia cobertura morta sobre o solo (proveniente de poda de lianas). No entanto, as diferenças nos critérios de amostragem podem ter levado à disparidade dos resultados. Ainda, pode haver uma falha na comparação no que diz respeito à escala observada. Talvez se fossem consideradas áreas maiores para comparação entre aquelas manejadas por Rozza (2003) e neste trabalho, as diferenças florísticas e espaciais provavelmente se atenuariam.

Outra diferença na comparação é que espécies herbáceas citadas no trabalho de Rozza (2003), algumas delas exóticas invasoras, não foram aqui amostradas, tendo sido controladas através de podas periódicas à altura do colo. Com relação às taquaras nativas, no entanto, houve um cuidado na escolha das espécies a serem controladas.

Em Floresta Atlântica Montana no Estado de São Paulo, Tabarelli e Mantovani (1999b) constataram a concorrência entre a regeneração pioneira arbustivo-arbórea e de bambus (dos gêneros *Chusquea*, *Merostachys* e *Guadua*) ou bambusóides (do gênero *Olyra*). *Chusquea* sp, uma espécie numerosa no trabalho de Rozza (2003), foi controlada no atual, através de podas periódicas à altura do colo. Esta espécie apresentava, em 2001, alta densidade de colmos finos em algumas parcelas, bem como hábito escandente e altura de até 2 a 3 m de altura, comportando-se como lianas. No entanto, a espécie *Merostachys riedeliana*, bambu de hábito ereto, não sofreu controle. Indivíduos dessa espécie têm rebrotado desde 1994, ano em que numerosas touceiras de grande porte completaram seus ciclos e senesceram simultaneamente na Reserva (Gandolfi 2000). No momento, a ocorrência localizada dos indivíduos da espécie não causa grande impedimento à regeneração arbustivo-arbórea.

A rebrota provavelmente foi importante para o estabelecimento de algumas espécies, a partir de estruturas radiculares remanescentes da fase anterior ao manejo, como *Hybanthus atropurpureus*, *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Maytenus aquifolium*, *Polygala klotzschii* e *Urera baccifera*, *Helicteres ovata*. Isto foi observado pela relativa proximidade dos regenerantes. Houve também o alastramento de touceiras (*Merostachys riedeliana*). No entanto, não se registrou

qual a porcentagem de plantas emergidas o fizeram através de rebrotas. Considerou-se que o mais importante para comparação do desempenho dos tratamentos foi a recuperação da cobertura vegetal lenhosa e conseqüentemente, do potencial de recuperação da estrutura florestal em um tempo futuro.

Essas espécies tiveram a rebrota não inibida pela cobertura vegetal proveniente de poda de lianas. Já a germinação das espécies em geral foi inibida pela presença da cobertura morta de lianas, o que não ocorreu em parcelas revolvidas. Observou-se segundo o tratamento, diferenças na composição de espécies pioneiras que não mostraram rebrota. As espécies *T. micrantha* e *R. communis* - provenientes de sementes mas não rebrotas (Rodrigues 1999) - foram favorecidas em solo revolvido.

4.1.3. Comparações florísticas - abordagem temporal

Em uma abordagem temporal, puderam-se acompanhar as mudanças na composição de espécies em cada situação. Os indivíduos regenerantes foram amostrados desde o mês inicial (anterior ao manejo – poda de lianas), representados por *Lonchocarpus muehlbergianus* (Figura 1 do Anexo A3). Nos meses seguintes, gradativamente, foram amostrados mais indivíduos que emergiram por rebrota, em ambos os tratamentos. Ao terceiro mês após a poda de lianas houve registro de indivíduos provenientes de germinação (*R. communis*) apenas no tratamento 2 (Figura 2 do Anexo A3). Paralelamente, foram avistados indivíduos de *Hybanthus atropurpureus*, *Holocalyx balansae* e *Piper rugosum* que já eram pré-existentes no local. Mais tarde, houve um período de maior número de indivíduos de regenerantes entre os meses de agosto de 2001 a fevereiro de 2002 no tratamento 2, representado principalmente por indivíduos de *T. micrantha* e *R. communis*, que germinaram no período (Figura 2 do Anexo A3). Em ambos os tratamentos houve um grande pico de número de indivíduos em agosto de 2002, quando houve a maior amostragem. De modo parecido com o ocorrido com as áreas de solo revolvido, um pico de número de indivíduos foi também observado por Rozza (2003), do 6º ao 14º mês após a instalação de seu trabalho, em parcelas com controle de lianas em área total sem efetuar plantio.

Observou-se nesse sentido, uma variação temporal no número de indivíduos de plantas com " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ", como reflexo da pré-existência e da emergência e estabelecimento dos indivíduos nas diferentes situações. Independente dos tratamentos houve uma maior concentração de número de indivíduos " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ " a partir de setembro/outubro de 2001. Isso indica que o período de maior emergência e inclusão das plantas no estrato com " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ " aconteceu no ano de 2002. As operações de revolvimento de solo efetuadas em fevereiro de 2001 não tiveram a resposta esperada, devido ao déficit hídrico apresentado durante esse ano. Já as mesmas operações realizadas em outubro de 2001 e fevereiro de 2002 levaram a um estímulo da emergência de plantas com " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ " durante o ano de 2002, de maneira crescente.

Ao longo do tempo observou-se diferentes picos de número de indivíduos de acordo com o tratamento. Nas áreas revolvidas ocorreu um pico em fevereiro de 2002. As parcelas não revolvidas não mostraram pico exceto no último mês de amostragem, época de grande importância para ambos os tratamentos.

A constatação da maior emergência em 2002 em relação a 2001 (ano de déficit hídrico) mostra uma indicação da época mais correta para aplicação da operação de revolvimento do solo. Ele teve maior eficiência em um período de chuvas regulares. Isso possibilitou um tempo suficiente para emergência e estabelecimento das plântulas durante o período de maior disponibilidade hídrica no solo.

4.1.4. Comparações florísticas - abordagem espacial

Entre as repetições de um mesmo tratamento, observou-se grandes diferenças na regeneração dos indivíduos arbustivo-arbóreos no que diz respeito aos números de indivíduos (Figura 9) e à composição de espécies (Figura 10), em diferentes blocos espacialmente distantes. Nota-se que nas situações de solo revolvido houve uma amplitude maior de respostas entre as diferentes repetições.

No Experimento A, no tratamento de solo não revolvido, amostrou-se as espécies presentes no Quadro 4. Observou-se grande variação da presença de espécies nas parcelas (por exemplo, *Abutilon peltatum* apenas no bloco 2, *Hybanthus atropurpureus* apenas no bloco 3 ou *Lonchocarpus muehlbergianus* apenas no bloco 1) (Figuras 1 a 4 do Anexo A4).

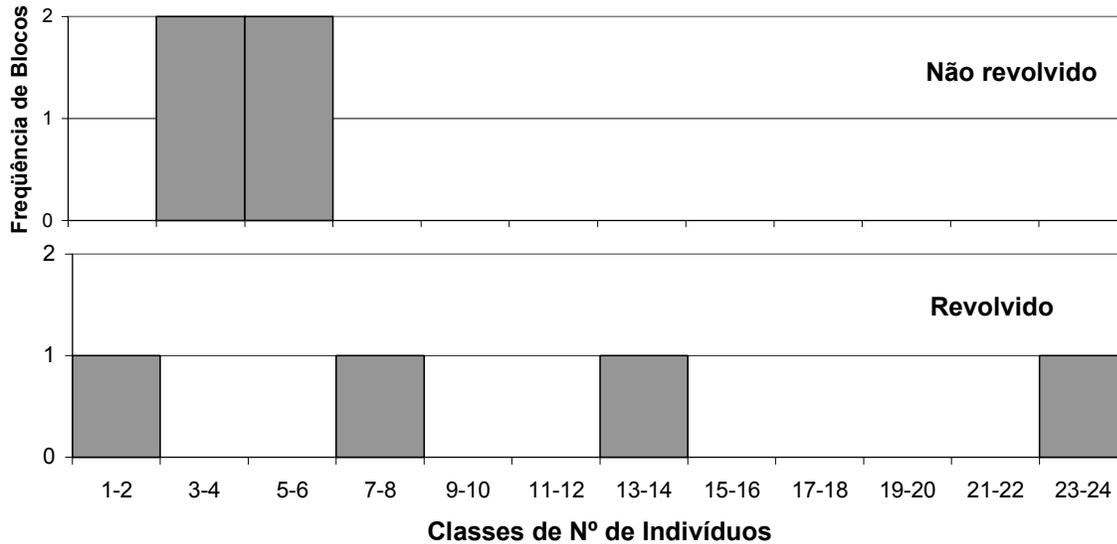


Figura 9 – Experimento A - Frequência de blocos segundo classes de nº de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra - Campinas, SP.

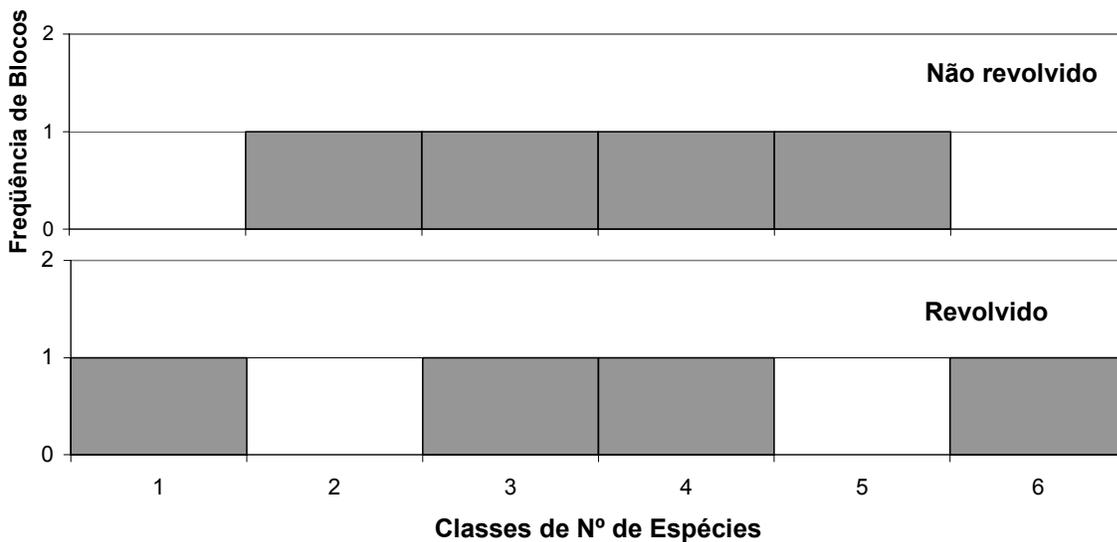


Figura 10 – Experimento A - Frequência de blocos segundo classes de nº de espécies de regenerantes com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra - Campinas, SP.

Quadro 4 – Experimento A, trat. 1 (solo não revolvido) - Números de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m” das espécies amostradas nos 4 blocos. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécies	Blocos			
	1	2	3	4
<i>Abutilon peltatum</i>	0	2	0	0
<i>Holocalyx balansae</i>	0	1	0	0
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	0	0	3	0
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	3	0	0	0
<i>Maytenus aquifolium</i>	0	2	0	1
<i>Piper morfoesp. 1</i>	0	1	0	0
<i>Ricinus communis</i>	0	0	0	1
<i>Solanum erianthum</i>	0	0	1	2
<i>Trema micrantha</i>	1	0	1	0
<i>Vernonia polyanthes</i>	0	0	1	0
Total	4	6	6	4

No tratamento 2 (solo revolvido), amostrou-se as espécies presentes no Quadro 5. Destacaram-se os números de indivíduos de *T. micrantha* nos blocos 1 e 4, *R. communis* no bloco 4. Ressalta-se a ocorrência de 11 das 12 espécies em apenas uma parcela (Figuras 5 a 8 do Anexo A4). Uma visão da parcela do bloco 2 é vista na Figura 6 do Anexo A4, podendo ser comparada à do bloco 4 – Figura 8.

Quadro 5 – Experimento A, trat. 2 (solo revolvido) - Número de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m” das espécies amostradas nos 4 blocos. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécies	Blocos			
	1	2	3	4
<i>Aloysia virgata</i>	2	0	0	0
<i>Croton floribundus</i>	3	0	0	0
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	0	4	0	0
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	0	0	0	1
<i>Maytenus aquifolium</i>	0	1	0	0
<i>Myrtaceae morfoesp. 1</i>	2	0	0	0
<i>Polygala klotzschii</i>	0	2	0	0
<i>Ricinus communis</i>	0	0	0	9
<i>Sebastiania edwalliana</i>	1	0	0	0
<i>Solanum erianthum</i>	1	0	0	0
<i>Trema micrantha</i>	14	1	0	4
<i>Urera baccifera</i>	0	0	2	0
Total	23	8	2	14

A variabilidade espacial apresentada pela regeneração provavelmente tem causas em vários fatores. A heterogeneidade qualitativa (composição) e quantitativa (número de indivíduos) de propágulos em cada parcela (sementes e raízes gemíferas) propiciam uma grande amplitude de condições de regeneração.

A história de ocupação de cada pequeno local e eventos estocásticos certamente desempenham papéis importantes, mas que não podem ser avaliados com os dados que se dispõe. Essa ocupação provavelmente foi pautada pela densidade de lianas das áreas durante vários anos (18), juntamente com indivíduos arbustivo-arbóreos esparsos. Essa vegetação desenvolvida de forma desordenada em grandes reboleiras, criou arquiteturas de copa irregulares, frutificações alteradas (em número de propágulos) e obstáculos à chegada de sementes ao solo, de forma variada, formando o atual banco de sementes de cada local.

4.2. Parâmetros da flora arbustivo-arbórea regenerante com altura ≥ 1 m

4.2.1. Regenerantes com altura ≥ 1 m não previamente registrados

Neste item são considerados apenas os indivíduos que adentraram no critério de plantas com altura total ≥ 1 m durante o período estudado (fev/2001 a set/2002), excluindo-se os indivíduos já existentes no momento da instalação do experimento.

4.2.1.1. Comparações quantitativas entre os tratamentos

Obteve-se diferenças significativas entre os diferentes níveis de revolvimento de solo para os parâmetros número de indivíduos (Figura 11, Quadro 6), densidade absoluta (Fig. 1 do Anexo A5) e área basal (Fig. 2 do Anexo A5), mas não para o número de espécies (Fig. 3 do Anexo A5). Por outro lado, não se observou diferenças no comportamento dos blocos para esses parâmetros. Ainda, foi constatada maior amplitude de variação dos dados de número de indivíduos (Figura 11), e densidade absoluta nas situações de solo revolvido.

O resultado mostrou que em áreas com baixa densidade arbustivo-arbórea pré-existente, o revolvimento levou ao acréscimo de indivíduos de espécies que foram favorecidas em condições de alta luminosidade. O revolvimento, movimentando o horizonte superficial do solo e a serapilheira, levou ao estímulo do banco de sementes e à emergência de regenerantes, elevando em algumas repetições, o número de indivíduos. Isso gerou maior variância dos dados na situação de solo revolvido, com algumas parcelas apresentando valores bem acima da média do tratamento (Fig. 9). O mesmo não ocorreu na situação sem revolvimento.

Dessa forma, podemos considerar que em áreas onde se fez poda de lianas e deposição de materiais na superfície do terreno, a operação de revolvimento de solo estimulou a emergência

e a ocupação do terreno por plantas regenerantes, levando ao estabelecimento de uma estrutura florestal inicial.

Quadro 6 – Valores de probabilidade resultantes dos testes para detecção de diferenças entre os parâmetros fitossociológicos de regenerantes com altura $\geq 1\text{m}$. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Experimento	Fonte de variação	Nº Ind.	Nº Spp.	Dens.Ab.	Á.Bas.
A	Revolvimento	t 0,013*	t 0,3202	t 0,013*	t 0,0118*
	Bloco (s/R)	K 0,881	A 0,5649693	K 0,881	A 0,6343484

Obs: Nº Ind.: número de indivíduos; Nº Spp: número de espécies; Dens.Ab.: densidade absoluta; A.Bas.: área basal; Revolvimento: contraste entre níveis de revolvimento (revolvido x não revolvido); Bloco: contraste entre blocos; (s/R): teste não se considerando o fator revolvimento; t: teste t; K: teste de Kruskal-Wallis; A: ANOVA com teste F; *: significativo ao nível de significância $\alpha=0,05$.

Esses resultados mostram que os desempenhos das parcelas, considerando as plantas potencialmente adultas (altura $\geq 1\text{m}$), são distintos daqueles obtidos pela amostragem de plantas jovens ($0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$). Aqui, são reveladas tendências não detectadas pelas amostragens do estrato de plantas jovens.

Na amostragem de plantas com altura $\geq 1\text{m}$, observou-se a passagem diferencial de plantas com " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ " para a classe de maior altura, meses após o manejo. Nessa fase posterior, a presença diferencial das plantas nas parcelas estabeleceu as distinções observadas nos parâmetros entre as áreas revolvidas e não revolvidas. O estrato de plantas com altura $\geq 1\text{m}$ foi melhor para a avaliação da regeneração. Isto pode ser atribuído ao critério de amostragem diferenciado (área total da parcela, ao invés de subparcelas de 1m^2), sofrendo menor influência da heterogeneidade espacial. Outra razão é que no critério de altura $\geq 1\text{m}$ as plantas amostradas estão devidamente estabelecidas, ao contrário das plantas amostradas no outro critério, sujeitas a maiores variações populacionais no tempo, por recrutamento e mortalidade.

Um outro fator de variação no estrato com altura mais inferior ($0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$) foi a velocidade de crescimento das plantas pioneiras, que rapidamente cresceram em altura, deixando o critério de amostragem. Isso sugere que houve uma deficiência no método de amostragem de

plantas jovens ($0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$), que ocultou o desempenho diferenciado dos tratamentos. Uma vez que as plantas com " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ " foram acompanhadas a cada dois meses, o problema provavelmente poderia ser corrigido com o aumento da frequência das amostragens (mensais), de modo a se registrar a presença dos indivíduos antes da passagem dos mesmos para o critério de altura superior.

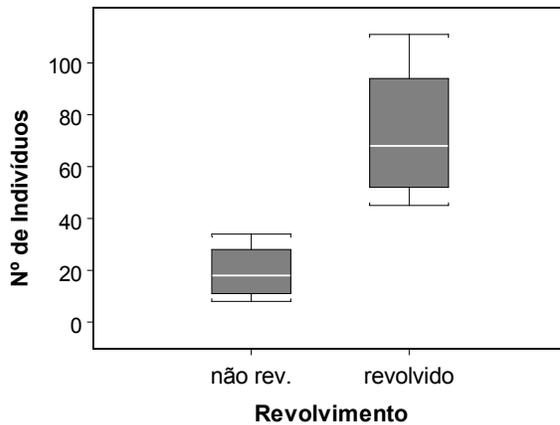


Figura 11 – Experimento A - Número de indivíduos regenerantes com altura $\geq 1\text{m}$, nos tratamentos com ou sem revolvimento de solo. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas, SP.

No trabalho de Martins e Rodrigues (2002) amostrou-se os indivíduos arbustivo-arbóreos nas clareiras em outras áreas da Reserva. Essas clareiras tinham dimensões de 20,09 a 468,00 m^2 de área. Foram amostradas densidades de plantas desde 1,26 a 3,19 ind.m^{-2} (média de 2,07 ind.m^{-2}), segundo o critério de altura $\geq 0,5\text{m}$. Apesar das diferenças nos critérios de amostragem, pode ser feita uma comparação desses dados com a densidade de indivíduos amostrados no presente trabalho.

Somando-se o número de indivíduos aqui obtidos nas amostragens segundo o critério de altura $\geq 1\text{m}$, obtiveram-se as densidades mostradas no Quadro 7. O tratamento com solo não revolvido obteve densidade abaixo da amplitude obtida por Martins e Rodrigues (2002). Por outro lado, o tratamento de solo revolvido obteve densidade dentro da faixa encontrada em clareiras naturais não manejadas.

Quadro 7 – Experimento A - Número e densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes com altura $\geq 1\text{m}$. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Experimento	Tratamento	nº de indivíduos	densidade (ind.ha ⁻¹)	densidade (ind.m ⁻²)
A	1. não revolvido	79	3511,0	0,35
	2. revolvido	292	12977,5	1,30

4.2.1.2. Comparações florísticas entre os tratamentos

Uma comparação florística entre os tratamentos foi feita usando as listagens de espécies e respectivos parâmetros.

No Experimento A, considerando as espécies com maior IVC, houve um grupo de espécies comum às situações de solo revolvido e não revolvido (Quadro 8). Outras, foram exclusivas a um dos tratamentos. Considerando-se as áreas não revolvidas, as espécies de maior número de indivíduos, área basal e IVC, foram, em ordem decrescente, *Trema micrantha*, *Solanum erianthum*, *Ricinus communis*, *Vernonia polyanthes* e *Hybanthus atropurpureus* (Quadro 8, Quadro 1 do Anexo A6).

Nas parcelas revolvidas, as espécies de maior valor para os parâmetros citados foram *T. micrantha*, *R. communis*, *S. erianthum*, *A. peltatum* e *Urera baccifera* (Quadro 10; Quadro 2 do Anexo A6; Figura 4 do Anexo A1).

Quadro 8 – Experimento A. Comparação dos números de indivíduos, área basal (m²) e IVC dos tratamentos 1 (solo não revolvido) e 2 (revolvido) para as principais espécies de regenerantes com altura ≥ 1m. Para cada tratamento, os dados das dez espécies de maior IVC estão em negrito.

Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Espécie	Não revolvido			Revolvido		
	N.	Ár.Bas.	IVC	N.	Ár.Bas.	IVC
<i>Trema micrantha</i>	31	0,0668	81,41	166	0,1506	109,23
<i>Solanum erianthum</i>	14	0,0258	34,04	27	0,0244	17,72
<i>Ricinus communis</i>	7	0,0221	22,8	37	0,0546	31,64
<i>Vernonia polyanthes</i>	7	0,0036	11,12	9	0,0035	4,3
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	6	0,0053	10,97	9	0,0037	4,37
<i>Piper morfoesp. 1</i>	2	0,0124	10,39	0	0	0
<i>Urera baccifera</i>	2	0,0107	9,3	7	0,0159	7,94
<i>Holocalyx balansae</i>	2	0,0017	3,63	0	0	0
<i>Abutilon peltatum</i>	2	0,0017	3,59	17	0,0214	13,28
<i>Astronium graveolens</i>	1	0,0032	3,3	0	0	0
<i>Aloysia virgata</i>	1	0,0001	1,35	5	0,0014	2,18
<i>Carica papaya</i>	0	0	0	2	0,0065	2,95
<i>Croton floribundus</i>	0	0	0	5	0,0011	2,1

Além das espécies que ocorreram de modo equilibrado em ambos os tratamentos, observou-se que algumas foram favorecidas sobremaneira na situação de solo revolvido. Foi o caso de *Trema micrantha* e *Solanum erianthum* com números de Indivíduos mais evidentes no tratamento 2 (Quadro 8), (ambas com frequência absoluta de 100% das parcelas). As espécies *Urera baccifera*, *Abutilon peltatum*, *Aloysia virgata*, *Croton floribundus* e *Ricinus communis* também foram favorecidas em parcelas revolvidas, mas de forma localizada (frequência absoluta de 50% para as três primeiras e de 25% para as duas últimas). Essas espécies são todas pioneiras, confirmando a idéia de que distúrbios de solo favorecem a regeneração desse grupo de plantas (Putz 1983).

Podemos ver esses resultados de outra forma, comparando com o da regeneração em clareiras não manejadas, em outros locais da própria Reserva Munic. de Santa Genebra. No trabalho de Martins & Rodrigues (2002) as espécies mais numerosas em clareiras da Reserva foram *Coffea arabica* (exótica) 271 indivíduos, *Hybanthus atropurpureus* (especialista de sub-bosque) 260, *Actinostemon klotschii* (secundária tardia) 236, *Polygala klotzschii* (sub-bosque) 92, *Galipea multiflora* (sub-bosque) 88, *Aspidosperma polyneuron* (sec. tardia) 73, *Urera baccifera*

(pioneira) 72, *Trichilia elegans* (sub-bosque) 55 e *Piper amalago* (pioneira) 41. Observou-se, desta forma, grandes diferenças na composição de espécies entre os trabalho citado e o Experimento A. Uma primeira razão é a história de cada local, principalmente no que se refere à idade das comunidades considerando um período sem distúrbios antrópicos. Ainda, segundo os autores, espécies tolerantes a sombra predominaram naquelas clareiras naturais em função de suas pequenas áreas.

Por outro lado, as diferenças florísticas espaciais podem ser vistas comparando-se a regeneração com a de outro fragmento próximo, de Floresta Estacional Semidecidual. Na Fazenda Santa Elisa, Rodrigues (1999) amostrou como espécies mais importantes na regeneração, após 66 meses de incêndio, *Guazuma ulmifolia*, *Esenbeckia febrifuga*, *Solanum picnanthemum*, *Schizolobium parahyba* e *Casearia gossypiosperma*, todas elas ausentes no presente trabalho. Ressalta-se que além da importância da distância espacial na determinação da heterogeneidade florística, ela pode ter sido determinada por outros fatores, visto que as vegetações possuem históricos diferentes.

4.2.2. Regenerantes totais com altura ≥ 1 m

Neste item são considerados todos os indivíduos adultos presentes nas parcelas, ou seja, aqueles registrados em fev/2001 e também os que regeneraram durante o período estudado (fev/2001 a set/2002), incluindo-se no critério de plantas com altura total ≥ 1 m.

4.2.2.1. Abordagem temporal – quantitativa e qualitativa

4.2.2.1.1. Variação temporal de parâmetros por tratamento

Parâmetros fitossociológicos dos indivíduos com altura ≥ 1 m em setembro de 2002 podem ser vistos em anexo (parcelas não revolvidas: Anexo A7, e parcelas revolvidas: Anexo A8).

Em ambos os tratamentos do Experimento A houve mudanças significativas no número de indivíduos (Figuras 12, 13 e 14) e densidade absoluta de plantas com altura ≥ 1 m entre fevereiro de 2001 e setembro de 2002. Para os outros parâmetros não houve ganhos significativos (Quadro 9). Os aumentos no número de indivíduos e na densidade absoluta verificados certamente são o resultado da grande disponibilidade de luz nas parcelas nos dois tratamentos, após o corte das lianas. Os outros parâmetros sofreram menos benefício desse fator. O número de espécies e a área basal não tiveram ganho significativo pela presença de valores iniciais relativamente altos desses parâmetros no Bloco 1 (parcela não revolvida) e no Bloco 2 (parcela revolvida) o que restringiu as diferenças das parcelas entre os anos. Para setembro de 2002 verificamos em anexo os valores de alguns parâmetros fitossociológicos para as espécies: tratamento 1, não revolvido – Quadro 1 do Anexo A7; tratamento 2, não revolvido – Quadro 1 do Anexo A8.

Quadro 9 – Experimento A - Valores de probabilidade resultantes dos testes para detecção de diferenças entre os parâmetros fitossociológicos de regenerantes com altura ≥ 1 m entre os anos de 2001 e 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Experimento	Tratamento	Nº Indiv.	Nº Spp.	Dens.Ab.	Á.Bas.
A	não revolvido	t 0,039*	t 0,1534	t 0,039*	t 0,3893
	revolvido	W 0,0294*	t 0,1021	W 0,0294*	t 0,3368

Obs: Nº Indiv.: número de indivíduos; Nº Spp: número de espécies; Dens.Ab.: densidade absoluta; Á.Bas.: área basal; A: áreas com situação inicial de baixa densidade arbustivo-arbórea; t: teste t; W: teste de Wilcoxon; *: significativo ao nível de significância $\alpha=0,05$.

Esses resultados mostram que em áreas onde não havia cobertura arbustivo-arbórea pré-existente, foi possível o ganho expressivo de número de indivíduos de espécies que se favorecem em condições de alta luminosidade. O simples controle das lianas, sem revolvimento de solo, levou à emergência de regenerantes de modo a se obter diferenças significativas entre os números de indivíduos inicial e final (Quadro 9; Fig. 11).

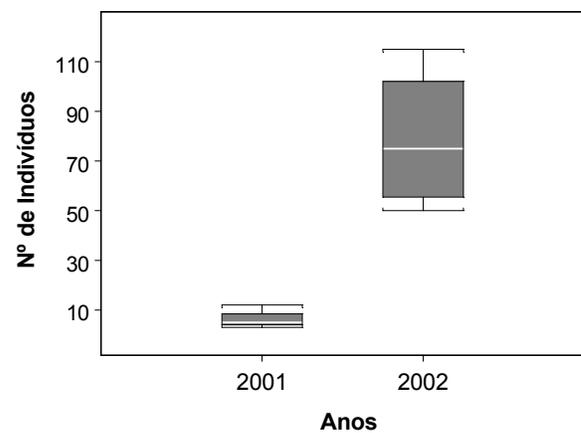
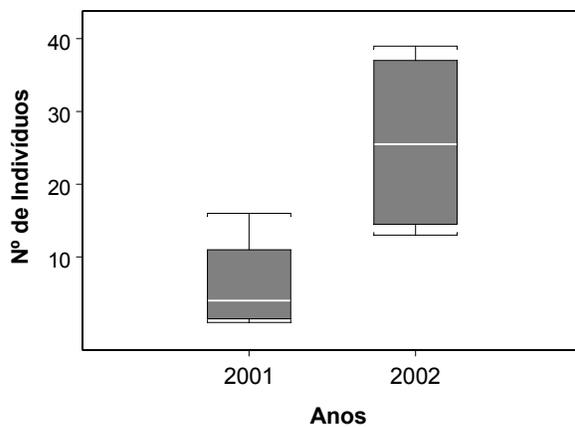
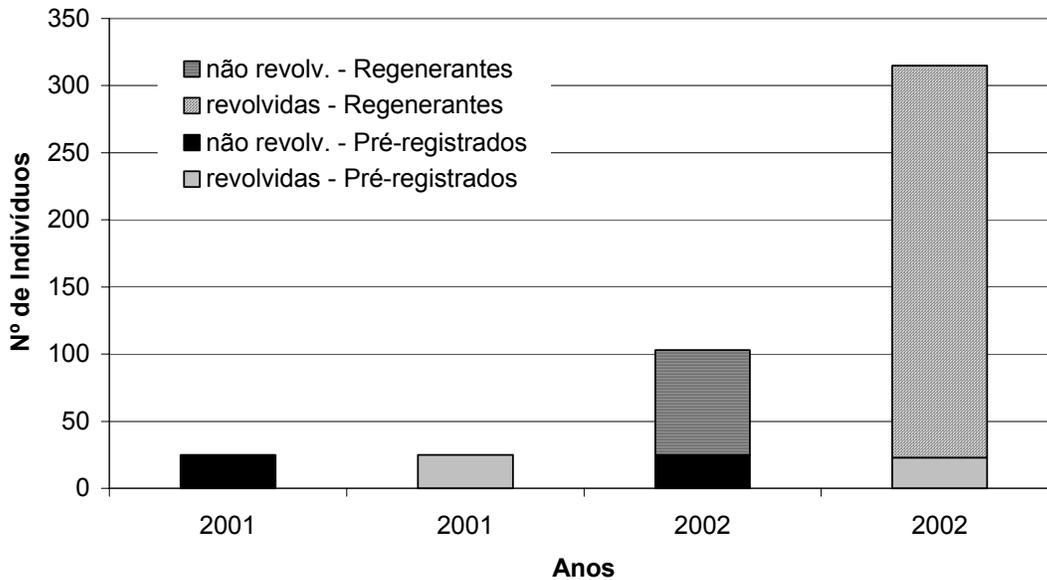


Fig. 13 – Exper. A, trat. 1 (não revolvido).

Fig. 14 – Exper. A, trat. 2 (revolvido).

Figuras 12 a 14 – Experimento A. Variação temporal do número de indivíduos de regenerantes com altura ≥ 1 m. No primeiro gráfico, separam-se as plantas em pré-registradas em fev/2001 e regenerantes (que adentraram no critério de amostragem de altura ≥ 1 m durante o período). Tratamentos: 1 - solo não revolvido (Figs. 10 e 11); 2 - solo revolvido (Figs. 10 e 12). Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas, SP.

Porém, nas parcelas onde se aliou ausência de cobertura arbustivo-arbórea pré-existente a revolvimento de solo, houve um maior acréscimo no nº de indivíduos de regenerantes (Figs. 10 e 12), bem como na densidade absoluta. Ao mesmo tempo, os valores de nº de indivíduos e densidade absoluta em 2002 para parcelas em solo revolvido tiveram maior amplitude de variação, alcançando em 2002 para algumas parcelas, valores bem mais altos do que a média para seu tratamento.

4.2.2.1.2. Variação temporal da composição florística

Comparando as composições de plantas com altura ≥ 1 m das parcelas em 2001 e 2002 (plantas pré-registradas e regenerantes com altura ≥ 1 m, juntas) verificou-se a variação dos valores de número de indivíduos para as espécies. Isso permitiu avaliar o desempenho das mesmas segundo cada tratamento.

Nas áreas não revolvidas (Figura 15) e também nas revolvidas, destacou-se o grande aumento de número de indivíduos de *Trema micrantha* no período 2001-2002. Em seguida, nas situações de solo não revolvido (Figura 16), destacaram-se os ganhos de *Solanum erianthum*, *Ricinus communis*, *Vernonia polyanthes* e *Hybanthus atropurpureus*, que superaram juntamente com *Centrolobium tomentosum*, os números de indivíduos de todas as espécies presentes em 2001, constituindo-se nas espécies mais numerosas em 2002. Em média, todas as espécies desse tratamento tiveram um ganho de 3,4 indivíduos no período 2001-2002.

Já nas áreas de solo revolvido, em seguida, verificou-se *R. communis*, *Solanum erianthum*, *Abutilon peltatum*, *H. atropurpureus* e *V. polyanthes* como as espécies de maior acréscimo no número de indivíduos, superando, juntamente com *Urera baccifera*, *Croton floribundus*, *Aloysia virgata* e *Lonchocarpus muehlbergianus*, as espécies mais numerosas de 2001, tornando-se as mais numerosas em 2002. Em geral, as espécies desse tratamento tiveram acréscimo médio de 10,4 indivíduos.

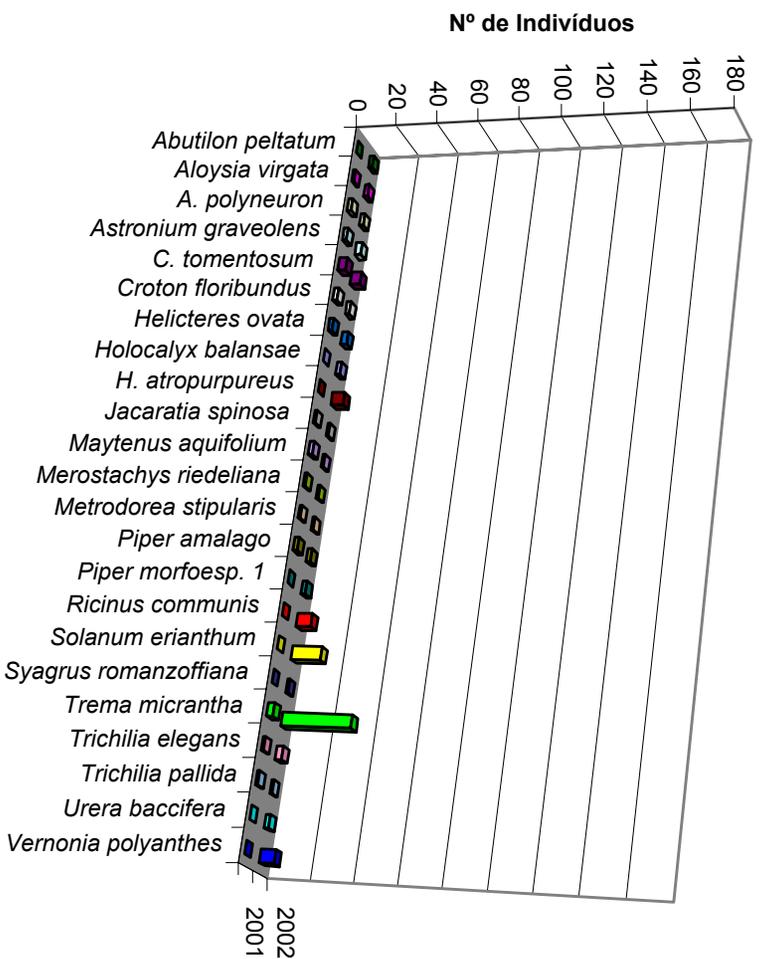


Figura 15 – Experimento A, não revolvido - Número de indivíduos de altura \geq 1m em 2001 e 2002.

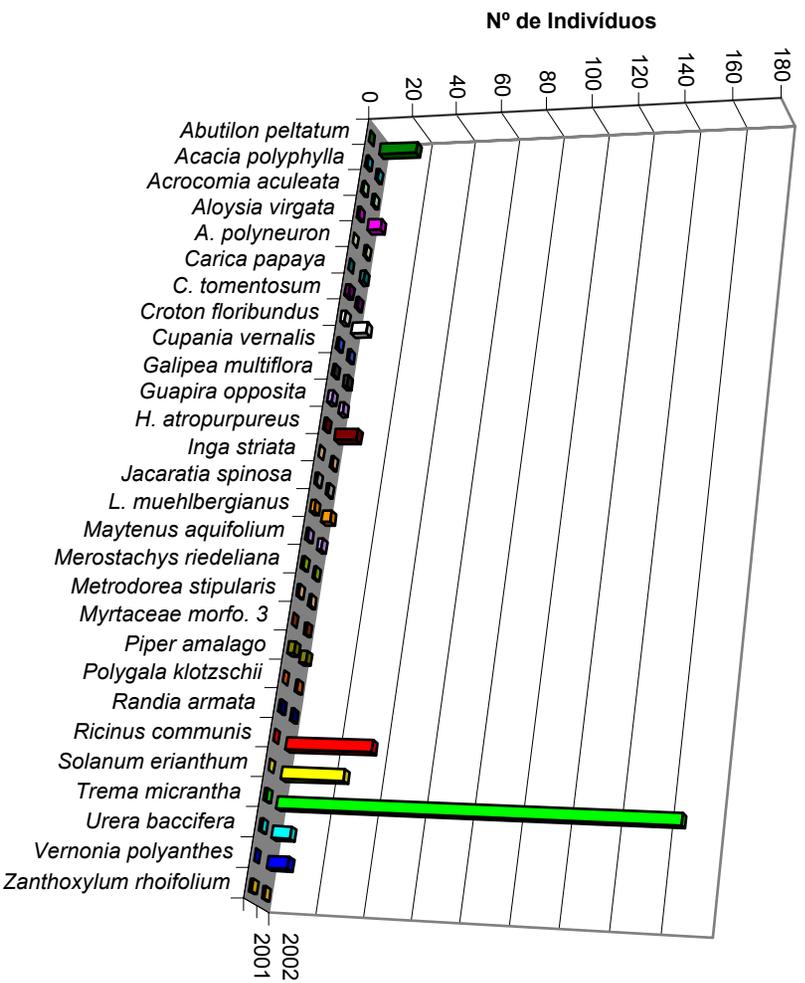


Figura 16 – Experimento A, revolvido - Número de indivíduos de altura \geq 1m em 2001 e 2002.

No trabalho de Rozza (2003), os tratamentos de regeneração mais intensa puderam ser comparados com o Experimento A, pela existência de um mesmo quadro inicial (ausência de cobertura arbustivo-arbórea). A autora realizou controle das lianas sem efetuar revolvimento intencional do solo e transportou os restos de poda para fora das parcelas. Ela dividiu o período de 28 meses após a remoção das lianas (sem revolvimento intencional do solo) em três comunidades com características distintas: uma comunidade inicial, efêmera (3 a 4 meses), constituída principalmente por espécies herbáceo-arbustivas (*Chusquea sp.* e *Solanum americanum*); em seguida, uma comunidade com predomínio de *Trema micrantha* e *Chusquea sp.*. No caso do presente trabalho, os indivíduos de *Chusquea sp.* foram podados. O grande número de indivíduos de *T. micrantha*, no entanto, ocorreu também no presente trabalho. Por outro lado, no primeiro ano observado pela autora (1998 a 1999) as espécies com maior ganho de IVC foram *T. micrantha*, *S. erianthum*, *V. polyanthes* e *H. atropurpureus*. Outras, como *R. communis* e *A. peltatum* não tiveram o mesmo desempenho de destaque aqui observado nas parcelas A. Essas diferenças provavelmente são reflexo da disponibilidade diferencial de propágulos no tempo (já que as diferenças são observadas apesar da grande proximidade das parcelas) ou mesmo no espaço (por diferenças locais do banco e da chuva de sementes). Isso relativiza a previsibilidade dos resultados obtidos com um mesmo tratamento, em diferentes anos.

Não é possível concluir em que medida essas diferenças florísticas foram estabelecidas devido à ausência ou presença de depósito de lianas podadas (respectivamente, o experimento de Rozza e o Experimento A) sobre a superfície do solo.

5. Considerações finais

Em áreas praticamente desprovidas de cobertura arbustivo-arbórea pré-existente, dominadas por populações de plantas hiper-abundantes, os resultados mostraram as conseqüências do controle dessas populações e do destino dado ao material podado.

O controle das populações hiper-abundantes, e a deposição do material podado sobre o solo, possibilitaram a gradativa decomposição desse material. Esse foi um primeiro passo para o desempenho das potencialidades regenerativas da vegetação arbustivo-arbórea – a liberação competitiva. O simples corte da cobertura de lianas favoreceu a regeneração. No entanto, a lenta degradação desse material resultante de poda mostrou-se um impedimento à regeneração.

Isso foi visto uma vez que a operação de revolvimento do conjunto solo/material-depositado possibilitou emergência de regenerantes ocorreu de forma mais numerosa. A partir do revolvimento de solo, houve maior chegada de luz à superfície do solo e maior estímulo ao banco (ou chuva recém depositada) de sementes.

A emergência ocorreu na forma de rebrotas ou germinação. Espécies provenientes de sementes foram favorecidas de modo superior em solo revolvido, mostrando que a germinação das espécies em geral foi inibida pela cobertura morta de lianas.

A ocupação arbustivo-arbórea foi interessante para a obtenção de uma estrutura florestal inicial. Essa estrutura teve uma heterogeneidade espacial resultante da disponibilidade de propágulos e outros fatores condicionantes localizados, advindos da história de cada trecho da vegetação.

Os resultados mostraram uma indicação da época mais correta para aplicação da operação de revolvimento do solo. Ela foi mais eficiente em época de chuvas regulares do ano. Isso possibilitou um tempo suficiente para emergência e estabelecimento das plântulas durante o período de maior disponibilidade hídrica no solo, bem como uma maior sobrevivência nos períodos seguintes.

A regeneração obtida, baseada em banco e chuva de sementes autóctones, desenvolveu-se em uma cobertura florestal inicial, sem a necessidade de efetuarem-se plantios. A cobertura foi formada por plantas de estágio inicial de sucessão, que poderão fazer o papel de “edificadores do ecossistema físico”¹ (Jones *et al.* 1997). A existência dessa cobertura florestal inicial possibilitará a futura re-estruturação da vegetação, mediante a adoção de ações posteriores.

¹Jones *et al.* (1997) desenvolveram o conceito de “edificadores do ecossistema físico” (*physical ecosystem engineers*) – organismos que direta ou indiretamente controlam a disponibilidade de recursos para outros organismos, causando mudanças no estado físico em materiais bióticos ou abióticos. Esse tipo de “engenharia” é a modificação física, manutenção ou criação de habitats. As mudanças no estado físico criam recursos não nutricionais, tais como espaço, controle direto de recursos abióticos e modulação indireta de forças abióticas, que por sua vez, afetam o uso de recursos por outros organismos.

CAPÍTULO 2 – EXPERIMENTO B: VINTE MESES DA DINÂMICA DE REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES APÓS MANEJO, NUM TRECHO DEGRADADO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM PARCELAS COM BAIXA DENSIDADE ARBUSTIVO-ARBÓREA; RESERVA MUNICIPAL DE SANTA GENEVRA, CAMPINAS - SP.

1. Introdução

Clareiras correspondem a 1,4 a 7,5% da área de florestas tropicais primárias, sendo que a maioria é pequena (Yavitt *et al.* 1995). Mas ocasionalmente, várias árvores morrem e criam clareiras de grandes extensões, seja por motivos naturais ou antrópicos (Denslow 1980). Em vegetações antropizadas temos vastas áreas com ausência de cobertura arbustivo-arbórea, ou mesmo cobertura pouco densa, que funcionam como grandes clareiras (Uhl *et al.* 1988; Aide *et al.* 1995).

A fase de clareira é considerada por Whitmore (1989) o estágio mais importante do ciclo de crescimento para determinação da composição florística de uma floresta. Deste modo, com o manejo favorecendo a regeneração de áreas ainda não ocupadas por indivíduos arbustivo-arbóreos, pode-se testar o desenvolvimento de suas estruturas florestais, com modificações na densidade e diversidade.

Putz (1983), por exemplo, mostrou que a regeneração de várias espécies é favorecida por distúrbios de solo (Nunez-Farfan & Dirzo 1988; Kwit *et al.* 2000). A germinação de *Trema micrantha*, por exemplo, tem uma nítida relação com flutuações de temperatura encontradas em sítios de solo perturbado (Castellani & Aguiar 2001).

A regeneração natural é estreitamente ligada à chuva de sementes bem como à composição e longevidade do banco de sementes do solo. O banco permanente tem uma mistura de muitos genótipos e espécies (principalmente de início de sucessão) que se acumularam por várias gerações (Bazzaz & Pickett 1980; Finegan 1996). Ainda, a densidade das sementes do banco varia conforme a chuva de sementes, entre estações do ano (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). É possível que diferentes anos com distintos padrões climáticos durante o

recrutamento possam tirar do conjunto de sementes, genótipos apropriados para determinado ano ou estação (Garwood 1983; Bazzaz 1996). Ao mesmo tempo, os padrões sazonais de frutificação definem uma variação temporal no fluxo de propágulos para uma determinada área durante o ano (Morellato & Leitão Filho 1996), o que pode ser refletido na regeneração.

A fase de estabelecimento é a que exerce a maior pressão demográfica à população de plântulas, tendo sido demonstrado por outros autores (e. g. Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos 1992). Esse estágio pode ser importante em determinar as diferentes especializações de sítio que as espécies exibem (Ashton & Berlyn 1992), podendo resultar em diferenças espaciais no desempenho da regeneração.

Nesta proposta de trabalho foi usado o manejo como forma de estimular a regeneração de um trecho de floresta que sofreu um incêndio há 20 anos e não conseguiu restabelecer sua fisionomia florestal. Este trecho faz parte da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas - SP.

2. Objetivo

Objetivo geral deste experimento foi promover o aumento da densidade de espécies florestais em vegetação perturbada e incendiada, e em seguida dominada por populações de plantas hiper-abundantes, que apesar do manejo, adquiriu baixa densidade arbustivo-arbórea.

Os objetivos específicos foram:

- testar o adensamento arbustivo-arbóreo através do manejo do banco de sementes (temporário e permanente) do solo, seguido de condução da regeneração natural;
- testar o efeito da sazonalidade no manejo do banco de sementes.

3. Materiais e métodos

3.1. Histórico da área

Anteriormente ao ano de 1978, a área de estudo se apresentava como uma comunidade secundária em desenvolvimento, após evento desconhecido de distúrbio (Nave 1999). Em, seguida, em setembro de 1981, sua vegetação foi afetada por um incêndio com diferentes graus de severidade.

Apesar de estudos subseqüentes indicarem que após o fogo ocorreu uma lenta regeneração de espécies arbóreas, em seguida a regeneração foi abafada por espécies de lianas hiper-abundantes, que competiram com maior sucesso na ocupação do terreno (Rozza 2003). Sua estrutura florestal permaneceu desde então, dominada por lianas e outras populações hiper-abundantes. O fenômeno ocorrido na estrutura dessa vegetação poderia ser definido como uma retrogressão (Clements 1928), ou uma regressão ecológica (Rozza 2003).

Baseado nesse quadro de atraso da recuperação da fisionomia florestal, a partir de março de 1998, Rozza (2003) realizou um experimento com diferentes intensidades de controle (corte) das lianas, como tentativa de acelerar a regeneração natural. Um desses tratamentos consistiu no corte restrito de lianas (em um raio em torno das árvores remanescentes), tendo como consequência a regeneração das espécies arbustivo-arbóreas concentradas em pequenas áreas do terreno. A eliminação dos competidores no interior das parcelas, como primeira operação, resultou principalmente, no favorecimento dos indivíduos arbustivo-arbóreos existentes nas áreas. Ao mesmo tempo, a autora ressaltou o papel da exposição e revolvimento superficial do solo, devido à retirada das lianas, estimulando a emergência de novos indivíduos arbustivo-arbóreos.

Apesar do manejo adotado por Rozza (2003), as parcelas citadas permaneciam pouco colonizadas, de modo que o revolvimento superficial do solo poderia estimular o banco de sementes, levando ao ingresso de espécies pioneiras na forma de um novo ciclo de regeneração, e a manutenção da cobertura do terreno. Caso haja um resultado positivo, o revolvimento superficial periódico em áreas com potencial de regeneração seria uma operação vantajosa e

poderá ser recomendada para a recuperação de áreas perturbadas, com benefícios econômicos em contraposição ao plantio de mudas de espécies florestais nativas. Somam-se a esse benefício a densidade de plantas regenerantes, que pode ser bem mais elevada que aquela obtida pelo plantio, e também a vantagem de se ter genótipos autóctones, adaptados à área, sendo representados por uma diversidade superior à artificialmente implantada.

