

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

ALZIRA POLITI BERTONCINI

**ESTRUTURA E DINÂMICA DE UMA ÁREA PERTURBADA NA TERRA
INDÍGENA ARARIBÁ, AVAÍ (SP): IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO E A
RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

**Tese apresentada ao Instituto
de Biologia da Universidade
Estadual de Campinas para
obtenção do título de doutor
em Biologia Vegetal**

Orientador: PROF. DR. RICARDO RIBEIRO RODRIGUES

Co-orientador: PROF. DR. OSMAR CAVASSAN

CAMPINAS

2003

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP

B461a

Bertoncini, Alzira Politi

Estrutura e dinâmica de uma área perturbada na terra indígena Araribá (Avaí, SP): implicações para o manejo e a restauração florestal /Alzira Politi

Bertoncini.--

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

Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues

Co-orientador: Osmar Cavassan

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas .

Instituto de Biologia.

1. Banco de sementes. 2. Regeneração. 3. Pastagem. I.Rodrigues, Ricardo
Ribeiro. II.Cavassan, Osmar. III.Universidade Estadual de Campinas. Instituto de
Biologia. IV.Título.

BANCA EXAMINADORA

Campinas, 12 de junho de 2003

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Profa. Dra. Vera Lex Engel

Prof. Dr. George John Shepherd

Prof. Dr. Luiz Mauro Barbosa

Prof. Dr. Sérgio Gandolfi

Prof. Dr. Carlos Alfredo Joly

Prof. Dr. Flávio Antônio Maës dos Santos

Para meus pais

Sidiney e Marilene

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues, exemplo de entusiasmo e dedicação, pela confiança e apoio em todos os momentos....muito obrigada!

Ao Prof. Dr. Osmar Cavassan, brilhante mestre, pelos anos de orientação e amizade...minha eterna gratidão!

Às pessoas que auxiliaram no trabalho de campo, especialmente à Marina Carboni e à minha mãe, Marilene, por toparem todos os desafios com perseverança e bom humor! Pela ajuda impagável e pelos momentos inesquecíveis que passamos junto ao mato, aos carrapatos, correndo do gado, consertando a cerca, desencilhando o carro...ufa!...Valeu!!!

Aos amigos Ingrid, Zê, Matê, Leila, Kazue, Cida, Lidiamar, Flávia, Alessandra, Flaviana, Ludmila, Thaty, Adriana, Suzi (esposa do Ricardo), Marta, Lúcia, Silvana, Rose...pela ótima convivência e inestimável acolhida durante estes anos em Campinas e Pira.

Aos amigos de Bauru, Beth, Ocimar, Marcelo e Sebastião, pela força e pela excelente companhia durante as viagens e aos eternos companheiros de jornada, Estela, Dorival, Luzia, Luís (Jardim Botânico), Suzi e Patrícia, pela certeza de que sempre posso contar com vocês.

Ao pessoal da FUNAI, especialmente ao Júlio César e Sérgio, pela esperança depositada neste trabalho. Aos indígenas que trabalharam no projeto, especialmente ao Cláudio, por seu empenho no desenvolvimento das atividades.

Aos pesquisadores Ana Tozzi (Fabaceae), Ângela Maria Studart da Fonseca Vaz (*Bauhinia*), Ângela L. B. Sartori (*Machaerium*), A. Furlan (Nyctaginaceae), Andrea Martinelli Fillietaz (*Crotalaria*), Ayrton Amaral Júnior (Erythroxylaceae), Fábio de Barros (Orchidaceae), Fábio Vitta (Passifloraceae), Flávia C. P. Garcia (*Inga*), George J. Shepherd (Cyperaceae), Gérson Oliveira Romão (*Senna*), Ingrid Kock (Apocynaceae), João Renato Stehmann (Solanaceae), João Batista Baitello (Lauraceae), Jorge Y. Tamashiro (Mimosoideae), José Rubens Pirani (Meliaceae, Rutaceae), Juliana P. C. Souza (Violaceae), Kikyo Yamamoto (Dilleniaceae e Vochysiaceae), Marcos A. Assis (Bignoniaceae), Maria do Carmo Amaral

(Commelinaceae), Maria Cândida H. Mamede (Malpighiaceae), Maria Ivanilde A. Rodrigues (Portulacaceae), Maria Lúcia Kawasaki (Myrtaceae), Marta de Moraes (Asteraceae), Neusa Taroda Ranga (Boraginaceae), Rosângela S. Bianchini (Convolvulaceae), Roseli Buzanelli Torres (Flacourtiaceae), Tarciso S. Filgueiras (Poaceae), Vinícius de Castro Souza (Lamiaceae), Washington Marcondes-Ferreira (Combretaceae), Zigrid Jung Mendaçolli (Rubiaceae) pela confirmação ou identificação taxonômica das espécies.

Ao professor Manoel Henrique Salgado, pela amizade e auxílio irrestritos durante a análise dos dados.

Aos professores e pesquisadores Maria Tereza Grombone-Guaratini, Natália Macedo Ivanauskas, Vera Lex Engel, Carlos Alfredo Joly, Flávio Antônio Maães dos Santos, George J. Shepherd, Luiz Mauro Barbosa e Sérgio Gandolfi, por terem aceitado participar da etapa final deste trabalho, contribuindo com suas valiosas sugestões!