Em seguida, pode ser testada a influência da estacionalidade na germinação e estabelecimento da regeneração natural. A operação de revolvimento pode ser feita em épocas bastante distintas: no verão e no inverno. Deste modo pode se verificar o efeito da disponibilidade diferenciada de propágulos e de recursos (fotoperíodo, intensidade luminosa, temperatura, umidade) na obtenção de regeneração arbustivo-arbórea.

3.2. Caracterização da área de estudo

As parcelas tratadas neste Capítulo situam-se nas adjacências daquelas estudadas no Capítulo 1, em área da Reserva Municipal de Santa Genebra, município de Campinas, São Paulo (Figura 1). O trabalho foi instalado em um trecho situado no extremo oeste da Reserva (coordenadas 22°49'45" S, 47°06'33" W – Figura 2). Outros dados gerais da área podem ser vistos no item "A área de estudo - informações gerais".

As áreas aqui tratadas constituem-se de parcelas já manejadas por Rozza (2003). Essas parcelas são aqui denominadas de parcelas B, e correspondem a parte das parcelas referidas no trabalho de Rozza (2003) sob a letra E. Em março de 1998 essas áreas possuíam uma densidade arbustivo-arbórea média de 1578 ind.ha⁻¹, apresentando-se como capoeiras dominadas por populações de espécies hiper-abundantes. Essas áreas foram manejadas durante os anos de 1998 a 2000, controlando-se as lianas em um raio de coroamento de 30 cm em torno de cada indivíduo lenhoso presente e colocando-se os restos de poda para fora das parcelas. Como consequência, houve emergência de indivíduos arbustivo-arbóreos concentrados apenas nas pequenas áreas manejadas (raio de coroamento), com uma densidade média de 1867 ind.ha⁻¹. por (Rozza 2003)

Em fevereiro de 2001, as parcelas B apresentavam densidade arbustivo-arbórea absoluta de 3911,1 a 9066,7 ind.ha⁻¹ (Figura-exemplo: B1, no Anexo 1). Deste modo, nessa época as parcelas ainda possuíam baixa densidade de indivíduos lenhosos e terreno densamente coberto por lianas em sua maior extensão. Nessa época, os indivíduos arbustivo-arbóreos estavam distribuídos com um certo equilíbrio entre as classes sucessionais: pioneiras (61 indivíduos), secundárias iniciais (32 indivíduos), secundárias tardias (12 indivíduos) e de sub-bosque (44 indivíduos). As espécies mais numerosas eram *T. micrantha*, *Hybanthus atropurpureus*, *P. amalago* e *Colubrina glandulosa* (Figura 3). Em ordem de IVC, as principais espécies eram *P. amalago*, *C. glandulosa*, *T. micrantha*, *A. virgata* e *H. atropurpureus* (Figura 4). Outros parâmetros fitossociológicos para as espécies dessas áreas podem ser vistos no Quadro 1 do Anexo B2.

Segundo o manejo realizado por Rozza (2003), estas áreas não obtiveram regeneração significativamente diferente da testemunha (áreas não manejadas) no que diz respeito à densidade de indivíduos. Em fevereiro de 2001, essas áreas ainda possuíam extensa cobertura de populações em hiper-abundantes, em crescimento vigoroso, competindo com os indivíduos arbustivos arbóreos. A demanda para estas áreas, a partir de então, é o controle das populações de espécies hiper-abundantes, de forma mais ostensiva, estimulando-se em maior extensão a regeneração natural. Deve-se buscar, desta forma, a promoção de um novo ciclo de plantas pioneiras e o aumento da densidade da regeneração, ocorrendo o adensamento de plantas arbustivo-arbóreas, de modo a incrementar a estrutura da vegetação.

Mais informações sobre as parcelas podem ser vistas no Quadro 1.

Quadro 1 – Características iniciais das parcelas B em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Parcelas	Bloco	Nº Ind.	Nº Spp.	Ár.Bas.	Dens.Ab.	H.méd.
B	1	40	20	0,4334	7111,2	13,60
	2	22	15	0,2916	3911,1	10,40
	3	41	20	0,3652	7288,8	9,90
	4	51	12	0,4894	9066,7	13,50

Nº Ind.: número de indivíduos; Nº Spp: número de espécies; Ár.Bas.: área basal (m²); Dens.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); H.méd.: altura média das árvores (m).

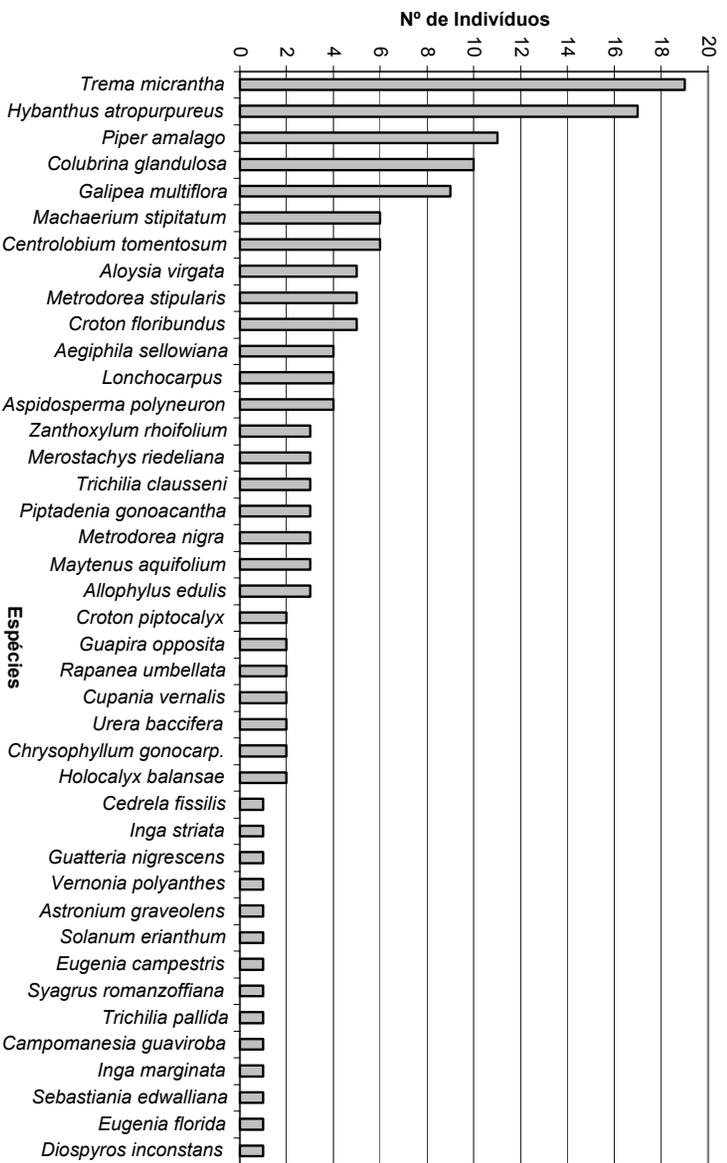


Figura 3 – Parcelas B: número de indivíduos iniciais das espécies em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

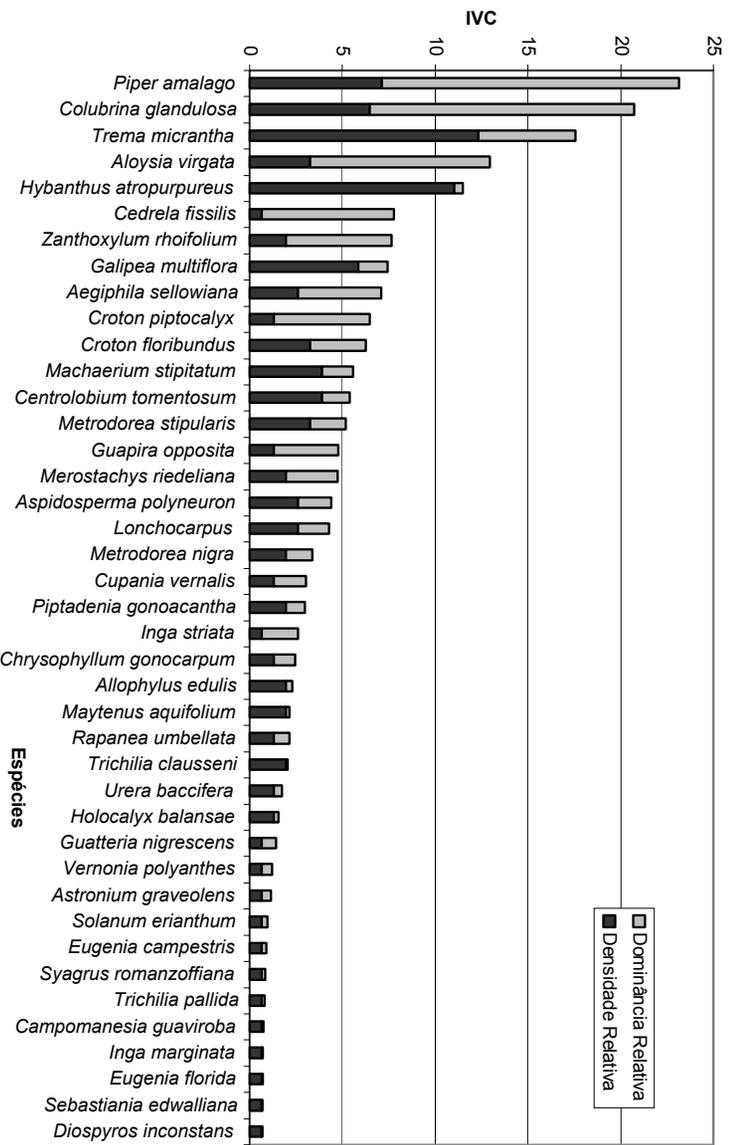


Figura 4 – Parcelas B: IVCs iniciais das espécies em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

3.3. Desenho experimental

Um croqui da área de trabalho, com as áreas deste experimento e dos demais (referentes aos Capítulos 1 e 3) é mostrado na Figura 6 do Capítulo 1.

Adotou-se o delineamento de blocos casualizados (Gomes 1990). A localização dos blocos foi estabelecida em 1998 por Rozza (2003), de acordo com as diferentes densidades de lianas observadas no local. Cada parcela possuiu área de 56,25 m² (7,5 x 7,5 m). Foram realizados 3 tratamentos, cada um deles com 4 repetições (4 blocos com 3 parcelas de 56,25 m² – totalizando 675 m²).

A seguir, são descritas as operações referentes a cada tratamento do Experimento B.

Tratamento 3 – “não revolvido”

Em setembro de 1998 apenas os indivíduos arbustivo-arbóreos remanescentes foram liberados das lianas hiper-abundantes, por meio de podas (à altura do colo) em um raio de coroamento, seguidas de retirada de seus restos para fora das parcelas (Rozza 2003). As lianas continuaram ocupando a área majoritária do terreno, sendo feitas podas periódicas nas mesmas apenas no raio de coroamento dos arbustos e árvores. Em fevereiro de 2001 as lianas foram cortadas em toda a superfície da parcela, sendo seus restos retirados da mesma. A superfície do solo não foi revolvida.

Tratamento 4 – “revolvido no verão”

Em setembro de 1998 apenas os indivíduos arbustivo-arbóreos remanescentes foram liberados das lianas hiper-abundantes, por meio de podas em um raio de coroamento, seguidas de retirada de seus restos para fora das parcelas (Rozza 2003). As lianas continuaram ocupando a área majoritária do terreno, sendo feitas podas periódicas nas mesmas apenas no raio de coroamento dos arbustos e árvores. Em fevereiro de 2001 as lianas foram cortadas em toda a superfície da parcela, sendo seus restos retirados da mesma. Em 20 de fevereiro de 2001 toda a superfície foi revolvida com o uso de enxada, sendo a serapilheira existente, parcialmente incorporada ao solo. Após o primeiro revolvimento houve um curto período de chuvas. Devido à

emergência pouco numerosa amostrada após aquele revolvimento, a operação foi repetida em 15/01/02.

Tratamento 5 – “revolvido no inverno”

Em setembro de 1998 apenas os indivíduos arbustivo-arbóreos remanescentes foram liberados das lianas hiper-abundantes, por meio de podas em um raio de coroamento, seguidas de retirada de seus restos para fora das parcelas (Rozza 2003). As lianas continuaram ocupando a área majoritária do terreno, sendo feitas podas nas mesmas apenas no raio de coroamento dos arbustos e árvores. No início de agosto de 2001 as lianas foram cortadas em toda a superfície da parcela, sendo seus restos retirados da mesma. Em 13 de agosto de 2001 toda a superfície foi revolvida com o uso de enxada, sendo a serapilheira existente, parcialmente incorporada ao solo. Devido à emergência pouco numerosa amostrada após aquele revolvimento, a operação foi repetida em 1/10/01. Apesar dos revolvimentos terem sido efetuados no inverno e na primavera, como simplificação, no restante do texto o tratamento é denominado “revolvimento de inverno”.

Os tratamentos foram acompanhados de manutenções periódicas das lianas que rebrotaram nas parcelas, através de podas com frequência de 2 meses.

O período para coleta de dados foi de 20 meses, com início em fevereiro de 2001 e término em setembro de 2002, com um total de 9 avaliações da flora de plantas de tamanho $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ e duas avaliações da flora arbustivo-arbórea com altura $\geq 1\text{m}$.

Na tarde de 4 de maio de 2001 um tornado atingiu a área de trabalho, com picos de velocidade de 250 a 300 Km/h (Folha de São Paulo 2001), causando a quebra de algumas árvores (pioneiras, como *Aegiphila sellowiana*, *Aloysia virgata* e *Trema micrantha*). Após o evento, essas plantas tiveram novamente medidas suas alturas totais e diâmetros a altura do peito (DAP) como registro das dimensões iniciais.

3.4. Amostragem da flora “ $0,5m \leq altura < 1m$ ”

A amostragem da flora de indivíduos com “ $0,5m \leq altura < 1m$ ” de todas as espécies regenerantes (exceto lianas, que foram cortadas periodicamente) nas parcelas de $56,25 m^2$ foi feita da mesma forma descrita no Capítulo 1.

3.5. Amostragem da flora com altura $\geq 1m$

A amostragem da flora regenerante com altura $\geq 1m$ foi feita da mesma forma descrita no Capítulo 1.

3.6. Comparações dos parâmetros fitossociológicos dos grupos regenerantes

3.6.1. Regenerantes da flora “ $0,5m \leq altura < 1m$ ”

Assim como no Capítulo 1, usando-se os dados de número de indivíduos e de espécies, foram analisados:

- Tratamentos: os níveis de revolvimento (parcelas não revolvidas x revolvidas);
- Variação temporal: dentro de cada tratamento (parcelas não revolvidas x revolvidas).;
- Heterogeneidade espacial: os blocos espacialmente disjuntos (1X2X3X4), independentemente dos níveis de revolvimento.

3.6.2. Regenerantes da flora com altura $\geq 1m$

Da mesma forma que no Capítulo 1, as plantas que adentraram no critério de “altura total \geq 1m”, foram medidas em duas datas - medição inicial: fev/01; medição final: set/02. Com seus dados foram analisados:

- Tratamentos: os níveis de revolvimento de solo – (parcelas não revolvidas X revolvidas) e (parcelas não revolvidas X revolvidas no verão X revolvidas no inverno);
- Heterogeneidade espacial: os blocos espacialmente disjuntos (1X2X3X4), independentemente dos níveis de revolvimento;
- Variação temporal: (dados iniciais, de fevereiro de 2001 X dados finais, de setembro de 2002), para cada tratamento.

Separaram-se os resultados segundo dois grupos de plantas:

- Regenerantes que adentraram no critério de amostragem durante o período de estudo, excetuando-se aqueles que já haviam sido registrados na amostragem inicial;
- Todos os indivíduos (comparação entre a composição inicial e final das parcelas).

Nesse sentido, usaram-se os seguintes dados gerados pelo programa FITOPAC (Shepherd 1995): número de indivíduos, número de espécies, densidade absoluta e área basal.

Com os dados de todos os indivíduos, foi possível se analisar as perspectivas sucessionais das parcelas. Para a comparação de parâmetros entre grupos ecológicos seguiram-se as classificações sucessionais das espécies contidas em Gandolfi (2000) e em Martins & Rodrigues (2002).

Utilizando-se dos testes estatísticos citados no Capítulo 1, verificaram-se as probabilidades de se aceitar as hipóteses nulas:

- H_0^1 : igualdade de respostas entre os tratamentos;
- H_0^2 : igualdade de respostas entre os blocos.

4. Resultados e discussão

4.1. Parâmetros da flora arbustivo-arbórea regenerante “ $0,5m \leq \text{altura} < 1m$ ”

4.1.1. Comparações quantitativas entre os tratamentos

Na Quadro 2 mostram-se as probabilidades de se aceitar as hipóteses nulas para diferenças entre níveis de revolvimento de solo e entre diferentes blocos.

Não se pôde distinguir os tratamentos em relação a quaisquer dos níveis de revolvimento do solo, seja em relação ao número de indivíduos regenerantes ou de espécies. Por outro lado, constatou-se diferenças entre os diferentes blocos (diferenças espaciais), no que diz respeito ao número de espécies.

Os resultados mostraram que em áreas com baixa densidade arbustivo-arbórea pré-existente, o revolvimento levou ao ganho de indivíduos de espécies que foram favorecidas em condições de alta luminosidade. O revolvimento, movimentando o horizonte superficial do solo e a serapilheira, levou ao estímulo do banco de sementes e à emergência de regenerantes de modo a se obter elevação, em algumas repetições, nos números de indivíduos. Isso gerou maior variância dos dados na situação de solo revolvido, com algumas parcelas apresentando valores bem acima da média do tratamento. O mesmo não ocorreu na situação sem revolvimento (Fig. 6).

A variância dos valores do número de indivíduos de plantas com “ $0,5m \leq \text{altura} < 1m$ ” nas parcelas revolvidas é maior que a variância entre os tratamentos “não revolvido” e “revolvido” (Figura 6). Se considerarmos as áreas revolvidas em qualquer época (verão e inverno), verificamos que a grande variância dentro desse conjunto foi dada pelos valores de inverno (Figura 7).

Com relação ao número de espécies, houve uma maior variância dos valores em solo revolvido (Figura 8). Comparando-se as áreas de verão e inverno, verificamos que essa variância é determinada pela não completa sobreposição dos valores de verão e inverno (Figura 9).

Dessa forma, podemos considerar que apesar da falta de diferenças estatísticas entre os tratamentos, a operação de revolvimento de solo leva à emergência e à ocupação do terreno por plantas regenerantes, de modo bastante variável, sendo de interesse para a obtenção de uma estrutura florestal inicial. Essa estrutura terá uma heterogeneidade espacial resultante da heterogeneidade de propágulos e outros fatores condicionantes localizados, advindos da história de cada trecho da vegetação.

No início do experimento, a espessura da serapilheira existente era de 5-10 cm. Essa espessura será diferente em outras vegetações, de acordo com as espécies presentes, seus graus de decidualidade, bem como de acordo com a velocidade de degradação biótica ou acúmulo da serapilheira. Além disso, diferentes estruturas físicas de solo terão teores de umidade e oxigênio variados, possibilitando ambientes distintos para preservação e germinação das sementes. Portanto, em outros locais, as respostas da regeneração a partir do revolvimento do conjunto solo/serapilheira poderão ser quantitativamente distintas.

Quadro 2 – Valores de probabilidade resultantes dos testes para detecção de diferenças entre os parâmetros de regenerantes com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Experimento	Fonte de variação	Nº de indivíduos	Nº de espécies
B	Revolv. (r,ñ)	W 0,1735	t 0,5581
	Bloco (s/R)	A 0,0690	A 0,0091*
	Revolv. (ñ,v,i)	K 0,3410	A 0,3289
	Bloco (ñ,v,i)	K 0,1536	A 0,0208*

Obs: Revolv.: contraste entre níveis de revolvimento; Bloco: contraste entre blocos; Rev. x Bloco: interação entre revolvimentos e blocos; (r,ñ): contraste entre parcelas revolvidas e não revolvidas; (ñ,v,i): contraste entre as parcelas não revolvidas, revolvidas no verão e no inverno; (s/R): teste não se considerando o fator revolvimento; W: teste de Wilcoxon; t: teste t; A: ANOVA com teste F; K: teste de Kruskal-Wallis; *: significativo ao nível de significância $\alpha=0,05$.

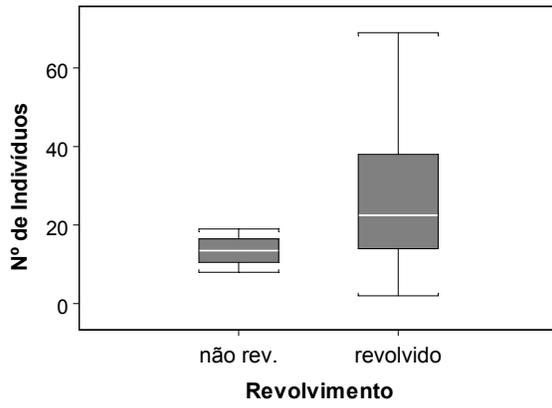


Fig. 6 - Experimento B

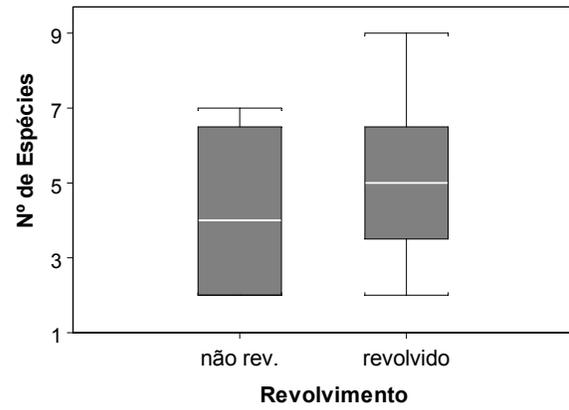


Fig. 8 - Experimento B

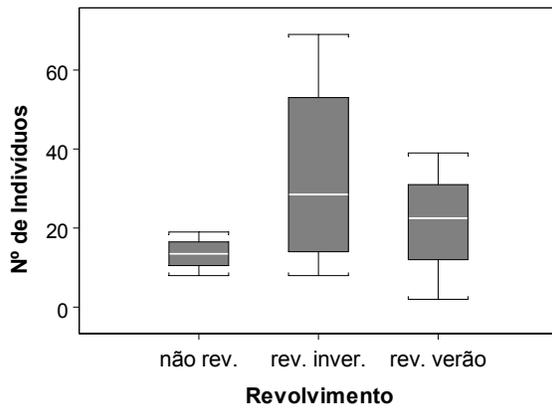


Fig. 7 - Experimento B

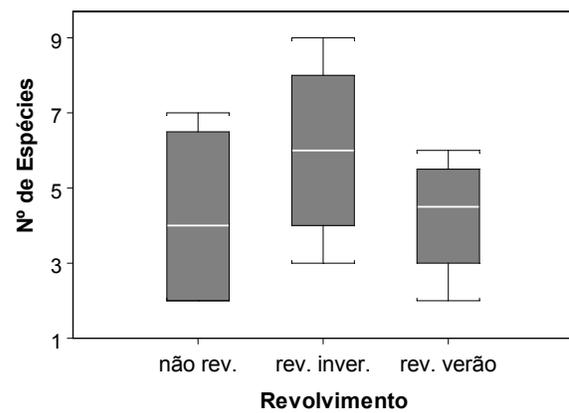


Fig. 9 - Experimento B

Figuras 6 a 9 – Experimento B - Números de indivíduos (Figs. 6 e 7) e de espécies (Figs. 8 e 9) regenerantes com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas, SP.

Provavelmente, a regeneração esteve ligada sobretudo à disponibilidade local de luz (abertura no dossel) e de propágulos (no banco de sementes), havendo inclusive diferenciação florística entre as parcelas de um mesmo tratamento (Veja item 4.1.4. Abordagem espacial). Deste modo, a heterogeneidade espacial, como consequência desses e outros fatores, condicionou uma variância muito grande seja no número de indivíduos ou de espécies, o que impossibilitou a diferenciação estatística entre os tratamentos.

Por outro lado, uma outra possível razão para a não detecção de diferenças entre os tratamentos foi o próprio critério de amostragem estabelecido. As plantas foram registradas a cada dois meses. No entanto, o crescimento das plantas regenerantes é geralmente rápido, pela composição majoritária de plantas pioneiras. Essas plantas atingem 0,5m de altura e ultrapassam em pouco tempo a faixa máxima de 1m, deixando de pertencerem ao critério de “ $0,5m \leq \text{altura} < 1m$ ”. Se isso for o principal problema, poderia ser corrigido por um aumento na frequência de amostragens (mensal ou quinzenal).

4.1.2. Comparações florísticas entre os tratamentos

Considerando-se os dois tratamentos, as principais espécies regenerantes foram *T. micrantha*, *H. atropurpureus*, *V. polyanthes*, *Solanum erianthum* (Quadro 3).

Embora o revolvimento tenha favorecido a emergência independente da época, o revolvimento de inverno (efetuado antes do início da época chuvosa do ano), sobremaneira favoreceu algumas espécies - *Vernonia polyanthes*, *Aloysia virgata* e *H. atropurpureus*.

Quadro 3 – Experimento B - Números de indivíduos regenerantes com “0,5m ≤ altura < 1m”. As espécies estão em ordem decrescente de número de indivíduos segundo o tratamento com maior número de indivíduos (trat. 5). Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécies	Não revolvido	Rev. verão	Rev. inverno
<i>Trema micrantha</i>	21	45	54
<i>Vernonia polyanthes</i>	5	14	27
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	10	13	25
<i>Solanum erianthum</i>	6	5	8
<i>Aloysia virgata</i>	0	2	6
<i>Aegiphila sellowiana</i>	1	0	3
<i>Croton floribundus</i>	1	0	3
<i>Allophylus edulis</i>	0	0	1
<i>Croton priscus</i>	2	2	1
<i>Lantana chamissonis</i>	0	0	1
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	1	0	1
<i>Machaerium stipitatum</i>	0	1	1
<i>Maytenus aquifolium</i>	6	1	1
<i>Piper amalago</i>	1	0	1
<i>Urera baccifera</i>	0	0	1
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	0	1	0
<i>Randia armata</i>	0	1	0
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0	1	0
Total	54	86	134

Nas parcelas do Experimento B, cuja cobertura do solo consistia de leve serapilheira depositada, o revolvimento superficial do solo e a movimentação daquele material, estimularam a emergência de novas plantas. Houve germinação das espécies provenientes de sementes (principalmente *T. micrantha* e *V. polyanthes*) e rebrota daquelas espécies provenientes de estruturas radiculares ou mesmo sementes (principalmente *H. atropurpureus*).

Não se registrou no entanto, qual a porcentagem de plantas emergidas o fizeram através de rebrota. Considerou-se que o mais importante para comparação do desempenho dos tratamentos foi a recuperação da cobertura vegetal lenhosa e conseqüentemente, do potencial de recuperação da estrutura florestal em um tempo futuro. Salienta-se, no entanto, que o desempenho de *H. atropurpureus*, que freqüentemente usa a estratégia de rebrota, foi maior nas parcelas revolvidas.

Ressalta-se que em todas as situações, foram também amostradas algumas plantas pré-existentes desde a instalação do trabalho, na forma de pequenos indivíduos remanescentes do período anterior ao manejo, e que ao crescerem, adentraram no critério de amostragem (como alguns indivíduos de *H. atropurpureus*, *M. aquifolium*, *L. muehlbergianus*, *Aspidosperma polyneuron* e *Syagrus romanzoffiana*); essas plantas, portanto, não surgiram devido ao manejo efetuado no período. A possível influência que receberam devido ao revolvimento de solo foi obscura. No entanto, certamente elas tiveram o crescimento impulsionado pelo controle das populações hiper-abundantes que inicialmente ocorriam nas parcelas de todos os tratamentos.

4.1.3. Abordagem temporal – quantitativa e qualitativa

Em uma abordagem temporal, podemos acompanhar as mudanças na composição de espécies em cada situação. Registrou-se *Allophylus edulis* a partir da amostragem anterior ao manejo, no tratamento 8 (Figura 3 do Anexo B3) e em seguida, *Aspidosperma polyneuron*, *H. atropurpureus* e *Syagrus romanzoffiana* a partir do segundo mês após a poda de lianas no tratamento 4 (Figura 2 do Anexo B3). Em outubro de 2001 iniciou-se uma elevação no número de indivíduos amostrados nos tratamentos 3 e 4 (Figuras 1 e 2 do Anexo B3), principalmente *T. micrantha*, *V. polyanthes*, *H. atropurpureus* e *S. erianthum*, atingindo um máximo entre fevereiro a agosto de 2002 em todos os tratamentos (Figuras 1, 2 e 3 do Anexo B3). Para as parcelas não revolvidas, houve um pequeno pico de aumento do número de indivíduos em abril de 2002 e um maior em agosto de 2002. Para as áreas de verão, houve três picos de aumento do número de indivíduos em 2002: fevereiro, junho e agosto.

Observou-se nesse sentido, uma variação temporal no número de indivíduos de plantas com “ $0,5m \leq \text{altura} < 1m$ ”, como reflexo da pré-existência e da emergência e estabelecimento dos indivíduos nas diferentes situações. Independente dos tratamentos, a maior concentração de número de indivíduos “ $0,5m \leq \text{altura} < 1m$ ” iniciou-se a partir do ano de 2002, período de maior emergência de regenerantes. As operações de revolvimento de solo efetuadas em fevereiro de

2001 não tiveram a resposta esperada pelo déficit hídrico apresentado durante nesse ano. Já as mesmas operações realizadas em outubro de 2001 e fevereiro de 2002 levaram a um estímulo da emergência de plantas com " $0,5m \leq \text{altura} < 1m$ " durante o ano de 2002, de maneira crescente.

Observou-se deste modo, diferentes picos de número de indivíduos de acordo com o tratamento. Eles ocorreram a partir de fevereiro e junho de 2002, respectivamente para as áreas revolvidas no verão e inverno. As áreas não revolvidas não mostraram épocas evidentes de grande número de indivíduos, a não ser o último mês de amostragem, época de grande importância para todos os tratamentos.

Os resultados mostram a importância da escolha correta da época para aplicação do revolvimento do solo. Essa operação foi mais eficiente dentro de um longo período chuvoso do ano. Isso possibilitou um tempo suficiente para emergência e estabelecimento das plântulas durante o período de maior disponibilidade hídrica do solo.

4.1.4. Abordagem espacial – quantitativa e qualitativa

Entre as repetições de um mesmo tratamento, observou-se grandes diferenças na regeneração dos indivíduos arbustivo-arbóreos no que diz respeito aos números de indivíduos (Figura 10) e à composição de espécies (Figura 11), em diferentes blocos espacialmente distantes. Nota-se que nas situações de solo revolvido no inverno, houve uma amplitude maior de respostas entre as diferentes repetições.

Com as Figuras 1 a 12 do Anexo B4 podem ser feitas comparações visuais entre os comportamentos das parcelas, por meio de gráficos.

No tratamento 3 (solo não revolvido), amostrou-se as espécies presentes no Quadro 4. Das 10 espécies amostradas, 6 tiveram ocorrência em apenas um bloco, e apenas *T. micrantha* ocorreu em todos (Figuras 1 a 4 do Anexo B4).

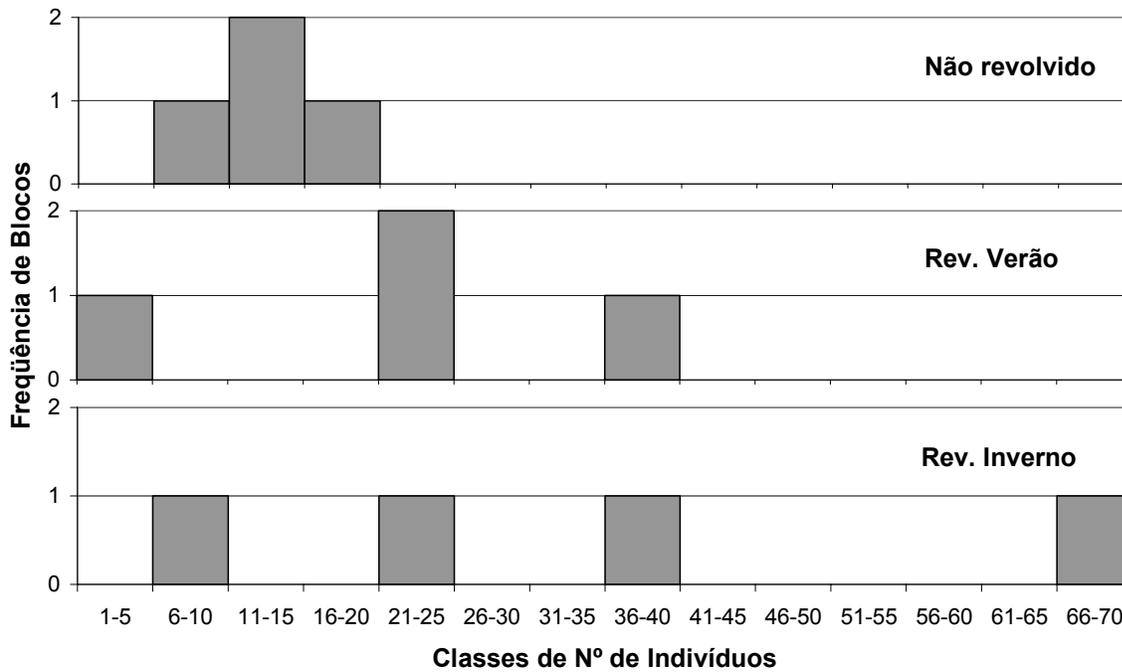


Figura 10 – Experimento B - Frequência de blocos segundo classes de nº de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra - Campinas, SP.

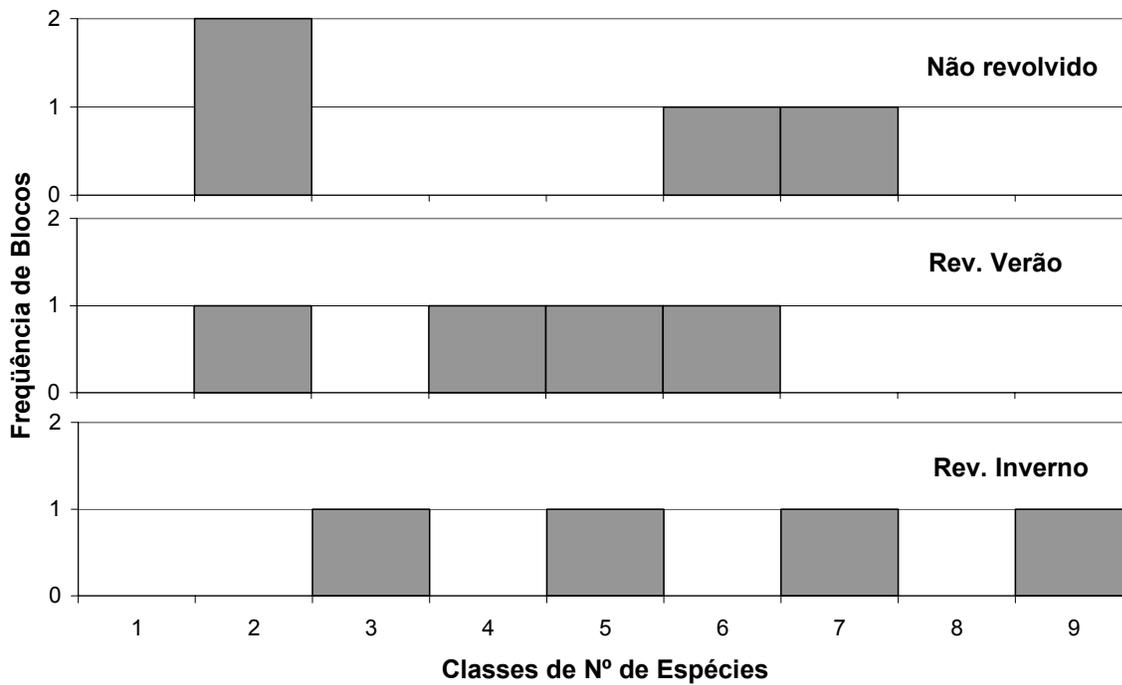


Figura 11 – Experimento B - Frequência de blocos segundo classes de nº de espécies de regenerantes com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra - Campinas, SP.

Quadro 4 – Experimento B, trat. 3 (solo não revolvido) - Número de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m” das espécies amostradas nos 4 blocos. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécies	Blocos			
	1	2	3	4
<i>Aegiphila sellowiana</i>	1	0	0	0
<i>Croton floribundus</i>	1	0	0	0
<i>Croton piptocalyx</i>	0	2	0	0
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	1	2	7	0
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	0	0	0	1
<i>Maytenus aquifolium</i>	0	6	0	0
<i>Piper amalago</i>	0	1	0	0
<i>Solanum erianthum</i>	3	3	0	0
<i>Trema micrantha</i>	4	4	1	12
<i>Vernonia polyanthes</i>	4	1	0	0
Total	14	19	8	13

No tratamento 4 (solo revolvido no verão), amostrou-se as espécies presentes no Quadro 5. Chama a atenção a ocorrência de 7 das 11 espécies em apenas uma parcela; especialmente, *V. polyanthes* em grande número no bloco 1. Destacou-se também *T. micrantha* com grande número de indivíduos nos blocos 2 e 4 (Figura 2 do Anexo B1 e Figuras 5 a 8 do Anexo B4).

Quadro 5 – Experimento B, trat. 4 (solo revolvido no verão) - Número de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m” das espécies amostradas nos 4 blocos. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécies	Blocos			
	1	2	3	4
<i>Aloysia virgata</i>	2	0	0	0
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	0	0	0	1
<i>Croton piptocalyx</i>	0	2	0	0
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	3	8	0	2
<i>Machaerium stipitatum</i>	0	1	0	0
<i>Maytenus aquifolium</i>	0	0	1	0
<i>Randia armata</i>	1	0	0	0
<i>Solanum erianthum</i>	1	2	0	2
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0	0	1	0
<i>Trema micrantha</i>	2	26	0	17
<i>Vernonia polyanthes</i>	14	0	0	0
Total	23	39	2	22

No tratamento 5 (solo revolvido no inverno), amostrou-se as espécies presentes no Quadro 6. Destacou-se a ocorrência em grande número de indivíduos de *T. micrantha* nos blocos 1 e 2, e de *V. polyanthes* e *A. virgata* no bloco 1 (Figura 3 do Anexo B1). Nos blocos 2 e 3, *H. atropurpureus* teve regeneração expressiva. Aqui também, várias espécies foram amostradas em apenas uma de quatro parcelas (Figuras 9 a 12 do Anexo B4).

Quadro 6 – Experimento B, trat. 5 (solo revolvido no inverno) - Número de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m” das espécies amostradas nos 4 blocos. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécies	Blocos			
	1	2	3	4
<i>Aegiphila sellowiana</i>	2	1	0	0
<i>Allophylus edulis</i>	0	0	1	0
<i>Aloysia virgata</i>	6	0	0	0
<i>Croton floribundus</i>	0	3	0	0
<i>Croton piptocalyx</i>	0	1	0	0
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	1	6	18	0
<i>Lantana chamissonis</i>	1	0	0	0
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	1	0	0	0
<i>Machaerium stipitatum</i>	0	0	0	1
<i>Maytenus aquifolium</i>	0	1	0	0
<i>Piper amalago</i>	1	0	0	0
<i>Solanum erianthum</i>	4	2	1	1
<i>Trema micrantha</i>	27	23	0	4
<i>Urera baccifera</i>	0	0	0	1
<i>Vernonia polyanthes</i>	26	0	0	1
Total	69	37	20	8

A variabilidade espacial apresentada pela regeneração provavelmente teve várias causas. A primeira foi a heterogeneidade qualitativa (composição) e quantitativa (número de indivíduos) de propágulos em cada parcela (sementes e raízes gemíferas). Essa heterogeneidade por sua vez foi moldada pela história de ocupação de cada pequeno local, acompanhada por eventos estocásticos. Essa ocupação foi pautada principalmente pela densidade de lianas das áreas durante vários anos (18), juntamente com indivíduos arbustivo-arbóreos esparsos. A vegetação desenvolveu-se de forma desordenada em grandes reboleiras, criou arquiteturas de copa

irregulares, frutificações alteradas (em número de indivíduos de propágulos) e obstáculos à chegada de sementes ao solo, de forma variada, formando o atual banco de propágulos de cada local.

Uma outra fonte de variabilidade da regeneração diz respeito à heterogeneidade da cobertura das parcelas, que propiciou uma grande amplitude de condições de luminosidade. A cobertura foi exercida em diferentes níveis, pelo dossel ou pela serapilheira. Em um nível mais alto de cobertura, ressalta-se em primeiro lugar, a heterogeneidade do dossel, com aberturas de diferentes dimensões dada pela ocupação de plantas adultas dentro e ao redor das parcelas. Em segundo lugar, salienta-se os diferentes comportamentos das copas de espécies perenifólia, semidecídua ou decídua, distribuídas de forma variada pelo dossel. Também, pôde ser observada a presença de árvores remanescentes de portes diversos, no interior ou nas adjacências das parcelas, condicionando diferentes situações de luminosidade. Ainda, no interior das parcelas, arbustos perenifólios de sub-bosque interceptam a luminosidade que chegaria ao solo (exemplo: *Piper amalago*, no tratamento 5, blocos 2 e 4). Ao nível do solo, a cobertura é exercida pela deposição de ramos e folhas senescentes cuja massa varia espacialmente de acordo com as espécies adultas que habitam as parcelas.

4.2. Parâmetros da flora arbustivo-arbórea regenerante com altura ≥ 1 m

4.2.1. Regenerantes com altura ≥ 1 m não previamente registrados

Neste item são considerados apenas os indivíduos que adentraram no critério de plantas com altura total ≥ 1 m durante o período estudado (fev/2001 a set/2002), excluindo-se os pré-registrados em fev/2001 (indivíduos já existentes no momento da instalação do experimento).

4.2.1.1. Comparações quantitativas entre os tratamentos

Não se constatou diferenças entre os tratamentos, seja quanto aos diferentes níveis de revolvimento ou quanto aos diferentes blocos (Quadro 7). As parcelas revolvidas no verão tiveram maior amplitude de variação no número de indivíduos (Figura 12) e densidade absoluta. Já as parcelas não revolvidas tiveram maior variação no parâmetro número de espécies. Para área basal, as parcelas não revolvidas e revolvidas no verão tiveram praticamente a mesma variância.

Apesar da falta de diferenças estatísticas, os resultados mostraram que em áreas com baixa densidade arbustivo-arbórea pré-existente, o revolvimento levou ao ganho de indivíduos de espécies que se favorecem em condições de alta luminosidade. Essa operação, movimentando o horizonte superficial do solo e a serapilheira, levou ao estímulo do banco de sementes e à emergência de regenerantes de modo a se obter elevação, em algumas repetições, no número de indivíduos.

Em algumas parcelas revolvidas, no entanto, não houve tal desempenho. Isso gerou maior variância dos dados na situação de solo revolvido, com algumas parcelas apresentando valores bem abaixo e outras acima da média do tratamento (Fig. 12) Essa variância foi resultado principalmente dos valores alcançados pelo tratamento revolvido no verão (Fig. 13). O mesmo ocorreu com relação ao parâmetro densidade absoluta.

A estrutura florestal obtida apresentou uma heterogeneidade espacial resultante da disponibilidade de propágulos e outros fatores condicionantes localizados, advindos da história de cada trecho da vegetação. Dessa forma, podemos considerar que a operação de revolvimento de solo levou à emergência e à ocupação do terreno por plantas regenerantes, de modo bastante variável, sendo superior em alguns locais em relação a outros, de acordo com as potencialidades do terreno. De qualquer forma, a operação mostrou-se de interesse para o adensamento da estrutura florestal.

Quadro 7 – Valores de probabilidade resultantes dos testes para detecção de diferenças entre os parâmetros fitossociológicos de regenerantes com altura ≥ 1 m. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Experimento	Fonte de variação	Nº Ind.	Nº Spp.	Dens.Ab.	Á.Bas.
B	Revolv. (r,ñ)	t 0,425	t 0,8693	t 0,425	t 0,5322
	Revolv. (ñ,v,i)	A 0,6544	A 0,2231	A 0,6544	A 0,8827
	Bloco	A 0,6588	A 0,2366	A 0,6588	A 0,9588

Obs: Nº Ind.: número de indivíduos; Nº Spp: número de espécies; Dens.Ab.: densidade absoluta; A.Bas.: área basal; Revolv.: contraste entre níveis de revolvimento; Bloco: contraste entre blocos; (r,ñ): contraste entre parcelas revolvidas e não revolvidas; (ñ,v,i): contraste entre as parcelas não revolvidas, revolvidas no verão e no inverno; t: teste t; A: ANOVA com teste F; *: significativo ao nível de significância $\alpha=0,05$.

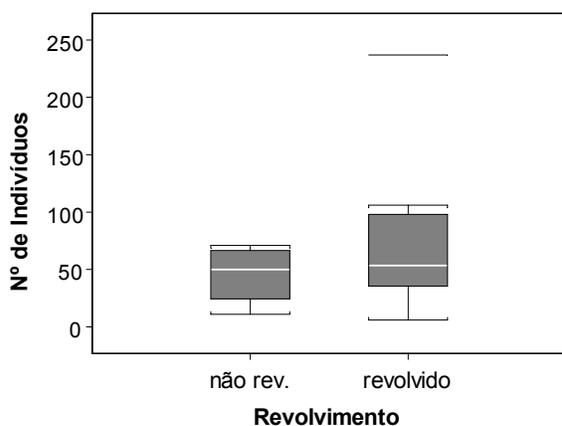


Fig. 12

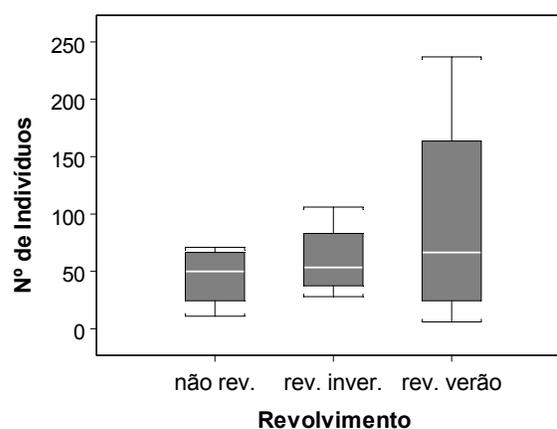


Fig. 13

Figura 12 e 13 – Experimento B - Número de indivíduos regenerantes com altura ≥ 1 m, segundo diferentes níveis de revolvimento de solo. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas, SP.

No trabalho de Martins e Rodrigues (2002), amostrou-se os indivíduos arbustivo-arbóreos em clareiras em outras áreas da Reserva. Essas clareiras tinham dimensões de 20,09 a 468,00 m² de área. Foram amostradas densidades de plantas desde 1,26 a 3,19 ind.m⁻² (média de 2,07 ind.m⁻²), segundo o critério de altura $\geq 0,5$ m. Apesar das diferenças nos critérios de amostragem, pode ser feita uma comparação desses dados com a densidade de indivíduos amostrados no presente trabalho.

Somando-se o número de indivíduos aqui obtidos nas amostragens segundo o critério de altura $\geq 1\text{m}$, obtiveram-se as densidades mostradas no Quadro 8. Os tratamentos com solo não revolvido e revolvido no inverno obtiveram densidades abaixo da amplitude obtida por Martins e Rodrigues (2002). Por outro lado, o tratamento de solo revolvido no verão obteve densidade dentro da faixa encontrada em clareiras naturais não manejadas.

Quadro 8 – Experimento B - Número e densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes com altura $\geq 1\text{m}$. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Experimento	Tratamento	nº de indivíduos	densidade (ind.ha ⁻¹)	densidade (ind.m ⁻²)
B	3. não revolvido	182	8088,8	0,81
	4. revolvido no verão	376	16711,0	1,67
	5. revol. no inverno	241	10710,9	1,07

4.2.1.2. Comparações florísticas entre os tratamentos

Uma comparação florística entre os tratamentos foi feita usando as listagens de espécies e respectivos parâmetros.

As espécies mais numerosas nas áreas não revolvidas foram *T. micrantha*, *V. polyanthes*, *S. erianthum*, *Croton piptocalyx* e *R. communis* (Quadro 9). Se considerarmos uma ordem segundo a área basal, a espécie *Merostachys riedeliana* fica em terceiro lugar, devido às várias rebrotas; porém a espécie está restrita a uma frequência de 25% (Quadro 1 do Anexo B5).

Nas áreas com solo revolvido no verão, as espécies mais numerosas foram *T. micrantha*, *V. polyanthes*, *S. erianthum*, *A. virgata* e *H. atropurpureus*. A espécie *H. atropurpureus* aparece em segundo lugar em área basal devido ao grande número de rebrotas (Quadro 9; Quadro 2 do Anexo B5; Figura 4 do Anexo B1).

Nas áreas revolvidas no inverno, as espécies mais numerosas foram *V. polyanthes*, *T. micrantha*, *H. atropurpureus*, *S. erianthum* e *Aegiphila sellowiana* (Quadro 9; Quadro 3 do Anexo B5).

Quadro 9 – Experimento B. Comparação dos números de indivíduos, área basal (m²) e IVC dos tratamentos 3 (solo não revolvido), 4 (revolvido no verão) e 5 (revolvido no inverno) para as principais espécies de regenerantes com altura ≥ 1m. Para cada tratamento, os dados das dez espécies de maior IVC estão em negrito. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Espécie	Não revolvido			Rev. verão			Rev. inverno		
	N.	Ár.Bas.	IVC	N.	Ár.Bas.	IVC	N.	Ár.Bas.	IVC
<i>Trema micrantha</i>	103	0,0607	106,47	323	0,0630	157,2	69	0,0069	36,35
<i>Ricinus communis</i>	9	0,0187	20,3	4	0,0048	6,49	6	0,0034	6,28
<i>Vernonia polyanthes</i>	15	0,0107	17,04	19	0,0045	10,13	69	0,0161	46,64
<i>Merostachys riedeliana</i>	2	0,0169	15,02	0	0	0	1	0,0029	3,64
<i>Solanum erianthum</i>	13	0,0034	9,95	12	0,0024	5,94	27	0,0142	27,1
<i>Croton piptocalyx</i>	12	0,0019	8,16	0	0	0	5	0,0014	3,65
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	8	0,0021	6,08	5	0,0109	13,64	38	0,0129	30,21
<i>Maytenus aquifolium</i>	6	0,0028	5,62	1	0,0006	0,89	3	0,0022	3,75
<i>Aloysia virgata</i>	5	0,0016	4,1	6	0,0010	2,78	1	0,0001	0,48
<i>Piper amalago</i>	3	0,0008	2,28	0	0	0	4	0,0019	3,8
<i>Aegiphila sellowiana</i>	2	0,0006	1,6	0	0	0	7	0,0010	3,99
<i>Urera baccifera</i>	1	0,0005	0,97	0	0	0	1	0,0153	17,55
<i>Abutilon peltatum</i>	0	0	0	5	0,0011	2,53	0	0	0
<i>Machaerium stipitatum</i>	0	0	0	1	0,0001	0,39	2	0,0007	1,59
<i>Croton floribundus</i>	0	0	0	0	0	0,00	5	0,0094	12,62

A amostragem de indivíduos de estádios sucessionais tardios não revelou tendências sucessionais diferenciadas entre os tratamentos. Essas plantas estavam presentes nas áreas desde a instalação dos experimentos, na forma de plantas com altura ligeiramente abaixo ou dentro do critério de amostragem, permanecendo dentro dele na ocasião de amostragem. Ou seja, não se registrou emergência de espécies tardias que fosse comparável a das pioneiras, de modo que apontasse para uma modificação da fase sucessional da vegetação devido ao manejo.

Além das espécies que ocorreram de modo equilibrado em ambos os tratamentos, observou-se que algumas foram favorecidas sobremaneira na situação de solo revolvido. No caso das parcelas revolvidas no verão, destacou-se *Trema micrantha* (frequência absoluta de 100% das parcelas). Nas áreas revolvidas no inverno destacaram-se *Vernonia polyanthes*, *Hybanthus atropurpureus* (todas com frequência absoluta de 100% das parcelas). As espécies *Aegiphila sellowiana* e *Croton floribundus* também foram favorecidas nas áreas de inverno, mas de forma localizada (a primeira com Freq. Absoluta de 25% e a segunda 50%). Além de *Hybanthus atropurpureus*, as demais espécies são pioneiras, confirmando a idéia de que distúrbios de solo

favorecem a regeneração desse grupo de plantas (Putz 1983). *H. atropurpureus*, espécie geralmente encontrada em sub-bosques, também foi estimulada em condições de maior luminosidade (Freq. Absoluta de 100%).

Podem ser vistas diferenças entre a regeneração aqui obtida e aquela amostrada em áreas mais maduras da Reserva, sem indícios de perturbação antrópica recente. No trabalho de Gandolfi (2000), as espécies secundárias iniciais *Astronium graveolens*, *Nectandra megapotamica*, *Machaerium nictitans*, *Zanthoxylum acuminatus* e *Diatenopteryx sorbifolia* mostraram distribuição de indivíduos semelhante entre clareiras e sub-bosque. No presente trabalho, essas espécies não foram amostradas.

Em uma Floresta Estacional Semidecidual próxima, na Fazenda Santa Elisa, Rodrigues (1999) amostrou como espécies mais importantes na regeneração, após 66 meses de incêndio, *Guazuma ulmifolia*, *Esenbeckia febrifuga*, *Solanum picnanthemum*, *Schizolobium parahyba* e *Casearia gossypiosperma*, todas elas ausentes no presente trabalho.

Essas diferenças florísticas espaciais provavelmente se devem, principalmente, à história de perturbação de cada área. As áreas do Experimento B, que sofreram perturbações recentes de vários tipos, certamente não recuperaram a flora característica de outros trechos mais maduros da Reserva. Ainda, o distanciamento entre as áreas B e as outras, criou diferenças espaciais na disponibilidade de propágulos e na conseqüente regeneração.

Constatou-se desempenho diferenciado das espécies segundo a época de revolvimento. Portanto, o revolvimento do solo em diferentes épocas (em período anterior ao começo das chuvas, ou no seu decorrer dese período) pode estimular a emergência de diferentes composições florísticas, o que é de interesse para a diversificação da vegetação.

4.2.2. Regenerantes totais com altura \geq 1m

Neste item são considerados todos os indivíduos com altura \geq 1m presentes nas parcelas, ou seja, aqueles pré-registrados no momento de instalação do Experimento e também os que

regeneraram durante o período estudado (fev/2001 a set/2002), incluindo-se no critério de plantas com altura total ≥ 1 m.

4.2.2.1. Abordagem temporal – quantitativa e qualitativa

4.2.2.1.1. Variação temporal de parâmetros por tratamento

Parâmetros fitossociológicos dos indivíduos com altura ≥ 1 m em setembro de 2002 podem ser vistos em anexo (parcelas não revolvidas: Anexo B6; revolvidas no verão: Anexo B7; revolvidas no inverno: Anexo: B8).

Em todos os tratamentos houve um aumento significativo no número de indivíduos (Quadro 10, Figuras 14, 15, 16 e 17), bem como da densidade absoluta (Quadro 10). Isto se deveu certamente à alta disponibilidade de luz nas parcelas pela baixa densidade inicial de indivíduos arbustivo-arbóreos. Quanto ao número de espécies, apenas as parcelas com solo não revolvido e revolvido no inverno tiveram ganho significativo (Quadro 10). A razão aceitável para esse resultado é a disponibilidade diferencial de propágulos de espécies no banco/chuva de sementes em cada situação. Com relação à área basal, apenas o tratamento de solo não revolvido teve ganho significativo (Quadro 10). Isso foi resultado do grande ganho de área basal dos indivíduos pré-existent nas parcelas de solo não revolvido. Para setembro de 2002 podemos ver em anexo os valores de alguns parâmetros fitossociológicos para as espécies: tratamento 3, não revolvido – Quadro 1 do Anexo B6; tratamento 4, revolvido no verão – Quadro 1 do Anexo B7; tratamento 5, revolvido no inverno – Quadro 1 do Anexo B8.

Quadro 10 – Experimento B - Valores de probabilidade resultantes dos testes para detecção de diferenças entre os parâmetros fitossociológicos de regenerantes com altura $\geq 1\text{m}$ entre os anos de 2001 e 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Experimento	Tratamento	Nº Indiv.	Nº Spp.	Dens.Ab.	Á.Bas.
B	não rev.	t 0,01 *	t 0,01*	W 0,0286*	W 0,0286*
	verão	W 0,0286*	t 0,1239	W 0,0286*	W 0,2
	inverno	t 0,0085*	t 0,0378*	W 0,0286*	t 0,3278

Obs: Tratamento: não rev.: não revolvido; verão: revolvido no verão; inverno: rev. no inverno; Nº Indiv.: número de indivíduos; Nº Spp: número de espécies; Dens.Ab.: densidade absoluta; A.Bas.: área basal; t: teste t; W: teste de Wilcoxon; *: significativo ao nível de significância $\alpha=0,05$.

Esses resultados mostram que em áreas onde a cobertura arbustivo-arbórea pré-existente se apresentava em densidade baixa, foi possível o adensamento, com ganho expressivo de número de indivíduos de espécies que se favorecem em condições de alta luminosidade. O simples controle das lianas, sem revolvimento de solo, levou à emergência de regenerantes de modo a se obter diferenças significativas entre os números de indivíduos inicial e final, densidade absoluta, nº de espécies e área basal (Quadro 10).

Porém, nas parcelas onde se aliou cobertura arbustivo-arbórea pré-existente pouco densa e revolvimento de solo, houve um maior acréscimo no nº de indivíduos de regenerantes (Figs. 12, 14, 15), bem como na densidade absoluta. Ao mesmo tempo, os valores de nº de indivíduos e densidade absoluta em 2002 para parcelas em solo revolvido tiveram maior amplitude de variação, alcançando em 2002 para algumas parcelas, valores bem mais altos do que a média para seu tratamento.

Comparando-se as áreas revolvidas no verão ou inverno, observou-se que as áreas revolvidas no verão tiveram melhor desempenho, seja em nº de indivíduos (Fig. 12) ou densidade absoluta.

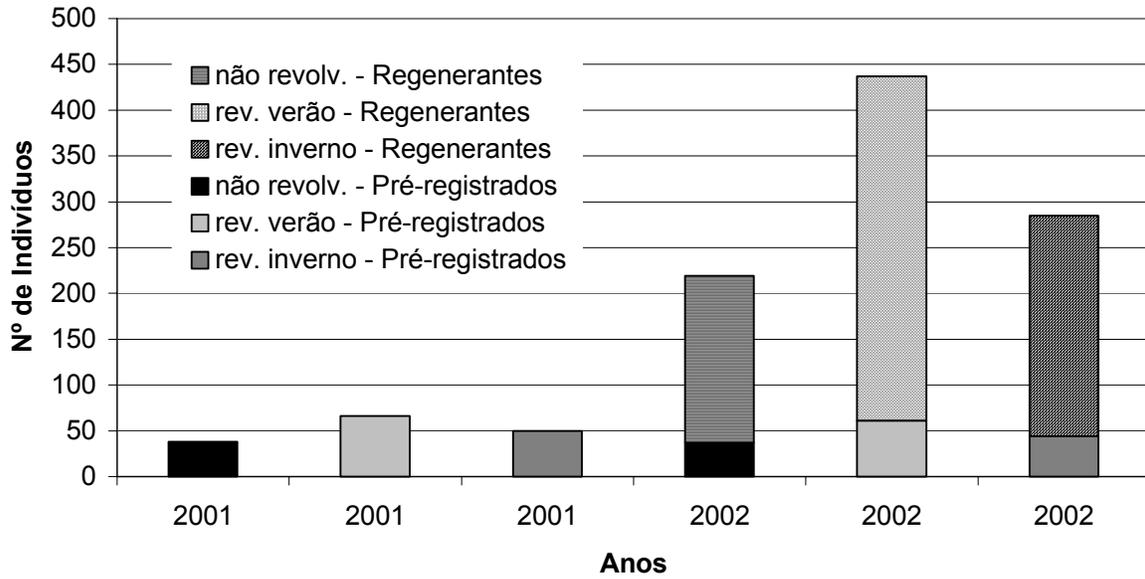


Fig. 14
Exper. B

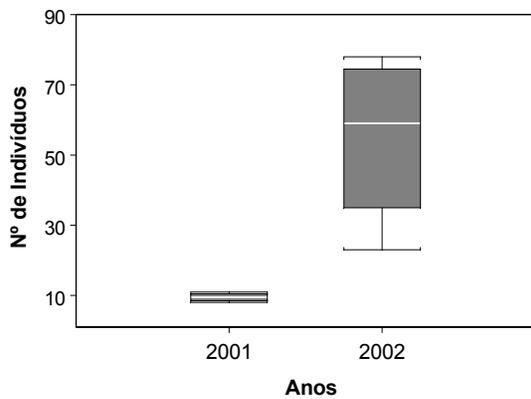


Fig. 15 – Exper. B, trat. 3 (não revolvido).

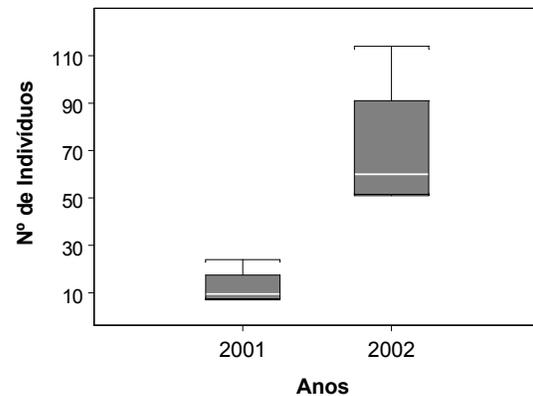


Fig. 17 – Exper. B, trat. 5 (revolv. no inverno).

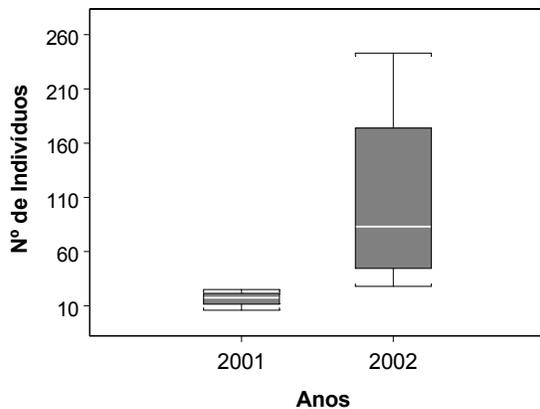


Fig. 16 – Exper. B, trat. 4 (revolv. no verão).

Figuras 14 a 17 – Experimento B - Variação temporal do número de indivíduos de plantas com altura $\geq 1m$. No primeiro gráfico, separam-se as plantas em pré-registradas em fev/2001 e regenerantes (que adentraram no critério de amostragem de altura $\geq 1m$ durante o período). Tratamentos: 3 - solo não revolvido (Figs. 14 e 15); 4 - solo revolvido no verão (Figs. 14 e 16).; 5 – solo revolvido no inverno (Figs. 14 e 17) Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas, SP.

4.2.2.1.2. Variação temporal do nº de indivíduos das espécies

Comparando as composições de plantas com altura $\geq 1\text{m}$ nas parcelas em 2001 e 2002 (plantas pré-registradas nas parcelas e regenerantes adultas $\geq 1\text{m}$, juntas) vemos a variação dos valores de número de indivíduos para as espécies. Isso permite avaliar o desempenho das mesmas segundo cada situação.

Nas áreas não revolvidas (Figura 18) e revolvidas no verão (Figura 19), *T. micrantha* se destacou como a espécie com maior ganho de número de indivíduos no período 2001-2002. Nas áreas não revolvidas, em seguida, *V. polyanthes*, *S. erianthum*, *Croton piptocalyx*, *R. communis* foram as espécies com maior ganho em número de indivíduos e juntamente com *H. atropurpureus*, *P. amalago*, *A. virgata* e *Maytenus aquifolium*, superaram os números de indivíduos de todas as espécies presentes em 2001 tornando-se as mais numerosas de 2002. Nas áreas revolvidas no verão, temos em seguida, *V. polyanthes*, *S. erianthum* e *Aloysia virgata* como as espécies com maior ganho de indivíduos, sendo as mais numerosas em 2002. As espécies *T. micrantha* e *V. polyanthes* superaram os números de indivíduos todas as espécies presentes em 2001. Já nas áreas revolvidas no inverno, *T. micrantha* e *V. polyanthes* ficaram em destaque como as espécies com maiores ganhos de número de indivíduos (Figura 20), seguidas por *H. atropurpureus*, *S. erianthum* e *Aegiphila sellowiana*. As quatro primeiras espécies superaram os números de indivíduos registrados em 2002, tornando-se junto com *P. amalago*, *A. sellowiana* e *C. floribundus*, as mais numerosas em 2002.

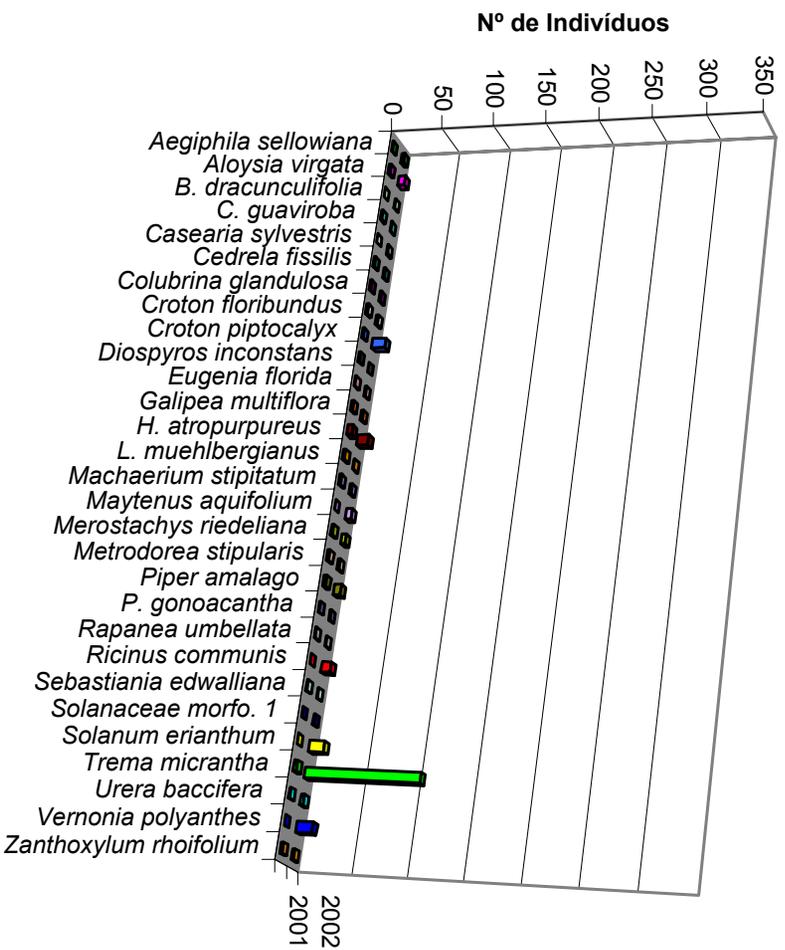


Figura 18 – Experimento B, não revolvido - Número de indivíduos de altura \geq 1m em 2001 e 2002.

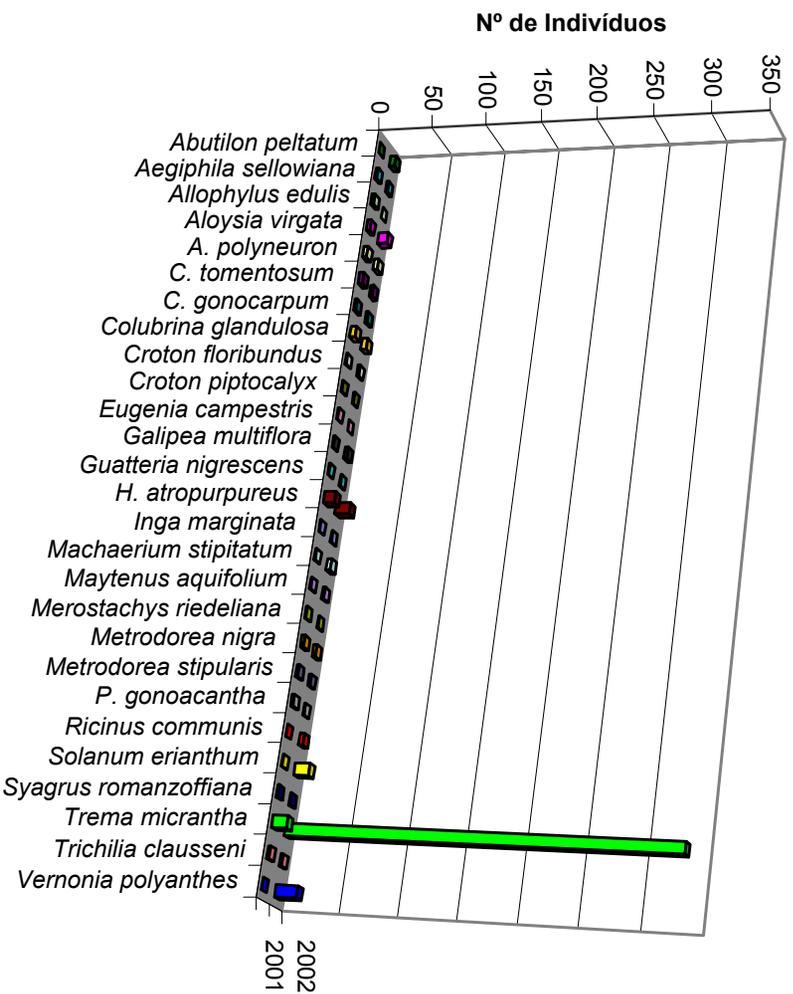


Figura 19 – Experimento B, revolvido no verão - Número de indivíduos de altura \geq 1m em 2001 e 2002.

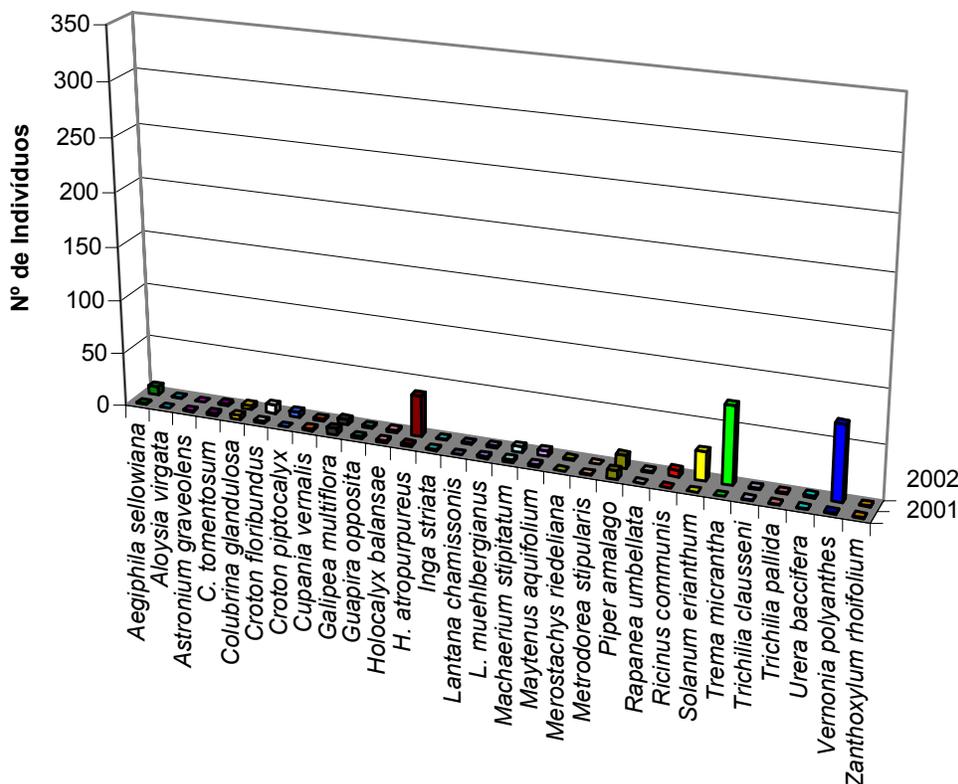


Figura 20 – Experimento B, revolvido no inverno - Número de indivíduos de altura $\geq 1\text{m}$ em 2001 e 2002.

4.2.2.2. Variação temporal dos grupos ecológicos

Podemos vislumbrar alguns cenários para as comunidades num futuro próximo se olharmos para a modificação nos números de indivíduos dos grupos ecológicos.

Em áreas de cobertura arbustivo-arbórea inicial pouco densa, ocorreu um acréscimo no nº de indivíduos de espécies pioneiras, para todos os tratamentos (Figura 21). Isso mostrou que o simples controle de lianas favorece a re-ocupação do terreno por espécies arbustivo-arbóreas heliófitas, de rápido crescimento.

Já para a classe das espécies especialistas de sub-bosque, observou-se um acréscimo de indivíduos em todos os tratamentos. Isso é resultado principalmente da emergência de *Hybanthus atropurpureus* de forma numerosa em várias parcelas. Essa espécie se favoreceu tanto em condições de luminosidade alta ou meia-sombra.

Se compararmos os tratamentos segundo o número de indivíduos acrescidos em cada grupo ecológico, as diferenças não são significativas (Quadro 11). E a razão desse resultado foi a grande heterogeneidade de condições iniciais (disponibilidades de propágulos e recursos) e de respostas entre as repetições de cada tratamento.

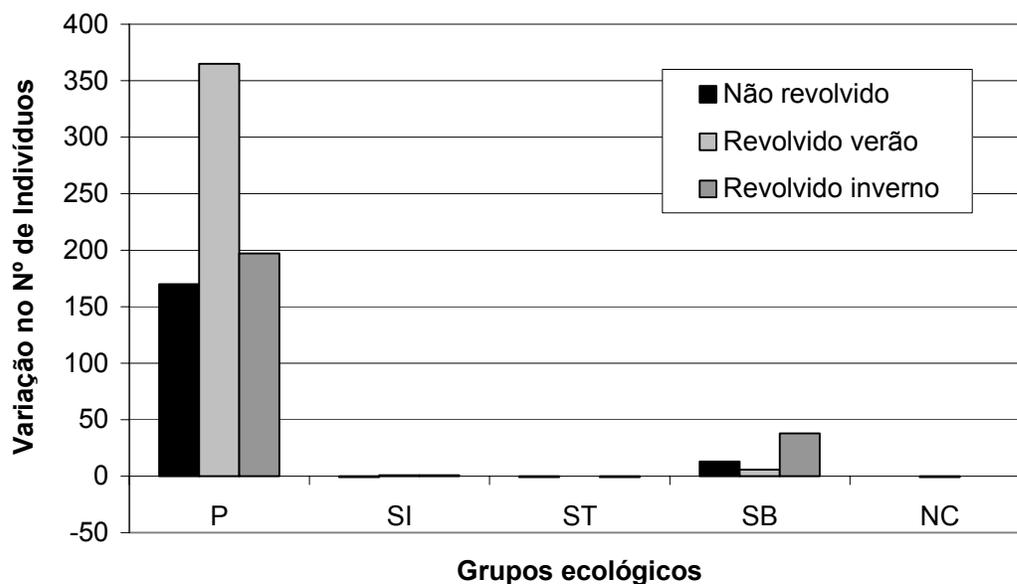


Figura 21 - Experimento B – Variação no nº de indivíduos no período de fev/2001 a set/2002 para cada grupo ecológico. P: pioneiras; SI: secundárias iniciais; ST: sec. tardias; SB: especialistas de sub-bosque; NC: não classificadas. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Quadro 11 – Experimento B - Valores de probabilidade resultantes dos testes para detecção de diferenças entre os tratamentos segundo os acréscimos no número de indivíduos com altura $\geq 1\text{m}$ para cada grupo ecológico, entre as amostragens inicial (fev/2001) e final (set/2002). Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Comparações	P	SI	ST	SB
ñ. rev. x rev.	t 0,4933	t 0,5590	W 0,5959	t 0,5823
ñ. rev x ver. x inv.	K 0,8741	A 0,8510	K 0,3679	K 0,2359

Obs.: ñ. rev. x rev.: comparação entre os tratamentos não revolvido e revolvido; ñ rev. x ver. x inv.: comparação entre os tratamentos de solo não revolvido, rev. no verão e no inverno; P: pioneiras; SI: secundárias iniciais; ST: sec. tardias; SB: especialistas de sub-bosque; t: teste t; W: teste de Wilcoxon; A: ANOVA com teste F; K: teste de Kruskal-Wallis.

Portanto, considerando o período estudado, pode-se dizer que em situações onde se teve disponibilidade de luz suficiente, dada pela cobertura arbustivo-arbórea pouco densa, e onde se realizou o corte da cobertura de plantas hiper-abundantes, depositando os materiais residuais para fora das parcelas, houve o adensamento com novos regenerantes arbustivo-arbóreos pioneiros de modo abundante. O revolvimento do solo não conferiu avanço sucessional significativo à vegetação das parcelas, no período deste estudo. Isso indica que em áreas ainda muito insolaradas, pela baixa ocupação arbustivo-arbórea, ainda havia um amplo potencial de regeneração de heliófitas, que foi aproveitado por plantas pioneiras. Ao mesmo tempo, as plantas de espécies tardias não conseguiram regenerar, seja pelas condições microclimáticas existentes ou pela falta de propágulos.

5. Considerações finais

Em parcelas onde havia cobertura arbustivo-arbórea inicial de baixa densidade, os resultados mostraram que o controle de populações de espécies hiper-abundantes, seguido de revolvimento do solo (movimentando o horizonte superficial juntamente com a serapilheira), ativou emergência de plantas arbustivo-arbóreas, com grande variabilidade espacial, promovendo o adensamento da estrutura florestal.

Ao mesmo tempo, algumas plantas pré-existentes desde a instalação do trabalho tiveram o crescimento impulsionado pelo controle das populações hiper-abundantes que inicialmente ocorriam as parcelas de todos os tratamentos. O desempenho de *H. atropurpureus*, que freqüentemente usa a estratégia de rebrota, foi maior nas parcelas revolvidas.

A regeneração apresentou uma grande heterogeneidade espacial, que provavelmente teve causas variadas. Cita-se primeiramente a disponibilidade espacial de propágulos, condicionada pela história de ocupação da vegetação. Em seguida, a disponibilidade local de diferentes graus de luminosidade, segundo o dossel descontínuo presente.

Mostrou-se a importância da escolha correta da época para aplicação da operação de revolvimento do solo. Ela teve maior eficiência quando efetuada em período de concentração das chuvas no ano. Isso possibilitou um tempo suficiente para emergência e estabelecimento das plântulas durante o período de maior disponibilidade hídrica do solo, e conseqüentemente, maior sobrevivência. Entre as áreas revolvidas, as de verão tiveram melhor desempenho do que as de inverno, no que diz respeito ao nº de indivíduos.

Constatou-se, por outro lado, o desempenho diferenciado das espécies segundo a época de revolvimento. Portanto, o revolvimento do solo em diferentes épocas (em período anterior ao começo das chuvas e também no seu decorrer desse período) pode estimular a emergência de diferentes grupos de espécies, o que é de interesse para a diversificação da vegetação.

Os tratamentos com solo não revolvido e revolvido no inverno obtiveram densidades abaixo da encontrada em regeneração em clareiras naturais não manejadas (Martins e Rodrigues 2002). Por outro lado, o tratamento de solo revolvido no verão obteve densidade dentro da faixa encontrada em situações naturais de clareira. Podemos concluir que o revolvimento de solo possibilitou o aproveitamento mais eficiente do potencial regenerativo da vegetação, em relação à situação sem revolvimento.

Observou-se ao mesmo tempo, que algumas espécies foram favorecidas sobremaneira na situação de solo revolvido. Algumas delas se destacaram nas parcelas de solo revolvido no verão e outras, nas parcelas de inverno. Isso aponta para uma possibilidade de manejo, com revolvimento em diferentes épocas do ano, para que haja um ingresso de um número mais diverso de espécies em um terreno.

A emergência de espécies heliófitas foi predominante – pioneiras e também outras de sub-bosque (*Hybanthus atropurpureus*) - apontando que nessa situação inicial de baixa densidade de cobertura arbustivo-arbórea do terreno, ainda havia espaços de terreno a serem ocupados até a completa formação de um dossel formado por plantas desse grupo. O avanço sucessional será uma etapa posterior, ainda não alcançada até o momento através do manejo adotado.

CAPÍTULO 3 – EXPERIMENTO C: VINTE MESES DA DINÂMICA DE REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES APÓS MANEJO, NUM TRECHO DEGRADADO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM PARCELAS COM COBERTURA ARBUSTIVO-ARBÓREA PIONEIRA; RESERVA MUNICIPAL DE SANTA GENEVRA, CAMPINAS - SP.

1. Introdução

A germinação é pautada por uma variedade de fatores, como a história local da vegetação, chuvas/banco de sementes (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002), disponibilidade hídrica do solo, bem como pelas condições localizadas de radiação solar.

A partir da dispersão, os propágulos constituem o banco de sementes do solo, parte importante do potencial de regeneração da vegetação (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). A composição florística, o número de indivíduos e a taxa de recrutamento de sementes enterradas no solo afetam a regeneração de florestas tropicais de diferentes maneiras (Garwood 1989 *apud* Quintana-Ascencio *et al.* 1996). O banco pode conter tanto espécies presentes quanto ausentes em estágio adulto na área e exerce uma forte influência na vegetação futura (Brown 1992; Quintana-Ascencio *et al.* 1996).

A densidade dessas sementes no solo varia entre estações do ano (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). Ao mesmo tempo, os padrões sazonais de frutificação definem uma variação temporal no fluxo de propágulos para uma determinada área durante o ano (Morellato & Leitão-Filho 1996); como consequência, além do banco de sementes permanente no solo, há um banco temporário, definido pelos propágulos recentemente depositados.

Em uma Floresta Estacional Semidecidual existe uma ampla variedade de condições de luminosidade, como demonstrou Gandolfi (2000). Têm-se clareiras propriamente ditas, clareiras de deciduidade (disponíveis preponderantemente na época mais seca do ano), pequenas aberturas no dossel permanente, e dossel contínuo. Prevê-se, desta forma, que em áreas com condições de

luminosidade tão diversas haverá uma grande variação de comportamentos da regeneração natural.

Como observado por Morellato (1991), a Floresta Estacional Semidecidual tipicamente muda de aspecto ao longo do ano. Durante os meses mais secos de abril a setembro, cerca de 70% das espécies perdem total ou parcialmente suas folhas. Nesse tipo de floresta existe uma ampla variedade de condições de luminosidade, como demonstrou Gandolfi (2000). Em áreas amplamente dominadas por pioneiras, em clareiras de tamanho apropriado, plântulas de espécies secundárias tardias são capazes de rápido crescimento. Estas espécies têm a capacidade de germinar sob dossel fechado, embora alguma abertura seja necessária para crescer até o tamanho reprodutivo (Whitmore 1989). Espécies desse grupo podem crescer e compor o dossel florestal ou a condição emergente (Gandolfi 2000).

Nesta proposta de trabalho foi usado o manejo como forma de estimular a regeneração de um trecho de floresta que sofreu um incêndio há 20 anos e não conseguiu restabelecer sua estrutura. Este trecho faz parte da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas - SP.

2. Objetivo

O objetivo geral deste experimento foi o de promover o avanço sucessional de vegetação florestal em área que sofreu perturbação e incêndio, e após manejo, adquiriu ocupação arbustivo-arbórea predominantemente pioneira.

Os objetivos específicos foram:

- testar o aumento da riqueza e do número de espécies de grupos ecológicos tardios, usando o manejo do banco de sementes (temporário e permanente) do solo, seguido de condução da regeneração natural;
- testar o efeito da sazonalidade no manejo do banco de sementes.

3. Materiais e métodos

3.1. Histórico da área

Anteriormente ao ano de 1978, a área de estudo se apresentava como uma comunidade secundária em desenvolvimento, após evento desconhecido de distúrbio (Nave 1999). Em, seguida, em setembro de 1981, sua vegetação foi afetada por um incêndio com diferentes graus de severidade.

Apesar de estudos subseqüentes indicarem que após o fogo ocorreu uma lenta regeneração de espécies arbóreas, em seguida a regeneração foi abafada por espécies de lianas hiper-abundantes, que competiram com maior sucesso na ocupação do terreno (Rozza 2003). Sua estrutura florestal permaneceu desde então, dominada por lianas e outras populações hiper-abundantes. O fenômeno ocorrido na estrutura dessa vegetação poderia ser definido como uma retrogressão (Clements 1928), ou uma regressão ecológica (Rozza 2003).

Baseado nesse quadro de atraso da recuperação da fisionomia florestal, a partir de março de 1998, Rozza (2003) realizou um experimento com diferentes intensidades de controle (corte) das lianas, como tentativa de acelerar a regeneração natural. Em consequência ao corte, nos melhores tratamentos houve intensa regeneração das espécies arbustivo-arbóreas. No início de 2001 presenciava-se um dossel formado predominantemente por espécies pioneiras.

A partir dos resultados obtidos na área de estudo, surge uma nova demanda. As plantas que formam a estrutura das parcelas são predominantemente pioneiras, formando um sistema efêmero (Rozza 2003). Observou-se no início de 2001 que várias árvores estão completando seus ciclos de vida e senescendo (como é o caso de *Trema micrantha*, *Vernonia polyanthes* e *Solanum erianthum*). Essa mortalidade pode ser resultado de um raleamento natural, já que a densidade de indivíduos foi alta após o manejo. Por outro lado, poderia se prever que dentro poucos anos, a estrutura florestal obtida através dos esforços de manejo estaria desperdiçada com o fim do ciclo das árvores e re-ocupação por populações de espécies hiper-abundantes. Desta forma,

questionou-se o funcionamento da sucessão atuante na vegetação e sua sustentabilidade em longo prazo.

Segundo Rozza (2003) o sucesso da restauração deve ser garantido por medidas complementares de manejo que levem à regeneração das espécies não pioneiras nas áreas já manejadas. O revolvimento superficial do solo poderia estimular o banco de sementes do solo, levando ao ingresso dessas espécies. Caso houver um resultado positivo, o revolvimento superficial periódico em áreas com potencial de regeneração é uma operação vantajosa e poderá ser recomendada para a recuperação de áreas perturbadas, com benefícios econômicos em contraposição ao plantio de mudas de espécies florestais nativas. Somam-se a esse benefício a densidade de plantas regenerantes, que pode ser bem mais elevada que aquela obtida pelo plantio, e também a vantagem de se ter genótipos autóctones, adaptados à área, sendo representados por uma diversidade superior à artificialmente implantada.

Em seguida, pode ser testada a influência da estacionalidade na germinação e estabelecimento da regeneração natural. A operação de revolvimento de solo pode ser feita em épocas bastante distintas: no verão e no inverno. Deste modo poderia se verificar o ingresso diferenciado de espécies em diferentes épocas, de acordo com a disponibilidade de recursos (fotoperíodo, intensidade luminosa, temperatura, umidade), contribuindo para o aumento da riqueza local.

3.2. Caracterização da área de estudo

As parcelas tratadas neste Capítulo situam-se nas adjacências daquelas estudadas nos Capítulos 1 e 2, em área da Reserva Municipal de Santa Genebra, município de Campinas, São Paulo (Figura 1). O trabalho foi instalado em um trecho situado no extremo oeste da Reserva (coordenadas 22°49'45" S, 47°06'33" W – Figura 2). Outros dados gerais da área podem ser vistos no item "A área de estudo - informações gerais".

Assim como no Capítulo anterior, as áreas aqui tratadas constituem-se de parcelas já manejadas por Rozza (2003). Essas parcelas são aqui denominadas de parcelas C, e

correspondem a parte das parcelas referidas no trabalho de Rozza (2003) sob a letra C. Em março de 1998 essas áreas possuíam uma densidade arbustivo-arbórea média de 1556 ind.ha⁻¹, apresentando-se como capoeiras dominadas por populações de espécies hiper-abundantes. Elas foram manejadas por Rozza (2003) durante os anos de 1998 a 2000, por meio do corte de lianas em área total, colocando-se os restos de poda para fora das parcelas. Como resultado dessas ações, as parcelas adquiriram uma densidade relativamente alta de indivíduos lenhosos (7233 ind.ha⁻¹), formando bosques de espécies predominantemente pioneiras, que ainda persistem. Apesar disso, foi possível constatar a mortalidade de várias árvores de espécies como *Trema micrantha* e *Vernonia polyanthes*, muito importantes na estrutura da vegetação dessas parcelas.

Em fevereiro de 2001, as parcelas C apresentavam densidade arbustivo-arbórea absoluta de 11200 a 36444,5 ind.ha⁻¹ (Figura-exemplo: 1, no Anexo C1). Nessa época verificou-se que esses indivíduos estavam predominantemente concentrados nos estádios iniciais da classificação sucessional: pioneiras (452 indivíduos), secundárias iniciais (25 indivíduos), secundárias tardias (16 indivíduos) e de sub-bosque (60 indivíduos). As espécies mais numerosas eram *T. micrantha*, *Abutilon peltatum*, *H. atropurpureus* e *C. floribundus* (Figura 3). Em ordem de IVC, as principais espécies eram *T. micrantha*, *P. amalago*, *A. peltatum*, *C. floribundus*, e *Lonchocarpus muehlbergianus* (Figura 4). Outros parâmetros fitossociológicos para as espécies dessas áreas podem ser vistos no Quadro 1 do Anexo C2.

A partir dos resultados obtidos por Rozza (2003), levando capoeiras dominadas por populações vegetais hiper-abundantes a um aumento significativo na cobertura arbustivo-arbórea, tem-se novas demandas. Uma vez que a flora regenerante obtida foi maciçamente formada por pioneiras, plantas de ciclo curto, coloca-se em dúvida a sustentabilidade da estrutura florestal e a continuidade dos processos sucessionais. É de extremo interesse que seja feito um novo teste, para promoção da diversidade arbustivo-arbórea, com inclusão de novos indivíduos de grupos ecológicos mais tardios.

Mais informações sobre as parcelas podem ser vistas no Quadro 1.

Quadro 1 – Características Iniciais das parcelas C em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Parcelas	Bloco	Nº Ind.	Nº Spp.	Ár.Bas.	Dens.Ab.	H.méd.
C	1	96	21	0,3812	17066,7	10,00
	2	196	22	0,5216	34844,4	9,00
	3	63	22	0,7469	11200,0	11,80
	4	205	23	0,9242	36444,5	10,90

Nº Ind.: número de indivíduos; Nº Spp: número de espécies; Ár.Bas.: área basal (m^2); Dens.Ab.: densidade absoluta ($ind\cdot ha^{-1}$); H.méd.: altura média das árvores (m).

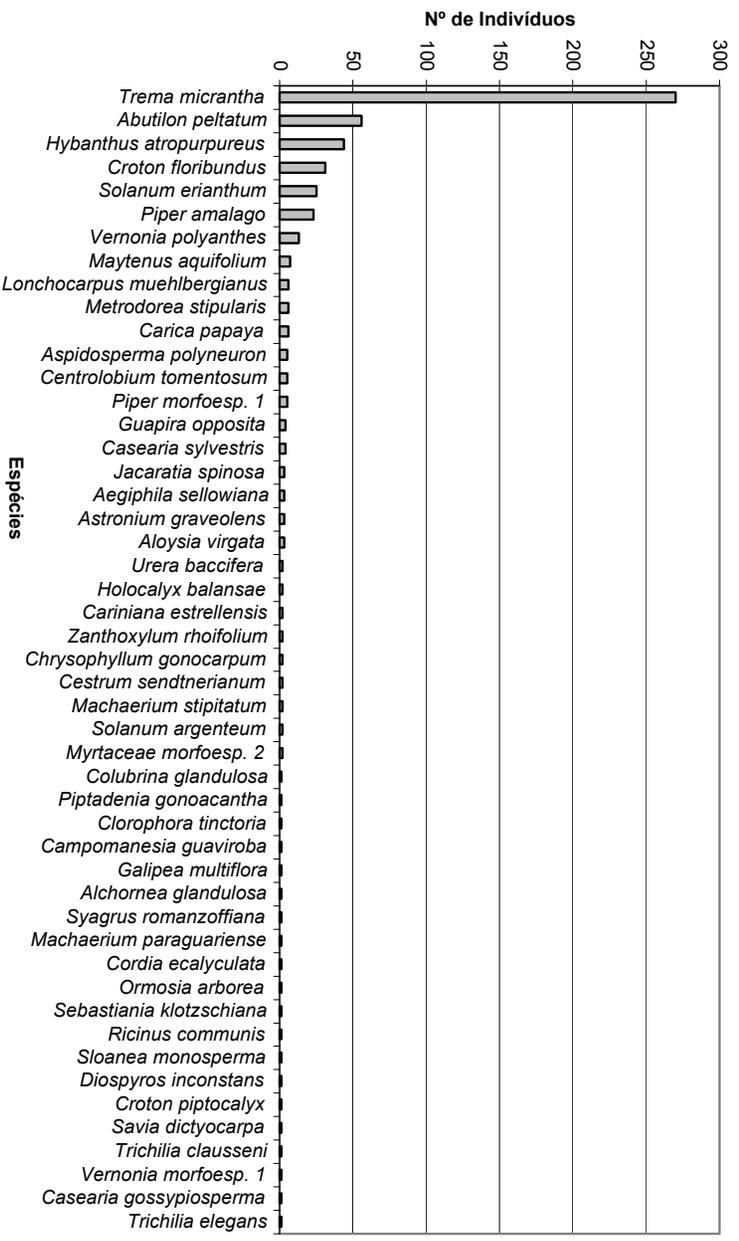


Figura 3 – Parcelas C: Número inicial de indivíduos das espécies em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.



Figura 4 – Parcelas C: IVCs iniciais das espécies em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

3.3. Desenho experimental

Um croqui da área de trabalho, com as áreas deste experimento e dos demais (referentes aos Capítulos 1 e 2) é mostrado na Figura 6 do Capítulo 1.

Adotou-se o delineamento de blocos casualizados (Gomes 1990). A localização dos blocos foi estabelecida em 1998 por Rozza (2003), de acordo com as diferentes densidades de lianas observadas no local. Cada parcela possui área de 56,25 m² (7,5 x 7,5 m). Foram realizados 3 tratamentos, cada um deles com 4 repetições (4 blocos com 3 parcelas de 56,25 m² – totalizando 675 m²).

A seguir, são descritas as operações referentes a cada tratamento do Experimento C.

Tratamento 6 – “não revolvido”

Em setembro de 1998 foram podados todos os indivíduos hiper-abundantes (à altura do colo) e seus restos foram retirados para fora da parcela (Rozza 2003). No início de fevereiro de 2001, os poucos indivíduos de lianas existentes foram podados e seus restos retirados das parcelas. O solo da parcela não foi revolvido.

Tratamento 7 – “revolvido no verão”

Em setembro de 1998 foram podados todos os indivíduos hiper-abundantes e seus restos de foram retirados para fora da parcela (Rozza 2003). No início de fevereiro de 2001, os poucos indivíduos de lianas existentes foram podados e seus restos retirados das parcelas. Em 20/02/2001 o solo de toda a parcela foi revolvido com o uso de enxada, sendo a serapilheira existente, parcialmente incorporada ao solo. Após o primeiro revolvimento houve um curto período de chuvas. Devido à emergência pouco numerosa amostrada após aquele revolvimento, a operação foi repetida em 15/01/02.

Tratamento 8 – “revolvido no inverno”

Em setembro de 1998 foram podados todos os indivíduos hiper-abundantes e seus restos de foram retirados para fora da parcela (Rozza 2003). No início de agosto de 2001, os poucos indivíduos de lianas existentes foram podados e seus restos retirados das parcelas. Em 13/08/2001 o solo de toda a parcela foi revolvido com o uso de enxada, sendo a serapilheira existente, parcialmente incorporada ao solo. Devido à emergência pouco numerosa amostrada após aquele revolvimento, a operação foi repetida em 1/10/01. Apesar dos revolvimentos terem sido efetuados no inverno e na primavera, como simplificação, no restante do texto o tratamento é denominado “revolvimento de inverno”.

Os tratamentos foram acompanhados de manutenções periódicas das lianas que rebrotaram nas parcelas, através de podas com frequência de 2 meses.

O período para coleta de dados foi de 20 meses, com início em fevereiro de 2001 e término em setembro de 2002, com um total de duas avaliações da flora arbustivo-arbórea com altura $\geq 1\text{m}$ e 20 avaliações da chuva de sementes.

Na tarde de 4 de maio de 2001 um tornado atingiu a área de trabalho, com picos de velocidade de 250 a 300 Km/h (Folha de São Paulo 2001), causando a quebra de algumas árvores (pioneiras, como *Aegiphila sellowiana*, *Aloysia virgata* e *Trema micrantha*) bem como o acamamento de arbustos (*Abutilon peltatum*). Após o evento, essas plantas tiveram novamente medidas suas alturas totais e diâmetros a altura do peito (DAP) como registro das dimensões iniciais.

3.4. Amostragem da flora com altura ≥ 1 m

Foram feitas duas amostragens em cada um dos tratamentos, considerando todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura total ≥ 1 m encontrados no interior das parcelas do experimento. O primeiro levantamento foi realizado em fevereiro de 2001, para caracterização da situação inicial no interior das parcelas experimentais antes do início da execução dos tratamentos, e o final em setembro de 2002. Esse critério de inclusão permitiu obter os dados dos indivíduos considerados já devidamente estabelecidos nas parcelas. Para aqueles indivíduos que atingiram altura do fuste de pelo menos 1,3 m, foi medido o diâmetro à altura do peito para comparação com os resultados de Rozza (2003) para as mesmas parcelas, no período de setembro de 1998 a dezembro de 2000 e com outros trabalhos de mesma natureza.

Esses indivíduos tiveram seus diâmetros basais medidos com o uso de paquímetro e altura total estimada através de comparação com uma vara de tamanho conhecido. A identificação dos indivíduos já havia sido feita por Rozza (2003), estando as plantas numeradas.

Foram analisados os parâmetros fitossociológicos descritos por Mueller-Dombois (1974), normalmente calculados em levantamentos dessa natureza: número de indivíduos, número de espécies, densidade absoluta e IVC. A partir dos registros de campo, esses parâmetros foram obtidos através do programa FITOPAC (Shepherd 1995). Adotou-se o IVC nos casos pertinentes, em alternativa ao IVI, devido ao pequeno número de repetições (4) para cada tratamento, evitando que o parâmetro Frequência, cujos valores variaram bastante para as espécies entre as

repetições, viesse a ter um peso excessivo no índice usado para comparações do desempenho das parcelas.

3.5. Comparações dos parâmetros fitossociológicos dos grupos regenerantes

As plantas que adentraram no critério de “altura total $\geq 1\text{m}$ ”, foram medidas em duas datas - medição inicial: fev/01; medição final: set/02. Os regenerantes que adentraram nesse critério de altura durante o período, foram considerados plenamente estabelecidos em seus locais de ocorrência, tendo grande probabilidade de persistirem até a fase adulta. Com seus dados foram comparados os desempenhos de cada tratamento segundo as espécies regenerantes e o nº de indivíduos acrescidos para cada uma.

Separaram-se os resultados segundo dois grupos de plantas:

- Regenerantes que adentraram no critério de amostragem durante o período de estudo, excetuando-se aqueles que já haviam sido registrados na amostragem inicial;
- Todos os indivíduos (comparação entre a composição inicial e final das parcelas).

Com os dados de todos os indivíduos, foi possível se analisar as perspectivas sucessionais das parcelas. Para a comparação de parâmetros entre grupos ecológicos seguiram-se as classificações sucessionais das espécies contidas em Gandolfi (2000) e em Martins & Rodrigues (2002).

3.6. Amostragem da chuva de sementes

A partir de março de 2001, mensalmente foram realizadas coletas de sementes, estendendo-se até agosto de 2002. Essas sementes foram captadas por dois coletores colocados aleatoriamente, por meio de sorteio de posição no terreno, a cada grupo de três parcelas contíguas (revolvida no verão, revolvida no inverno e não revolvida). Cada coletor teve formato quadrangular de dimensões 0,5 x 0,5m de lado, de estrutura de madeira, suportando uma tela de náilon (malha de 1mm de abertura), num total de 8 coletores.

Ao término de cada mês as sementes interceptadas foram acondicionadas em sacos de papel, em seguida rotulados e secos em estufa de circulação de ar quente. Na avaliação da chuva de sementes, foi considerado o material proveniente de espécies de árvores e arbustos, sendo desconsideradas as lianas e herbáceas, para que se pudesse relacionar devidamente, através da análise estatística, a chuva de sementes à regeneração obtida através do manejo. Em laboratório, as sementes foram contadas e separadas em espécies. Foram consideradas apenas sementes aparentemente maduras e não danificadas. A identificação botânica foi realizada com base na comparação com os frutos daquelas plantas presentes nas parcelas e seus arredores, bem como pela consulta a especialistas.

3.7. Análises da chuva de sementes

Primeiramente, fez-se uma análise exploratória, com base em gráficos e tabelas, visualizando-se quais as áreas que receberam maior ou menor quantidade de sementes. Observou-se também quais as épocas de maior chegada e as principais espécies.

Em seguida, relacionou-se a chuva de sementes à regeneração obtida nas parcelas. Com os dados de quantidade de sementes depositadas em cada bloco de parcelas, montou-se matrizes do primeiro tipo:

- parcelas X espécies das sementes;

Paralelamente, montaram-se matrizes correspondentes, de mesmas dimensões, contendo:

- parcelas X espécies de indivíduos regenerantes com altura $\geq 1\text{m}$; esses regenerantes foram aqueles que adentraram no critério de amostragem durante o período de fev/01 a set/02.

Preferiu-se usar os dados de regenerantes com altura $\geq 1\text{m}$, que refletiram melhor a flora regenerante no período, ao invés dos dados de regenerantes com “ $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ”.

Para essa análise, em cada tratamento somou-se o total de sementes captadas durante todo o período de coleta. Compararam-se as duas matrizes pelo Teste Estandarizado de Mantel (1967). Esse teste avalia a hipótese nula “ausência de relação entre duas matrizes de

similaridade”. Como medida dessa similaridade foi usada a Distância de Jaccard. A Estatística Estandarizada de Mantel (r) testa a significância da correlação entre duas matrizes por um método de permutação: as linhas e colunas de duas matrizes são permutadas simultaneamente, de modo que para cada célula corresponderá ao mesmo caso. Após cada mudança, a estatística Z é calculada e o valor resultante provê uma distribuição empírica que é usada para o teste de significância (McCune & Mefford 1997). Para detalhes matemáticos consulte Douglas & Endler (1982).

Com base em informações sucessionais das espécies de indivíduos com altura ≥ 1 m constituintes das parcelas, acompanhadas de dados sobre o ingresso de sementes, fizeram-se previsões sobre a sustentabilidade da estrutura da vegetação.

4. Resultados e discussão

4.1. Flora arbustivo-arbórea regenerante com altura ≥ 1 m

4.1.1. Regenerantes com altura ≥ 1 m não previamente registrados

Neste item são considerados apenas os indivíduos que adentraram no critério de plantas com altura total ≥ 1 m durante o período estudado (fev/2001 a set/2002), excluindo-se os pré-registrados em fev/2001 (indivíduos já existentes no momento da instalação do experimento).

4.1.1.1. Comparações florísticas entre os tratamentos

Uma comparação florística entre os tratamentos foi feita usando as listagens de espécies e respectivos parâmetros.

Nas áreas não revolvidas as espécies mais numerosas foram *T. micrantha*, *V. polyanthes*, *H. atropurpureus*, *A. virgata* e *S. erianthum* (Quadro 2). A espécie *Abutilon peltatum* ficou em primeiro lugar em área basal devido ao grande número de rebrotas (Quadro 1 do Anexo C3).

Nas áreas revolvidas no verão, as espécies mais numerosas foram *A. peltatum*, *T. micrantha*, *A. virgata*, *H. atropurpureus* e *A. sellowiana*. A espécie *Piper amalago* ficou em primeiro lugar em área basal apesar do baixo número de indivíduos (Quadro 2; Quadro 2 do Anexo C3).

Nas áreas revolvidas no inverno, as espécies mais numerosas foram *H. atropurpureus*, *T. micrantha*, *S. erianthum*, *Croton floribundus*, e *V. polyanthes* (Quadro 2; Quadro 3 do Anexo C3; Figura 2 do Anexo C1).

Quadro 2 – Experimento C - Comparação dos números de indivíduos, área basal (m²) e IVC dos tratamentos 6 (solo não revolvido), 7 (revolvido no verão) e 8 (revolvido no inverno) para as principais espécies de regenerantes com altura ≥ 1m. Para cada tratamento, os dados das dez espécies de maior IVC estão em negrito. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas – SP.

Espécie	Não revolvido			Rev. verão			Rev. inverno		
	N.	Ár.Bas.	IVC	N.	Ár.Bas.	IVC	N.	Ár.Bas.	IVC
<i>Abutilon peltatum</i>	5	0,0126	52,82	33	0,0161	60,56	1	0,0007	4,01
<i>Trema micrantha</i>	18	0,0048	44,6	21	0,0057	33,07	12	0,0039	32,47
<i>Vernonia polyanthes</i>	13	0,0028	29,88	2	0,0009	3,52	5	0,0033	19,36
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	10	0,0016	21,03	7	0,0014	10,46	14	0,0029	32,04
<i>Aloysia virgata</i>	8	0,0020	19,21	9	0,0008	12,23	2	0,0013	7,74
<i>Solanum erianthum</i>	6	0,0016	14,75	1	0,0001	1,33	9	0,0015	19,37
<i>Jacaratia spinosa</i>	1	0,0012	5,82	0	0	0	0	0	0
<i>Piper amalago</i>	2	0,0006	5,11	2	0,0572	71,08	0	0	0
<i>Croton floribundus</i>	2	0,0001	3,51	0	0	0	8	0,0111	50,8
<i>Campomanesia guazumaefolia</i>	1	0,0005	3,28	0	0	0	0	0	0
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0,0015	6,57
<i>Rubiaceae morfoesp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	1	0,0009	4,79
<i>Casearia sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0,0009	4,7
<i>Piper morfoesp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	2	0,0004	4,64
<i>Aegiphila sellowiana</i>	0	0	0	4	0,0008	5,91	0	0	0
<i>Maytenus aquifolium</i>	0	0	0	1	0,0005	1,84	0	0	0

Além das espécies que ocorreram de modo equilibrado em ambos os tratamentos, observou-se que algumas parecem ter sido favorecidas sobremaneira na situação de solo revolvido, mesmo que de forma localizada. Foi o caso de *Abutilon peltatum* em parcelas revolvidas no verão e *Croton floribundus* nas áreas revolvidas no inverno (ambas com frequência absoluta de 50% das parcelas). Essas espécies são pioneiras, e regenerando em uma área já coberta por pioneiras, sob dossel irregular onde existe a possibilidade da chegada de intensidade suficiente de luz para a emergência, confirmam a idéia de que distúrbios de solo favorecem a regeneração desse grupo de plantas (Putz 1983).

A presença de indivíduos de estádios sucessionais tardios não revela tendências sucessionais diferenciadas entre os tratamentos. Essas plantas estavam presentes nas áreas desde a instalação dos experimentos, na forma de plantas com altura ligeiramente abaixo ou dentro do critério de amostragem, permanecendo dentro dele na ocasião de amostragem. Ou seja, não se registrou emergência de espécies tardias que fosse comparável a das pioneiras.

No início do experimento, a espessura da serapilheira existente era de 5-10 cm. Essa espessura será diferente em outras vegetações, de acordo com as espécies presentes, seus graus de deciduidade, bem como de acordo com a velocidade de degradação biótica ou acúmulo da serapilheira. Portanto, em outros locais, as respostas da regeneração a partir do revolvimento do conjunto solo/serapilheira poderão ser quantitativamente distintas.

4.1.2. Regenerantes totais com altura \geq 1m

Neste item são considerados todos os indivíduos com altura \geq 1m presentes nas parcelas, ou seja, aqueles pré-registrados no momento da instalação do experimento e também os que regeneraram durante o período estudado (fev/2001 a set/2002), incluindo-se nesse critério.

4.1.2.1. Variação temporal do nº de indivíduos das espécies

Comparando as composições de plantas com altura \geq 1m das parcelas em 2001 e 2002 (plantas pré-registradas nas parcelas e regenerantes, juntas) vemos a variação dos valores de número de indivíduos para as espécies. Isso permite avaliar o desempenho das mesmas segundo cada situação.

No tratamento com solo não revolvido, as espécies com maior ganho em número de indivíduos no período 2001-2002 foram *V. polyanthes*, *A. virgata*, *H. atropurpureus* e *S. erianthum* (Figura 6). Houve grande mortalidade de *T. micrantha*, cujas árvores adultas completaram seus ciclos de vida. Apesar da mortalidade de *T. micrantha*, a espécie continuou sendo a mais numerosa em 2002, seguida de *H. atropurpureus*, *V. polyantes*, *A. peltatum* e *S. erianthum*. No tratamento com solo revolvido no verão, *A. peltatum* e *A. virgata* tiveram os ganhos mais expressivos em número de indivíduos (Figura 7). Em 2002, as espécies mais numerosas foram *T. micrantha*, *A. peltatum*, *H. atropurpureus* e *A. virgata*. Na parcela revolvida no inverno, *H. atropurpureus*, *Croton floribundus* e *S. erianthum* tiveram os maiores ganhos em número de

indivíduos (Figura 8). Em 2002, as espécies mais numerosas foram *T. micrantha*, *C. floribundus*, *H. atropurpureus*, *S. erianthum*, *P. amalago* e *V. polyanthes*. Nos três experimentos, em todos os tratamentos, a situação mais freqüente para as espécies foi de nenhuma alteração no número de indivíduos.

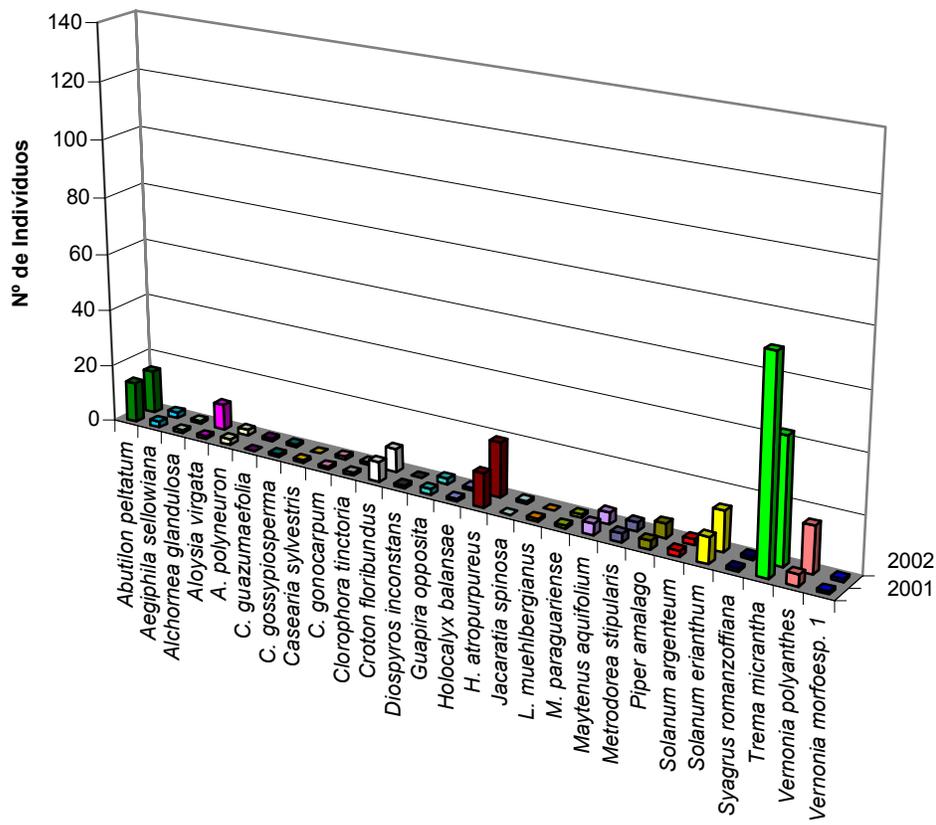


Figura 6 – Experimento C, não revolvido - Número de indivíduos de altura ≥ 1 m em 2001 e 2002.

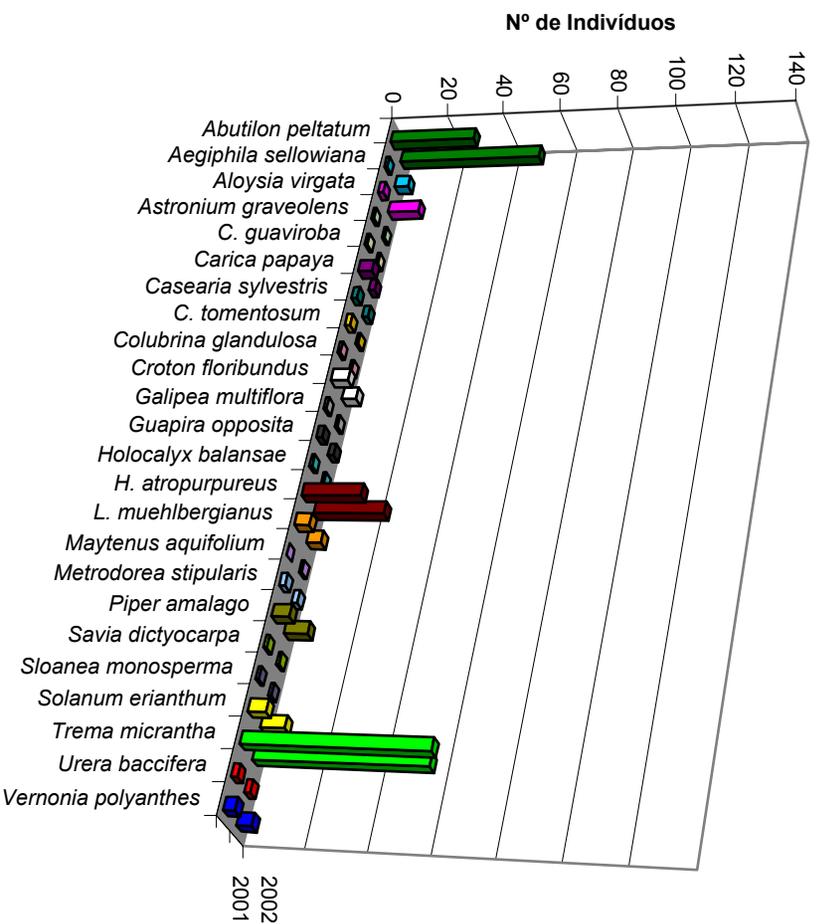


Figura 7 – Experimento C, revolido no verão - Número de indivíduos de altura \geq 1m em 2001 e 2002.

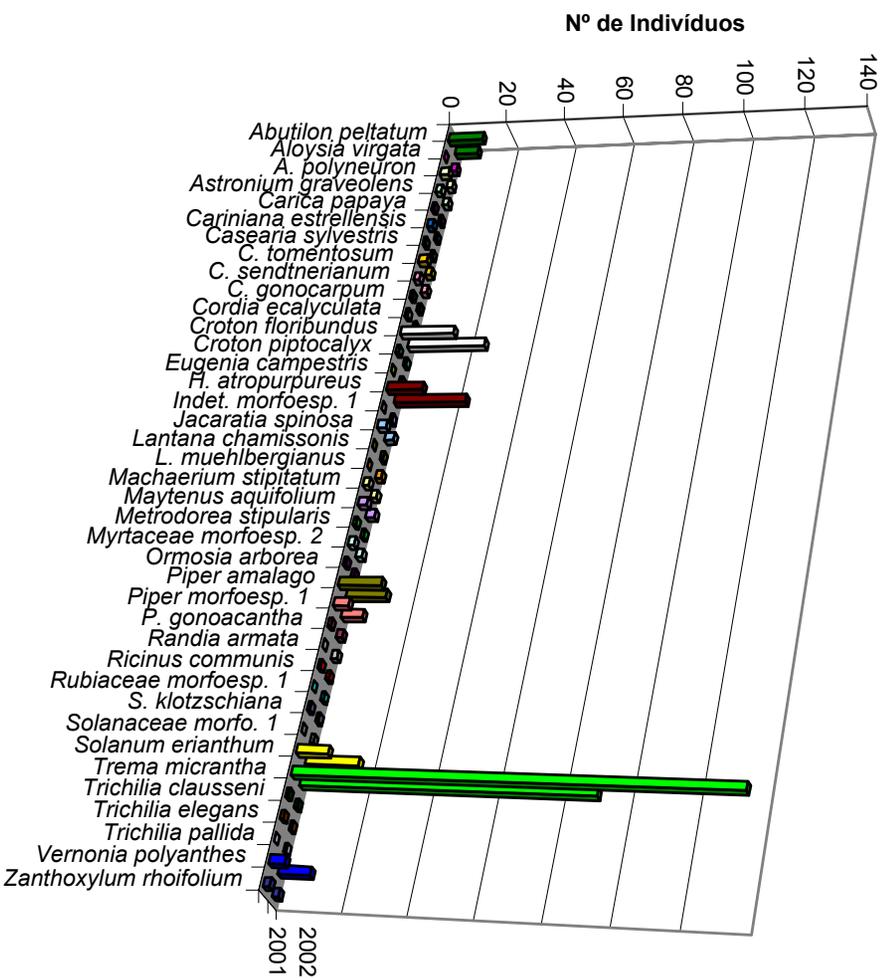


Figura 8 – Experimento C, revolido no inverno - Número de indivíduos de altura \geq 1m em 2001 e 2002.

4.1.2.2. Variação temporal dos grupos ecológicos

Podemos visualizar o que acontecerá com as comunidades num futuro próximo se olharmos para a modificação dos números de indivíduos nos grupos ecológicos.

Nas parcelas C, já cobertas por dossel arbustivo-arbóreo, houve uma grande variação no número de indivíduos de espécies pioneiras entre os anos de 2001 e 2002, segundo o tratamento (Figura 9). Observou-se que para as parcelas revolvidas no verão, houve um acréscimo de pioneiras e para os demais tratamentos houve mortalidade, dada principalmente por *Trema micrantha* (Figura 9). Essa mortalidade pode ser atribuída a um raleamento natural, já que a densidade arbórea inicial das parcelas era alta.

Já para a classe das espécies especialistas de sub-bosque, observou-se um acréscimo de indivíduos em todos os tratamentos. Isso foi resultado principalmente da emergência de *Hybanthus atropurpureus* de forma numerosa em várias parcelas.

A classificação adotada para inserção das espécies em grupos ecológicos seguiu mais de um sistema. Reconhece-se a necessidade de se refinar o enquadramento das espécies de acordo com o seu comportamento. Observou-se que *H. atropurpureus*, embora um arbusto freqüente em sub-bosque (Martins & Rodrigues 2002), se favoreceu nas condições de maior luminosidade. Portanto, considera-se adequada a idéia de “espécies tolerantes a sombra” (Lieberman & Lieberman 1987), que possuem a emergência e crescimento favorecido por maior disponibilidade de luz.

Se compararmos os tratamentos segundo o número de indivíduos acrescidos em cada grupo ecológico, as diferenças não foram significativas (Quadro 3). E a razão desse resultado foi a grande heterogeneidade de respostas entre as repetições de um tratamento.

A operação de revolvimento de solo não mostrou benefícios para a obtenção de regenerantes de quaisquer grupos ecológicos. Por outro lado, embora o tratamento de solo não revolvido também não tenha se destacado, é possível que a operação de revolvimento tenha sido prejudicial à regeneração de parte das sementes de espécies de final de sucessão. É sabido que essas espécies formam ao invés de um banco de sementes, um banco de plântulas que persiste

em lento crescimento no sub-bosque (Whitmore 1989), até que condições ambientais favoráveis as impulsionem em novas fases de crescimento. Nas ocasiões de revolvimento de solo, atentou-se para a presença de plântulas, com o intuito de não danificá-las. Porém, ao contrário de sementes de espécies pioneiras (que possuem baixo grau de umidade e alta longevidade no banco), as sementes de estádios sucessionais tardios (alta umidade e baixa viabilidade - Kyereh *et al.* 1999) dependem de uma umidade disponível no solo, para sobrevivência. Com o revolvimento, pode ter havido a dessecação do horizonte superficial do solo, pela maior exposição à atmosfera e aos raios solares, levando à morte de sementes de estádios sucessionais tardios.

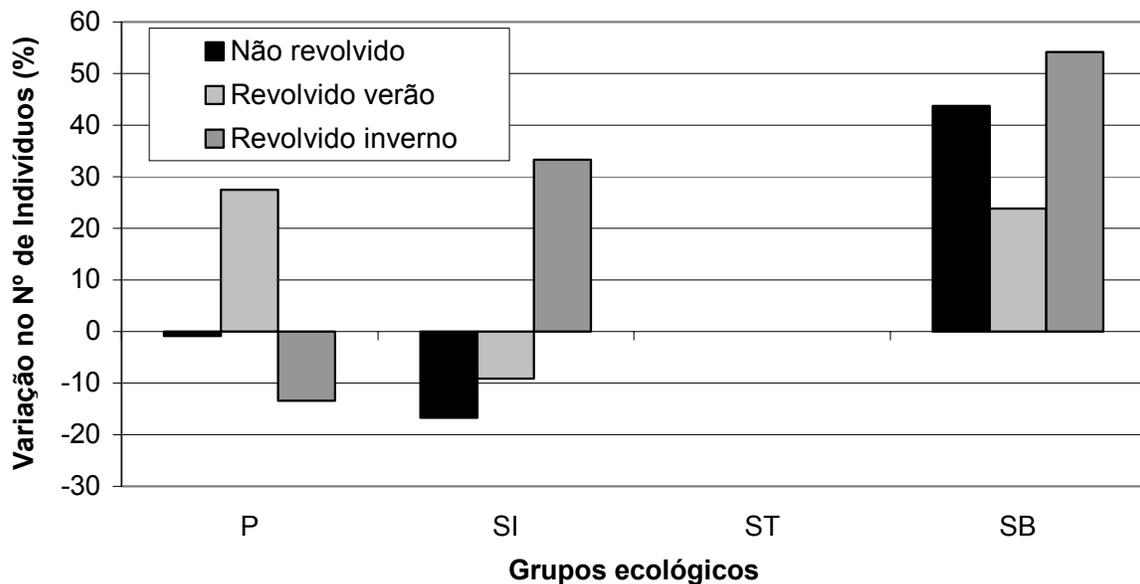


Figura 9 - Experimento C – Variação porcentual no nº de indivíduos no período de fev/2001 a set/2002 para cada grupo ecológico. P: pioneiras; SI: secundárias iniciais; ST: sec. tardias; SB: especialistas de sub-bosque; NC: não classificadas. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Quadro 3 – Experimento C - Valores de probabilidade resultantes dos testes para detecção de diferenças entre os tratamentos segundo os acréscimos no número de indivíduos com altura $\geq 1\text{m}$ para cada grupo ecológico, entre as amostragens inicial (fev/2001) e final (set/2002). Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Comparações	P	SI	ST	SB
ñ. rev x rev.	t 0,9419	t 0,3455	t 0,8105	t 0,7896
ñ. rev x ver. x inv.	A 0,7616	A 0,0848	K 0,9932	A 0,5136

Obs.: ñ. rev. x rev.: comparação entre os tratamentos não revolvido e revolvido; ñ rev. x ver. x inv.: comparação entre os tratamentos de solo não revolvido, rev. no verão e no inverno; P: pioneiras; SI: secundárias iniciais; ST: sec. tardias; SB: especialistas de sub-bosque; t: teste t; A: ANOVA com teste F; K: teste de Kruskal-Wallis.

4.1.2.3. Previsões sobre a estrutura da comunidade vegetal

Com base nas parcelas C, podemos fazer previsões acerca do futuro da estrutura da comunidade analisada, e conseqüentemente, do sucesso alcançado pelo manejo até aqui efetuado.

Após o incêndio ocorrido em 1981 e a regeneração nos 6 anos seguintes (Matthes 1991), constatou-se a persistência de algumas espécies secundárias iniciais, secundárias tardias e de sub-bosque durante 10 anos em uma capoeira dominada por lianas hiper-abundantes (Rozza (2003). Posteriormente, houve crescimento ou rebrota dessas espécies não pioneiras e regeneração de novos indivíduos de pioneiras durante o período de 3 anos de manejo efetuado por Rozza (2003) e 1,5 ano do presente trabalho. A densidade final de plantas com altura $\geq 1\text{m}$ considerando em conjunto os grupos ecológicos, foi em set/2002, $8784,5 \text{ ind. ha}^{-1}$ (Quadro 4).

Quadro 4 – Áreas C – Nº de indivíduos e de espécies regenerantes com altura $\geq 1\text{m}$, amostrados segundo grupo ecológico, em set/2002. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

G.E.	Em 0,0675 ha*		Em 1 hectare**
	Nº de espécies	Nº de indivíduos	Nº de indivíduos
P	18	445	6592,50
SI	13	31	459,00
ST	14	23	340,60
SB	6	86	1274,00
NC	5	8	118,52
Total	56	593	8784,5

G.E.: grupo ecológico; P: pioneiras; SI: secundárias iniciais; ST: sec. tardias; SB: especialistas de sub-bosque; * Em 0,0675 ha: soma das parcelas; ** Em 1 hectare: estimativa.

Várias espécies secundárias tardias, presentes com apenas um indivíduo, tiveram baixa densidade ($14,8 \text{ ind. ha}^{-1}$). *Chrysophyllum gonocarpum* e *Holocalyx balansae*, representadas por dois indivíduos cada, tiveram densidade de $29,6 \text{ ind. ha}^{-1}$. *Aspidosperma polyneuron*, com quatro indivíduos, teve densidade expressiva de $59,3 \text{ ind. ha}^{-1}$, bem como *Metrodorea stipularis*, com seis indivíduos, atingindo $88,93 \text{ ind. ha}^{-1}$ (Quadro 1 do Anexo C4).

Entre as espécies de sub-bosque, *Galipea multiflora*, *Sebastiania klotzschiana*, *Trichilia claussoni* e *T. elegans* ocorreram com um indivíduo cada, atingindo densidade de $14,8 \text{ ind. ha}^{-1}$. *Cestrum sendtnerianum* com dois indivíduos, obteve densidade de $29,6 \text{ ind. ha}^{-1}$. *Piper morfoesp. 1* e *Maytenus aquifolium*, de modo distinto, ocorreram com 7 e 8 indivíduos, obtendo as densidades de $103,7$ e $118,5 \text{ ind. ha}^{-1}$, respectivamente. Em destaque, a espécie *Hybanthus atropurpureus* teve o melhor desempenho entre as espécies de sub-bosque, com 67 indivíduos e alta densidade ($992,6 \text{ ind. ha}^{-1}$) (Quadro 1 do Anexo C4).

Se cessado o manejo das áreas (através do revolvimento do solo) é esperado que os ciclos de pioneiras em breve deixarão de ocorrer. Considerando apenas os grupos de espécies secundárias iniciais e tardias, que teoricamente formarão a estrutura da futura floresta madura em médio prazo, tem-se no momento $799,6 \text{ ind. ha}^{-1}$. Para comparação com os dados de Gandolfi (2000) de áreas mais maduras na própria Reserva, podemos considerar apenas os indivíduos a

partir de 15 cm de PAP (Perímetro à Altura do Peito). Assim, obteve-se nas parcelas C, 518,3 ind.ha⁻¹.

Convertendo a classificação sucessional aqui empregada à mesma utilizada por Gandolfi (2000) e usando os dados apresentados pelo autor, das três áreas analisadas por ele, a considerada mais perturbada apresentava o equivalente a 760 indivíduos secundários iniciais e tardios por hectare; já a área considerada mais madura naquele trabalho possuía o equivalente a 663 ind.ha⁻¹ de espécies dos referidos grupos ecológicos.

Deste modo, se mantidos os presentes números de indivíduos nas parcelas C, a densidade até aqui obtida parece insuficiente para a formação de uma estrutura florestal futura que impeça o recorrente alastramento de populações hiper-abundantes. Muito provavelmente haverá espaços de terreno onde a rápida rebrota de lianas e arbustos escandentes levará a comunidade a uma nova fase dominada por essas plantas, em detrimento da cobertura arbustivo-arbórea.

Por outro lado, o número de espécies arbustivo-arbóreas alcançado nessas parcelas em 675 m² de área amostrada, foi de 56 considerando o critério de amostragem de altura ≥ 1 m, ou de 39 considerando PAP ≥ 15 cm. Esses números são compatíveis com o esperado, visto que usando o segundo critério, Gandolfi (2000) encontrou 37 a 90 espécies em áreas de 3500 m² de floresta madura em outras áreas da Reserva.

Baseado nesses resultados, verificamos que a estrutura florestal pôde ser parcialmente recuperada com o manejo proposto – manejo de populações vegetais hiper-abundantes e estímulo à germinação ao banco de sementes. Essas operações resultaram na obtenção de uma estrutura florestal inicial, formada predominantemente por espécies pioneiras. No entanto, a vegetação obtida possuiu uma densidade de plantas tardias ainda insuficiente, o que põe em risco a continuidade de sua estrutura.

Uma primeira possibilidade para a manutenção da estrutura florestal seria o periódico estímulo à regeneração natural de pioneiras, pelo revolvimento do solo. Isso possibilitaria a manutenção de um sítio favorável para a chegada e germinação de propágulos de outras espécies tardias em um tempo futuro.

Se não adotado esse manejo do banco de sementes, em curto prazo poderíamos contar apenas com a maciça chegada e germinação de sementes de espécies tardias, a partir da chuva de sementes. Até o momento, não foi registrada uma regeneração que apontasse para essa germinação. Resta avaliar o ingresso de sementes através da amostragem direta.

4.2. Chuva de sementes

4.2.1. Variações espacio-temporais na deposição de sementes

Durante o período de amostragem, foram coletadas 5600 sementes de espécies arbustivo-arbóreas e 130 de lianas/herbáceas. Esses números foram inesperados, em parcelas numa situação de floresta em recuperação, cercada por capoeiras dominadas por populações de lianas e arbustos escandentes. O resultado difere claramente do obtido por Grombone-Guaratini & Rodrigues (2002), em trecho maduro da Reserva, onde a maioria das sementes amostradas pertenceu a lianas, seguida de árvores, arbustos e ervas.

Considerando apenas as sementes de plantas arbustivo-arbóreas, destacou-se o bloco 4, com 3935 sementes de arbustivo-arbóreas. Entre todos os blocos, *Solanum erianthum* foi a espécie com maior número depositado (2372), seguida de *Piper amalago* (1722) e *Trema micrantha* (860). As espécies que mais se destacaram em cada bloco e as respectivas quantidades de sementes depositadas são vistas no Quadro 5. Aqui também se observaram grandes diferenças entre as áreas na composição das espécies com maior deposição. No bloco 1 destacaram-se *T. micrantha*, *S. erianthum* e *H. atropurpureus*; no bloco 2: *S. erianthum*, *V. polyanthes* e *T. micrantha*; no bloco 3: *S. erianthum*, *Urera baccifera* e *V. polyanthes* e no bloco 4: *S. erianthum*, *P. amalago*, *T. micrantha* e *V. polyanthes*.

Foi observada grande variação na quantidade de deposição de sementes ao longo do período de trabalho (Figura 10). De modo geral, no caso de espécies arbustivo-arbóreas, houve dois períodos de maior acúmulo de sementes, o primeiro de dezembro de 2001 a fevereiro de

2002 e o segundo em agosto de 2002. No caso das lianas houve três meses de maior deposição, em março e setembro de 2001 e agosto de 2002.

A grande deposição de sementes em período de verão (dezembro a fevereiro) difere da amostragem obtida por Gandolfi (2000), em trechos mais maduras da Reserva. O autor observou grande chuva de sementes concentrada no mês de setembro. No presente trabalho, os picos de deposição de lianas e arbustivo-arbóreas na época seca do ano mostram uma proporção bem menor, e antecipada no calendário (pico de arbustivo-arbóreas em agosto de 2002, ao invés de setembro). Isso indica diferenças na composição de espécies dispersando em diferentes locais da Reserva, bem como aponta para variações temporais na deposição das sementes (diferentes anos).

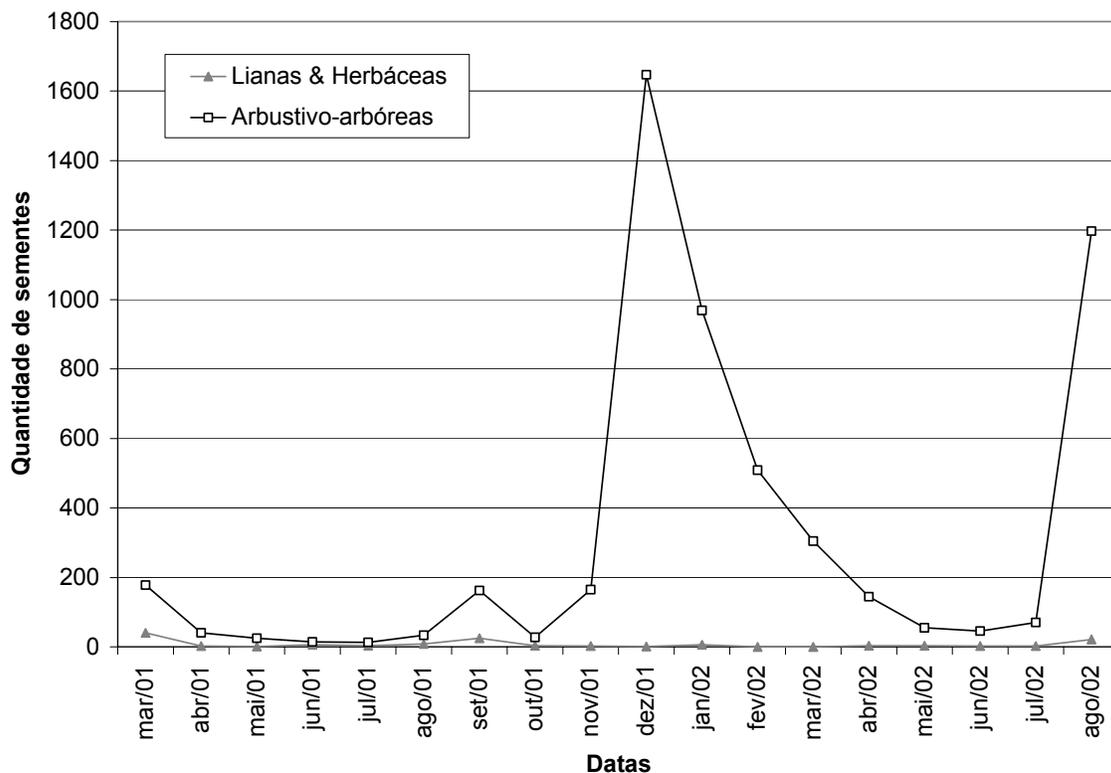


Figura 10 – Áreas C - deposição de sementes de lianas/herbáceas e arbustivo-arbóreas amostradas ao longo do período de estudo. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Tratando de arbustivo-arbóreas, observou-se grande diferenciação dos blocos quanto às épocas de maior acúmulo (Figura 11). No bloco 1 houve maior deposição de dez/01 a mar/02

(principalmente *Solanum erianthum*, *Trema micrantha* e *Hybanthus atropurpureus*). No bloco 2 houve um pico em set/01 (principalmente *V. polyanthes*, *S. erianthum* e *Abutilon peltatum*) e outro em ago/02 (*S. erianthum*). No bloco 3, destacaram-se nov/01 (principalmente *S. erianthum*) e fev/02 (principalmente *Urera baccifera*). No bloco 4 destacou-se a concentração de sementes de dez/01 a jan/02 (principalmente *P. amalago*, *S. erianthum* e *T. micrantha*) e o pico de ago/02 (principalmente *S. erianthum* e *V. polyanthes*).

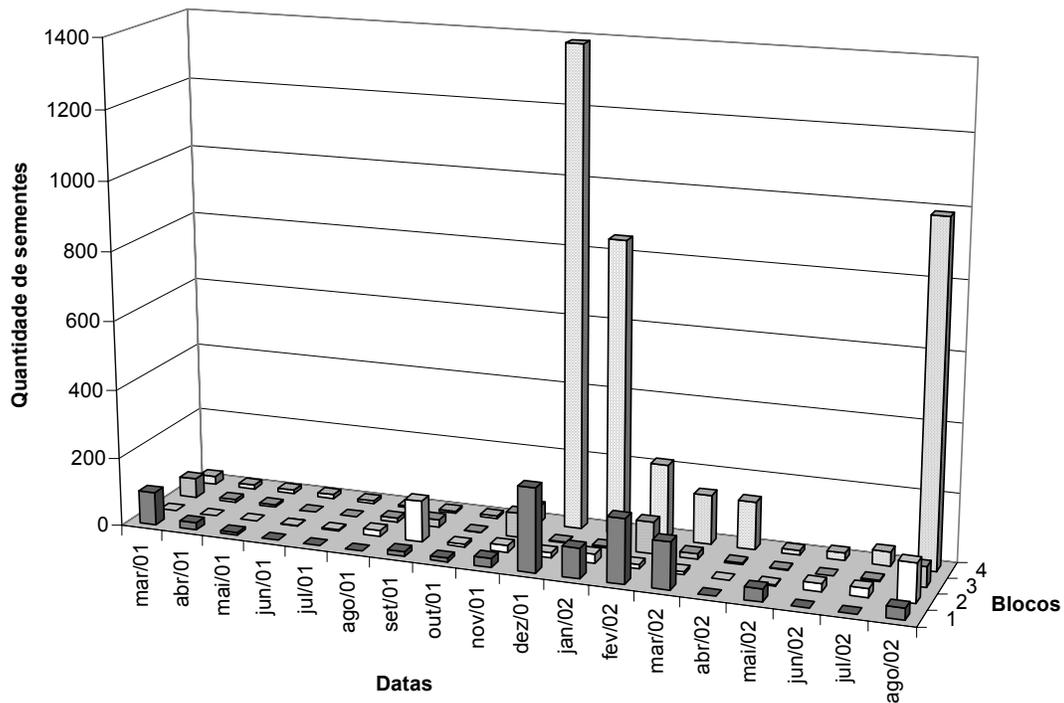


Figura 11 – Áreas C, blocos 1 a 4 - deposição de sementes ao longo do período de trabalho. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas – SP.

4.2.2. Comparação da deposição de sementes com a flora regenerante adulta com altura $\geq 1\text{m}$

Pode ser feita uma comparação entre a chuva de sementes em cada situação e a regeneração adulta correspondente (Quadro 5). Em alguns locais, a lista das principais espécies

de sementes que foram depositadas possui grandes diferenças entre as listas das principais espécies regenerantes nos locais correspondentes.

No bloco 1, *Aloysia virgata*, *Abutilon peltatum* e *Croton floribundus* foram regenerantes não amostrados na coleta de sementes. No bloco 2, *S. erianthum*, *T. micrantha* e *P. amalago* tiveram boa dispersão e baixa regeneração, e *C. floribundus* o contrário. No bloco 3, houve abundante chegada de sementes mas baixa regeneração de *S. erianthum*, *Urera baccifera* e *P. amalago*, tendo *T. micrantha* se comportado ao contrário. No bloco 4, *S. erianthum*, *P. amalago*, *T. micrantha* e *V. polyanthes* tiveram abundante deposição e pequena regeneração.

Quadro 5 – Experimento C - Comparação entre as principais espécies dispersoras de sementes e regenerantes. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas – SP.

Bloco	Principais espécies de sementes depositadas (e quantidades)	Principais espécies regenerantes (e quantidades)
1	<i>T. micrantha</i> (531), <i>S. erianthum</i> (296), <i>H. atropurpureus</i> (55) e <i>V. polyanthes</i> (14).	<i>T. micrantha</i> (36), <i>A. virgata</i> (17), <i>H. atropurpureus</i> (16), <i>V. polyanthes</i> (14), <i>Abutilon peltatum</i> (13), <i>S. erianthum</i> (12) e <i>Croton floribundus</i> (5).
2	<i>S. erianthum</i> (214), <i>V. polyanthes</i> (67), <i>T. micrantha</i> (60), <i>A. peltatum</i> (27) e <i>P. amalago</i> (22).	<i>A. peltatum</i> (26), <i>C. floribundus</i> (5) e <i>H. atropurpureus</i> (4).
3	<i>S. erianthum</i> (137), <i>Urera baccifera</i> (107), <i>V. polyanthes</i> (81) e <i>P. amalago</i> (24).	<i>T. micrantha</i> (13), <i>H. atropurpureus</i> (8) e <i>V. polyanthes</i> (5).
4	<i>S. erianthum</i> (1725), <i>P. amalago</i> (1676), <i>T. micrantha</i> (261), <i>V. polyanthes</i> (252) e <i>H. atropurpureus</i> (18).	<i>H. atropurpureus</i> (3) e <i>S. erianthum</i> (2).

Os resultados da análise estatística mostram, de outra forma, qual a correspondência entre a composição de sementes depositadas e a flora regenerante e cada área. De acordo com o Teste Estandarizado de Mantel verificamos que em apenas duas situações houve uma correspondência

significativa entre as matrizes referentes a esses conjuntos de dados: nas parcelas revolvidas no verão e no inverno (Quadro 6).

Quadro 6 – Experimento C - Valores de probabilidade (p) resultantes do Teste Estandarizado de Mantel (r).

Exp.	Tratamento	Valor observado de Z	Valor esperado de Z	r	t	p
C	Não revolvido	7.22200	7.17700	0.65621	1.33330	0.18285
	Revolv. verão	7.51400	7.43700	0.97769	2.01350	0.04433
	Revolv. inverno	6.79100	6.66200	0.97408	1.96940	0.04918

No tratamento de solo não revolvido, a falta de relação estatística significativa entre as sementes depositadas e a regeneração obtida no período, nos leva a apontar algumas explicações prováveis:

- as sementes de *P. amalago* devem possuir baixa taxa de germinação ou período de dormência muito longo, superior ao período deste estudo. A grande quantidade de sementes desta espécie, que foi depositada e não se converteu em regenerantes, mascara a importância das demais espécies. Para testar essa afirmação, realizou-se novamente o teste de Mantel para as matrizes sem os dados referentes à espécie *Piper amalago*. Os resultados estatísticos, no entanto se repetiram. Isso indica que outras explicações são necessárias;

- ao contrário das parcelas revolvidas, a flora regenerante das parcelas não revolvidas foi proveniente de deposições de sementes de períodos anteriores ao amostrado, ou seja, do banco de sementes. Salienta-se também a capacidade de rebrota de algumas espécies, que independem de sementes para a regeneração (*Hybanthus atropurpureus* e *Maytenus aquifolium*);

- na situação de solo não revolvido, a falta de correspondência pode ter sido fruto da baixa regeneração alcançada por esse tratamento no período.

A relação significativa entre os dados de chuva de sementes e regeneração nas áreas revolvidas, mostra em primeiro lugar, que provavelmente a dispersão de propágulos, formando o banco temporário de sementes do solo, pode ter contribuído com uma parte importante da regeneração, não só nas áreas C, mas também A (Capítulo 1) e B (Capítulo 2). No caso das

parcelas C, houve eventos de dispersão de espécies como *Hybanthus atropurpureus* (a partir de ag/01), *Solanum erianthum* (a partir de junho de 01, com grande concentração em dez/01 e jan/02) e *Trema micrantha* (de mar-mai/01 e a partir de nov/01), antecedendo em poucos meses as operações de revolvimento de solo de out/2001 e de jan/2002. As épocas de dispersão de sementes ao longo do ano para essas e outras espécies coincidiram com aquelas obtidas por Morellato (1991). Ao mesmo tempo, observa-se que os tratamentos com revolvimento de solo foram mais eficientes no aproveitamento dos propágulos depositados.

Por outro lado, notou-se que todas as sementes de espécies arbustivo-arbóreas depositadas possuíam representantes de plantas de adultas nas parcelas. Portanto, a chuva de sementes não mostrou a chegada de espécies distintas, que pudessem contribuir para a riqueza da vegetação. Essa dificuldade na chegada de uma maior diversidade de espécies pode ter sido proporcionada pela ausência de animais dispersores ou pela distância das parcelas com as áreas maduras da Reserva.

A grande maioria das sementes depositadas pertenceu à categoria de espécies pioneiras, como reflexo da composição de plantas adultas das parcelas. As únicas exceções foram de *Colubrina glandulosa* (secund. tardia) e *H. atropurpureus* (especialista de sub-bosque). Portanto, mantida como única fonte de propágulos os indivíduos adultos do local, não será obtido o avanço sucessional da vegetação.

Com o gradual término do ciclo das pioneiras, a estrutura senescente sofrerá um declínio em poucos anos, acompanhado de vigoroso alastramento da guilda de lianas do entorno. Isso comprometerá o trabalho já feito e levará o sistema a novas fases de estagnação sucessional, dominado pelas populações hiper-abundantes. Portanto, os processos que sustentam a dinâmica dessa comunidade estão ameaçados e necessitam ser apoiados por medidas adequadas e acompanhamento periódico. Essas medidas no sentido de assegurar o funcionamento do sistema dentro de uma trajetória considerada adequada são apontadas no item "Discussão geral".

4.2.3. Trajetória sucessional das parcelas manejadas

A trajetória sucessional das parcelas manejadas pode ser compreendida observando-se a dinâmica desse trecho de floresta a partir de 1972, quando a vegetação se encontrava no estágio de capoeira secundária, até o ano de 2002, totalizando 30 anos, permitindo estabelecer possíveis cenários futuros e prever os períodos posteriores. Para melhor descrição dessa trajetória, foi preciso fazer uma divisão do período total, segundo os eventos naturais e antrópicos presentes e a dinâmica da comunidade, em diferentes épocas.

Cada intervalo desse período total foi caracterizado pelo domínio de uma ou mais guildas vegetais (por ex.: pioneiras arbustivo-arbóreas em uma época, lianas em outra). Para tentarmos compreender cada intervalo da trajetória sucessional da vegetação, precisamos invocar diferentes modelos (Figura 12).

A partir do período analisado, podemos fazer previsões para outros que virão, no que diz respeito à sucessão observada nas parcelas já manejadas. A partir de 2003, ter-se-ão pelo menos três cenários possíveis, de acordo com as decisões de manejo a serem tomadas:

Decisão 1: não efetuar o manejo inicial e periódico de lianas que dominam o trecho de Floresta Estacional Semidecidual incendiado em 1981, no entorno imediato das parcelas manejadas. Resultado esperado: a comunidade das parcelas manejadas entrará num novo período de dominação por lianas hiper-abundantes. A regeneração arbustivo-arbórea será inibida – no curto prazo, se estabelecerá o modelo ecológico de Inibição; em um prazo maior será estabelecido também o modelo de Exclusão Competitiva, e o trecho incendiado de floresta continuará com a fisionomia não florestal observada atualmente, pelo menos nas próximas décadas. Com essa decisão, o trecho incendiado poderá passar por ciclos não florestais, pelo menos em manchas, onde o tempo até a morte das pioneiras ainda não permitirá uma regeneração natural que possibilite a substituição daquelas plantas por outras tardias. Isso ocorrerá devido à baixa diversidade da ocupação obtida. Como resultado final, haverá mortalidade massal de pioneiras e alteração da fisionomia.

Decisão 2: iniciar o manejo periódico de lianas no trecho de floresta incendiada em 1981, no entorno imediato das parcelas manejadas. Resultado esperado: Haverá regeneração de espécies arbustivo-arbóreas pioneiras nesses trechos, a partir do banco de sementes, e o concomitante crescimento da regeneração avançada. Haverá a formação de um bosque de pioneiras contínuo, provavelmente de baixa diversidade, interligando as parcelas já manejadas e as áreas mais maduras da Reserva, através desse novo trecho manejado. Continuando-se o manejo periódico de lianas em toda a área, será possível ocorrer a chegada e o estabelecimento de propágulos de espécies arbustivo-arbóreas tardias, advindos de outras áreas da Reserva. O fim do primeiro ciclo de pioneiras dará lugar a novos ciclos, uma vez que as lianas estarão sendo manejadas periodicamente, permitindo o tempo necessário para o estabelecimento e desenvolvimento das plantas tardias. No curto prazo se estabelecerá o modelo de Liberação Competitiva; nos prazos médio e longo, o modelo de Facilitação, e o trecho incendiado de Floresta Estacional Semidecidual da Reserva, passará por ciclos alternados de fisionomias de capoeira, até um futuro cenário de fisionomia florestal definido pelos indivíduos oriundos da regeneração natural.

Decisão 3: iniciar o manejo periódico nas capoeiras vizinhas e ao mesmo tempo, efetuar-se plantio de enriquecimento em todas as áreas (parcelas já manejadas e capoeiras) com espécies arbustivo-arbóreas tardias, com o objetivo de aumentar a diversidade, sendo as espécies escolhidas com base na flora da Reserva amostrada em outros trabalhos. Resultado esperado: será iniciado um ciclo de regeneração de pioneiras nas novas áreas manejadas, que tutorarão o crescimento em altura das mudas de espécies tardias plantadas. A partir do plantio, será possível o estabelecimento de uma estrutura florestal de espécies tardias em um prazo muito mais curto que aquele esperado na Decisão 2, onde a presença de tardias é definida pela chegada espontânea de propágulos dessas espécies na área. Dessa forma, será inibida a possibilidade de novos ciclos não florestais ocasionados pela morte de pioneiras e não substituição por espécies mais tardias que ainda não tiveram tempo de ocupar a área, e ao mesmo tempo não se espera a dominação por populações hiper-abundantes. No curto prazo será estabelecido o modelo de Liberação Competitiva; no prazo médio, o modelo de Facilitação, e no longo, o de Inibição.

Na nossa opinião, de manejadores das parcelas estudadas, a decisão mais segura é a terceira, onde temos a garantia maior do restabelecimento dos processos ecológicos e portanto, da estrutura florestal numa condição mais duradoura que a primeira ocupação de pioneiras. Com essa opção haverá uma probabilidade muito maior de obtermos a sustentabilidade dos processos sucessionais em longo prazo, com o trânsito de animais dispersores de sementes e a regeneração natural de espécies de vários estádios sucessionais a partir de sementes e restos vegetais, segundo as multiplicidades microclimáticas dadas pela estrutura florestal estabelecida.

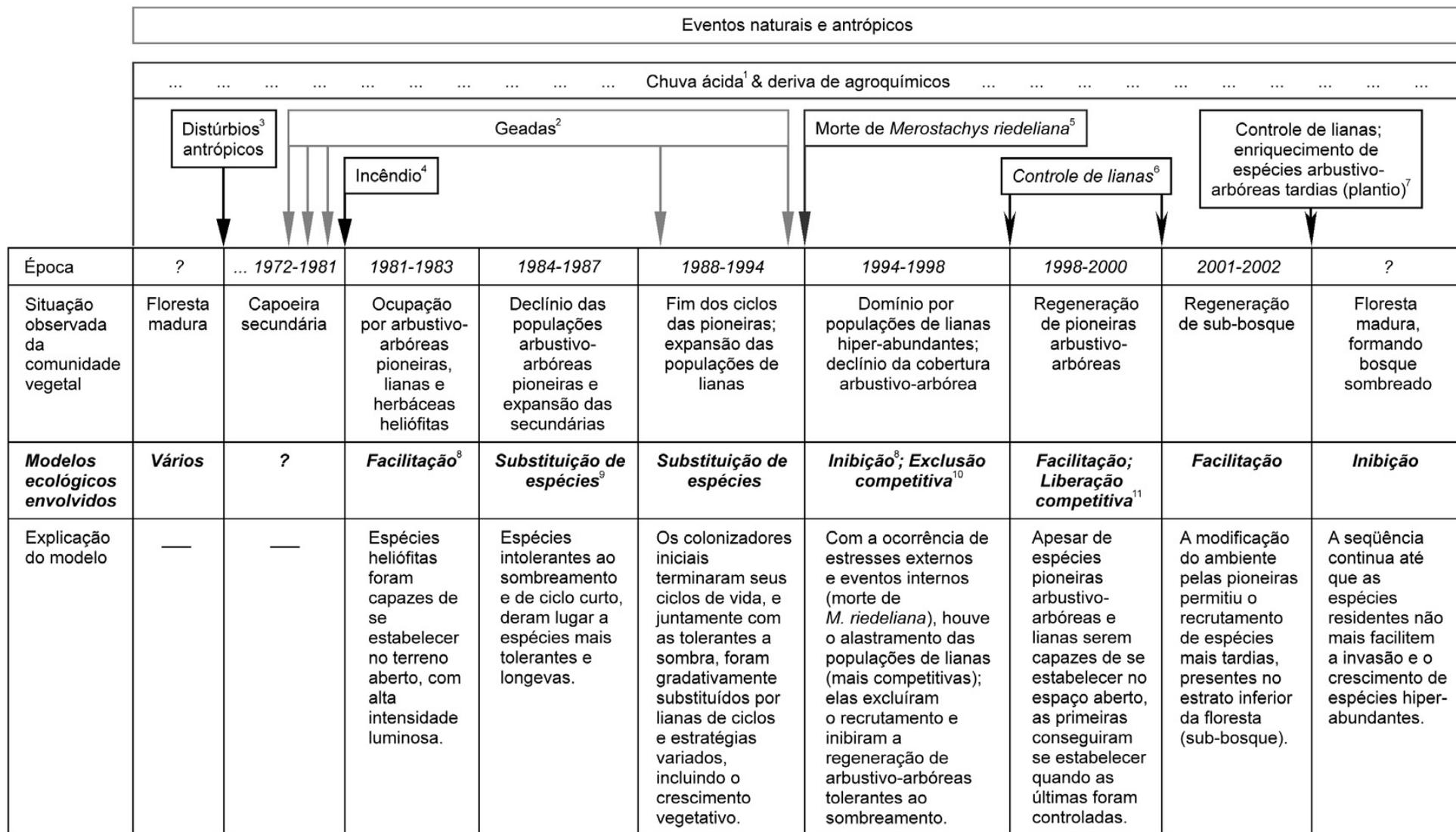
A primeira decisão certamente levará à perda da estrutura arbórea pioneira já estabelecida, nas parcelas já manejadas, devido a novos ciclos de invasão e domínio por populações de lianas hiper-abundantes. Ao mesmo tempo, a guilda de lianas hiper-abundantes, plantas muito competitivas, tende a avançar ainda mais em direção às áreas maduras da Reserva, à medida que suas árvores de dossel entram em senescência.

A adoção da segunda decisão implicaria em confiarmos o resgate da diversidade e da estrutura da vegetação a eventos estocásticos e lentos, como a dispersão de sementes, o estabelecimento desses propágulos oriundos de sementes e de outras estratégias regenerativas. Portanto, não haveria garantias da efetividade do processo e do tempo necessário para atingir a condição de auto-perpetuação da floresta. Também não se atingiria rapidamente o tempo necessário para o término das manutenções periódicas de lianas, devido à grande disponibilidade luminosa dada pela ausência de cobertura florestal permanente.

Baseado em estudos sobre regeneração natural após o corte da vegetação: Snedaker 1970, Lugo *et al.* 1974, Scott 1977 *apud* Saldarriaga *et al.* 1988; Tabarelli & Mantovani 1999), o tempo mínimo necessário para que uma vegetação florestal recupere o número de espécies da floresta madura pode ser de 16 a mais de 40 anos, e para a recuperação da biomassa, de 30-40 anos (até um extremo de 189 anos para solos muito pobres). A velocidade de recobrimento depende da insolação, do regime de chuvas (Ewel 1980) e do tipo de solo (Saldarriaga *et al.* 1988). No caso da vegetação estudada, estabelecida em uma condição latitudinal e topográfica que proporciona ampla luminosidade, porém em solo considerado pouco fértil (Oliveira *et al.* 1979) e sujeita a clima estacional, estima-se que o restabelecimento da área basal total equivalente a de

uma floresta madura, ocorra em 40 anos; a aquisição de uma biomassa equivalente necessitará de um tempo superior.

Figura 12 - Relação entre a dinâmica da vegetação estudada e alguns modelos ecológicos.



¹ Chuva ácida e deriva de elementos químicos trazidos pelo vento, provenientes de rodovias, atividades agrícolas do entorno e em destaque, a refinaria de Paulínia (França *et al.* 2002);

² Geadas: as mais recentes ocorreram em 1975, 1979, 1981, 1988 e 1994 (Pinto *et al.* 1999); ³ Distúrbios antrópicos desconhecidos: segundo observação de imagens aéreas da época, por Nave (1999); ⁴ Incêndio: ocorrido em set/1981 (Castellani & Stubblebine 1993); ⁵ *M. riedeliana* possuía numerosas touceiras na área, exercendo alelopatia; em 1994 (ano de geada), as touceiras senesceram concomitantemente, deixando grande volume de vegetal depositado, abafando a regeneração arbustivo-arbórea (Gandolfi 2000); ⁶ Controles de lianas: efetuados por Rozza (2003) e neste trabalho; ⁷ Referem-se a possíveis manejos no futuro; ⁸ Connel & Slatyer (1977); ⁹ Horn (1975); ¹⁰ Gause (1934); ¹¹ Diamond (1975).

5. Considerações finais

O Experimento C, cujas parcelas possuíam inicialmente cobertura arbustivo-arbórea relativamente densa, foi marcado pela baixa regeneração no período de fev/2002 a set/2002, no que diz respeito ao número de indivíduos. A vegetação existente, formada predominantemente por árvores pioneiras, mostrou ao mesmo tempo, estagnação sucessional e apontou para a fragilidade da estrutura.

A espécie mais numerosa - *T. micrantha* - teve várias árvores adultas completando seus ciclos de vida, apresentando senescência e mortalidade. Por outro lado, na classe das espécies especialistas de sub-bosque, observou-se um acréscimo de indivíduos em todos os tratamentos. Isso foi resultado principalmente da emergência de *Hybanthus atropurpureus* de forma numerosa em várias parcelas.

O número de espécies arbustivo-arbóreas alcançado é compatível com o encontrado em outras áreas na Reserva. Por outro lado, a densidade arbustivo-arbórea até aqui obtida parece insuficiente para a formação de uma estrutura florestal futura que impeça o recorrente alastramento de populações hiper-abundantes. Ao mesmo tempo, não há chuva de sementes de espécies não pioneiras que possa ser convertida em curto prazo em um número maciço de regenerantes.

As vegetações adjacentes às parcelas permanecem não manejadas, dominadas por populações de lianas e arbustos escandentes hiper-abundantes. Com base na constatação de ausência de avanço sucessional nas parcelas, caso não sejam acionadas operações que mantenham a cobertura permanente de pioneiras (como o revolvimento de solo) é previsto o declínio da estrutura florestal, que fatalmente será dominada em um futuro próximo pelas espécies competidoras do entorno. A natural continuidade da estrutura florestal, a partir da sustentabilidade dos processos sucessionais, necessita ser promovida por outras medidas práticas.

DISCUSSÃO GERAL

1. Fatores atuantes na regeneração natural

1.1. História local e lianas

Este trabalho, da mesma forma que Rozza (2003), mostrou que o controle de lianas hiperabundantes, dependendo das características locais, por si só pode desencadear os processos de regeneração natural em florestas. A influência das lianas pode ser entendida a princípio, pela competição que exerce com árvores e arbustos por recursos. Nesse contexto, a ação mais evidente é a do abafamento da regeneração, provocando restrição à luminosidade, principalmente para as plantas regenerantes dos estádios iniciais da sucessão. Em termos físicos, a restrição é causada por uma cobertura vegetal viva (dossel de lianas) ou morta (restos de poda, serapilheira). Assim como sob dossel fechado de lianas, como também sob dossel contínuo de árvores, não se observou o estabelecimento de novos ciclos de plantas de início de sucessão.

Pode-se afirmar que lianas – plantas de grande importância para a composição da diversidade vegetal de uma floresta (Morellato & Leitão-Filho 1996) – atuam em alguns casos, como inibidoras à regeneração, devido a um crescimento desordenado. Em bordas de fragmentos florestais, a hiper-abundância de lianas é bastante freqüente, principalmente em paisagens muito degradadas. Por outro lado, essa é uma situação incomum no interior de florestas maduras. As lianas não são a causa primeira da degradação da vegetação, mas constituem um dos sintomas de uma seqüência de perturbações antrópicas, freqüentemente não caracterizadas. No caso da área estudada, podem ser listadas:

- o provável corte seletivo da vegetação arbórea em meados do século XX (Nave 1999);
- o incêndio ocorrido em 1981 (Castellani & Stubblebine 1993);

- a deriva de elementos químicos trazidos pelo vento (entre eles, elementos raros, como La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb e Yd) provenientes de rodovias, atividades agrícolas do entorno e em destaque, a refinaria de Paulínia (França *et al.* 2002);
- geadas (sendo as mais recentes em 1975, 1979, 1981, 1988 e 1994 - Pinto *et al.* 1999);
- a presença de *Merostachys riedeliana* (que até 1994 habitava a floresta em grande número). Essa espécie provavelmente restringiu a regeneração de várias formas, pelo hábito de crescimento, formando grandes touceiras, com liberação de compostos alelopáticos, e após sua senescência, pela cobertura dos restos vegetais depositados (Gandolfi 2002).

Enfim, o problema da falta de regeneração, em 20 anos após o incêndio, deve ser visto de um ponto de vista mais amplo, como resultante da recorrente perturbação da vegetação local e paisagens vizinhas, por causas naturais e antrópicas. Possibilitou-se a ocupação do terreno por plantas invasoras e lianas de rápido crescimento, em substituição a árvores e arbustos. Devido à densa cobertura de lianas, houve obstrução da chegada de propágulos arbustivo-arbóreos oriundos das áreas mais conservadas da Reserva.

O número de espécies hiper-abundantes na Reserva é pequeno se comparado ao total de espécies de lianas (Morellato 1991), e correspondem às heliófitas de crescimento vigoroso. Essas plantas tornam-se hiper-abundantes pelo ganho competitivo em um ambiente de alta luminosidade, bem como devido ao crescimento relativamente mais lento das árvores. No entanto, as várias espécies de lianas de uma formação vegetacional poderiam ser enquadradas em diferentes grupos ecológicos (Putz 1984b; Putz & Chai 1987; Campbell & Newbery 1993). Aquelas lianas de crescimento lento, ocorrentes no interior de florestas maduras, provavelmente não constituem ameaça à dinâmica habitual da vegetação, não devendo ser objeto de manejo. Estudos apurados sobre a biologia das espécies de lianas esclareceriam seus comportamentos e direcionariam o manejo com mais precisão, para as espécies problemáticas. No presente trabalho, considerou-se que a cobertura sobre a regeneração em potencial (banco de sementes e regeneração avançada)

foi exercida por um número diverso de lianas heliófitas de crescimento vigoroso, optando-se por testar efetivamente o manejo dessa cobertura, através de corte, para a regeneração.

1.2. Luminosidade

Enfocando os fatores físicos, considerou-se a variedade de condições de luminosidade um dos fatores que mais determinou as respostas quantitativas, bem como a heterogeneidade espacio-temporal da regeneração, entre tratamentos ou repetições de um mesmo tratamento. Em áreas revolvidas, pôde-se obter uma adição de regenerantes de acordo com a disponibilidade local de luz de propágulos.

Entre os três experimentos houve inicialmente condições bastante distintas que podem ser usadas para se traçar uma tendência de respostas ao manejo por diferentes estruturas vegetacionais. As áreas dos três experimentos, inicialmente recebiam diferentes graus de luminosidade, resultantes da densidade dos indivíduos adultos existentes nas parcelas. Nas parcelas do Experimento A (ausência de cobertura arbustivo-arbórea inicial), a insolação plena no momento da instalação das parcelas se estendeu por vários meses, visto que o único impedimento anteriormente existente à luz era a presença das populações hiper-abundantes, que foram controladas. Nesse experimento, houve emergência mais numerosa e rápida (logo nos primeiros meses, embora não detectada devido ao critério de amostragem). As áreas do Experimento B, por outro lado, já se encontravam no início de fev/2001 com o terreno coberto por lianas e possuíam um dossel arbustivo-arbóreo descontínuo. A liberação imediata das lianas levou a uma germinação numerosa em todos os tratamentos, independente do posterior revolvimento do solo. As áreas do Experimento C, no entanto, eram cobertas por um dossel bem mais fechado que as áreas dos outros experimentos, visto que até fev/2001 essas áreas haviam sido manejadas com controle de lianas em área total, em um trabalho anterior (Rozza 2003). No Experimento C, a germinação foi dependente da heterogeneidade de condições proporcionadas por pequenas clareiras e pela deciduidade estacional.

Deste modo, para compreendermos o resultado da regeneração não só no Experimento C (maior densidade arbustivo-arbórea inicial), mas também no B (baixa densidade arbustivo-arbórea inicial), precisamos invocar a segunda causa de variação da luminosidade, que é a estacionalidade. Esta causa traz consigo dois componentes: a trajetória dos raios solares ao longo do ano e a deciduidade do dossel. Na latitude em que se encontra a área de estudo, há um grande contraste no padrão de luminosidade entre as épocas do ano (verão - maior elevação do Sol; inverno - menor elevação) bem como no fotoperíodo médio (fevereiro: 12h51'; agosto: 11h15') (Gandolfi 2000).

A grande maioria dos indivíduos arbóreos presentes nas parcelas apresentou copa decídua no período mais seco do ano. Nesse sentido, a germinação foi dependente, no verão, de pequenas aberturas no dossel não decíduo, e no inverno, da ampla luminosidade proporcionada pelo dossel decíduo nessa época. Esse dossel decíduo no outono e inverno permitiu a passagem de uma intensidade maior que aquela de primavera e verão, levando ao aumento do déficit hídrico do solo, característico do meio do ano. Esses tipos de dossel não foram restritos a um tipo de parcela, (revolvido no verão, inverno ou não revolvido), constituindo-se de um fator estocástico de heterogeneidade do ambiente físico.

Ainda, fortes ventos em determinadas ocasiões, como o tornado ocorrido em maio de 2001, levaram a quebras parciais ou totais da copa de árvores pioneiras adultas. Devido ao pequeno tamanho das parcelas (7,5 x 7,5 m) a ausência da cobertura dessas árvores foi importante para o aumento da luminosidade aos níveis do solo e do sub-bosque.

1.3. Umidade do solo

No verão a disponibilidade hídrica foi muito maior do que no inverno. A regeneração foi favorecida no verão, naqueles locais onde houve disponibilidade de luz plena (já que nessa época não há o evento de dossel decíduo). No inverno, poderia haver germinação nos sítios sob dossel decíduo, porém foi restrita pela baixa umidade do solo.

É preciso considerar até que ponto os resultados aqui obtidos são aplicáveis em outras situações. Diferentes estruturas físicas de solo terão teores de umidade e oxigênio variados, possibilitando ambientes distintos para preservação e germinação das sementes.

Observou-se por outro lado, que a maioria das espécies regenerantes detiveram a capacidade de persistir durante o período seco no estágio de plântula, com crescimento estagnado e baixa mortalidade. *Ricinus communis*, além disso, tem a capacidade de crescer nesse período, aproveitando de modo muito eficiente a escassa umidade disponível. Essa espécie, embora exótica, se mostrou uma pioneira bastante interessante para a formação de um bosque inicial. Seu papel foi fundamental em parcelas onde *Trema micrantha*, principal espécie regenerante, entre outras, não obtiveram sucesso tão expressivo nesse início de processo de regeneração natural (Experimento A - bloco 4). Aqui se faz necessário ressaltar a importância de uma cobertura inicial nas primeiras fases do desencadeamento do processo da regeneração natural, independente da espécie, nas fases iniciais de recuperação. Isto estimula a discussão da possibilidade do uso de espécies econômicas nas fases iniciais da recuperação, onde a legislação permite, quando não houver expressão significativa de pioneira a partir do banco/chuva de sementes. Essa operação auxiliaria na redução dos custos da recuperação florestal. Gradativamente, a floresta com espécies econômicas deve ser substituída pela floresta madura de espécies nativas, seja por regeneração ou plantio, segundo o objetivo de recuperação da vegetação nativa.

A correlação obtida entre a chuva de sementes e a composição florística das parcelas (Capítulo 3) sugere que nos três experimentos, a regeneração obtida a partir do segundo revolvimento efetuado (out/2001 nas parcelas de inverno; jan/2002 nas parcelas de verão) em boa parte provavelmente foi resultado do aproveitamento de propágulos advindos da chuva de sementes autóctone, depositada no período entre o primeiro e o segundo revolvimento. Essa chuva, que formou o banco temporário de sementes, pode ter contribuído para o maior sucesso da regeneração obtida a partir do segundo revolvimento, em relação ao primeiro. Porém, a disponibilidade hídrica do solo certamente foi o fator preponderante na obtenção das grandes diferenças nos números de indivíduos regenerantes entre os dois anos de trabalho. O grande período de déficit hídrico apresentado durante o ano de 2001 certamente limitou a emergência e o

estabelecimento de numerosas plantas, amostradas predominantemente no ano seguinte (80 em 2001 contra 378 em 2002, considerando as plantas com “ $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ” nos três experimentos). Segundo observações de campo, espécies como *Piper amalago* e *Aloysia virgata* germinaram em grande número no início de 2001, mas tiveram elevada mortalidade em seguida.

Os resultados mostraram a importância da escolha correta da época para aplicação do manejo – corte inicial de lianas e revolvimento do solo. Essas operações devem aproveitar eficientemente um período chuvoso do ano. Isso possibilita um tempo suficiente para emergência e estabelecimento das plântulas durante o período de maior disponibilidade hídrica do solo. Para uma dada região, recomenda-se que o revolvimento seja efetuado no início de um longo período de chuvas regulares, para que a regeneração não seja prejudicada por veranicos. Um período de seca após a emergência numerosa de plântulas levaria à perda de parte importante dos propágulos disponíveis em uma área.

1.4. Temperatura

Devemos considerar as grandes diferenças de temperatura do ar durante o ano, e as conseqüentes respostas da regeneração. No período de estudo, a média das diárias mínimas do mês mais frio (julho/2001) foi $12,7^{\circ}\text{C}$ e a média das diárias máximas do mês mais quente (abril/2002) foi de $31,7^{\circ}\text{C}$. A partir do revolvimento de solo de inverno, as espécies tiveram menor emergência e persistência num período de baixas temperaturas, se comparado com o melhor desempenho das mesmas durante períodos de maior temperatura – parcelas revolvidas no verão (veja item 1.6. Revolvimento de solo).

1.5. Cobertura do solo exercida por lianas podadas ou serapilheira

No Experimento A (ausência de cobertura arbustivo-arbórea inicial) temos que considerar a questão do material resultante da poda das lianas. O tratamento sem revolvimento do solo

proporcionou a permanência de uma camada espessa de material (10 cm ou mais) sobre a superfície do solo, situação que diferiu claramente do tratamento 2 (com revolvimento), onde se observou uma variação de sítios de solo exposto intercalados com outros de solo levemente coberto. O material acamado no tratamento 1 (sem revolvimento posterior) certamente impediu a emergência de plântulas por várias razões. A primeira delas foi o impedimento mecânico dado pelo volume do material. A segunda foi a menor insolação e conseqüentemente menor amplitude térmica diária nas profundidades mais superficiais do solo, o que impediu a quebra de dormência das sementes das espécies pioneiras do banco. Em terceiro lugar, é razoável a suposição da lixiviação de compostos variados no perfil do solo, provenientes do material acamado, inibindo a germinação das sementes.

Esse material acamado teve seu volume reduzido quase que totalmente no período de um ano, pela dessecação solar e decomposição biótica, de modo que gradativamente observou-se a germinação de várias espécies, de modo tardio (amostradas a partir de setembro de 2001), no tratamento 1 em relação ao tratamento 2 (maio de 2001).

Nos Experimentos B (baixa densidade arbustivo-arbórea) e C (maior densidade) por sua vez, onde as lianas podadas eram retiradas das parcelas, o material depositado na superfície do solo constituiu-se apenas de leve camada de serapilheira. A ação do revolvimento do solo sobre essa camada pouco volumosa, juntamente com as porções mais superficiais do solo, tem um paralelo com aqueles do Experimento A, expondo a superfície do solo à radiação solar e às variações térmicas diárias, estimulando a germinação.

1.6. Revolvimento de solo

Com os resultados obtidos, observou-se o papel do revolvimento do solo como operação que estimulou a regeneração natural em algumas situações. Essa regeneração foi numerosa em áreas cuja cobertura arbustivo-arbórea ainda era insuficiente no sombreamento do terreno (Experimento A, bem como várias parcelas do Experimento B). Nesses casos, em áreas em que o

solo foi revolvido, a regeneração foi mais numerosa, tendo maior emergência de indivíduos provenientes de germinação ou rebrota.

Constatou-se a expressão diferenciada da regeneração segundo a época de revolvimento do solo. Portanto, a realização dessa operação em diferentes épocas (no início da época de chuvas regulares e também no decorrer desse período) pode estimular a emergência de diferentes números de indivíduos, o que é de interesse para o gradativo aumento da densidade da regeneração. No Experimento B (baixa densidade inicial de indivíduos) nas áreas revolvidas no verão houve amostragem de 376 indivíduos regenerantes (não constatados inicialmente nas parcelas), e nas áreas de inverno, 241 indivíduos, segundo o critério de altura ≥ 1 m.

No Experimento C, embora o tratamento de solo não revolvido não tenha se destacado, é possível que a operação de revolvimento seja prejudicial à regeneração das espécies de final de sucessão. É sabido que várias dessas plantas formam ao invés de um banco de sementes, um banco de plântulas que persiste em lento crescimento no sub-bosque (Whitmore 1989), até que condições ambientais favoráveis as impulsionem em novas fases de crescimento. Nas ocasiões de revolvimento de solo, atentou-se para a presença de plântulas, com o intuito de não danificá-las. Porém, ao contrário de sementes de espécies pioneiras (que possuem baixo grau de umidade e alta longevidade no banco), as sementes de estádios sucessionais tardios (alta umidade e baixa viabilidade - Kyereh *et al.* 1999) dependem de uma umidade disponível no solo, para sobrevivência. Com o revolvimento, pode ter havido a dessecação do horizonte superficial do solo, pela maior exposição à atmosfera e aos raios solares, levando à morte de quantidade importante de sementes de estádios sucessionais tardios. Portanto, a operação de revolvimento de solo deve ser indicada apenas naqueles locais onde se deseja obter um acréscimo de pioneiras (áreas de cobertura arbustivo-arbórea inexistente ou pouco densa). Em vegetações florestais minimamente estruturadas (possuindo dossel contínuo), a operação de revolvimento de solo não apresenta benefícios evidentes, e ao invés disso, pode levar à perda de sementes de espécies de final de sucessão, não sendo recomendada.

1.7. Heterogeneidade espacial

A questão da heterogeneidade espacial dos processos ecológicos é de grande relevância para a compreensão dos resultados deste trabalho. A comunidade é heterogênea em diferentes aspectos, e processos essenciais dependem dessa heterogeneidade (Meyer 1997). Existe uma primeira visão de heterogeneidade – a vertical – resultante de diferentes estratos arbustivo-arbóreos (áreas C). Uma segunda visão, foi proporcionada pela heterogeneidade horizontal do terreno. Esta foi apontada pela amostragem de plantas com “ $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ”, e também da flora com altura $\geq 1\text{m}$. A composição variada das parcelas certamente foi moldada por diversos fatores, como a história de cada trecho, ocupado durante vários anos por sucessivos ciclos de distintas fisionomias (lianas, floresta jovem, capoeira, bosque manejado), bem como pela deposição espacial diferenciada de sementes ao longo dessas etapas.

Nas parcelas dos Experimentos B (baixa densidade arbustivo-arbórea) e C (maior densidade), a falta de uma resposta clara ao revolvimento do solo, juntamente com o efeito significativo do fator bloco em algumas situações, indica que outros fatores atuam de forma preponderante no estímulo à regeneração, onde podem ser citados o nível de luminosidade local e o conjunto disponível no banco/chuva de sementes. Essas características formaram a heterogeneidade espacial, determinando resultados locais diferenciados. A partir da constatação dessa heterogeneidade, espera-se que o revolvimento de solo aplicado em outras situações similares de floresta perturbada resulte em uma ampla variedade de respostas.

2. Manejo

2.1. Decisões de manejo

Como apontado por Gunderson (2000), uma crise ocorre quando um ecossistema se comporta de maneira surpreendente ou quando observações de um sistema são diferentes do

esperado. Desta forma, podemos considerar que a referida área estudada está passando por situações de domínios de estabilidade mutáveis e crises resultantes que se tornam crônicas. Baseados em resultados sobre a dinâmica de uma comunidade hipotética, podemos ter diferentes conclusões sobre o seu destino. A partir de diferentes conclusões, os tomadores de decisão podem seguir opções de resposta bastante diversas (baseado em Gunderson 2000):

- Conclusão 1: o sistema está irreversivelmente alterado; ou visto de outra forma, sob as atuais condições antrópicas, ambientais e de dinâmica da comunidade, ela atingiu um clímax; Decisão 1: a única estratégia é adaptar-se ao novo sistema;
- Conclusão 2: o sistema possui uma homeostase própria, que o levará a uma condição de auto-recuperação em algum prazo futuro; Decisão 2: nada fazer senão aguardar se o sistema retornará a algum estado aceitável. A consequência dessa decisão é que os benefícios sócio-ambientais do estado desejado são esquecidos enquanto dura esse processo;
- Conclusão 3: o sistema teve sua trajetória sucessional alterada para um estado diferente, passível de mudança; Decisão 3: gerenciar ativamente o sistema na tentativa de colocá-lo na trajetória sucessional anterior (através de manejo). A consequência dessa decisão é a possibilidade de obter-se certo grau de recuperação do sistema, após a contabilização dos custos envolvidos.

Um estado final para a comunidade é imprevisível, haja vista sua natureza dinâmica (Christensen *et al.* 1996). Por outro lado, o que se busca é o restabelecimento dos processos ecológicos naturais, essenciais para a sustentabilidade da comunidade. No caso da comunidade estudada, esses processos são a chegada de propágulos arbustivo-arbóreos, o estabelecimento de suas plântulas, o crescimento e maturidade de adultos, a interação de genótipos para a manutenção da diversidade genética dentro das espécies, e a perpetuação desses fenômenos no tempo.

Temos em florestas perturbadas por todo o país, situações como a apontada neste trabalho, em que lianas, arbustos escandentes ou herbáceas invasoras dominam a fisionomia e estrutura da vegetação. Baseado em comparações com a dinâmica de outros trechos conservados

da Reserva, constatou-se que o caminho sucessional de áreas periodicamente perturbadas é muito diferente daqueles. Ao mesmo tempo, como demonstrado por Rozza (2003), mantidos os ritmos atuais de desenvolvimento das populações de lianas hiper-abundantes, a vegetação florestal não poderá restabelecer espontaneamente seus processos sucessionais em curto prazo.

Podemos admitir que a comunidade vegetal das áreas não manejadas, adjacentes às parcelas estudadas, atingiu um estado de clímax, apresentando-se numa fisionomia predominante de capoeira dominada por lianas hiperabundantes. Porém, reconhecendo a influência antrópica como geradora de seu atual estado sucessional, admitimos que o sistema pode atingir um outro clímax – comunidade com fisionomia tipicamente florestal – a partir de ações de manejo. Aponta-se a responsabilidade e a urgente necessidade da adição de energia (mão-de-obra, máquinas, recursos) para reverter um quadro de degradação existente, restaurando ou incentivando os processos fundamentais da dinâmica sucessional florestal. Esse caminho pode ocorrer através de diferentes trajetórias, a partir da promoção concomitante de:

- Favorecimento de árvores e arbustos, em substituição a lianas hiper-abundantes e espécies invasoras, através do controle dessas últimas;
- Emergência de novos indivíduos arbustivo-arbóreos em áreas com fisionomia não florestal, por meio do estímulo ao banco de sementes do solo;
- Chegada de propágulos, promovida pela fauna, a partir da manutenção de uma cobertura florestal contínua, desde as áreas mais maduras da Reserva;
- Certificação da ocorrência ou a promoção deliberada de um avanço sucessional aos moldes daqueles ocorrentes em florestas não perturbadas. Isso pode ser obtido a partir da adoção das opções: 1) manutenção permanente de uma cobertura arbórea suficiente para a facilitação da chegada de dispersores de sementes, 2) implantação de espécies atratoras de fauna dispersora de sementes, ou 3) promoção do ingresso de novos indivíduos de estádios sucessionais tardios, a partir da transferência de serapilheira de áreas mais maduras da floresta, ou por meio de plantio de enriquecimento (Rodrigues & Gandolfi 2000).

O fim do ciclo de pioneiras é uma oportunidade de constatação da sustentabilidade dos processos sucessionais da vegetação mais intensamente manejada (parcelas C). Após 5 anos de

manejo (Rozza 2003 e o aqui apresentado), observou-se até o momento que não houve acréscimo relevante de número de indivíduos de estádios sucessionais tardios. As poucas exceções foram dadas por espécies de sub-bosque, como *Hybanthus atropurpureus*, *Maytenus aquifolium*, provenientes principalmente do desenvolvimento de indivíduos remanescentes, que no passado estavam abafados pelas lianas nessas parcelas. Indivíduos secundários tardios pré-existentes, como *Aspidosperma polyneuron* e *Holocalyx balansae*, tiveram relevante crescimento. Durante o período analisado não se observou, no entanto, o estabelecimento de espécies secundárias tardias provenientes da germinação de sementes recém chegadas ou do banco.

Isso aponta para a ocorrência de eventos reprodutivos apenas em longo prazo de produção de novas sementes de espécies secundárias tardias para dispersão e estabelecimento nas áreas. Caso não haja a chegada de propágulos de outras porções da Reserva, haverá então um lapso nesse fenômeno até o período reprodutivo das plantas já estabelecidas, daqui a algumas décadas. Observou-se que nas parcelas do Experimento C não houve chegada de propágulos de espécies arbustivo-arbóreas não existentes nas parcelas. Ao mesmo tempo, registraram-se poucos propágulos de espécies arbustivo-arbóreas não pioneiras (89 sementes) em relação ao total (5730). Presencia-se no momento, a senescência da guilda arbórea pioneira. Consta-se portanto, que o avanço sucessional da vegetação e a continuidade da estrutura florestal somente serão obtidos em curto prazo pela adoção de outras medidas. Entre as operações estão a transferência de serapilheira advinda de áreas mais maduras da Reserva (transferência de propágulos) ou a implantação de mudas de espécies tardias.

2.2. Ações de recuperação da vegetação

As ações para a recuperação da vegetação perturbada devem ser criteriosas e baseadas no conhecimento disponível. Nesse sentido, parece bastante apropriada a abordagem denominada “gerenciamento adaptativo” (*adaptive management* - Gunderson 2000) ou de forma coloquial, “manejo adaptativo”. Esse tipo de manejo admite que o conhecimento humano será sempre incompleto e que a interação humana com esses ecossistemas estará sempre evoluindo, se

aprofundando e então se adaptando. Reforçamos nesse conceito, que o manejo adaptativo tenha sempre como sustentação teórica e alvo, as interações nos processos ecológicos. Ele reconhece ao mesmo tempo, que os recursos manejados irão sempre mudar, de modo que humanos devem responder por meio de ajustes à medida dessas mudanças, de modo integrado e multidisciplinar.

Paralelamente, Meyer (1997) define “gerenciamento do ecossistema” como o manejo cujos objetivos, políticas e práticas são adaptáveis e baseadas na nossa melhor compreensão das interações ecológicas e processos necessários para sustentar funções ecossistêmicas. Reconhece que ecossistemas são dinâmicos e que sustentabilidade não implica em manutenção de um único *status quo*.

No trabalho de Matthes (1992), na mesma área, verificou-se que nas parcelas submetidas a fogo intenso em 1981, a mortalidade superou o recrutamento no período de 1984 a 1987, em todos os casos apontados pelo autor (áreas não incendiadas, acometidas por fogo moderado ou intenso). Ainda, *Trema micrantha* e *Solanum erianthum* apresentaram indivíduos inclinados em 1987, devido à sobrecarga de lianas e ventos fortes. Por outro lado, no presente trabalho, onde houve controle de lianas, foi constatado acréscimo de indivíduos no período de 2001 a 2002, para todas as situações das parcelas A (sem cobertura arbustivo arbórea) e B (baixa densidade arbustivo-arbórea). Considerando as diferenças de idade entre as vegetações comparadas (3 a 6 anos após incêndio, no caso de Matthes (1992), e 20 anos após incêndio e 1,5 ano de manejo nas parcelas A, a 17 anos após incêndio e 4,5 anos de manejo (por Rozza 2003, e por este trabalho) nas parcelas B, e considerando também os diferentes critérios de amostragem (Matthes – altura > 0,5m; este trabalho – altura > 1m) constatamos que há uma diferença no que diz respeito ao desenvolvimento da estrutura florestal. No caso apontado por Matthes (1992), percebe-se uma estagnação das populações e uma estabilização da estrutura florestal, paralelamente ao aumento do número de indivíduos das lianas hiper-abundantes (destacando-se *Celtis iguanae*). O manejo dessas lianas possibilitou (Rozza 2003 e este trabalho) possibilitou a modificação da estrutura da vegetação, dando início a uma fisionomia florestal a curto prazo (1,5 ano), proporcionado pelos indivíduos e espécies arbustivo-arbóreas oriundas da regeneração natural.

O controle inicial e as ações de manutenção periódica das lianas heliófitas hiper-abundantes foram fundamentais para o sucesso do estabelecimento da vegetação regenerante. O abandono da área após o controle inicial dessas lianas funcionaria apenas como um “rejuvenescimento” dessa flora hiper-abundante, que rebrotaria vigorosamente nas primeiras chuvas, reocupando as áreas novamente, inibindo a regeneração natural e a estruturação da vegetação. Dessa forma, os controles periódicos dessas espécies hiper-abundantes como condução da regeneração natural, são definidores do sucesso desse manejo. Por outro lado, em uma situação de floresta madura, não será mais utilizado o corte de lianas. Neste caso, provavelmente haverá o estabelecimento de uma dinâmica, onde a convivência de várias espécies e categorias sucessionais de lianas, como parte regular de uma fisionomia florestal, não resultará em explosões populacionais que coloquem em risco a comunidade florestal.

Uma experiência de manejo da regeneração natural em clima tropical úmido no sul da Bahia é descrito por Peneireiro (1999). Nesse sistema conduziu-se uma capoeira até a fisionomia florestal, realizando-se podas periódicas de até 70% das copas de alguns indivíduos arbóreos ocorrentes na área, indivíduos esses iniciais da sucessão, que conforme avaliação do manejador, já haviam cumprido suas funções na comunidade. O resultado foi a aceleração da sucessão natural, se comparado à outra área não manejada, usando para essa constatação vários descritores comunitários como riqueza, diversidade, parâmetros fisionômicos, entre outros.

Reconhecendo a importância fundamental dos fatores estocásticos nas características do processo da regeneração natural e considerando que dificilmente dois trechos florestais degradados seguem exatamente a mesma trajetória sucessional, os resultados obtidos podem ser extrapoláveis para outras áreas degradadas, mas com limitação. A limitação é que a área em questão possua ainda um potencial regenerativo, dado pelo banco de propágulos. Esse potencial pode ser constatado pela amostragem do banco de sementes (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002) ou dos regenerantes (Rozza 2003). Em áreas florestais perturbadas onde temos pouca cobertura de dossel e possibilidade de regeneração arbustivo-arbórea a partir do banco/chuva de sementes, podemos indicar, com base nos resultados aqui apresentados e também nos obtidos por Rozza (2003) e Peneireiro (1999), uma estratégia de manejo para recuperação da cobertura

arbustivo-arbórea pioneira, sem a necessidade de plantios. Considerando a atuação conjunta dos fatores luz e revolvimento do solo como favoráveis à germinação e estabelecimento da regeneração natural pioneira, aponta-se um manejo que compreenda o controle de espécies hiperabundantes e a poda de condução de árvores tortuosas, associada à movimentação do solo/serapilheira. Esse manejo permite o estabelecimento de regenerantes que iniciarão a sucessão em uma área sem cobertura arbustivo-arbórea. Pode ser usado também no adensamento de uma vegetação com baixa densidade arbustivo-arbórea, na forma de novos ciclos de pioneiras.

Embora os resultados mostrem a heterogeneidade dos parâmetros analisados entre parcelas que sofreram revolvimento em diferentes épocas, a época de revolvimento do solo que pode ser indicada como a melhor é a de início de um período de chuvas regulares. Desta forma, o solo já manejado receberá a ampla pluviosidade do período chuvoso, resultando em uma germinação mais numerosa. Essa recomendação veio da constatação da maior germinação em 2002, que teve maior período de pluviosidade após os revolvimentos, em relação a 2001. Concomitantemente, poderia ser testada uma poda de condução da copa dos indivíduos adultos na mesma época. Isso possibilitaria a imediata rebrota desses indivíduos durante as épocas de maior umidade em seguida. A copa resultante terá forma ereta, tutorando o crescimento em altura das plantas jovens.

Esses ciclos de pioneiras podem ser ativados outras vezes, aliado ao controle periódico de lianas e respeitando-se os indivíduos arbustivo-arbóreos jovens que surgirem. No entanto, é preciso ter em mente o objetivo do manejo e os grupos de plantas que serão favorecidas com essas ações, em cada estágio de desenvolvimento da vegetação. Como proposto, em uma fase inicial do manejo, temos operações que levam à abertura do dossel, como a remoção da cobertura de lianas associada a podas de condução das árvores; a partir daí, lianas e herbáceas exóticas possuem rápido crescimento e demandam controle freqüente. Árvores pioneiras, nessa fase, também são muito favorecidas. A partir da regeneração, temos o estabelecimento de um bosque geralmente dominado por espécies pioneiras, com baixa diversidade (segundo amostrado nas parcelas A - sem cobertura arbustivo-arbórea inicial - 14 a 17 espécies regenerantes, não pré-

existentes, respectivamente nas situações de solo não revolvido e revolvido - critério de altura \geq 1m).

Dessa forma, esse manejo (controle de lianas e indução do banco de sementes) possibilita uma nova condição, com um dossel formado de pioneiras. Essas novas plantas criam um ambiente favorável, no que diz respeito ao micro-clima, modificam as características fisiográficas e favorecem novos grupos de espécies com diferentes desempenhos, como as de sub-bosque (Gómez-Pompa & Vázquez-Yáñez 1985). Nessa fase, um dossel de pioneiras, sem intervenções (ex.: podas), é a cobertura mais adequada, oferecendo sombra que inibe o crescimento de herbáceas exóticas e lianas hiper-abundantes durante os períodos de maior atividade biótica (época das chuvas); no período seco do ano, quando ocorre a deciduidade e o aumento da incidência luminosa nesse estrato, em função da restrição hídrica, a atividade de crescimento das espécies é menor, mesmo para as lianas. Ao mesmo tempo, o dossel fechado eleva a probabilidade do estabelecimento de mudas de estádios sucessionais mais tardios, que ali chegam a partir de propágulos oriundos do entorno ou de indivíduos remanescentes liberados do domínio de lianas.

Uma cobertura florestal pode assegurar a continuidade da sucessão local. No trabalho de Gandolfi (2000) em outras áreas da Reserva de Santa Genebra, apenas 13% dos 62 indivíduos secundários tardios em clareiras estavam a pleno sol, e pelo menos 61% deles, sob algum tipo de cobertura (perenifólia ou decídua). A chegada dos propágulos, por sua vez, é facilitada pela cobertura florestal que proporciona uma maior permeabilidade da paisagem aos animais dispersores de sementes (Metzger & Décamps 1997). Deste modo, os esforços empreendidos neste trabalho são fruto do raciocínio estimulado por outros, no sentido de que a melhoria da estrutura de uma comunidade levará à sua recuperação em longo prazo. Em resumo, compactua-se com a idéia de que as funções do ecossistema dependem de sua estrutura biológica (Meyer 1997).

Espera-se que a partir de um certo estágio de desenvolvimento da estrutura arbustivo-arbórea, as manutenções venham a ser requeridas com frequência cada vez menor. Isso é observado nas áreas aqui trabalhadas. Durante a emergência, estabelecimento e crescimento de

indivíduos de estádios iniciais de sucessão, foi constatada a grande velocidade de crescimento de lianas em contínua rebrota (áreas A - sem cobertura arbustivo-arbórea inicial, e B - com cobertura arbustivo-arbórea inicial pouco densa). Nessa fase, o controle foi feito a cada dois meses na época das chuvas e a cada quatro na época seca. Após a formação de um bosque e o sombreamento das áreas (situação encontrada nas áreas C) a manutenção pôde ser feita com frequência menor que seis meses. Com aproximadamente quatro anos de manejo, a partir da situação inicial de capoeira dominada por populações hiper-abundantes, constatou-se que o controle pode ser por hora interrompido dentro das parcelas com vegetação florestal estabelecida.

As observações devem continuar, no entanto. Em uma área cuja porção manejada é pequena, em meio a uma vizinhança de capoeiras dominadas por populações hiper-abundantes, o fim do ciclo de pioneiras nas parcelas manejadas levará à liberação de espaço para a re-ocupação por lianas. As parcelas manejadas precisam ser acompanhadas para que não haja um recorrente retorno à condição de capoeira dominada por populações hiper-abundantes. Isso provavelmente só não ocorreria se a capoeira fosse manejada concomitantemente em toda sua extensão. Por outro lado, com a implantação de espécies arbóreas tardias de diferentes desempenhos (por transferência de serapilheira ou por plantio), pode-se substituir as pioneiras que vão senescer, em algum momento.

As plantas secundárias iniciais e tardias amostradas nas parcelas são praticamente aquelas remanescentes, que sobreviveram sob as lianas podadas, já que as operações de revolvimento não levaram ao ganho de riqueza com espécies desses grupos. A densidade dessas plantas nas parcelas mais intensamente manejadas parece insuficiente para desencadear o processo sucessional sem alternância fisionômica (bosque - capoeira dominada por lianas). Recomenda-se o acompanhamento das áreas a longo prazo e a adoção de medidas para promover a sustentabilidade da estrutura e dos processos sucessionais da vegetação nas áreas em questão. De início, devem-se adotar as medidas combinadas (1 e 2 ou 1 e 3):

1. Formação de novos ciclos de pioneiras através do estímulo do banco de sementes por revolvimento de solo, em toda a área de capoeira dominada por populações hiper-abundantes que circunda as parcelas já manejadas. Esta medida prolongará o período de

ocupação da área por árvores de início de sucessão, assegurando uma estrutura florestal que possibilite um maior tempo para a chegada, em médio prazo, de propágulos de espécies tardias, vindos de outras áreas adjacentes (da própria Reserva);

2. Enriquecimento artificial, a partir do adensamento de indivíduos de espécies secundárias iniciais e tardias no sub-bosque desse dossel de pioneiras, através do plantio de mudas, semeadura direta ou transferência de serapilheira. É uma medida de rápido efeito. Ressalta-se porém, no caso de plantio de mudas, a importância do uso de espécies locais e produzidas a partir de sementes coletadas na região, cujos genótipos seguramente são adaptados às condições locais.
3. Enriquecimento artificial com espécies atradoras de fauna. A partir da promoção de uma cobertura florestal contínua interligando as áreas em recuperação às outras mais maduras da Reserva, a presença das espécies atradoras promoverá a chegada de novas sementes através da fauna dispersora, levando ao adensamento natural de indivíduos de espécies secundárias iniciais e tardias. É uma medida de efeito mais lento que a opção anterior. Ressalta-se porém, a vantagem de que os genótipos das espécies dispersas são seguramente locais.

Em ambos os casos, o manejo será mais intenso na fase de estabelecimento de pioneiras (primeiros dois anos), onde se deve efetuar o controle das lianas hiper-abundantes. A partir daí, as fases posteriores de manutenções periódicas exigirão menos mão-de-obra para a condução da regeneração.

Com base nos resultados deste trabalho e em dados de literatura, elaborou-se uma síntese de recomendações para a recuperação de Florestas Estacionais Semidecíduais perturbadas (Quadro 7).

Quadro 7 - Protocolo de recuperação de vegetações florestais perturbadas por incêndio, a partir da avaliação do desempenho da regeneração natural.

Características iniciais da vegetação		Possui entorno de floresta madura?	Operações iniciais de manejo			Indicadores de desempenho da regeneração arbustivo-arbórea	Medidas complementares ³				
			Controle das populações ¹ hiper-abundantes		Revolvimento superficial do solo ²		Controle periódico das populações ¹ hiper-abundantes	Adensamento arbóreo com P ⁴	Aumento do nº de indivíduos arbóreos SI ⁴ e ST	Adensamento arbóreo com espécies SI ⁴ e ST	Enriquecimento das espécies arbóreas SI ⁴ e ST
			Inicial	Periódico							
Capoeira	dominada por populações ¹ hiper-abundantes	Sim	X	X	X	Regen. P ⁴ numerosa ⁵	X				
		Não	X	X	X		X	X	X		
	não dominada por populações ¹ hiper-abundantes	Sim			X	Regen. P ⁴ numerosa ⁵					
		Não			X			X	X		

¹ *populações hiper-abundantes*: lianas, arbustos escandentes e herbáceas exóticas; ² *revolvimento*: executado antes da época chuvosa do ano; ³ *medidas complementares*: a serem executadas caso as operações iniciais de manejo resultem em baixo desempenho da regeneração, avaliada pelos indicadores;

⁴ *Grupos ecológicos* - P: pioneiras; SI: secundárias iniciais; ST: sec. tardias; ⁵ *regeneração numerosa*: no caso de Floresta Estacional Semidecidual, mais de 2 ind.m⁻² - critério de altura $\geq 0,5\text{m}$ (baseado na regeneração em clareiras - Martins & Rodrigues 2002); ⁶ *regeneração diversa*: mínimo de 70 espécies SI+ST (segundo dados de composição de Floresta Estac. Semidec. (Santos *et al.* 1996; Gandolfi 2000; Martins & Rodrigues 2002); ⁷ A adição de espécies SI e ST pode ser obtida por transferência de porções de serapilheira (que contém propágulos) advindas de florestas mais maduras.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

Com base no problema trabalhado, acerca da regeneração de um trecho degradado de floresta acometido por incêndio há vinte anos, podem-se estabelecer algumas considerações gerais e específicas, apresentadas a seguir.

O controle das lianas, por si só pôde explicar grande parte da ocorrência da regeneração. As lianas restringiram a emergência arbustivo-arbórea.

O revolvimento do solo, por sua vez, é uma operação que estimulou a regeneração natural em algumas situações. Essa regeneração foi numerosa em áreas cuja cobertura arbustivo-arbórea ainda era insuficiente para o sombreamento do terreno. Por outro lado, em áreas com cobertura arbustivo-arbórea contínua, o revolvimento não trouxe benefícios, e ao invés disso, provavelmente leva à perda de viabilidade de sementes de espécies de final de sucessão, não sendo recomendado.

O material acamado na superfície do solo, proveniente da poda de lianas, impediu a emergência de plântulas. No entanto, nas áreas onde o solo foi revolvido, essa operação expôs o solo e houve ativação do banco de sementes.

No estrato de plantas com " $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ", para os três experimentos, não se pôde distinguir os tratamentos em relação a quaisquer dos tipos de revolvimento do solo, seja em relação ao número de indivíduos regenerantes ou número de espécies regenerantes. Por outro lado, no Experimento B (baixa densidade arbustivo-arbórea inicial) constatou-se diferenças entre os diferentes blocos, no que diz respeito ao número de espécies.

O revolvimento do solo estimulou a emergência de novas plantas, de modo equivalente àquele encontrado em situações espontâneas de regeneração na própria Reserva (Martins & Rodrigues 2002).

Para o estrato com altura $\geq 1\text{m}$, as diferenças entre as áreas revolvidas e não revolvidas foram marcantes nas áreas cuja situação inicial era de ausência de indivíduos arbustivo-arbóreos (Experimento A), mostrando distinções significativas para quase todos os parâmetros. Com o

incremento da cobertura arbustivo-arbórea (parcelas B e C), o desempenho quantitativo devido aos tipos de revolvimento foi substituído por diferenças quanto à composição de espécies.

Em áreas onde não houve resposta clara ao revolvimento do solo, outros fatores atuaram de forma preponderante no estímulo à regeneração. Esses fatores provavelmente foram o nível de luminosidade local e o conjunto disponível de sementes no banco/chuva, contribuindo para a heterogeneidade dos resultados.

A idéia de heterogeneidade é de grande relevância para a compreensão dos resultados observados. Essa heterogeneidade ocorreu no espaço (diferentes composições de espécies) e no tempo (variações nos parâmetros entre os anos), seja para o estrato “ $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ” ou para o estrato com “ $\text{altura} \geq 1\text{m}$ ”.

A umidade do solo foi fator essencial na regeneração, de modo que em épocas de déficit hídrico não houve emergência relevante. Conseqüentemente, operações de manejo para estímulo do banco de sementes devem ser realizadas no início do período de chuvas regulares do ano.

A estrutura prévia da vegetação (resultante de um histórico de perturbação) é sério determinante da trajetória sucessional percorrida. Juntamente com eventos estocásticos, ela provavelmente também contribuiu para a heterogeneidade observada na regeneração.

É apropriada a adoção de estratégias para impulsionar o sistema a um novo caminho que possibilite o restabelecimento dos processos ecológicos para a sustentação da comunidade. Reconhece-se a urgente necessidade de empreender esforços para reverter um quadro de degradação gerado pelo próprio homem.

Áreas problemáticas como as trabalhadas merecem acompanhamento periódico, sem o qual novos ciclos de populações hiper-abundantes poderão se restabelecer. O manejo adotado deverá estar em constante aprimoramento segundo a evolução do conhecimento humano.

Os resultados aqui obtidos apontam para a eficiência parcial do método empregado, com formação de novos ciclos de pioneiras através do estímulo do banco de sementes. No entanto, a densidade de plantas secundárias iniciais e tardias até aqui obtida nas áreas de maior ocupação arbustivo-arbórea, parece insuficiente para a formação de uma estrutura florestal futura, livre da re-ocupação cíclica por espécies de lianas. Portanto, recomenda-se a adoção do método,

acompanhado de medidas complementares (como plantios de enriquecimento, usando-se espécies secundárias iniciais e tardias, atradoras de fauna), visando a continuidade da estrutura florestal e a sustentabilidade dos processos sucessionais da comunidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS

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, 77-86, 1995.

ALVAREZ-BUYLLA, E.R. & GARCÍA-BARRIOS, R. Seed and forest dynamics: a theoretical framework and an example from the neotropics. **American Naturalist**, v. 137, p. 133-154, 1991.

ALVAREZ-BUYLLA, E.R. & MARTINEZ-RAMOS, M. Demography and allometry of *Cecropia obtusifolia*, a neotropical pioneer tree – an evaluation of the climax-pioneer paradigm for tropical rain forests. **Journal of Ecology**, v. 80, p. 275-490, 1992.

APPANAH, S. *et al.* Liana diversity and species richness of Malaysian rain forests. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 6, p. 116-123, 1992.

ASHTON, P.M.S. & BERLYN, G.P. Leaf adaptations of some Shorea species to sun and shade. **New Phytologist**, v. 121, n. 4, p. 587-596, 1992.

AUGSPURGER, C.K. & KELLY, C.K. Pathogen mortality of tropical tree seedlings: experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density and light conditions. *Oecologia (Berlin)*, v. 61, p. 211-217, 1984.

BAIDER, C.; TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Rev. Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 1, p. 35-44, 2001.

BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F. (eds.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP & FAPESP, 2000, p. 295.

BAWA, K.S. & SEIDLER, R. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 46-55, 1998.

BAZZAZ, F.A. The physiological ecology of plant succession. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** v. 10, p. 351-71, 1979.

BAZZAZ, F.A. Dynamics of wet tropical forests and their species strategies. In: MEDINA, E.; MOONEY, H.A. & VÁSQUEZ-YANEZ, C. (eds.) **Physiological ecology of plants in the tropics**. Boston: Junk Publishers, 1984, p. 233-244.

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

BAZZAZ, F.A. & PICKETT, S.T.A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 11, p. 287-310, 1980.

BDT: SIMBIOTA. Disponível em <<http://www.biotasp.org.br/sai>> Acessado em 2002.

BROKAW, N.V.L. & SCHEINER, S. M. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. **Ecology**, v. 70, n.3, p. 538-541, 1989.

BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, v. 70, p. 1603-1612, 1992.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rainforest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, p. 40-42, 1965.

BURROWS, F.M. Wind-borne seed and fruit movement. **New Phytologist**, n. 75, p. 405-418, 1975.

CAMPBELL, E.J.F. & NEWBERY, D. Ecological relationships between lianas and trees in lowland rain forest in Sabah, East Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 469-490, 1993.

CANHAM, C.D. Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 548-550, 1989.

CARDOSO DA SILVA, J.M., UHL, C. & MURRAY, G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, v. 10, p. 491-503, 1996.

CASTELLANI, E.D. & AGUIAR, I.A. Seed maturation and effect of temperature regime on *Trema micrantha* (L.) Blume seed germination. **Seed Sci. & Technol.**, v. 29, p. 73-82, 2001.

CASTELLANI, T.T. & STUBBLEBINE, W.H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 16, n. 2, p. 181-203, 1993.

CAVALCANTI, I.F.A.; GRIMM, A. & BARROS, V. Variabilidade Interanual da precipitação sobre a região sul/sudeste da América do Sul simulada pelo modelo de circulação global da atmosfera CPTEC/COLA. In: Congresso Argentino de Meteorologia, **Anais...** maio de 2001.

CAVALCANTI, I.F.A. & KOUSKY, V.E. A estiagem durante o verão e outono de 2001 no Brasil e as características atmosféricas associadas. Disponível em <<http://www.cptec.inpe.br/~energia/saibamais/cripop.shtml>> Acessado em 2002.

CHAI, F.Y.C. Above-ground biomass estimation of a secondary forest in Sarawak. **J. Trop. For. Sci.**, v. 9, p. 359-368, 1997.

CHAVE, J., RIERA, A. & DUBOIS, M.A. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, Part 1, p. 79-96, 2001.

CHRISTENSEN, N.L., BARTUSKA, A., BROWN, J.H., CARPENTER, S., D'ANTONIO, C., FRANCIS, R., FRANKLIN, J.F., PARSONS, D.J., PETERSON, C.H., TURNER, M.G. & WOODMANSEE, R.G. The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. **Ecological Applications**, 1996.

CLEMENTS, F.E. **Plant succession and indicators: a definitive edition of plant succession and plant indicators**. New York: Haffner Press, 1928, 453 p.

COCHRANE, M.A. & SCHULZE, M.D. Fire as recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999.

CONNEL, J.H. & SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, v. 111, p. 1119-1114, 1977.

COOMBE, D.E. An analysis of the growth of *Trema guineensis*. **Journal of Ecology**, v. 50, p. 221-234, 1960.

DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12 (Supplement), p. 47-55, 1980.

DEWALT, S.J., SCHNITZER, S.A. & DENSLOW, J.S. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, Part 1, p. 11-19, 2000.

DIAMOND, J.M. Assembly of species communities. In: CODY, M.L. & DIAMOND, J.M. (eds.) **Ecology and evolution of communities**. Belknap, Cambridge, Massachusetts, 1975.

DOUGLAS, M.E. & ENDLER, J.A. Quantitative matrix comparisons in ecological and evolutionary investigations. **Journal of Theoretical Biology**, v. 99, n. 4, p. 777-795, 1982.

DRAKE, J.A. Community-assembly mechanics and the structure of an experimental species ensemble. **The American Naturalist**, v. 137, n. 1, p. 1-26, 1991.

DUPUY, J.M. & CHAZDON, R.L. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forests in Costa Rica. **Biotropica**, v. 30, p. 223-236, 1998.

ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B. & OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica Ipef**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998. Disponível em <<http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr32.html>>. Acessado em 2002.

EMMONS, L. H. & GENTRY, A. H. Tropical forest structure and the distribution of gliding and prehensile-tailed vertebrates. **American Naturalist**, v. 121, p. 513-523, 1983.

EWEL, J. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica**, v. 12, p. 2-7, 1980.

FIEDLER, P.L., WHITE, P.S. & LEIDY, R.A. The paradigm shift in ecology and its implications for conservation. In: PICKETT, S.T.A., OSTFELD, R.S., SHACHAK, M. & LIKENS, G.E. **The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity**. New York: International Thomson Publishing, 1997.

FINEGAN, A. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Tree**, v. 11, n. 3, p. 119-124, 1996.

FOLHA DE SÃO PAULO. Tornado de 300 km/h atinge nove cidades, mata 1 e deixa 196 mil sem luz. **FOLHA DE SÃO PAULO**, São Paulo, 5, maio, 2001, C, p. 1.

FRANÇA, E.J.; DE NADAI, E.; FERNANDES, A., BACCHI, M.A.; TAGLIAFERRO, F.S. Pathway of rare-earth elements in a Brazilian forestry fragment. **Journal of Alloys and Compounds**. v. 344, p. 21–26, 2002.

FRANKIE, G.W., BAKER, H.G. & OPLER, P.A. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology**, v. 62, p. 888-919, 1974.

GALETTI, M. & PEDRONI, F. Seasonal diet of capuchin monkey (*Cebus apella*) in a forest in South-east Brazil. **J. Tropical Ecology**, v. 10, p. 27-39. 1994.

GALETTI, M.; PEDRONI, F. & MORELLATO, L.P.C. Diet of the brown howler monkey *Alouatta fusca* in a forest fragment in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 48, p. 111-118, 1994.

GALLET, C. Allelopathic potential in bilberry-spruce forests – influence of phenolic-compounds on spruce seedlings. **Journal of Chemical Ecology**, v. 20, n. 5, p. 1009-1024, 1994.

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

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000, 2 v., 519 p. Tese (Doutorado), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GARWOOD, N.C. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panamá – a community study. **Ecological Monographs**, v. 53, n. 2, p. 159-181, 1983.

GAUSE, G.F. **The struggle for existence**. Williams & Wilkins, Baltimore (Re-impreso em 1964 por Hafner, New York), 1934.

GENTRY, A.H. Diversidade e regeneração da capoeira do INPA, com referência especial a Bignoniaceae. **Acta Amazonica**, v. 8, n. 1, p. 67-70, 1978.

GENTRY, A.H. The distribution and evolution of climbing plants. In: PUTZ, F.E. & MOONEY, H.A. (eds.) **The Biology of Vines**, Cambridge University Press, 1991, p. 3-49.

GENTRY, A. H. An ecotaxonomic survey of Panamanian lianas. In: D'ARCY, W. & CORREA, M. (eds). **Historia natural de Panamá**. Monographs of Systematic Botany, Missouri Botanical Garden, Saint Louis, 1985, p. 29-42.

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

GLEASON, H.A. The individualistic concept of the plant association. **American Midland Naturalist**, v. 21, p. 92-110, 1939.

GOMES, F.P. **Curso de Estatística Experimental**. 11.ed., São Paulo: Nobel, 1990, 465 p.

GOMEZ-POMPA, A. & VÁZQUEZ-YÁNES, C. Estudios sobre la regeneración de selvas en regiones calido-húmedas de México. In: GÓMEZ-POMPA, A. & DEL AMO, R. (eds.). **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Vera Cruz, México**. Compañía Editora Continental, 1985, Cap. 1, p. 1-27.

GROMBONE-GUARATINI, M.T. **Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração**. Campinas, 1999, 150p. Tese (Doutorado), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

GROMBONE-GUARATINI, M.T. & RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 759-774, 2002.

GUEVARA, S.; PURATA, S.E. & MAAREL, E.V. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, v. 66, p. 77-84, 1986.

GUNDERSON, L.H. Ecological resilience – in theory and application. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 31, p. 425-439, 2000.

HARPER, J.C., LOVELL, P.H. & MOORE, K.G. The shape and sizes of seeds. **A. Rev. Ecol. Syst.**, v. 1, p. 327-356, 1970.

HEGARTY, E.E. Leaf litter production A lianes and trees in a subtropical Australian rain-forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, Part 2, p. 201-214, 1991.

HOBBS, R.H. Repair versus despair: hope and reality in ecological management and restoration. **Ecological Management & Restoration**, v. 1, n. 1, p. 1-2, 2000.

HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOLLING, C.S. Resilience and stability of ecological systems. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 4, p. 1-23, 1973.

HOLLING, C.S. Cross-scale morphology geometry and dynamics of ecosystems. **Ecol. Monographs**. v. 62, p. 447-502, 1992.

HORN, H.S. Markovian processes of forest succession. In: CODY, M.L. & DIAMOND, J.M. (eds.) **Ecology and evolution of communities**. Belknap, Cambridge, Massachusetts, 1975, p. 196-213.

HOWE, H.F. Fear and frugivory. **American Naturalist**, n. 114, p. 925-931, 1979.

HOWE, H.F. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. **Biol Cons.** v. 30, p. 261-281, 1984.

HOWE, H.F. & ESTABROOK, H.F. On intraspecific competition for avian dispersors in tropical trees. **Am. Naturalist**, v. 111, p. 817-832, 1977.

HUBELL, S.P. Toward a global research strategy on the ecology of natural tropical forests to meet conservation and management needs. In: LUGO, A.E. & LOWE, C. (eds.) **Tropical forests: management and ecology**. New York: Springer-Verlag, 1995, 461 p.

HUBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; O'BRIEN, S.T.; HARMS, K.E.; CONDIT, R.; WECHSLER, B.; WHIGHT, S.J. & LAO, L. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, v. 283, p. 554-557, 1999.

IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Ministério da Agricultura, 1993.

JANZEN, D.H. Seed-eaters versus seed size, number, toxicity and dispersal. **Evolution**, v. 23, p. 1-27, 1969.

JESUS, R.M. Recuperação de áreas degradadas. In: II Congresso Nacional sobre essências nativas, **Anais...** São Paulo, 1992, p. 409-412.

JOHNS, R.J. The instability of tropical ecosystem in New Guinea, **Blumea**, v. 31, p. 341-371, 1986.

JONES, C.G., LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1946, 1997.

KAMESHEIDT, L. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forests after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. **Plant Ecology**, v. 139, p. 155-165, 1998.

KELLMAN, M.C. Viable weed seed content of some tropical agricultural soils. **Journal of Applied Ecology**, v. 11, n. 2, p. 669-677, 1974.

KÖEPPEN, W. **Climatologia**. Mexico, D.F.: Fondo de Cult. Economica. 1948, 478 p.

KWIT, C., PLATT, W.J. & SLATER, H.H. Post hurricane regeneration of pioneer plant species in south Florida subtropical landwood hammocks. **Biotropica**, v. 32, n. 2, p. 244-251, 2000.

KYEREH, A. SWAINE, M.D. & THOMPSON, J. Effect of light on the germination of forest trees in Ghana. **Journal of Ecology**, v. 87, p. 772-783, 1999.

LAURANCE, W.F., LAURANCE, S.G., FERREIRA, L.V., RANKINDEMERONA, J.M., GASCON, C. & LOVEJOY, T.E. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117-1118, 1997.

LAURANCE, W.F., PEREZ-SALICRUP, D., DELAMONICA, P., FEARNESIDE, P.M., D'ANGELO, S., JEROZOLINSKI, A., POHL, L. & LOVEJOY, T.E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105-116, 2001.

LEE, R. **Forest climatology**. New York: Columbia Univ. Press, 1978.

LEITÃO-FILHO, H.F. A vegetação da Reserva de Santa Genebra. In: MORELLATO, P.C. & LEITÃO-FILHO, H.F. **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra**. Campinas: UNICAMP, 1995, p. 19-29.

LIEBERMAN, D. Demography of tropical tree seedlings: a review. In: SWAINE, M.D. (ed.) **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO & The Parthenon, 1996, 368 p.

LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, Parte 4, p. 347-358, 1987.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. Claros, ciclos vitales de los arboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perenifolias. In: GÓMEZ-POMPA, A. & AMO, S.R. (eds.) **Investigaciones sobre la regeneración de**

selvas altas en Veracruz, México. Tomo II: México, Instituto Nacional de Intestigaciones sobre Recursos Bióticos y Alhambra Mexicana. 1985, p. 191-239.

MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila.** 2.ed. Campinas: UNICAMP, 1993, 246p.

MARTINS, S.V. & RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 63, n. 1, p. 51-62, 2002.

MATTHES, L.A.F. **Dinâmica da sucessão secundária em mata após ocorrência de fogo - Santa Genebra - Campinas, São Paulo.** 1992, 216 p. Tese (Doutorado). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.

MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. **Multivariate analysis of ecological data - version 3.0.** Oregon: MJM Software, 1997.

MEINZER, F.C., ANDRADE, J.L., GOLDSTEIN, G., HOLBROOK, N.M., CAVELIER, J. & WRIGHT, S.J. Partitioning of soil water among canopy trees in a seasonally dry tropical forest. **Oecologia**, v. 121, n. 3, p. 293-301, 1999.

METZGER, J.P. & DÉCAMP, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v. 18, p. 1-12, 1997.

MORELLATO, L.P.C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil.** 1991, 176 p. Tese (Doutorado). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

MORELLATO, L.P.C. & LEITÃO-FILHO, H.F. Reproductive phenology of climbers in a southeastern Brazilian forest. **Biotropica**, v. 28, n. 2, p. 180-191, 1996.

MUELLER-DOMBOIS, D. **Aims and methods of vegetation ecology.** New York: J. Wiley, 1974, 547 p.

NABE-NIELSEN, J. Diversity and distribution of lianas in a neotropical rain forest, Yasuní National Park, Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 1-19, 2001.

NAVE, A.G. **Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto.** 1999, 167 p. Tese (Mestrado). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1999.

NEPSTAD, D.C.; UHL, C. & SERRAO, E.A.S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape – forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v. 20, n. 6, p. 248-255, 1991.

NICOLA, A.; PICKETT, S.T.A. The adaptive architecture of shrub canopies-leaf display and biomass allocation in relation to light environment. **New Phytologist**. v. 93, n. 2, p. 301-310, 1983.

NILSSON, M.C. & ZACKRISSON, O. Inhibition of scots pine seedling establishment A *Empetrum-hermaphroditum*. **Journal of Chemical Ecology**, v. 18, n. 10, p. 1857-1870, 1992.

NUNEZ-FARFAN, J. & DIRZO, R. Within-gap spatial heterogeneity and seedling performance in a Mexican tropical forest. **Oikos**, v. 51, p. 274-284, 1988.

OLIVEIRA, J.A., MENK, J.R.F. & ROTTA, C.L. **Levantamento semidetalhado dos solos do Estado de São Paulo. Quadricula de Campinas (Série Recursos Naturais e Meio Ambiente, 5)**. Rio de Janeiro: IBGE, 1979.

OROZCO-SEGOVIA, A. & VÁZQUEZ-YANES, C. Light effect on seed germination in Piper L. **Acta Oecologia Plantarum**, v. 10, p. 125-146, 1989.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F. & POFF, N.L. Ecological theory and community restoration. **Restoration Ecology**. v. 5, n.4, p. 291-300, 1997.

PARROTA, J.A., TURNBULL, W. & JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**. v. 99, p. 1-7, 1997.

PENEIREIRO, F.M. **Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso**. Piracicaba, 1999. Tese (Mestrado), Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1999.

PEREZ-SALICRUP, D.R. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia **Ecology**, v. 82, n. 2, p. 389-396, 2001.

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

PHILLIPS, O.L. & GENTRY, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v. 263, n. 5149, p. 954-958, 1994.

PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; NUNEZ, P.V.; VASQUEZ, R.M.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; STERN, M.; BROWN, S. & GRACE, J. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439-442, 1998.

PICKETT, S.T.A., COLLINS, S.L. & ARMESTO, J.J. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. **Vegetatio**. v. 69, p. 109-114, 1987.

PICKETT, S.T.A & OSTFELD, R.S. The shifting paradigm in Ecology. In: KNIGHT, R.L. & BATES, S.F. (eds.) **A new century for natural resources management**. Washington: Island, 1995, 398 p.

PINARD, M.A. & PUTZ, F.F. Retaining forest biomass A reducing logging damage. **Biotropica**, v. 28, p. 278-295, 1996.

PINTO, H.S.; ZULLO JR., J. & BRUNINI, O. Geadas: condições de ocorrência e cuidados. CEPAGRI/UNICAMP e CIIAGRO/IAC. Disponível em <<http://www.cpa.unicamp.br/portal/modules.php?name=Content&pa=showpage&pid=21>> Acesso em 23 de fevereiro de 2003.

PONGE, J.F., ANDRÉ, J., ZACKRISSON, O., BERNIER, N., NILSSON, M.C. & GALLET, C.G. The forest regeneration puzzle – biological mechanisms in humus layer and forest vegetation dynamics. **BioScience**, v. 48, n. 7, p. 523-530, 1998.

PUTZ, F.E. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 64, n. 5, p. 1069-1074, 1983.

PUTZ, F.E. How trees avoid and shed lianas. **Biotropica**, v. 16, n. 1, p. 16-23, 1984a.

PUTZ, F.E. The natural-history of lianas on Barro-Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713-1724, 1984b.

PUTZ, F.E. & APPANAH, S. Buried seeds, newly dispersed seeds, and the dynamics of a lowland forest in Malaysia. **Biotropica**, v. 19, n. 4, p. 326-333, 1987.

PUTZ, F.E. & BROKAW, N.V.L. Sprouting of broken trees on Barro-Colorado Island-Panama. **Ecology**, v. 70, 2, p. 508-512, 1989.

PUTZ, F.E. & CHAI, P. Ecological studies on lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia. **Journal of Ecology**, v. 75, p. 523-531, 1987.

PUTZ, F.E. & WINDSOR, D.M. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica**, v. 19, 334-341, 1987.

QUINTANA-ASCENCIO, P.F.; GONZÁLEZ-ESPINOSA, M.; RAMIREZ-MARCIAL, N.; DOMINGUEZ-VÁZQUEZ, G. & MARTÍNEZ-ICÓ, M. Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from Milpa fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. **Biotropica**, v. 28, n. 2, p. 192-209, 1996.

REIS, A., NAKAZONO, E.M. & MATOS, J.Z. Utilização da sucessão e das interações planta-animal na recuperação de áreas florestais degradadas. In: III Curso de Atualização sobre Recuperação de Áreas Degradadas. **Anais...** Curitiba: UFPR/FUPEF, 1996, p. 29-43.

RODRIGUES, R.R. **Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a 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.** 1999, 167 p., Tese (Livre-docência). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

RODRIGUES, R.R. & GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F. (eds.) **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP & FAPESP, 2000, p. 235-247.

ROZZA, A.F. **Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.** 2003, 132 p., Tese (Doutorado). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 2003.

SALDARRIAGA, J. G.; WEST, D. C.; THARP, M. L. & UHL, C. Long-term chronosequence in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 938-958, 1988.

SANTOS, F.A.M., TAMASHIRO, J.Y., RODRIGUES, R.R., & SHEPHERD, G.J. The dynamics of tree population in a semideciduous forest at Santa Genebra reserve, Campinas, SE Brazil. **Bulletin of the Ecological Society America** (Supplement), p. 389, 1996.

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

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

SCHUPP, E.W., HOWE, H.F., AUGSPURGER, C.K. & LEVEY, D.J. Arrival and survival in tropical tree fall gaps. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 562-564, 1989.

SEITZ, R.A. A regeneração natural na recuperação de áreas degradadas. In: Simpósio Sul-Americano de recuperação de áreas degradadas, 1.; Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2., **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1996, p. 103-110.

SILVA, J.M.C. & TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, p. 72-74. 2000.

SHEPHERD, G.J. **FITOPAC: manual do usuário.** Campinas: Departamento de Botânica, UNICAMP, 1995, 72 p.

SLOCUM, M.G. How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. **Ecology**, v. 82, n. 9, p. 2547-2559, 2001.

SNOW, D.W. & SNOW, A.K. Some aspects of avian fugivory in a north temperate area relevant to tropical forest. In: ESTRADA, A. & FLEMING, T.H. (eds.). **Frugivores and seed dispersal**. Dr. Junk, p. 159-164, 1986.

SOUZA, F.M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas**. 2000. 69 p. Tese (Mestrado) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

SOUZA, R.R. & VÁLIO, I.F.M. Seed size, seed germination and seedling survival of Brazilian tropical species differing in successional status. **Biotropica**, v. 33, n. 3, p. 447-457, 2001.

STRAUSS-DEBENEDETTI, S. & BAZZAZ, F.A. Plasticity and acclimation to light in tropical Moraceae of different successional positions. **Oecologia**, v. 87, p. 377-87, 1991.

SWAINE, M.D., LIEBERMAN, D. & PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest - a review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, Parte 4, p. 359-366, 1987.

SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Rev. Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Rev. Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 251-261, 1999b.

TROY, A.R. *et al.* A protocol for measuring abundance and size of a neotropical liana, *Desmoncus polyacanthos* (Palmae), in relation to forest structure. **Econ. Bot.**, v. 51, p. 339-346, 1997.

UHL, C; CLARK, K.; DEZZEO, N. & MAQUIRINO, P. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, v. 69, p. 751-763, 1988.

UHL, C. & JORDAN, C.F. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. **Ecology**, v. 65, n. 5, p. 1476-1490, 1984.

VÁLIO, I.F.M. & SCARPA, F.M. Germination of seeds of tropical pioneer species under controlled and natural conditions. **Rev. Bras. Bot.**, v. 24, n. 1, p. 79-84, 2001.

VÁZQUEZ-YANES, C. & OROZCO-SEGOVIA, A. Seed germination of a tropical rainforest tree *Heliocarpus donnell-smithii* in response to diurnal fluctuations of temperature. **Physiologia Palntarum**, v. 56, p. 295-298, 1982.

VÁZQUEZ-YANES, C., OROZCO-SEGOVIA, A. RICON, E. SANCHEZ-CORONADO, M.E., HUANTE, P., TOLEDO, J.R. & BARRADAS, V.L. Light beneath the litter in a tropical forest: effects on seed germination. **Ecology**, v. 71, p. 1952-1958, 1990.

VÁZQUEZ-YANES, C. & OROZCO-SEGOVIA, A. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 24, p. 69-87, 1993.

VÁZQUEZ-YANES, C. & SMITH, H. Phytochrome control of seed germination in the tropical pioneer trees, *Cecropia obtusifolia* and *Piper auritum*, and its ecological significance. **New Phytologist**, v. 92, p. 477-485, 1982.

VIANA, V. M. & TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of forest fragments in the brazilian atlantic moist forest. In: SCHELLAS, J. E GREENBERG, R. **Forest Patches in Tropical Landscapes**. Washington: Island, 1996, p. 151-167.

VIEIRA, S. **Introdução à Bioestatística**. 3. ed., Rio de Janeiro: Campus, 1980, 196 p.

WALKER, B.H. Biological diversity and ecological redundancy. **Conserv. Biology**, v. 6, p. 18-23, 1992.

WALTER, H. **Vegetação e zonas climáticas: tratado de ecologia global**. São Paulo: EPU, p. 21-27, 1986.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1989.

WHITMORE, T.C. A review of some aspects of tropical rain forests seedling ecology with suggestions for further enquiry. In: SWAINE, M.D. (ed.) **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO & The Parthenon, 1996, 368 p.

YARRANTO, G.A. & MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession – nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.

YAVITT, J.B.; BATTLES, J.J.; LANG, G.E. & KNIGHT, D.H. The canopy gap regime in a secondary neotropical forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology**. v. 11, Part 3, p. 391-402, 1995.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Englewood Clifffis: Prentice-Hall, 1984, 718 p.

ZICKEL, C.S. **Fitossociologia e dinâmica do estrato arbóreo de dois fragmentos florestais do Estado de São Paulo**. 1995. 231 p. Tese (Doutorado), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.

Anexo 1

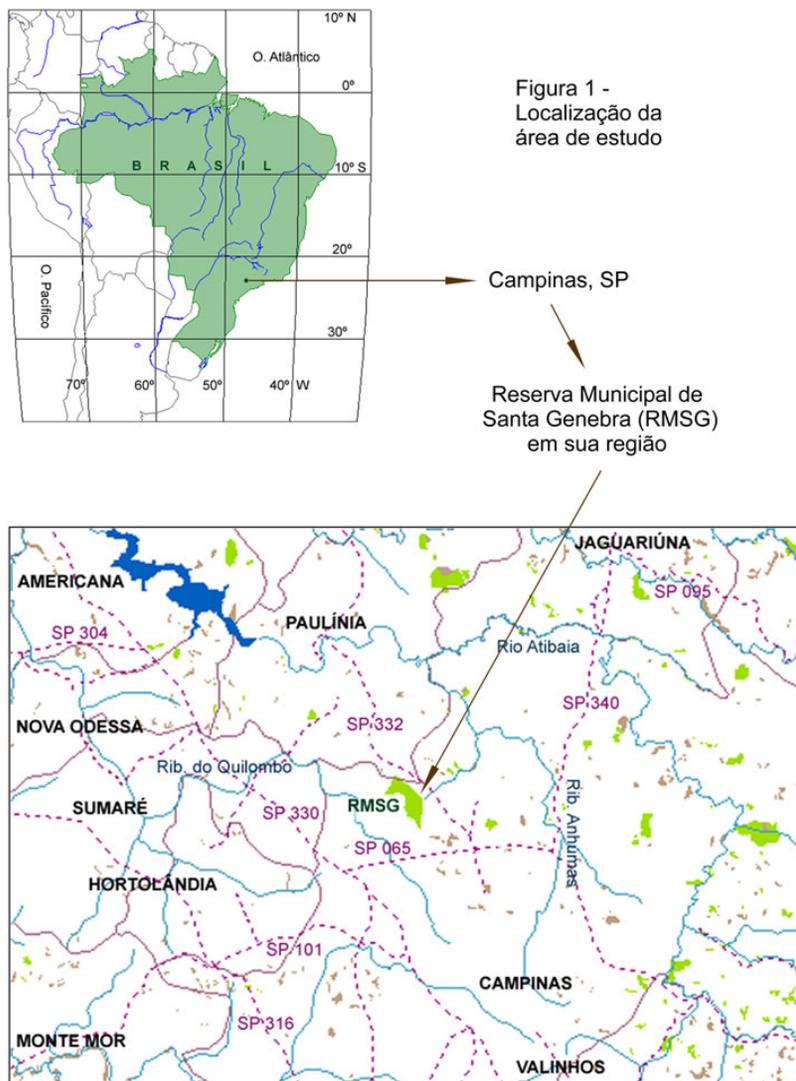


Figura extraída e modificada de SINBIOTA (2002).

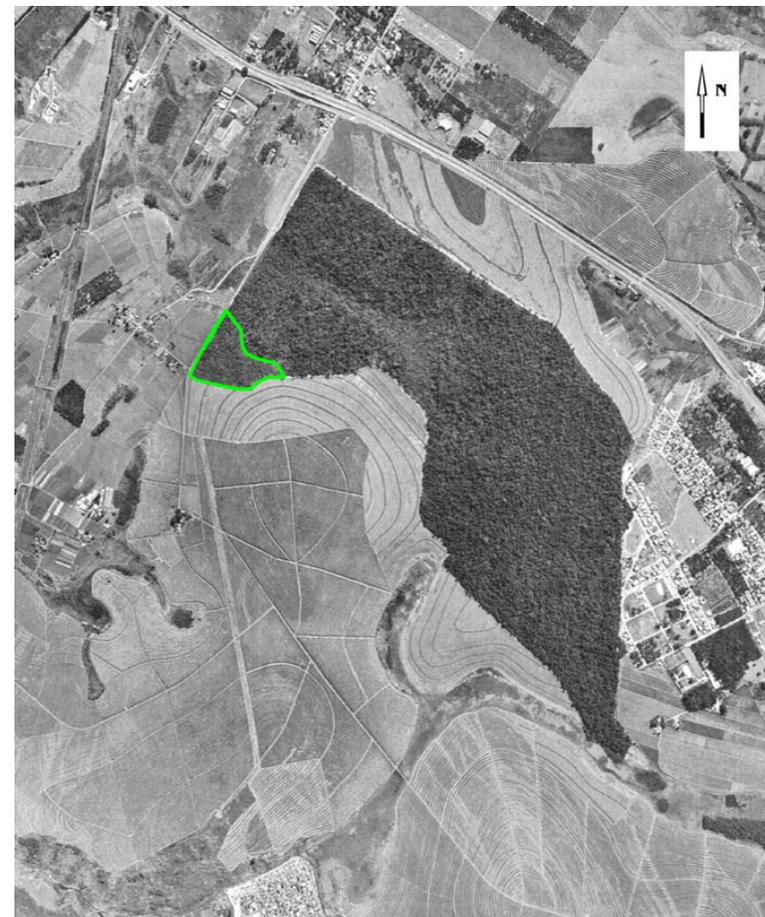


Figura 2 - Foto aérea da Reserva Munic. de Santa Genebra (251,77 ha) em junho de 1994, mostrando a localização da área de estudo. Ela se encontra em um trecho da floresta que sofreu incêndio em 1981, apresentando-se atualmente com fisionomia de capoeira. Escala aproximada 1:5000. Baseado em Rozza (2003).

Anexo 2

Observação para as figuras deste anexo: O formato dos diagramas segue aquele recomendado por Walter (1986). A curva superior representa a precipitação mensal total; a inferior representa as temperaturas médias mensais. As zonas de cor preta indicam períodos super-úmidos, outras de cor cinza representam períodos úmidos, e as de cor cinza-claro, períodos secos. Acima, à esquerda temos, na primeira linha, o nome do município e a altitude da estação meteorológica; na segunda, o número de anos de registro. À direita temos a temperatura média anual e a precipitação média anual. Ao lado esquerdo temos o eixo das temperaturas - °C (de cima para baixo: máxima absoluta; média das diárias máximas do mês mais quente; amplitude mensal; média das diárias mínimas do mês mais frio). Ao lado direito temos o eixo da precipitação (mm).

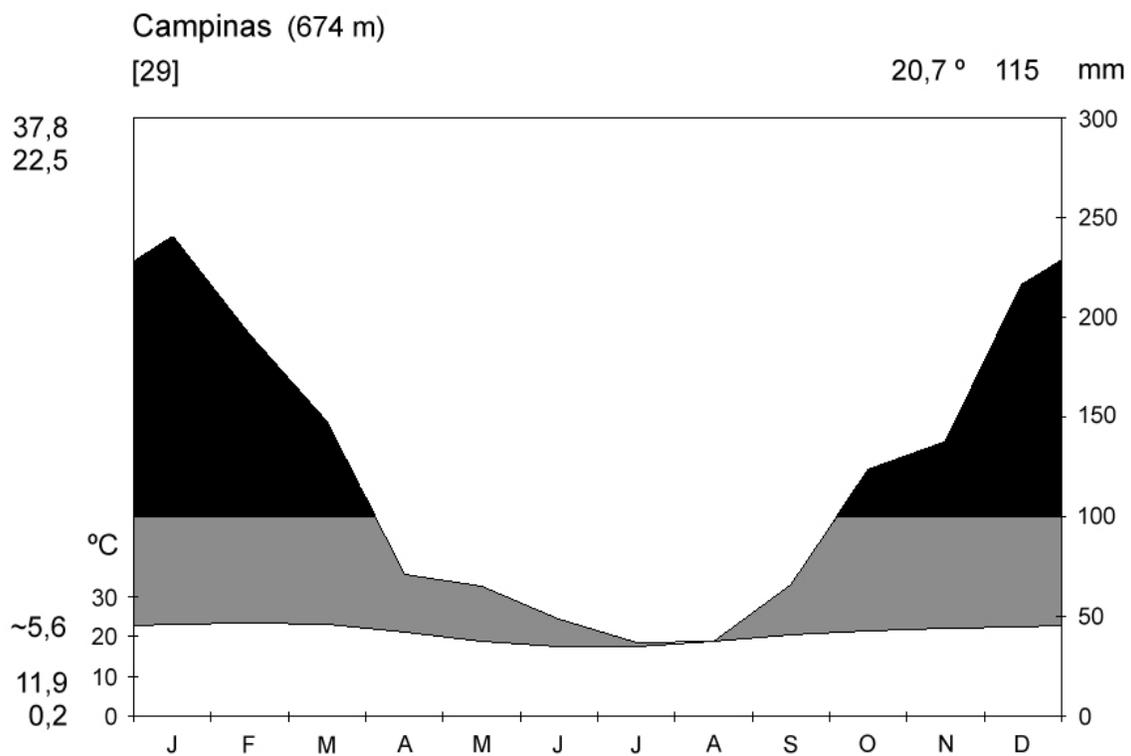


Figura 4 – Diagrama climático baseado nas normais climatológicas do município de Campinas (anos de 1960-1990), fornecidas pelo Instituto Agrônomo de Campinas.

Anexo 2 - continuação

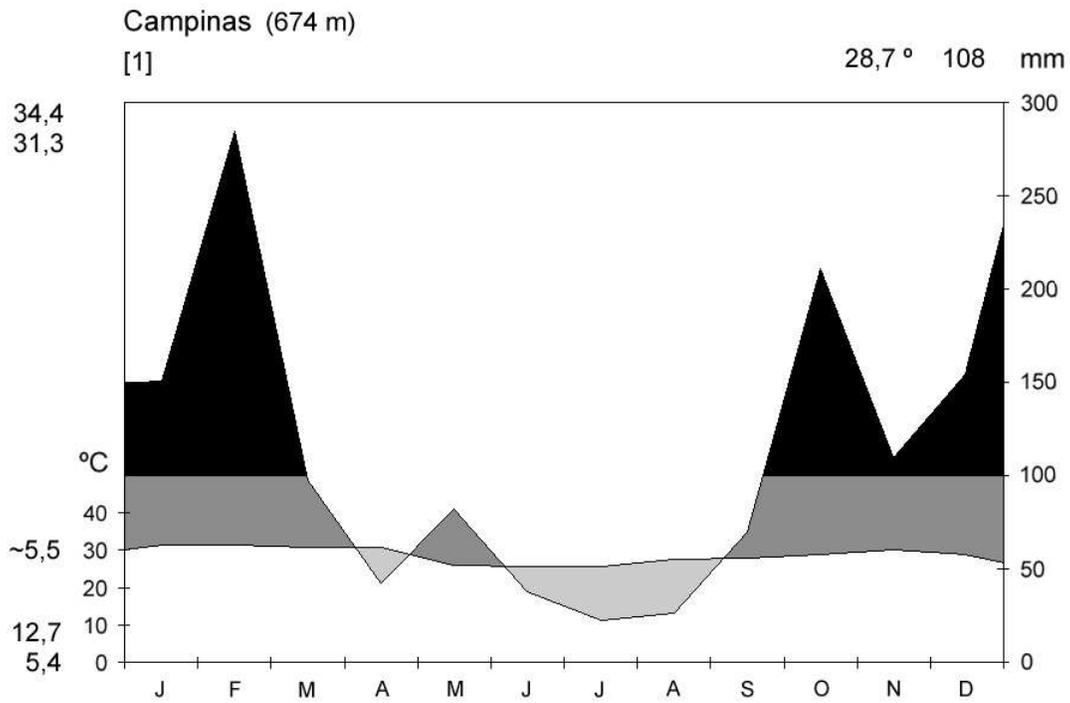


Figura 5 – Diagrama climático baseado nos dados do ano de 2001, fornecidos pelo CEPAGRI/UNICAMP.

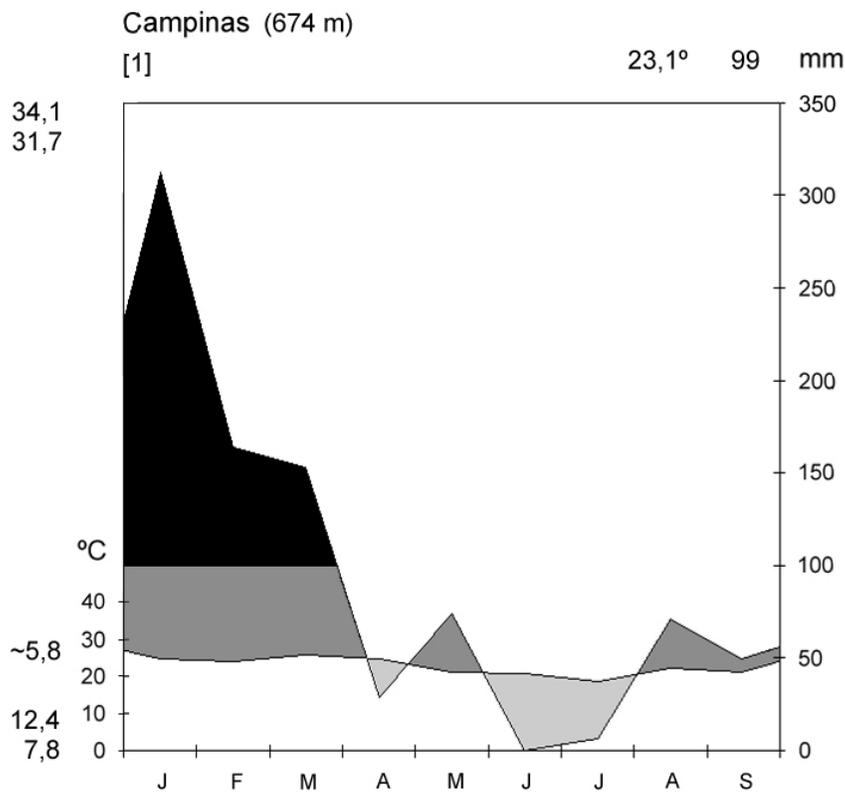


Figura 6 – Diagrama climático baseado nos dados de janeiro a setembro de 2002, fornecidos pelo CEPAGRI/UNICAMP.



Figura 1 – Exemplo de capoeira com árvores cobertas por populações de lianas hiper-abundantes.

Anexo A1



Figura 2 – Experimento A – tratamento 1 (parcela não revolvida – delimitada pela linha vermelha), bloco 3. Visão geral em abril de 2001. Este é um exemplo de área com baixa densidade inicial de indivíduos arbustivo-arbóreos (apenas uma touceira de *Merostachys riedeliana* com 4m de altura). Dois meses após o corte das lianas, ainda persistiu a espessa camada de restos depositados na superfície do solo.



Anexo A1
– continuação

Figura 3 – Experimento A – tratamento 2 (parcela revolvida), bloco 2. Visão geral em dezembro de 2001. Segundo o critério de amostragem para o estrato com “ $0,5\text{m} \leq \text{altura} < 1\text{m}$ ”, não puderam ser amostradas várias plantas que posteriormente apareceram com grande número de indivíduos no estrato com altura $\geq 1\text{m}$, principalmente *Trema micrantha*, *Abutilon peltatum* e *Solanum erianthum*. Observou-se diferentes composições florísticas em outras parcelas do mesmo tratamento.



Figura 4 – Experimento A – tratamento 2 (parcela revolvida), bloco 3. Visão geral em setembro de 2002. A partir de uma área com baixa densidade arbustivo-arbórea (adjacente à da Figura 2) o manejo propiciou numerosa regeneração. Após um ano e meio obteve-se um bosque com dossel de 5–6m altura formado por *Trema micrantha* e *Solanum erianthum*, e abaixo, arvoretas de *Vernonia polyanthes*, tutorando outras pré-existentes na parcela (*Piper amalago*, *Lonchocarpus muehlbergianus* e *Urera baccifera*).

Anexo A2

Quadro 1 – Áreas A – Parâmetros fitossociológicos dos indivíduos com altura $\geq 1\text{m}$, em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas – SP.

Resumo da comunidade: Nº indiv.: 50; Nº espécies: 24; De.Ab.: 1111 ind.ha ⁻¹ ; A.Bas. total: 1,0710 m ² ; Grupos sucessionais (% de indiv.): P: 44; SI: 34; ST: 10; SB: 12.												
Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.	G.E.	
<i>Merostachys riedeliana</i>	2	4	44,4	4,88	25,0	66,53	0,7123	75,41	70,53	4,0	P	
<i>Centrolobium tomentosum</i>	6	12	133,3	4,88	25,0	3,40	0,0364	20,27	15,40	4,8	SI	
<i>Piper amalago</i>	5	10	111,1	7,32	37,5	2,54	0,0272	19,85	12,54	3,2	P	
<i>Acacia polyphylla</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	9,93	0,1064	14,37	11,93	6,9	SI	
<i>Trema micrantha</i>	4	8	88,9	7,32	37,5	3,31	0,0355	18,63	11,31	5,3	P	
<i>Croton floribundus</i>	4	8	88,9	9,76	50,0	1,45	0,0155	19,20	9,45	3,9	P	
<i>Aloysia virgata</i>	2	4	44,4	4,88	25,0	4,43	0,0474	13,31	8,43	5,2	P	
<i>Maytenus aquifolium</i>	3	6	66,7	7,32	37,5	0,14	0,0016	13,46	6,14	1,3	SB	
<i>Jacaratia spinosa</i>	2	4	44,4	4,88	25,0	1,74	0,0187	10,62	5,74	4,3	P	
<i>Helicteres ovata</i>	2	4	44,4	2,44	12,5	1,45	0,0155	7,89	5,45	4,2	P	
<i>Astronium graveolens</i>	2	4	44,4	4,88	25,0	0,92	0,0098	9,80	4,92	4,0	SI	
<i>Metrodorea stipularis</i>	2	4	44,4	4,88	25,0	0,68	0,0073	9,56	4,68	2,6	ST	
<i>Guapira opposita</i>	2	4	44,4	2,44	12,5	0,32	0,0034	6,76	4,32	1,9	SI	
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	2	4	44,4	4,88	25,0	0,21	0,0022	9,08	4,21	2,5	SI	
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	2	4	44,4	4,88	25,0	0,17	0,0019	9,05	4,17	1,8	ST	
<i>Acrocomia aculeata</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	1,02	0,0109	5,46	3,02	3,0	SI	
<i>Urera baccifera</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	0,81	0,0087	5,25	2,81	1,5	P	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	0,37	0,0040	4,81	2,37	5,0	SI	
<i>Trichilia pallida</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	0,26	0,0027	4,69	2,26	2,2	ST	
<i>Cupania vernalis</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	0,12	0,0013	4,56	2,12	3,3	SI	
<i>Randia armata</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	0,12	0,0013	4,56	2,12	2,3	SI	
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	0,04	0,0005	4,48	2,04	1,7	SB	
<i>Galipea multiflora</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	0,02	0,0003	4,46	2,02	1,9	SB	
<i>Trichilia elegans</i>	1	2	22,2	2,44	12,5	0,01	0,0002	4,45	2,01	1,0	SB	

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Freqüência Relativa; F.Ab.: freqüência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Ár.Bas.: área basal (m²); IVI: Índice de Valor de Importância (%); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo A3

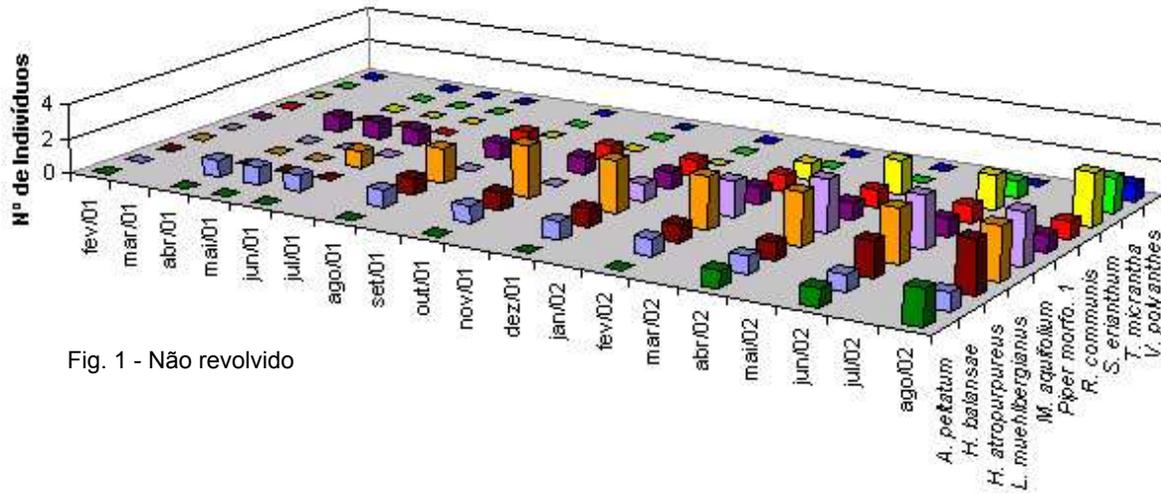


Fig. 1 - Não revolvido

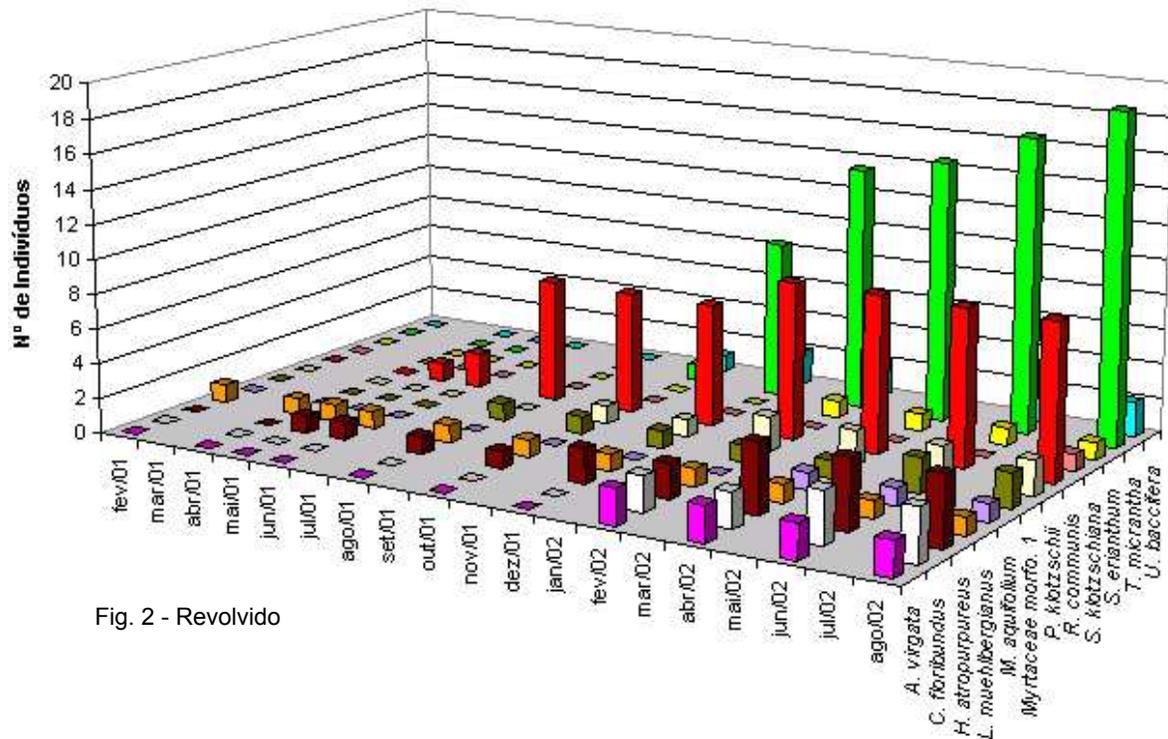


Fig. 2 - Revolvido

Figuras 1 e 2 - Experimento A, tratamento 1 (não revolvido) e trat. 2 (revolvido), todos os blocos - Variação temporal do número de indivíduos com "0,5m ≤ altura < 1m". Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Anexo A4

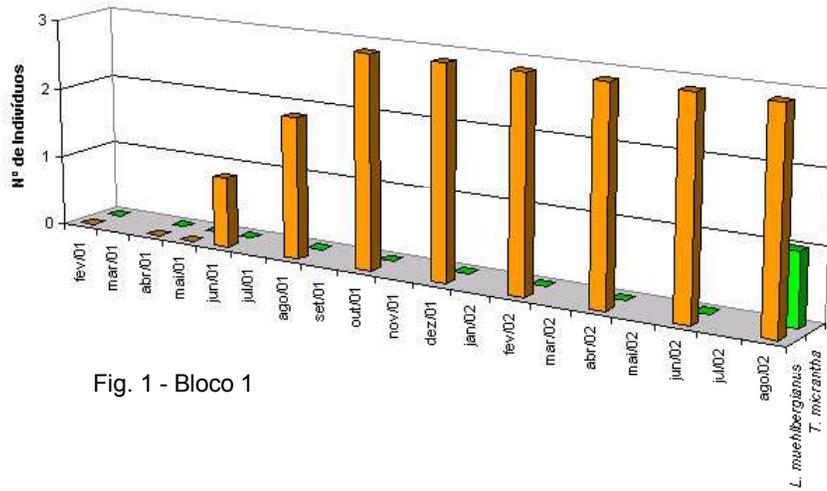


Fig. 1 - Bloco 1

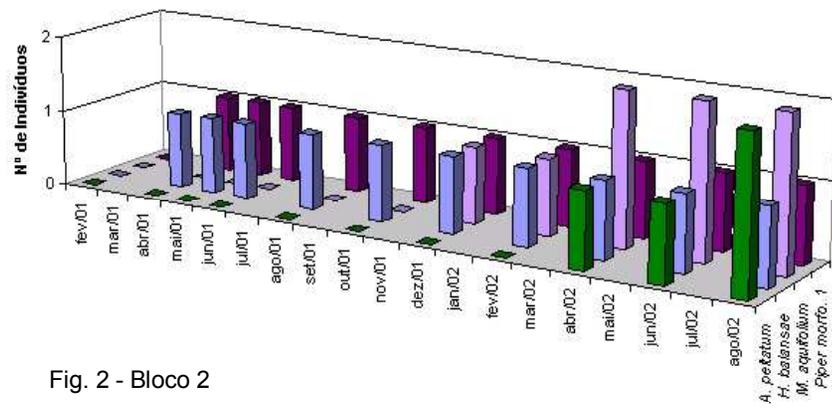


Fig. 2 - Bloco 2

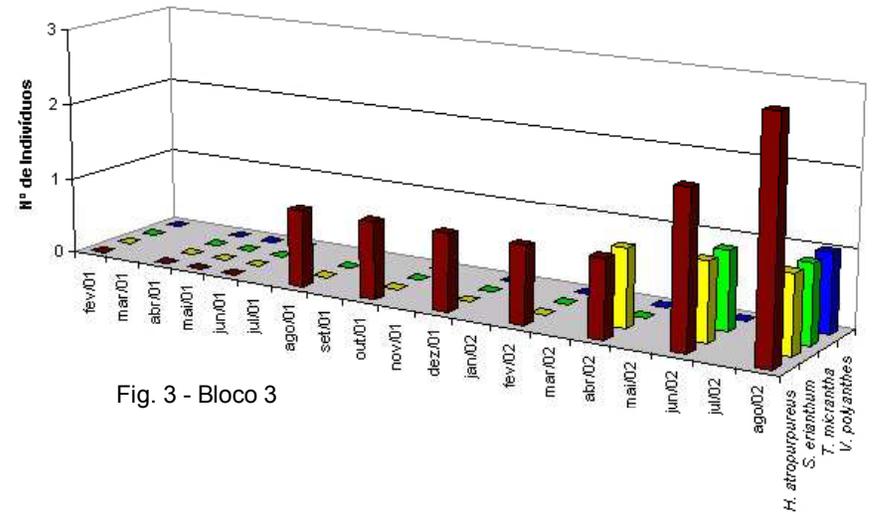


Fig. 3 - Bloco 3

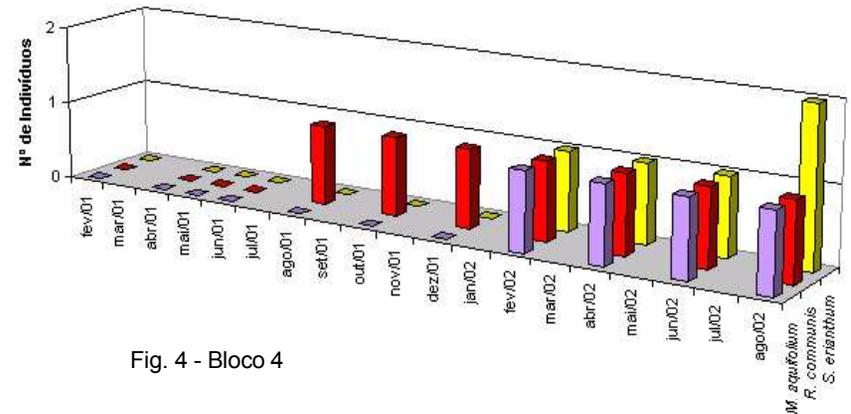
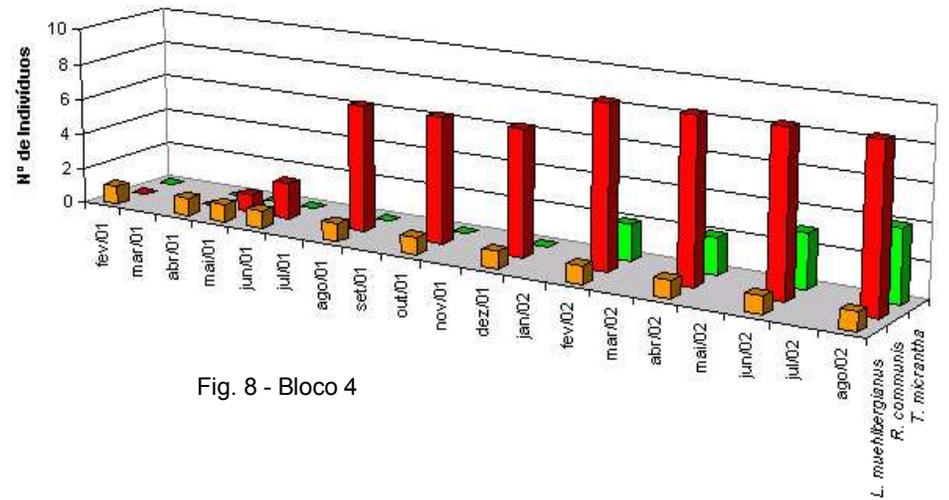
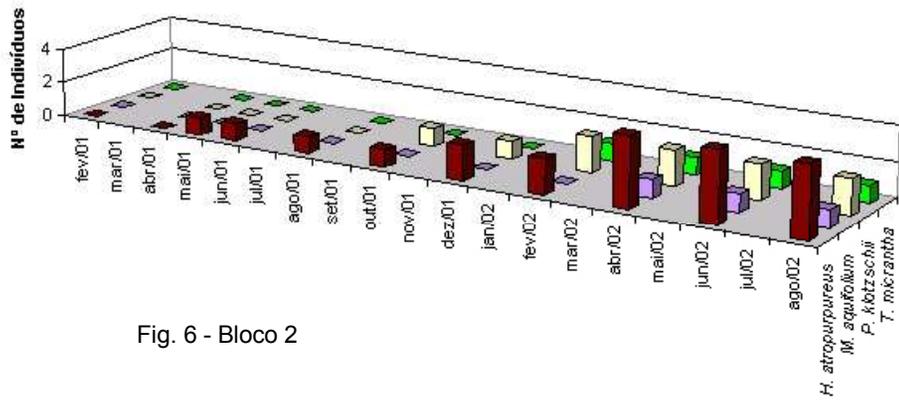
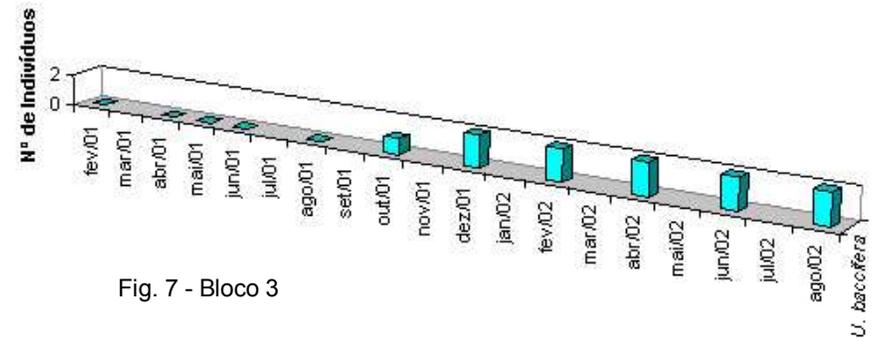
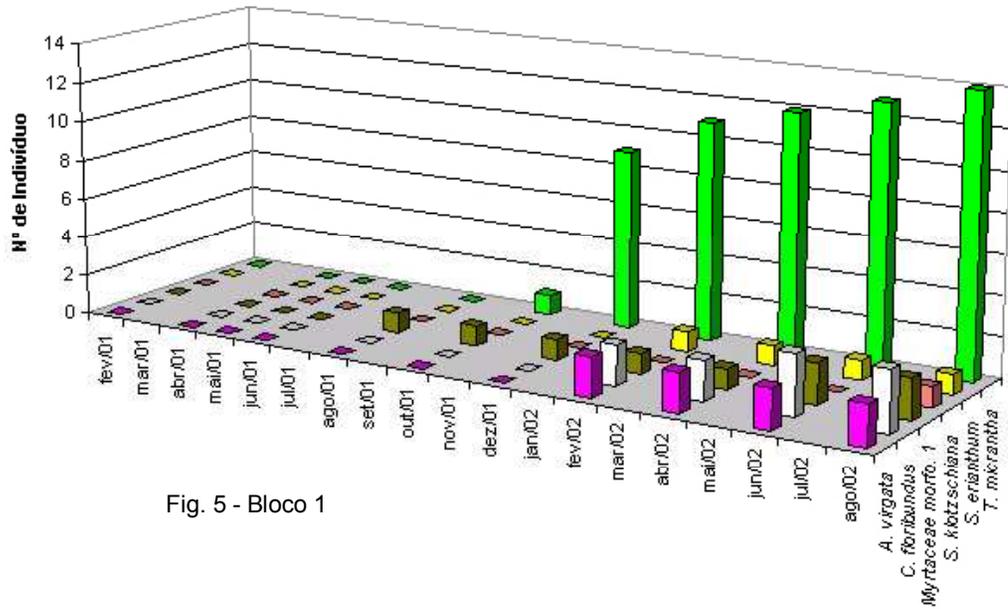


Fig. 4 - Bloco 4

Figuras 1 a 4 – Experimento A, tratamento 1 (não revolvido), blocos 1 a 4 - Variação temporal do número acumulado de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.



Figuras 5 a 8 – Experimento A, tratamento 2 (revolvido), blocos 1 a 4 - Variação temporal do número acumulado de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Anexo A5

Figuras 1 a 3 – Experimento A – Comparação de parâmetros de indivíduos regenerantes com altura $\geq 1\text{m}$ nas áreas não submetidas a revolvimento de solo (trat. 1) ou com revolvimento (trat. 2); Obs.: densidade absoluta (ind. ha^{-1}); área basal (m^2); Reserva Munic. de Santa Genebra - Campinas, SP.

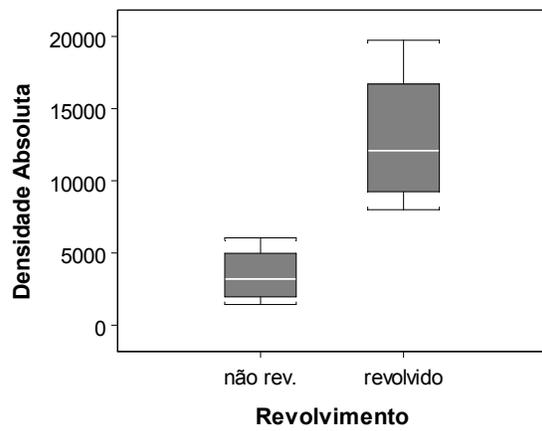


Fig. 1

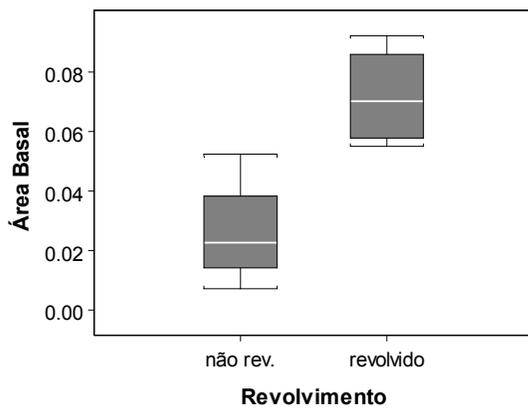


Fig. 2

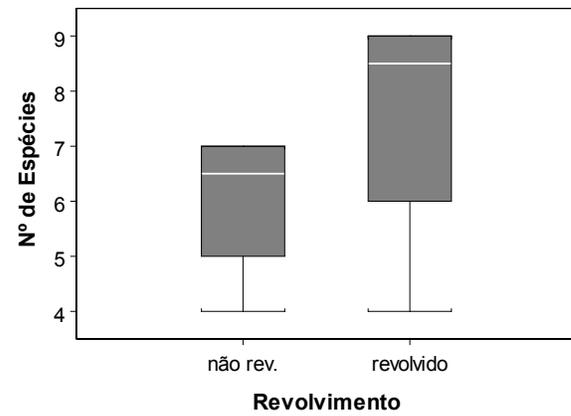


Fig. 3

Anexo A6

Quadro 1 – Experimento A, tratamento 1 (áreas não revolvidas) – Parâmetros fitossociológicos dos regenerantes com altura ≥ 1 m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.
<i>Trema micrantha</i>	31	39,24	1377,8	16,67	100	42,17	0,0668	98,08	81,41	1,9
<i>Solanum erianthum</i>	14	17,72	622,2	12,50	75	16,32	0,0258	46,54	34,04	3
<i>Ricinus communis</i>	7	8,86	311,1	12,50	75	13,94	0,0221	35,30	22,80	3,8
<i>Vernonia polyanthes</i>	7	8,86	311,1	8,33	50	2,26	0,0036	19,45	11,12	1,7
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	6	7,59	266,7	4,17	25	3,38	0,0053	15,14	10,97	1,1
<i>Piper morfoesp. 1</i>	2	2,53	88,9	4,17	25	7,86	0,0124	14,56	10,39	2,4
<i>Urera baccifera</i>	2	2,53	88,9	4,17	25	6,77	0,0107	13,47	9,30	1,8
<i>Holocalyx balansae</i>	2	2,53	88,9	8,33	50	1,10	0,0017	11,97	3,63	2,1
<i>Abutilon peltatum</i>	2	2,53	88,9	4,17	25	1,06	0,0017	7,76	3,59	1,5
<i>Astronium graveolens</i>	1	1,27	44,4	4,17	25	2,03	0,0032	7,46	3,30	1,5
<i>Trichilia elegans</i>	2	2,53	88,9	8,33	50	0,40	0,0006	11,26	2,93	1,1
<i>Helicteres ovata</i>	1	1,27	44,4	4,17	25	1,34	0,0021	6,77	2,61	1,4
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	1,27	44,4	4,17	25	1,29	0,002	6,72	2,56	2,3
<i>Aloysia virgata</i>	1	1,27	44,4	4,17	25	0,08	0,0001	5,52	1,35	1,4

Quadro 2 – Experimento A, tratamento 2 (áreas revolvidas) – Parâmetros fitossociológicos dos regenerantes com altura ≥ 1 m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.
<i>Trema micrantha</i>	166	56,85	7377,8	13,33	100	52,39	0,1506	122,57	109,23	2,6
<i>Ricinus communis</i>	37	12,67	1644,4	3,33	25	18,97	0,0546	34,98	31,64	3
<i>Solanum erianthum</i>	27	9,25	1200	13,33	100	8,47	0,0244	31,05	17,72	2,7
<i>Abutilon peltatum</i>	17	5,82	755,6	6,67	50	7,46	0,0214	19,95	13,28	1,7
<i>Urera baccifera</i>	7	2,40	311,1	6,67	50	5,54	0,0159	14,61	7,94	1,7
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	9	3,08	400	10,00	75	1,29	0,0037	14,37	4,37	1,6
<i>Vernonia polyanthes</i>	9	3,08	400	10,00	75	1,22	0,0035	14,30	4,30	2,1
<i>Carica papaya</i>	2	0,68	88,9	3,33	25	2,26	0,0065	6,28	2,95	2,6
<i>Aloysia virgata</i>	5	1,71	222,2	6,67	50	0,47	0,0014	8,85	2,18	1,6
<i>Croton floribundus</i>	5	1,71	222,2	3,33	25	0,39	0,0011	5,43	2,10	1,3
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	2	0,68	88,9	3,33	25	0,53	0,0015	4,54	1,21	1,5
<i>Myrtaceae morfoesp. 3</i>	1	0,34	44,4	3,33	25	0,45	0,0013	4,12	0,79	3,3
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1	0,34	44,4	3,33	25	0,18	0,0005	3,86	0,53	1,6
<i>Galipea multiflora</i>	1	0,34	44,4	3,33	25	0,14	0,0004	3,81	0,48	2,2
<i>Inga striata</i>	1	0,34	44,4	3,33	25	0,10	0,0003	3,77	0,44	1,6
<i>Polygala klotzschii</i>	1	0,34	44,4	3,33	25	0,08	0,0002	3,75	0,42	1,2
<i>Maytenus aquifolium</i>	1	0,34	44,4	3,33	25	0,07	0,0002	3,75	0,41	1,1

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Freqüência Relativa; F.Ab.: freqüência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Ár.Bas.: área basal (m²); IVI: Índice de Valor de Importância (%); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo A7

Quadro 1 – Experimento A, tratamento 1 (áreas não revolvidas) – parâmetros fitossociológicos dos indivíduos totais com altura ≥ 1 m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Resumo da comunidade: N° indiv.: 103; N° espécies: 23; De.Ab.: 2281 ind.ha ⁻¹ ; Á.Bas. total: 2,0564 m ² ; Alt.média: 3,0 m; Grupos sucessionais (% de indiv.): P: 75,7; SI: 8,7; ST: 5,8; SB: 9,7.											
Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.	G.E.
<i>Merostachys riedeliana</i>	1	0,97	44,4	2,63	25	76,52	1,5737	80,13	77,49	5,5	P
<i>Trema micrantha</i>	33	32,04	1466,7	10,53	100	4,75	0,0977	47,32	36,79	2,2	P
<i>Solanum erianthum</i>	14	13,59	622,2	7,89	75	1,26	0,0258	22,74	14,85	3	P
<i>Ricinus communis</i>	7	6,8	311,1	7,89	75	1,07	0,0221	15,76	7,87	3,8	P
<i>Helicteres ovata</i>	3	2,91	133,3	2,63	25	4,48	0,0922	10,03	7,40	3,2	P
<i>Centropogon tomentosus</i>	5	4,85	222,2	2,63	25	2,39	0,0491	9,87	7,24	4,7	SI
<i>Vernonia polyanthes</i>	7	6,8	311,1	5,26	50	0,17	0,0036	12,23	6,97	1,7	P
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	6	5,83	266,7	2,63	25	0,26	0,0053	8,72	6,09	1,1	SB
<i>Aloysia virgata</i>	2	1,94	88,9	2,63	25	3,28	0,0675	7,85	5,22	3,2	P
<i>Astronium graveolens</i>	3	2,91	133,3	7,89	75	0,8	0,0164	11,60	3,71	3,3	SI
<i>Piper amalago</i>	2	1,94	88,9	5,26	50	1,4	0,0289	8,61	3,35	3,2	P
<i>Trichilia elegans</i>	3	2,91	133,3	5,26	50	0,04	0,0009	8,22	2,96	1,3	SB
<i>Piper morfoesp. 1</i>	2	1,94	88,9	2,63	25	0,61	0,0124	5,18	2,55	2,4	P
<i>Urera baccifera</i>	2	1,94	88,9	2,63	25	0,52	0,0107	5,09	2,46	1,8	P
<i>Croton floribundus</i>	2	1,94	88,9	5,26	50	0,28	0,0058	7,49	2,22	4,6	P
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	2	1,94	88,9	5,26	50	0,15	0,0031	7,36	2,09	2,8	ST
<i>Holocalyx balansae</i>	2	1,94	88,9	5,26	50	0,08	0,0017	7,29	2,03	2,1	ST
<i>Abutilon peltatum</i>	2	1,94	88,9	2,63	25	0,08	0,0017	4,65	2,02	1,5	P
<i>Jacaratia spinosa</i>	1	0,97	44,4	2,63	25	1,03	0,0211	4,63	2,00	5,2	P
<i>Metrodorea stipularis</i>	1	0,97	44,4	2,63	25	0,48	0,0099	4,08	1,45	4	ST
<i>Trichilia pallida</i>	1	0,97	44,4	2,63	25	0,19	0,004	3,79	1,16	3,4	ST
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	0,97	44,4	2,63	25	0,1	0,002	3,70	1,07	2,3	SI
<i>Maytenus aquifolium</i>	1	0,97	44,4	2,63	25	0,04	0,0008	3,64	1,01	2,3	SB

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Freqüência Relativa; F.Ab.: freqüência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Á.Bas.: área basal (m²); IVI: Índice de Valor de Importância (%); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo A8

Quadro 1 – Experimento A, tratamento 2 (áreas revolvidas) – parâmetros fitossociológicos dos indivíduos totais com altura ≥ 1 m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Resumo da comunidade: N° indiv.: 315; N° espécies: 28; De.Ab.: 14000 ind.ha ⁻¹ ; Á.Bas. total: 1,32 m ² ; Alt.média: 3,2 m; Grupos sucessionais (% de indiv.): P: 89,5; SI: 4,1; ST: 0,6; SB: 4,8; NC: 1,0.												
Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.	G.E.	
<i>Trema micrantha</i>	166	52,7	7377,8	9,09	100	11,38	0,1506	73,16	64,07	2,6	P	
<i>Merostachys riedeliana</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	43,57	0,5768	46,16	43,89	7,1	P	
<i>Ricinus communis</i>	37	11,75	1644,4	2,27	25	4,12	0,0546	18,14	15,87	3	P	
<i>Acacia polyphylla</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	12,01	0,159	14,60	12,33	8,2	SI	
<i>Solanum erianthum</i>	27	8,57	1200	9,09	100	1,84	0,0244	19,50	10,41	2,7	P	
<i>Aloysia virgata</i>	6	1,9	266,7	4,55	50	5,73	0,0759	12,18	7,63	2,7	P	
<i>Abutilon peltatum</i>	17	5,4	755,6	4,55	50	1,62	0,0214	11,56	7,02	1,7	P	
<i>Piper amalago</i>	3	0,95	133,3	2,27	25	5,91	0,0783	9,14	6,87	2,9	P	
<i>Urera baccifera</i>	8	2,54	355,6	4,55	50	2,03	0,0269	9,11	4,57	1,8	P	
<i>Acrocomia aculeata</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	3,43	0,0454	6,02	3,75	3,6	SI	
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	10	3,17	444,4	6,82	75	0,32	0,0043	10,32	3,50	1,7	SB	
<i>Croton floribundus</i>	7	2,22	311,1	4,55	50	1,01	0,0133	7,78	3,23	2	P	
<i>Vernonia polyanthes</i>	9	2,86	400	6,82	75	0,27	0,0035	9,94	3,12	2,1	P	
<i>Jacaratia spinosa</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	2,16	0,0287	4,75	2,48	6,4	P	
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	4	1,27	177,8	6,82	75	0,45	0,006	8,54	1,72	2,3	SI	
<i>Centrolobium tomentosum</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	1,05	0,0139	3,64	1,37	5,4	SI	
<i>Guapira opposita</i>	2	0,63	88,9	2,27	25	0,53	0,007	3,44	1,16	2,3	SI	
<i>Carica papaya</i>	2	0,63	88,9	2,27	25	0,49	0,0065	3,40	1,13	2,6	NC	
<i>Maytenus aquifolium</i>	2	0,63	88,9	2,27	25	0,29	0,0038	3,19	0,92	1,6	SB	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	0,58	0,0077	3,17	0,90	5,6	SI	
<i>Galipea multiflora</i>	2	0,63	88,9	2,27	25	0,09	0,0012	3,00	0,73	2,3	SB	
<i>Metrodorea stipularis</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	0,41	0,0055	3,00	0,73	2,8	ST	
<i>Randia armata</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	0,27	0,0036	2,86	0,59	4,1	SI	
<i>Cupania vernalis</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	0,26	0,0034	2,85	0,58	4,8	SI	
<i>Myrtaceae morfoesp. 1</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	0,1	0,0013	2,69	0,41	3,3	NC	
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	0,04	0,0005	2,63	0,36	1,6	ST	
<i>Inga striata</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	0,02	0,0003	2,61	0,34	1,6	SI	
<i>Polygala klotzschii</i>	1	0,32	44,4	2,27	25	0,02	0,0002	2,61	0,33	1,2	SB	

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Frequência Relativa; F.Ab.: frequência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Á.Bas.: área basal (m²); IVI: Índice de Valor de Importância (%); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo B1



Figura 1 – Experimento B – tratamento 4 (parcela revolvida no verão – delimitada pela linha vermelha), bloco 2. Visão geral em abril de 2001. Este é um exemplo de área com baixa densidade arbustivo-arbórea inicial, com um indivíduo de *Croton floribundus* (5m de altura) ao centro, atrás uma árvore de *Metrodorea stipularis* (3m), ao lado de *Croton priscus* (7m, cuja copa é mais alta e não aparece na imagem) e outra de *Aegiphila sellowiana* (5m).



Figura 2 – Experimento B – tratamento 4 (parcela revolvida no verão), bloco 2. Regeneração numerosa de *Trema micrantha*, estimulada pelo revolvimento do solo efetuado em fev/2001; foto de dezembro de 2001.



Anexo B1
- continuação

Figura 3 – Experimento B – tratamento 5 (parcela revolvida no inverno), bloco 1. Regeneração intensa de *Solanum erianthum*, *Trema micrantha*, *Vernonia polyanthes*, entre outras. Essa composição diferiu daquela encontrada em parcelas revolvidas no verão (veja Figura 2); dezembro de 2001.



Figura 30 – Experimento B – tratamento 4 (parcela revolvida no verão), bloco 2 (mesmo local da Figs. 1 e 2). Visão geral em setembro de 2002. Na composição final, as plantas com altura $\geq 1\text{m}$ foram representadas principalmente por *Trema micrantha*, além de *Solanum erianthum* e outras.

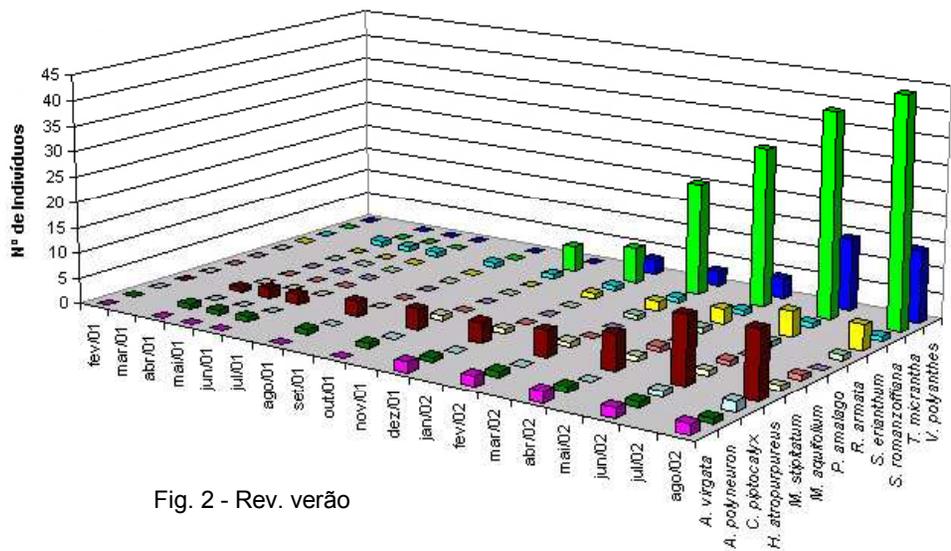
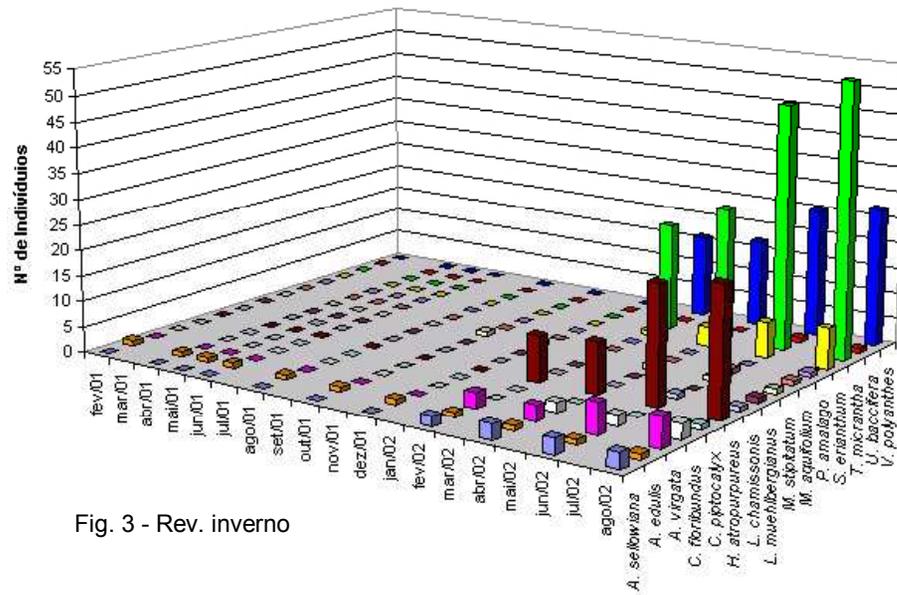
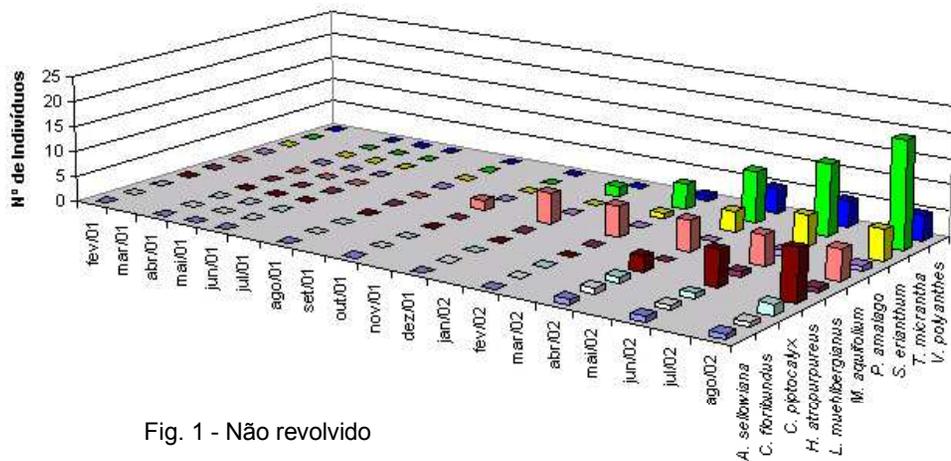
Anexo B2

Quadro 1 - Áreas B – parâmetros fitossociológicos das plantas com altura ≥ 1 m em fevereiro de 2001.

Resumo da comunidade: N° indiv.: 154; N° espécies: 41; De.Ab.: 2281 ind.ha ⁻¹ ; A.Bas. total: 1,5796 m ² ; Grupos sucessionais (% de indiv.): P: 37,7; SI: 27,3; ST: 13,6; SB: 20,1; NC: 1,3.											
Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.	G.E.
<i>Piper amalago</i>	11	7,14	163,0	6,45	50,0	16,01	0,2528	29,60	23,15	4,0	P
<i>Colubrina glandulosa</i>	10	6,49	148,1	4,30	33,3	14,22	0,2247	25,02	20,72	8,8	SI
<i>Trema micrantha</i>	19	12,34	281,5	6,45	50,0	5,21	0,0823	24,00	17,55	3,5	P
<i>Aloysia virgata</i>	5	3,25	74,1	3,23	25,0	9,69	0,1531	16,16	12,94	7,8	P
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	17	11,04	251,9	6,45	50,0	0,45	0,0071	17,94	11,49	1,5	SB
<i>Cedrela fissilis</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	7,13	0,1127	8,86	7,78	8,0	ST
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	1,95	44,4	3,23	25,0	5,71	0,0902	10,89	7,66	7,7	SI
<i>Galipea multiflora</i>	9	5,84	133,3	6,45	50,0	1,60	0,0253	13,90	7,45	3,0	SB
<i>Aegiphila sellowiana</i>	4	2,60	59,3	4,30	33,3	4,49	0,0709	11,39	7,09	5,0	P
<i>Croton priscus</i>	2	1,30	29,6	2,15	16,7	5,19	0,0820	8,64	6,49	8,0	P
<i>Croton floribundus</i>	5	3,25	74,1	3,23	25,0	3,00	0,0473	9,47	6,24	4,5	P
<i>Machaerium stipitatum</i>	6	3,90	88,9	4,30	33,3	1,67	0,0264	9,87	5,57	3,2	SI
<i>Centrolobium tomentosum</i>	6	3,90	88,9	2,15	16,7	1,49	0,0236	7,54	5,39	4,8	P
<i>Metrodorea stipularis</i>	5	3,25	74,1	4,30	33,3	1,92	0,0303	9,47	5,17	3,9	ST
<i>Guapira opposita</i>	2	1,30	29,6	1,08	8,3	3,47	0,0548	5,85	4,77	2,7	SI
<i>Merostachys riedeliana</i>	3	1,95	44,4	2,15	16,7	2,79	0,0441	6,89	4,74	3,1	P
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	4	2,60	59,3	3,23	25,0	1,81	0,0285	7,63	4,40	3,1	ST
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	4	2,60	59,3	4,30	33,3	1,66	0,0262	8,56	4,26	3,4	SI
<i>Metrodorea nigra</i>	3	1,95	44,4	1,08	8,3	1,43	0,0225	4,45	3,37	3,9	SB
<i>Cupania vernalis</i>	2	1,30	29,6	1,08	8,3	1,75	0,0277	4,13	3,05	5,0	SI
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	3	1,95	44,4	2,15	16,7	1,02	0,0161	5,12	2,97	4,2	SI
<i>Inga striata</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	1,94	0,0306	3,66	2,59	8,0	SI
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	1,30	29,6	1,08	8,3	1,14	0,0180	3,52	2,44	4,6	SI
<i>Allophylus edulis</i>	3	1,95	44,4	1,08	8,3	0,33	0,0052	3,35	2,28	2,2	SB
<i>Maytenus aquifolium</i>	3	1,95	44,4	2,15	16,7	0,20	0,0032	4,30	2,15	2,1	SB
<i>Rapanea umbellata</i>	2	1,30	29,6	2,15	16,7	0,84	0,0133	4,29	2,14	3,7	P
<i>Trichilia clauseni</i>	3	1,95	44,4	3,23	25,0	0,11	0,0017	5,28	2,06	1,6	ST
<i>Urera baccifera</i>	2	1,30	29,6	2,15	16,7	0,43	0,0069	3,88	1,73	1,8	P
<i>Holocalyx balansae</i>	2	1,30	29,6	1,08	8,3	0,25	0,0040	2,63	1,55	2,8	ST
<i>Guatteria nigrescens</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,79	0,0125	2,51	1,44	4,7	ST
<i>Vernonia polyanthes</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,56	0,0088	2,28	1,21	5,4	P
<i>Astronium graveolens</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,50	0,0079	2,22	1,15	2,0	SI
<i>Solanum erianthum</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,31	0,0049	2,03	0,96	4,2	P
<i>Eugenia campestris</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,26	0,0042	1,99	0,91	4,9	NC
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,20	0,0032	1,93	0,85	1,8	SI
<i>Trichilia pallida</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,16	0,0025	1,88	0,81	4,3	ST
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,08	0,0012	1,80	0,72	2,4	ST
<i>Inga marginata</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,06	0,0010	1,79	0,71	3,5	SI
<i>Eugenia florida</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,05	0,0008	1,77	0,70	4,2	SB
<i>Sebastiania edwalliana</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,04	0,0007	1,77	0,69	2,1	SB
<i>Diospyros inconstans</i>	1	0,65	14,8	1,08	8,3	0,02	0,0004	1,75	0,67	1,7	ST

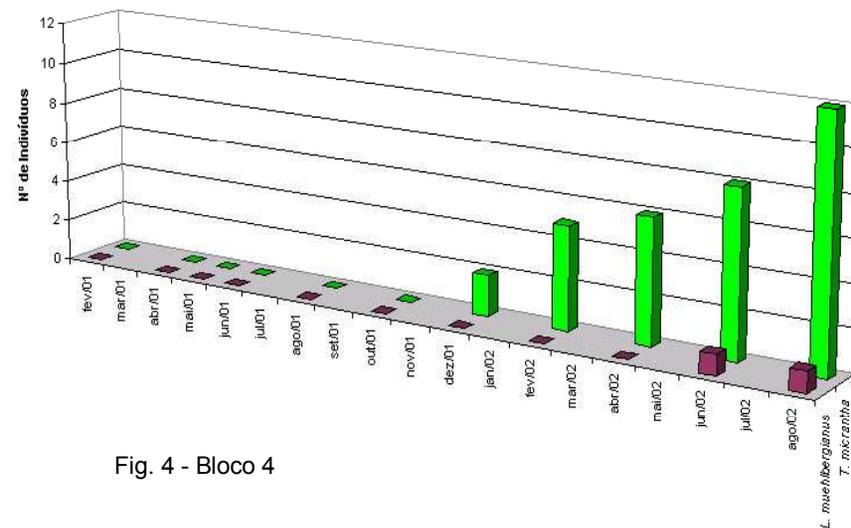
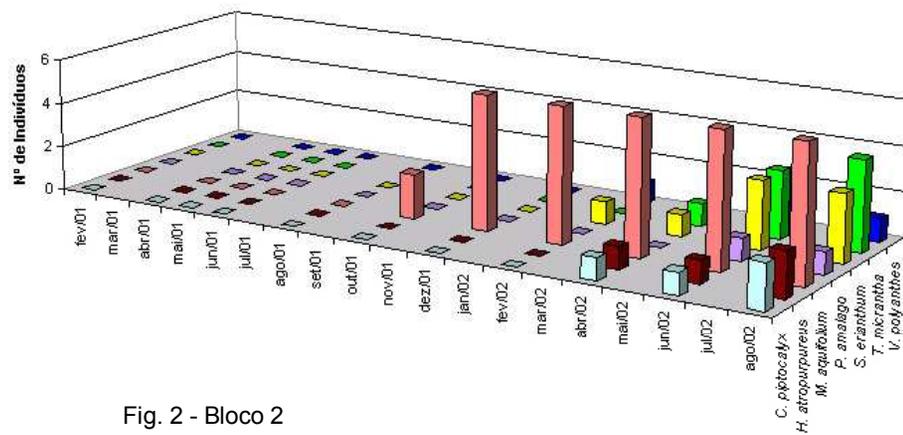
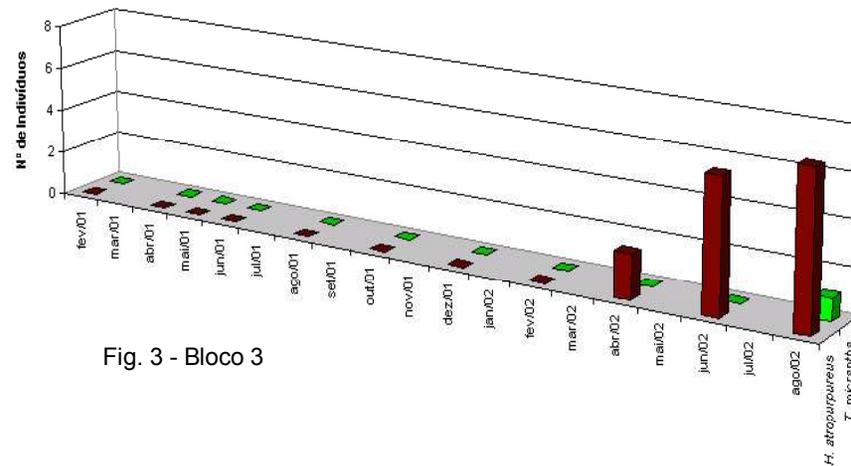
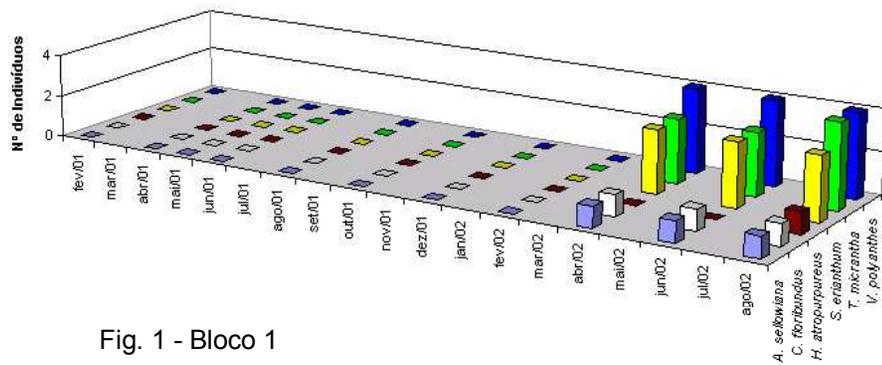
Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Frequência Relativa; F.Ab.: frequência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Á.Bas.: área basal (m²); IVI: Índice de Valor de Importância (%); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo B3



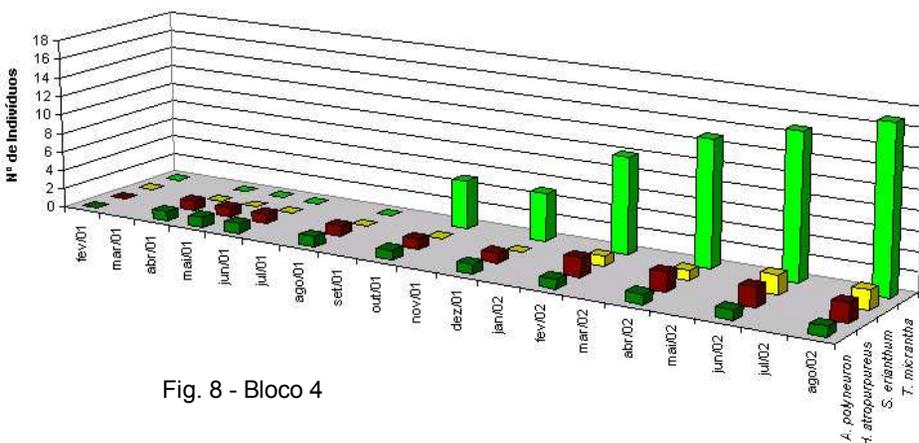
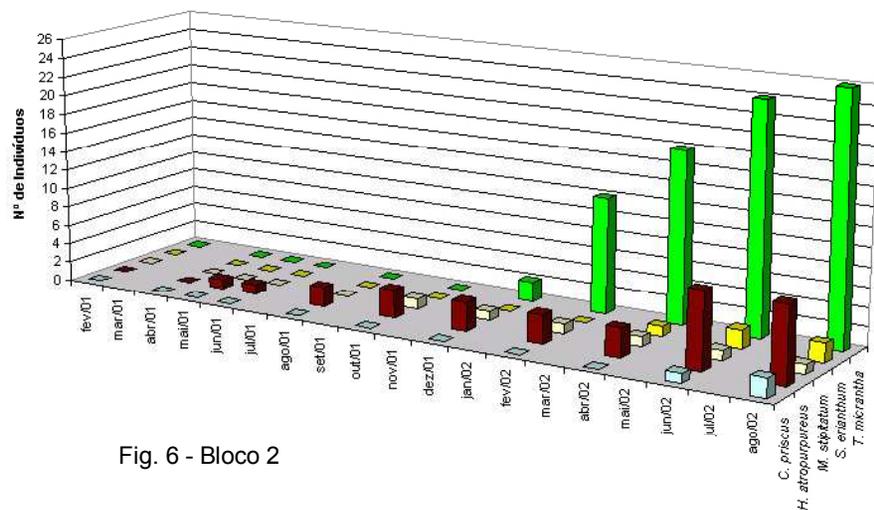
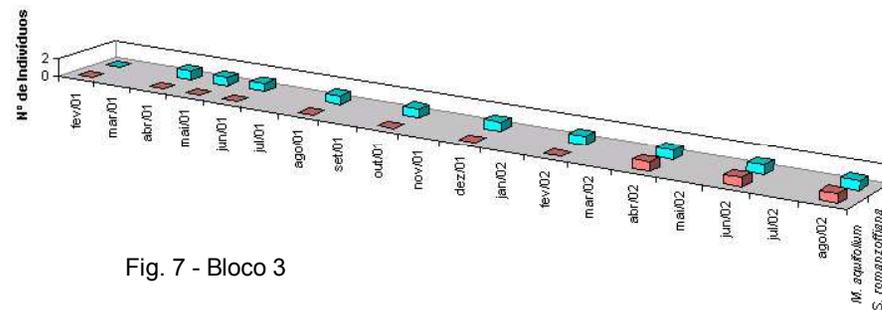
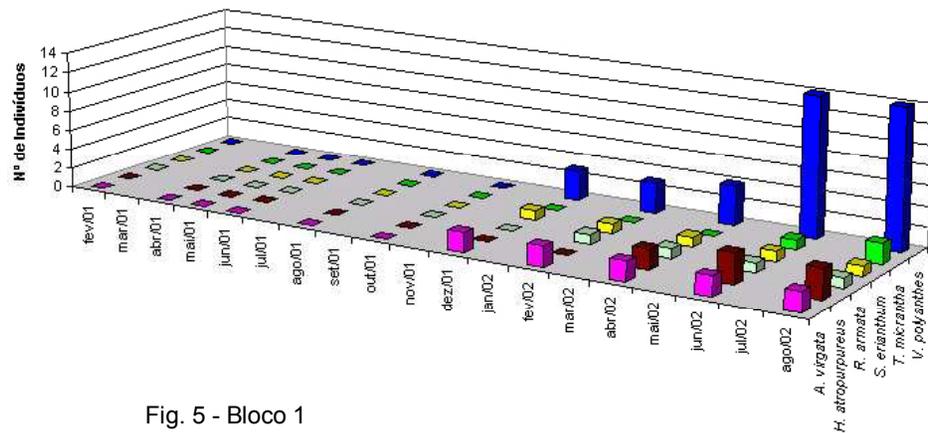
Figuras 1 a 3 - Experimento B, tratamento 1 (não revolvido), trat. 2 (rev. no verão) e trat. 3 (rev. no inverno), todos os blocos - Variação temporal do número de indivíduos com "0,5m ≤ altura < 1m". Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP.

Anexo B4



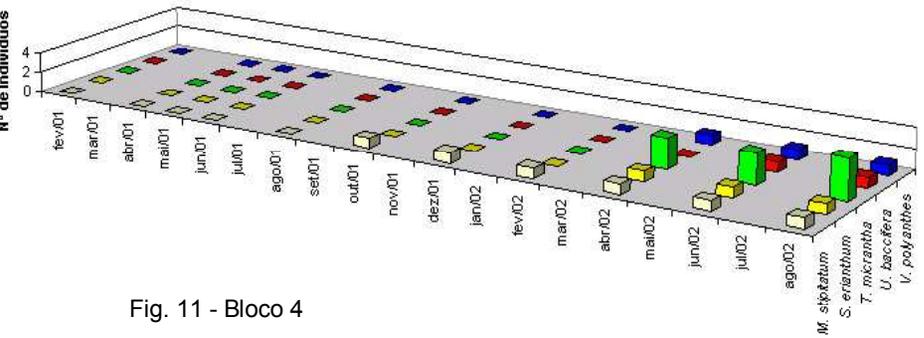
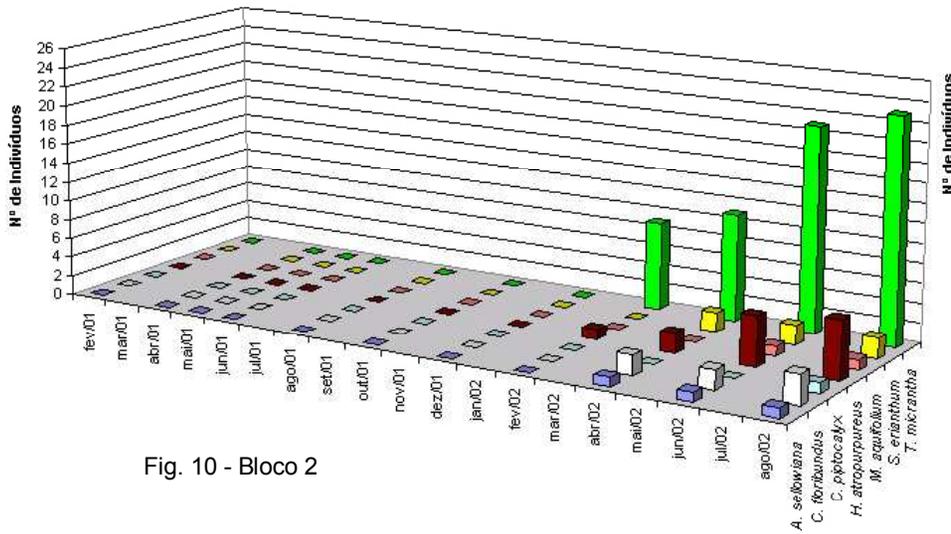
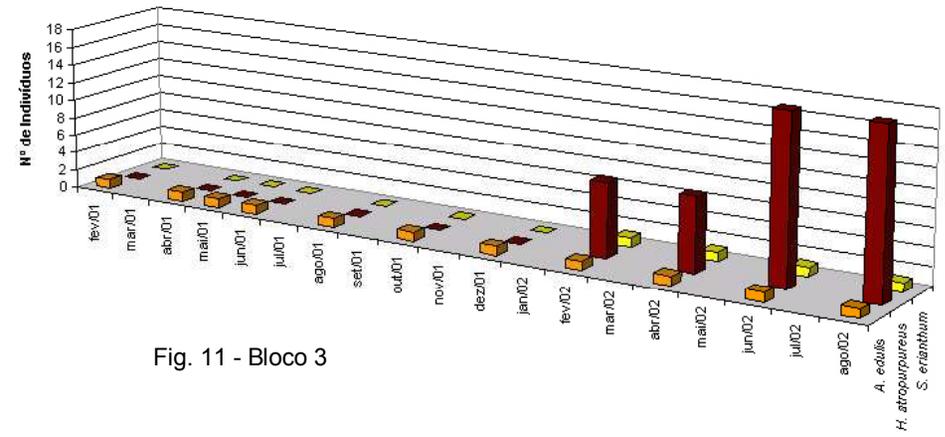
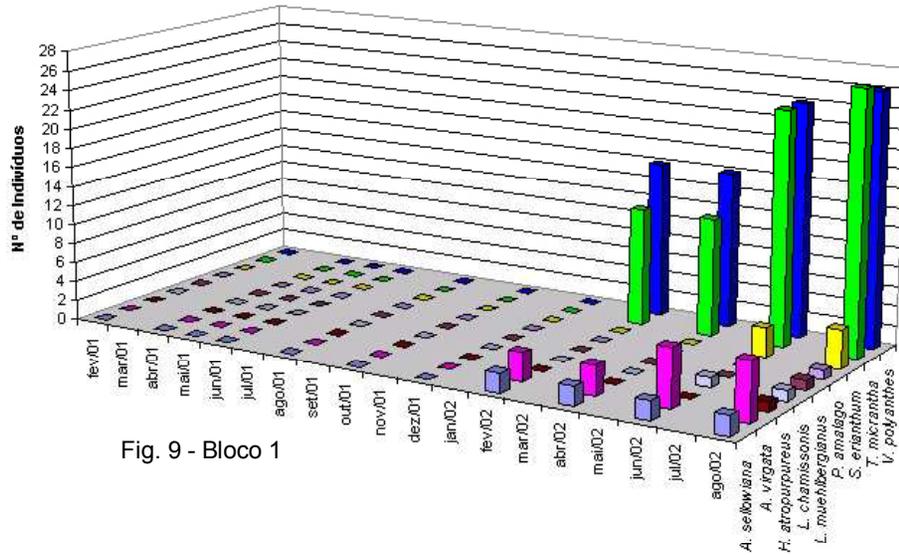
Figuras 1 a 4 – Experimento B, tratamento 3 (não revolvido), blocos 1 a 4 - Variação temporal do número acumulado de indivíduos com “0,5m < altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas - SP. Veja legenda no Anexo 3.

Anexo B4 - continuação



Figuras 5 a 8 – Experimento B, tratamento 4 (revolvido no verão), blocos 1 a 4 - Variação temporal do número acumulado de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas – SP. Veja legenda no Anexo 3.

Anexo B4 - continuação



Figuras 9 a 12 – Experimento B, tratamento 5 (revolvido no inverno), blocos 1 a 4 - Variação temporal do número acumulado de indivíduos com “0,5m ≤ altura < 1m”. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas – SP. Veja legenda no Anexo 3.

Anexo B5

Quadro 1 – Experimento B, tratamento 3 (áreas não revolvidas) – Parâmetros fitossociológicos de regenerantes com altura \geq 1m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ár.Bas.	IVI	IVC	Alt.
<i>Trema micrantha</i>	103	56,59	4577,8	11,54	75	49,88	0,0607	118,01	106,47	2,6
<i>Ricinus communis</i>	9	4,95	400,0	7,69	50	15,35	0,0187	27,99	20,3	3,3
<i>Vernonia polyanthes</i>	15	8,24	666,7	11,54	75	8,8	0,0107	28,58	17,04	2,1
<i>Merostachys riedeliana</i>	2	1,1	88,9	3,85	25	13,93	0,0169	18,87	15,02	2,9
<i>Solanum erianthum</i>	13	7,14	577,8	7,69	50	2,8	0,0034	17,64	9,95	1,8
<i>Croton piptocalyx</i>	12	6,59	533,3	3,85	25	1,56	0,0019	12	8,16	1,2
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	8	4,4	355,6	11,54	75	1,69	0,0021	17,62	6,08	1,4
<i>Maytenus aquifolium</i>	6	3,3	266,7	3,85	25	2,33	0,0028	9,47	5,62	1,5
<i>Aloysia virgata</i>	5	2,75	222,2	7,69	50	1,35	0,0016	11,79	4,1	1,9
<i>Piper amalago</i>	3	1,65	133,3	7,69	50	0,63	0,0008	9,97	2,28	1,2
<i>Aegiphila sellowiana</i>	2	1,1	88,9	7,69	50	0,5	0,0006	9,29	1,6	1,8
<i>Casearia sylvestris</i>	1	0,55	44,4	3,85	25	0,52	0,0006	4,92	1,07	1,3
<i>Urera baccifera</i>	1	0,55	44,4	3,85	25	0,42	0,0005	4,82	0,97	1,4
<i>Solanaceae morfoesp. 1</i>	1	0,55	44,4	3,85	25	0,18	0,0002	4,57	0,73	1,2
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	1	0,55	44,4	3,85	25	0,07	0,0001	4,47	0,62	2

Quadro 2 – Experimento B, tratamento 4 (áreas revolvidas no verão) – Parâmetros fitossociológicos de regenerantes com altura \geq 1m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ár.Bas.	IVI	IVC	Alt.
<i>Trema micrantha</i>	323	85,9	14355,6	19,05	100	71,29	0,063	176,24	157,2	1,9
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	5	1,33	222,2	14,29	75	12,31	0,0109	27,93	13,64	1,5
<i>Vernonia polyanthes</i>	19	5,05	844,4	14,29	75	5,08	0,0045	24,42	10,13	1,7
<i>Ricinus communis</i>	4	1,06	177,8	9,52	50	5,42	0,0048	16,01	6,49	3,5
<i>Solanum erianthum</i>	12	3,19	533,3	19,05	100	2,75	0,0024	24,99	5,94	1,8
<i>Aloysia virgata</i>	6	1,6	266,7	4,76	25	1,19	0,001	7,54	2,78	1,7
<i>Abutilon peltatum</i>	5	1,33	222,2	9,52	50	1,2	0,0011	12,06	2,53	1,7
<i>Maytenus aquifolium</i>	1	0,27	44,4	4,76	25	0,62	0,0006	5,65	0,89	1,5
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	0,27	44,4	4,76	25	0,13	0,0001	5,16	0,39	1

Quadro 3 – Experimento B, tratamento 5 (áreas revolvidas no inverno) – Parâmetros fitossociológicos de regenerantes com altura \geq 1m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ár.Bas.	IVI	IVC	Alt.
<i>Vernonia polyanthes</i>	69	28,63	3066,7	12,12	100	18,01	0,0161	58,76	46,64	1,5
<i>Trema micrantha</i>	69	28,63	3066,7	12,12	100	7,72	0,0069	48,47	36,35	1,3
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	38	15,77	1688,9	12,12	100	14,44	0,0129	42,33	30,21	1,2
<i>Solanum erianthum</i>	27	11,2	1200	9,09	75	15,9	0,0142	36,19	27,1	1,8
<i>Urera baccifera</i>	1	0,41	44,4	3,03	25	17,14	0,0153	20,58	17,55	2,7
<i>Croton floribundus</i>	5	2,07	222,2	6,06	50	10,54	0,0094	18,68	12,62	1,4
<i>Ricinus communis</i>	6	2,49	266,7	6,06	50	3,79	0,0034	12,34	6,28	2,3
<i>Aegiphila sellowiana</i>	7	2,9	311,1	3,03	25	1,09	0,001	7,02	3,99	1,1
<i>Piper amalago</i>	4	1,66	177,8	9,09	75	2,14	0,0019	12,89	3,8	1,3
<i>Maytenus aquifolium</i>	3	1,24	133,3	6,06	50	2,5	0,0022	9,81	3,75	1,4
<i>Croton piptocalyx</i>	5	2,07	222,2	3,03	25	1,58	0,0014	6,68	3,65	1,3
<i>Merostachys riedeliana</i>	1	0,41	44,4	3,03	25	3,22	0,0029	6,67	3,64	3,9
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	0,83	88,9	3,03	25	0,76	0,0007	4,62	1,59	1,4
<i>Galipea multiflora</i>	1	0,41	44,4	3,03	25	0,62	0,0006	4,06	1,03	1,6
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	1	0,41	44,4	3,03	25	0,47	0,0004	3,91	0,88	1,2
<i>Aloysia virgata</i>	1	0,41	44,4	3,03	25	0,06	0,0001	3,51	0,48	1,2
<i>Lantana chamissonis</i>	1	0,41	44,4	3,03	25	0,02	0	3,47	0,44	1,4

Obs.: Veja legenda na página anterior, e os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo B6

Quadro 1 – Experimento B, tratamento 3 (áreas não revolvidas) – parâmetros fitossociológicos dos indivíduos totais com altura ≥ 1 m em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Resumo da comunidade: N° indiv.: 219; N° espécies: 28; De.Ab.: 9733 ind.ha ⁻¹ ; Á.Bas. total: 0,9631 m ² ; Grupos sucessionais (% de indiv.): P: 84,9; SI: 3,2; ST: 1,8; SB: 9,6; NC: 0,5.											
Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ár.Bas.	IVI	IVC	Alt.	G.E.
<i>Trema micrantha</i>	106	48,40	4711,1	8,70	100	9,30	0,0896	66,40	57,7	2,6	P
<i>Merostachys riedeliana</i>	4	1,83	177,8	4,35	50	26,76	0,2577	32,93	28,59	4,4	P
<i>Croton piptocalyx</i>	13	5,94	577,8	2,17	25,00	9,34	0,0900	17,45	15,28	2,1	P
<i>Piper amalago</i>	7	3,20	311,1	6,52	75,00	9,08	0,0875	18,80	12,28	2,8	P
<i>Cedrela fissilis</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	11,70	0,1127	14,33	12,16	8	ST
<i>Aloysia virgata</i>	7	3,20	311,1	4,35	50,00	6,73	0,0648	14,28	9,93	3,8	P
<i>Vernonia polyanthes</i>	15	6,85	666,7	6,52	75,00	1,11	0,0107	14,48	7,96	2,1	P
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	0,91	88,9	4,35	50,00	6,29	0,0605	11,55	7,2	7,7	SI
<i>Solanum erianthum</i>	14	6,39	622,2	4,35	50,00	0,53	0,0051	11,27	6,92	1,8	P
<i>Ricinus communis</i>	9	4,11	400,0	4,35	50,00	1,94	0,0187	10,40	6,05	3,3	P
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	11	5,02	488,9	6,52	75,00	0,37	0,0035	11,91	5,39	1,6	SB
<i>Croton floribundus</i>	2	0,91	88,9	2,17	25,00	3,06	0,0295	6,15	3,98	6,4	P
<i>Maytenus aquifolium</i>	6	2,74	266,7	2,17	25,00	0,29	0,0028	5,21	3,03	1,5	SB
<i>Metrodorea stipularis</i>	2	0,91	88,9	2,17	25,00	2,04	0,0196	5,12	2,95	5,1	ST
<i>Galipea multiflora</i>	2	0,91	88,9	4,35	50,00	1,97	0,0189	7,23	2,88	3,1	SB
<i>Rapanea umbellata</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	2,32	0,0224	4,95	2,78	3,3	P
<i>Urera baccifera</i>	3	1,37	133,3	6,52	75,00	1,36	0,0131	9,25	2,73	2,3	P
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	2,15	0,0207	4,78	2,6	9	SI
<i>Aegiphila sellowiana</i>	3	1,37	133,3	4,35	50,00	0,71	0,0068	6,43	2,08	3,4	P
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	1,14	0,0110	3,77	1,59	5,4	SI
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	0,91	88,9	2,17	25,00	0,57	0,0055	3,66	1,48	4,2	SI
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	0,74	0,0072	3,37	1,2	4,2	SI
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	0,21	0,0020	2,84	0,67	4	ST
<i>Eugenia florida</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	0,11	0,0010	2,74	0,56	3,3	SB
<i>Sebastiania edwalliana</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	0,09	0,0009	2,72	0,55	2,2	SB
<i>Casearia sylvestris</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	0,07	0,0006	2,70	0,52	1,3	P
<i>Solanaceae morfoesp. 1</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	0,02	0,0002	2,65	0,48	1,2	NC
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	1	0,46	44,4	2,17	25,00	0,01	0,0001	2,64	0,47	2	P

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Freqüência Relativa; F.Ab.: freqüência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Ár.Bas.: área basal (m²); IVI: Índice de Valor de Importância (%); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo B7

Quadro 1 – Experimento B, tratamento 4 (áreas revolvidas no verão) – parâmetros fitossociológicos dos indivíduos totais com altura ≥ 1 m em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Resumo da comunidade: N° indiv.: 437; N° espécies: 25; De.Ab.: 19422 ind.ha ⁻¹ ; Á.Bas. total: 0,71 m ² ; Grupos sucessionais (% de indiv.): P: 89,2; SI: 3,9; ST: 2,7; SB: 4,1.											
Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ár.Bas.	IVI	IVC	Alt.	G.E.
<i>Trema micrantha</i>	334	76,43	14844,4	8,33	100,00	13,48	0,0951	98,25	89,91	2	P
<i>Colubrina glandulosa</i>	5	1,14	222,2	4,17	50,00	16,45	0,1160	21,76	17,6	10,4	SI
<i>Aloysia virgata</i>	9	2,06	400,0	4,17	50,00	13,95	0,0984	20,18	16,01	3,5	P
<i>Aegiphila sellowiana</i>	2	0,46	88,9	4,17	50,00	8,24	0,0581	12,86	8,7	6,7	P
<i>Croton piptocalyx</i>	1	0,23	44,4	2,08	25,00	6,02	0,0424	8,33	6,24	9	P
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	13	2,97	577,8	6,25	75,00	2,43	0,0172	11,66	5,41	1,5	SB
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	4	0,92	177,8	6,25	75,00	4,39	0,0310	11,56	5,31	2,8	ST
<i>Croton floribundus</i>	2	0,46	88,9	4,17	50,00	4,72	0,0333	9,35	5,18	4,6	P
<i>Vernonia polyanthes</i>	19	4,35	844,4	6,25	75,00	0,64	0,0045	11,23	4,98	1,7	P
<i>Solanum erianthum</i>	13	2,97	577,8	8,33	100,00	1,76	0,0124	13,07	4,73	2,1	P
<i>Metrodorea stipularis</i>	2	0,46	88,9	4,17	50,00	3,91	0,0276	8,54	4,37	4,2	ST
<i>Machaerium stipitatum</i>	4	0,92	177,8	4,17	50,00	3,25	0,0229	8,33	4,17	5,4	SI
<i>Centrolobium tomentosum</i>	3	0,69	133,3	2,08	25,00	3,36	0,0237	6,13	4,05	4,9	SI
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	0,46	88,9	2,08	25,00	2,99	0,0211	5,53	3,45	5,1	SI
<i>Galipea multiflora</i>	3	0,69	133,3	4,17	50,00	2,75	0,0194	7,60	3,43	3,5	SB
<i>Metrodorea nigra</i>	3	0,69	133,3	2,08	25,00	2,35	0,0166	5,12	3,04	4	SB
<i>Merostachys riedeliana</i>	1	0,23	44,4	2,08	25,00	2,66	0,0187	4,97	2,89	5,8	P
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	0,23	44,4	2,08	25,00	2,26	0,0160	4,58	2,49	2,6	SI
<i>Guatteria nigrescens</i>	1	0,23	44,4	2,08	25,00	1,87	0,0132	4,18	2,1	4,6	ST
<i>Ricinus communis</i>	4	0,92	177,8	4,17	50,00	0,68	0,0048	5,76	1,6	3,5	P
<i>Abutilon peltatum</i>	5	1,14	222,2	4,17	50,00	0,15	0,0011	5,46	1,29	1,7	P
<i>Maytenus aquifolium</i>	2	0,46	88,9	4,17	50,00	0,70	0,0049	5,32	1,15	2,6	SB
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	0,23	44,4	2,08	25,00	0,59	0,0042	2,91	0,82	2,5	SI
<i>Trichilia clauseni</i>	2	0,46	88,9	4,17	50,00	0,12	0,0008	4,74	0,57	1,8	ST
<i>Inga marginata</i>	1	0,23	44,4	2,08	25,00	0,27	0,0019	2,59	0,5	4,4	SI

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Frequência Relativa; F.Ab.: frequência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Ár.Bas.: área basal (m²); IVI: Índice de Valor de Importância (%); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo B8

Quadro 1 – Experimento B, tratamento 5 (áreas revolvidas no inverno) – parâmetros fitossociológicos dos indivíduos totais com altura $\geq 1\text{m}$ em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Resumo da comunidade: N° indiv.: 285; N° espécies: 27; De.Ab.: 12666 ind.ha ⁻¹ ; Á.Bas. total: 0,8973 m ² ; Grupos sucessionais (% de indiv.): P: 75,1; SI: 6,7; ST: 1,4; SB: 16,8.											
Espécie	N.	De.R.	De.Ab.	F.R.	F.Ab.	Do.R.	Ár.Bas.	IVI	IVC	Alt.	G.E.
<i>Piper amalago</i>	12	4,21	533,3	6,25	75,00	35,74	0,3206	46,20	39,95	3	P
<i>Trema micrantha</i>	72	25,26	3200,0	8,33	100,00	7,36	0,0660	40,95	32,62	1,5	P
<i>Vernonia polyanthes</i>	70	24,56	3111,1	8,33	100,00	2,94	0,0264	35,84	27,5	1,6	P
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	38	13,33	1688,9	8,33	100,00	1,44	0,0129	23,10	14,77	1,2	SB
<i>Colubrina glandulosa</i>	4	1,40	177,8	2,08	25,00	12,61	0,1131	16,09	14,01	9,4	SI
<i>Solanum erianthum</i>	27	9,47	1200,0	6,25	75,00	1,58	0,0142	17,30	11,05	1,8	P
<i>Guapira opposita</i>	2	0,70	88,9	2,08	25,00	9,04	0,0811	11,82	9,74	3,2	SI
<i>Inga striata</i>	1	0,35	44,4	2,08	25,00	6,19	0,0555	8,62	6,54	8,6	SI
<i>Croton floribundus</i>	8	2,81	355,6	4,17	50,00	3,49	0,0313	10,46	6,3	2,3	P
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	0,35	44,4	2,08	25,00	4,92	0,0442	7,36	5,27	9,7	SI
<i>Aegiphila sellowiana</i>	8	2,81	355,6	4,17	50,00	1,98	0,0178	8,96	4,79	1,6	P
<i>Centrolobium tomentosum</i>	2	0,70	88,9	2,08	25,00	2,58	0,0232	5,37	3,29	6,9	SI
<i>Machaerium stipitatum</i>	5	1,75	222,2	2,08	25,00	1,30	0,0117	5,14	3,05	3	SI
<i>Urera baccifera</i>	2	0,70	88,9	4,17	50,00	1,96	0,0176	6,83	2,67	2	P
<i>Cupania vernalis</i>	2	0,70	88,9	2,08	25,00	1,87	0,0168	4,66	2,57	5,4	SI
<i>Ricinus communis</i>	6	2,11	266,7	4,17	50,00	0,38	0,0034	6,65	2,48	2,3	P
<i>Galipea multiflora</i>	5	1,75	222,2	6,25	75,00	0,44	0,0040	8,45	2,2	2,2	SB
<i>Maytenus aquifolium</i>	5	1,75	222,2	4,17	50,00	0,41	0,0037	6,33	2,16	1,8	SB
<i>Croton piptocalyx</i>	5	1,75	222,2	2,08	25,00	0,16	0,0014	3,99	1,91	1,3	P
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	2	0,70	88,9	4,17	50,00	1,20	0,0107	6,06	1,9	3,2	SI
<i>Holocalyx balansae</i>	2	0,70	88,9	2,08	25,00	0,90	0,0081	3,68	1,6	3,1	ST
<i>Rapanea umbellata</i>	1	0,35	44,4	2,08	25,00	0,74	0,0066	3,18	1,09	3,9	P
<i>Merostachys riedeliana</i>	1	0,35	44,4	2,08	25,00	0,32	0,0029	2,75	0,67	3,9	P
<i>Trichilia pallida</i>	1	0,35	44,4	2,08	25,00	0,32	0,0028	2,75	0,67	4,9	ST
<i>Trichilia clauseni</i>	1	0,35	44,4	2,08	25,00	0,13	0,0012	2,57	0,48	2	ST
<i>Aloysia virgata</i>	1	0,35	44,4	2,08	25,00	0,01	0,0001	2,44	0,36	1,2	P
<i>Lantana chamissonis</i>	1	0,35	44,4	2,08	25,00	0,00	0,0000	2,44	0,35	1,4	P

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Frequência Relativa; F.Ab.: frequência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Ár.Bas.: área basal (m²); IVI: Índice de Valor de Importância (%); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo C1



Figura 1 – Experimento C – tratamento 8 (parcela revolvida no inverno), bloco 1. Visão geral em dez/2001. Este é um exemplo de parcela com cobertura arbustivo-arbórea pré-existente, com um dossel de 4-6,7m de altura formado principalmente por *Trema micrantha* e *Croton floribundus*. Nesta parcela, obteve-se *Solanum erianthum*, *T. micrantha*, *C. floribundus* e *Hybanthus atropurpureus* como principais regenerantes no estrato com “0,5m ≤ altura < 1m”.



Figura 2 – Experimento C – tratamento 8 (parcela revolvida no inverno), bloco 4. Visão geral em set/2002. Notou-se diferenças florísticas e quantitativas entre essa parcela e a de outros blocos (ex.: Fig. 1). Nesta, *H. atropurpureus* se sobressaiu como a principal espécie regenerante (espécie de sub-bosque). Devido à cobertura inicial arbustivo-arbórea, a ocupação por regenerantes foi fracamente expressa no período.

Anexo C2

Quadro 1 – Áreas C – Parâmetros fitossociológicos dos indivíduos com altura $\geq 1\text{m}$, em fevereiro de 2001. Reserva Munic. de Santa Genebra, Campinas – SP.

Resumo da comunidade: N° indiv.: 560; N° espécies: 49; De.Ab.: 8296 ind.ha ⁻¹ ; A.Bas. total: 2,574 m ² ; Grupos sucessionais (% de indiv.): P: 78,4; SI: 5,2; ST: 4,3; SB: 10,7; NC: 1,4.											
Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.	G.E.
<i>Trema micrantha</i>	270	48,21	4000,0	7,75	83,3	19,22	0,4947	75,19	67,43	3,9	P
<i>Piper amalago</i>	23	4,11	340,7	5,43	58,3	24,88	0,6403	34,41	28,98	3,5	P
<i>Abutilon peltatum</i>	56	10	829,6	3,10	33,3	6,70	0,1723	19,80	16,70	2,0	P
<i>Croton floribundus</i>	31	5,54	459,3	4,65	50,0	4,75	0,1223	14,94	10,29	4,1	P
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	6	1,07	88,9	3,88	41,7	8,40	0,2162	13,35	9,47	4,5	SI
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	44	7,86	651,9	7,75	83,3	1,16	0,0298	16,77	9,01	1,6	SB
<i>Solanum erianthum</i>	25	4,46	370,4	6,98	75,0	3,60	0,0926	15,04	8,06	4,8	P
<i>Vernonia polyanthes</i>	13	2,32	192,6	6,20	66,7	2,84	0,0730	11,36	5,16	3,8	P
<i>Jacaratia spinosa</i>	3	0,54	44,4	2,33	25,0	3,31	0,0851	6,17	3,84	4,3	P
<i>Centrolobium tomentosum</i>	5	0,89	74,1	2,33	25,0	2,00	0,0514	5,22	2,89	5,0	SI
<i>Guapira opposita</i>	4	0,71	59,3	2,33	25,0	2,11	0,0542	5,15	2,82	3,3	P
<i>Aegiphila sellowiana</i>	3	0,54	44,4	2,33	25,0	1,99	0,0511	4,85	2,52	5,3	P
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	5	0,89	74,1	3,10	33,3	1,49	0,0385	5,49	2,39	4,4	ST
<i>Urera baccifera</i>	2	0,36	29,6	0,78	8,3	1,98	0,0511	3,12	2,34	2,8	P
<i>Metrodorea stipularis</i>	6	1,07	88,9	3,10	33,3	1,09	0,0281	5,26	2,16	3,4	ST
<i>Carica papaya</i>	6	1,07	88,9	1,55	16,7	0,76	0,0196	3,38	1,83	3,3	P
<i>Astronium graveolens</i>	3	0,54	44,4	2,33	25,0	1,05	0,0271	3,91	1,59	3,7	SI
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	1,31	0,0336	2,26	1,48	10,0	SI
<i>Piper morfoesp. 1</i>	5	0,89	74,1	0,78	8,3	0,54	0,0139	2,21	1,43	2,8	SB
<i>Maytenus aquifolium</i>	7	1,25	103,7	3,10	33,3	0,17	0,0043	4,52	1,42	1,8	SB
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	1,25	0,0321	2,20	1,42	8,2	SI
<i>Holocalyx balansae</i>	2	0,36	29,6	1,55	16,7	1,04	0,0267	2,95	1,39	3,3	ST
<i>Clorophora tinctoria</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	1,19	0,0306	2,14	1,37	6,7	SI
<i>Cariniana estrellensis</i>	2	0,36	29,6	1,55	16,7	0,74	0,0191	2,65	1,10	5,2	ST
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	0,36	29,6	0,78	8,3	0,71	0,0183	1,84	1,07	4,4	SI
<i>Casearia sylvestris</i>	4	0,71	59,3	2,33	25,0	0,29	0,0075	3,33	1,00	3,6	P
<i>Aloysia virgata</i>	3	0,54	44,4	2,33	25,0	0,46	0,0119	3,32	1,00	5,2	P
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	0,36	29,6	1,55	16,7	0,64	0,0164	2,54	0,99	3,9	SI
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,71	0,0181	1,66	0,88	4,8	ST
<i>Galipea multiflora</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,60	0,0154	1,55	0,78	4,3	SB
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,56	0,0143	1,51	0,73	6,4	P
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	0,36	29,6	1,55	16,7	0,33	0,0084	2,23	0,68	3,8	SI
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,47	0,0121	1,42	0,65	3,5	SI
<i>Solanum argenteum</i>	2	0,36	29,6	0,78	8,3	0,27	0,0069	1,40	0,63	2,9	P
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	2	0,36	29,6	1,55	16,7	0,17	0,0044	2,08	0,53	2,4	SB
<i>Machaerium paraguariense</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,23	0,0059	1,18	0,41	5,1	ST
<i>Myrtaceae morfoesp. 2</i>	2	0,36	29,6	0,78	8,3	0,04	0,0011	1,18	0,40	1,9	NC
<i>Cordia ecalyculata</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,19	0,0048	1,14	0,36	2,8	SI
<i>Ormosia arborea</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,17	0,0044	1,13	0,35	4,0	ST
<i>Sebastiania klotzschiana</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,16	0,0042	1,12	0,34	3,2	ST
<i>Ricinus communis</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,13	0,0034	1,09	0,31	4,5	P
<i>Sloanea monosperma</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,12	0,0032	1,08	0,30	2,0	ST
<i>Diospyros inconstans</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,05	0,0013	1,01	0,23	3,2	ST
<i>Croton piptocalyx</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,04	0,0009	0,99	0,21	2,3	P
<i>Savia dictyocarpa</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,03	0,0009	0,99	0,21	1,9	SI
<i>Trichilia clausenii</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,03	0,0009	0,99	0,21	2,8	ST
<i>Vernonia cf diffusa</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,02	0,0006	0,98	0,20	2,0	P
<i>Casearia gossypiosperma</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,02	0,0005	0,97	0,20	2,3	ST
<i>Trichilia elegans</i>	1	0,18	14,8	0,78	8,3	0,02	0,0005	0,97	0,20	1,5	SB

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Freqüência Relativa; F.Ab.: freqüência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Ár.Bas.: área basal (m²); IVI: Índice de Valor de Importância (%); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque.

Anexo C3

Quadro 1 – Experimento C, tratamento 6 (áreas não revolvidas) – Parâmetros fitossociológicos dos regenerantes com altura ≥ 1 m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.
<i>Abutilon peltatum</i>	5	7,58	222,2	10,53	50	45,24	0,0126	63,34	52,82	1,6
<i>Trema micrantha</i>	18	27,27	800	10,53	50	17,33	0,0048	55,13	44,6	1,5
<i>Vernonia polyanthes</i>	13	19,7	577,8	15,79	75	10,18	0,0028	45,67	29,88	1,6
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	10	15,15	444,4	15,79	75	5,88	0,0016	36,82	21,03	1,2
<i>Solanum erianthum</i>	6	9,09	266,7	10,53	50	5,66	0,0016	25,28	14,75	1,7
<i>Aloysia virgata</i>	8	12,12	355,6	5,26	25	7,09	0,002	24,47	19,21	1,8
<i>Jacaratia spinosa</i>	1	1,52	44,4	5,26	25	4,3	0,0012	11,08	5,82	2,6
<i>Piper amalago</i>	2	3,03	88,9	10,53	50	2,08	0,0006	15,63	5,11	1,1
<i>Croton floribundus</i>	2	3,03	88,9	10,53	50	0,48	0,0001	14,03	3,51	1,4
<i>Campomanesia guazumaefolia</i>	1	1,52	44,4	5,26	25	1,77	0,0005	8,55	3,28	2,3

Quadro 2 – Experimento C, tratamento 7 (áreas revolvidas no verão) – Parâmetros fitossociológicos de regenerantes com altura ≥ 1 m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.
<i>Piper amalago</i>	2	2,5	88,9	14,29	50	68,58	0,0572	85,37	71,08	2,7
<i>Abutilon peltatum</i>	33	41,25	1466,7	14,29	50	19,31	0,0161	74,85	60,56	1,6
<i>Trema micrantha</i>	21	26,25	933,3	21,43	75	6,82	0,0057	54,49	33,07	1,7
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	7	8,75	311,1	14,29	50	1,71	0,0014	24,74	10,46	1,2
<i>Aloysia virgata</i>	9	11,25	400	7,14	25	0,98	0,0008	19,38	12,23	1,3
<i>Aegiphila sellowiana</i>	4	5	177,8	7,14	25	0,91	0,0008	13,05	5,91	1,4
<i>Vernonia polyanthes</i>	2	2,5	88,9	7,14	25	1,02	0,0009	10,67	3,52	1,6
<i>Maytenus aquifolium</i>	1	1,25	44,4	7,14	25	0,59	0,0005	8,98	1,84	2,2
<i>Solanum erianthum</i>	1	1,25	44,4	7,14	25	0,08	0,0001	8,47	1,33	1,1

Quadro 3 – Experimento C, tratamento 8 (áreas revolvidas no inverno) – Parâmetros fitossociológicos dos regenerantes com altura ≥ 1 m, em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	F.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ar.Bas.	IVI	IVC	Alt.
<i>Croton floribundus</i>	8	12,7	355,6	7,69	50	38,1	0,0111	58,49	50,8	1,8
<i>Trema micrantha</i>	12	19,05	533,3	3,85	25	13,42	0,0039	36,32	32,47	1,4
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	14	22,22	622,2	15,38	100	9,82	0,0029	47,43	32,04	1,2
<i>Solanum erianthum</i>	9	14,29	400	11,54	75	5,09	0,0015	30,91	19,37	1,5
<i>Vernonia polyanthes</i>	5	7,94	222,2	7,69	50	11,42	0,0033	27,05	19,36	2,1
<i>Aloysia virgata</i>	2	3,17	88,9	7,69	50	4,57	0,0013	15,44	7,74	2,3
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	4,98	0,0015	10,41	6,57	3,2
<i>Rubiaceae morfoesp. 1</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	3,21	0,0009	8,64	4,79	1
<i>Casearia sylvestris</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	3,11	0,0009	8,55	4,7	2,5
<i>Piper morfoesp. 1</i>	2	3,17	88,9	3,85	25	1,46	0,0004	8,48	4,64	1,8
<i>Abutilon peltatum</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	2,42	0,0007	7,86	4,01	1,5
<i>Eugenia campestris</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	0,53	0,0002	5,96	2,12	1,3
<i>Ricinus communis</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	0,46	0,0001	5,89	2,04	1,2
<i>Croton piptocalyx</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	0,36	0,0001	5,79	1,94	1,1
<i>Trichilia pallida</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	0,3	0,0001	5,73	1,88	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	0,3	0,0001	5,73	1,88	1,4
<i>Randia armata</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	0,27	0,0001	5,7	1,86	1,2
<i>Lantana chamissonis</i>	1	1,59	44,4	3,85	25	0,19	0,0001	5,63	1,78	1,4

Obs.: Veja legenda na página anterior, e os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo C4

Quadro 1 – Áreas C – parâmetros fitossociológicos dos indivíduos totais com altura ≥ 1 m em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Resumo da comunidade: N° indiv.: 593; N° espécies: 56; De.Ab.: 8784 ind.ha ⁻¹ ; Á.Bas. total: 3,2834 m ² ; Grupos sucessionais (% de indiv.): P: 74,9; SI: 5,2; ST: 3,9; SB: 14,5; NC: 1,5.											
Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	Fr.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ár.Bas.	IVC	Alt.	G.E.	
<i>Trema micrantha</i>	191	32,21	2829,6	8,00	100,00	16,46	0,5403	48,67	3,7	P	
<i>Piper amalago</i>	26	4,38	385,2	6,67	83,33	22,52	0,7393	26,90	3,5	P	
<i>Abutilon peltatum</i>	73	12,31	1081,5	3,33	41,67	2,71	0,0890	15,02	1,7	P	
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	67	11,30	992,6	6,67	83,33	1,56	0,0511	12,85	1,6	SB	
<i>Croton floribundus</i>	39	6,58	577,8	4,00	50,00	4,88	0,1604	11,46	3,8	P	
<i>Solanum erianthum</i>	39	6,58	577,8	7,33	91,67	4,44	0,1456	11,01	4,0	P	
<i>Jacaratia spinosa</i>	4	0,67	59,3	2,67	33,33	9,48	0,3114	10,16	4,6	P	
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	7	1,18	103,7	4,00	50,00	7,02	0,2304	8,20	5,0	SI	
<i>Vernonia polyanthes</i>	31	5,23	459,3	6,00	75,00	2,16	0,0710	7,39	2,6	P	
<i>Aloysia virgata</i>	22	3,71	325,9	4,00	50,00	3,23	0,1062	6,94	2,1	P	
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2	0,34	29,6	1,33	16,67	3,44	0,1130	3,78	9,1	SI	
<i>Aegiphila sellowiana</i>	7	1,18	103,7	2,67	33,33	2,06	0,0676	3,24	2,6	P	
<i>Guapira opposita</i>	4	0,67	59,3	2,00	25,00	2,24	0,0737	2,92	4,2	SI	
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	4	0,67	59,3	2,67	33,33	1,79	0,0587	2,46	5,2	ST	
<i>Urera baccifera</i>	2	0,34	29,6	0,67	8,33	1,67	0,0549	2,01	3,1	P	
<i>Metrodorea stipularis</i>	6	1,01	88,9	2,67	33,33	0,99	0,0324	2,00	3,8	ST	
<i>Casearia sylvestris</i>	3	0,51	44,4	1,33	16,67	1,28	0,0421	1,79	3,5	P	
<i>Clorophora tinctoria</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	1,51	0,0497	1,68	6,2	SI	
<i>Centrolobium tomentosum</i>	3	0,51	44,4	2,00	25,00	1,07	0,0352	1,58	4,8	SI	
<i>Maytenus aquifolium</i>	8	1,35	118,5	3,33	41,67	0,21	0,0070	1,56	2,4	SB	
<i>Holocalyx balansae</i>	2	0,34	29,6	1,33	16,67	1,11	0,0364	1,45	3,7	ST	
<i>Astronium graveolens</i>	3	0,51	44,4	2,00	25,00	0,89	0,0292	1,39	3,8	SI	
<i>Piper morfoesp. 1</i>	7	1,18	103,7	0,67	8,33	0,18	0,0059	1,36	2,0	SB	
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,99	0,0326	1,16	5,0	SI	
<i>Carica papaya</i>	3	0,51	44,4	1,33	16,67	0,45	0,0147	0,95	2,7	NC	
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	0,34	29,6	0,67	8,33	0,56	0,0184	0,90	4,3	SI	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	0,34	29,6	1,33	16,67	0,50	0,0163	0,84	3,8	SI	

Obs.: continua na próxima página.

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Freqüência Relativa; F.Ab.: freqüência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Ár.Bas.: área basal (m²); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo C4 (continuação)

Quadro 1 (continuação) – Áreas C – parâmetros fitossociológicos dos indivíduos totais com altura ≥ 1 m em setembro de 2002. Reserva Munic. de Santa Genebra – Campinas, SP.

Espécie	N.	De.Re.	De.Ab.	Fr.Re.	F.Ab.	Do.Re.	Ár.Bas.	IVC	Alt.	G.E.
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,61	0,0201	0,78	6,3	P
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	0,34	29,6	1,33	16,67	0,41	0,0135	0,75	4,4	SI
<i>Solanum argenteum</i>	2	0,34	29,6	0,67	8,33	0,37	0,0123	0,71	3,3	P
<i>Galipea multiflora</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,45	0,0147	0,62	4,9	SB
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,42	0,0138	0,59	5,3	ST
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,38	0,0124	0,55	5,0	SI
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,33	0,0108	0,50	5,0	ST
<i>Indeterminada morfoesp. 1</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,30	0,0097	0,47	5,6	NC
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	2	0,34	29,6	0,67	8,33	0,12	0,0038	0,45	3,0	SB
<i>Machaerium paraguayense</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,26	0,0084	0,42	5,7	ST
<i>Cordia ecalyculata</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,23	0,0074	0,39	3,5	SI
<i>Myrtaceae morfoesp. 2</i>	2	0,34	29,6	0,67	8,33	0,04	0,0013	0,38	2,1	NC
<i>Sebastiania klotzschiana</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,21	0,0070	0,38	3,6	ST
<i>Randia armata</i>	2	0,34	29,6	0,67	8,33	0,03	0,0010	0,37	1,4	SI
<i>Ormosia arborea</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,15	0,0050	0,32	4,9	ST
<i>Trichilia claussenii</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,05	0,0016	0,22	3,1	ST
<i>Sloanea monosperma</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,05	0,0017	0,22	2,4	ST
<i>Rubiaceae morfoesp. 1</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,03	0,0009	0,20	1,0	NC
<i>Vernonia morfoesp. 1</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,03	0,0010	0,20	2,2	P
<i>Savia dictyocarpa</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,03	0,0011	0,20	2,2	ST
<i>Solanaceae morfoesp. 1</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,02	0,0008	0,19	1,7	P
<i>Trichilia elegans</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,02	0,0008	0,19	1,8	SB
<i>Casearia gossypiosperma</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,02	0,0007	0,19	3,0	ST
<i>Campomanesia guazumaefolia</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,01	0,0005	0,18	2,3	ST
<i>Eugenia campestris</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,00	0,0002	0,17	1,3	NC
<i>Ricinus communis</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,00	0,0001	0,17	1,2	P
<i>Lantana chamissonis</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,00	0,0001	0,17	1,4	P
<i>Croton piptocalyx</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,00	0,0001	0,17	1,1	P
<i>Trichilia pallida</i>	1	0,17	14,8	0,67	8,33	0,00	0,0001	0,17	1,0	ST

Legenda: N.: número de indivíduos; De.Re.: densidade Relativa; De.Ab.: densidade absoluta (ind.ha⁻¹); F.Re.: Freqüência Relativa; F.Ab.: freqüência absoluta; Do.Re.: Dominância Relativa; Ár.Bas.: área basal (m²); IVC: Índice de Valor de Cobertura (%); C.: Altura média; G.E.: Grupo Ecológico, sendo P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: espécie de sub-bosque. Obs.: veja os autores das espécies no Anexo 3.

Anexo 3

Quadro 1 – Autores das espécies amostradas neste trabalho.

Nome científico	Autor	Nome científico	Autor
<i>Abutilon peltatum</i>	K.Schum.	<i>Inga marginata</i>	Willd.
<i>Acacia polyphylla</i>	DC.	<i>Inga striata</i>	Benth.
<i>Acrocomia aculata</i>	Lodd. ex Mart.	<i>Jacaratia spinosa</i>	A. DC.
<i>Actinostemon communis</i>	Pax	<i>Lantana chamissonis</i>	Briq
<i>Aegiphila sellowiana</i>	Cham.	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Hassler
<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp. & Endl.	<i>Ormonia arborea</i>	Harnu
<i>Allophylus edulis</i>	Radlk. ex Warm.	<i>Machaerium paraguariense</i>	Hassler
<i>Aloysia virgata</i>	Juss.	<i>Machaerium stipitatum</i>	Vog.
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Muell.Arg	<i>Maclura tinctoria</i>	D.Don ex Steud
<i>Astronium graveolens</i>	Jacq.	<i>Maytenus aquifolium</i>	Mart.
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	DC.	<i>Merostachys riedeliana</i>	Rupr. ex Doell
<i>Campomanesia guaviroba</i>	Benth. & Hook.f.	<i>Metrodorea stipularis</i>	Mart.
<i>Campomanesia guazumaefolia</i>	Blume	<i>Metrodorea nigra</i>	A.St.Hil.
<i>Carica papaya</i>	Linn.	<i>Mollinedia widgrenii</i>	A.DC.
<i>Cariniana estrellensis</i>	Kuntze	<i>Myrcia rostrata</i>	DC.
<i>Casearia gossypiosperma</i>	Briq.	<i>Nectandra megapotamica</i>	Mez
<i>Casearia sylvestris</i>	Sw.	<i>Piper amalago</i>	Linn.
<i>Centrolobium tomentosum</i>	Guill. ex Benth.	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Macbride
<i>Cestrum laevigatum</i>	Schlecht.	<i>Pisonia ambigua</i>	Heimerl
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	Mart. ex Sendt.	<i>Polygala klotzschii</i>	Chod.
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Engl.	<i>Rapanea umbellata</i>	Mez
<i>Colubrina glandulosa</i>	Perkins	<i>Randia armata</i>	DC.
<i>Cordia ecalyculata</i>	Vell.	<i>Ricinus communis</i>	L.
<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	<i>Savia dictyocarpa</i>	Muell.Arg.
<i>Croton piptocalyx</i>	Muell.Arg.	<i>Sebastiania edwalliana</i>	Pax & K.Hoffm.
<i>Cupania vernalis</i>	Cambess.	<i>Sloanea monosperma</i>	Benth.
<i>Dalbergia frutescens</i>	Britton	<i>Solanum argenteum</i>	Blanch. ex Dun.
<i>Diospyros inconstans</i>	Jacq.	<i>Solanum atropurpureum</i>	Schrank
<i>Eugenia campestris</i>	DC.	<i>Solanum erianthum</i>	D.Don
<i>Eugenia florida</i>	DC.	<i>Trema micrantha</i>	Blume
<i>Galipea jasminiflora</i>	Engl.	<i>Trichilia casaretti</i>	C.DC.
<i>Galipea multiflora</i>	Schult.	<i>Trichilia claussenii</i>	C.DC.
<i>Guapira opposita</i>	(Vell.) Reitz.	<i>Trichilia pallida</i>	Sw.
<i>Helicteres ovata</i>	Lam.	<i>Urea baccifera</i>	Gaudich.
<i>Holocalyx balansae</i>	Micheli	<i>Vernonia polyanthes</i>	Less.
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	Taub.	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Lam.