À FAPESP e ao CNPq, pelo apoio financeiro, indispensável à realização deste trabalho.

Àqueles que neste momento fogem à minha memória mas que, de alguma forma deram a sua contribuição, fazendo parte desta história, obrigada!

A minha família, pelo apoio incondicional em todos os anos que antecederam a realização e conclusão deste trabalho. Às minhas irmãs, Beth e Tetéia, e cunhados, Sérgio e Ney, pela compreensão em tantos momentos de ausência e pelo clima de união e carinho que sempre permearam nossa convivência. Aos pimpolhos *Bruna*, *Rodrigo* e *Clara*, por encherem a casa de alegria e nos fazerem redescobrir o mundo a cada instante! E aos meus pais, mais uma vez, pela imensa cota de participação neste trabalho e em tudo o que realmente acredito!

A Deus, por tudo!

O vôo

Goza a euforia do anjo perdido em ti.

Não indagues se nossos caminhos,

Tempo e vento desabam no abismo.

Que sabes tu do fim?

Se temes que o teu mistério seja uma noite, enche-o de estrelas.

Canta para conservar a festa da esperança da vitória.

No deslumbramento da ascensão, se pressentires que amanhã estarás mudo,

esgota como um pássaro as canções que tens na garganta.

Talvez as canções adormeçam as feras que tentam devorar o pássaro.

Desde que nasceste não és mais do que um vôo no tempo.

Ruma ao céu

Voa e canta enquanto resistirem as asas.

Menotti del Picchia

RESUMO

Dentre as áreas destinadas à população indígena no estado de São Paulo, poucas conseguiram preservar os recursos naturais de forma a oferecer condições de vida digna a seus habitantes. Na Terra Indígena Araribá, situada no município de Avaí (SP) (22°10' e 22°20'S e 49°19'e 49°23'W), o histórico de degradação ambiental levou à redução das opções de trabalho e lazer da população, repercutindo negativamente em seu contexto sócio-econômico-cultural. Visando à futura realização de um projeto de restauração florestal na área, este estudo teve como objetivos avaliar a resiliência de uma pastagem isolada dos fatores de perturbação e a influência de um fragmento florestal próximo na dinâmica de regeneração. Em um fragmento de floresta estacional semidecidual de 9,42ha foram demarcadas 30 parcelas de 10m x 10m, nas quais foram amostrados arbustos, árvores e trepadeiras com DAP \geq 3,18cm. Nas pastagens adjacentes ao fragmento florestal (áreas A e B) foram implantadas 36 parcelas, de 15m x 20m cada, onde foram testados os seguintes tratamentos: 1) testemunha; 2) monitoramento de indivíduos regenerantes; 3) revolvimento do solo; 4) plantio de espécies pioneiras; 5) plantio de espécies não pioneiras e 6) plantio consorciado de espécies pioneiras e não pioneiras, com 6 repetições cada. Nestas parcelas foram investigadas ainda a chuva de sementes, o banco de sementes e a regeneração natural em relação a três diferentes distâncias do fragmento florestal (50m, 120m e 230m). Para investigação da chuva de sementes foram utilizadas 36 caixas de madeira com tela de náilon de 1m x 1m. Durante 1,5 ano os propágulos caídos em 18 caixas foram recolhidos mensalmente, de forma alternada nas áreas A e B. A amostragem do banco de sementes foi realizada semestralmente, uma vez ao final da estação seca e outra ao final da estação chuvosa, durante dois anos. De cada parcela foram retiradas 5 amostras de solo, de 15cm x 15cm x 3cm de profundidade, totalizando 4,0m²/levantamento. As amostras foram depositadas em bandejas de alumínio descartáveis e acompanhadas durante 6 meses em uma casa de vegetação. A regeneração foi determinada através do levantamento e medição das plantas lenhosas presentes nas parcelas a cada semestre (1,08ha/levantamento), durante dois anos. O estudo fitossociológico realizado no fragmento florestal resultou na amostragem de 1.104 indivíduos pertencentes a 66 espécies e 27 famílias. O índice de Shannon (H') para espécies foi 3,17 nats.indivíduo⁻¹. A densidade total foi de 3.680 indivíduos.ha⁻¹. *Croton floribundus* Spreng. apresentou os maiores valores de densidade, frequência e dominância relativas, VI e VC, seguida por *Machaerium brasiliense* Vog. e *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. As famílias mais importantes foram Fabaceae Faboideae (*sensu* APG, 1998) e Euphorbiaceae. Além destas, foram amostradas no fragmento mais 86 espécies através de coletas assistemáticas, totalizando 152 espécies e 49 famílias, representadas predominantemente por árvores (52%) e arbustos (29%). A família de maior riqueza florística foi Fabaceae, com 24 espécies (6 Caesalpinioideae, 10 Faboideae e 8 Mimosoideae). Nenhum dos trabalhos comparados demonstrou similaridade florística (Jaccard) com o fragmento estudado. A amostragem da chuva de sementes na pastagem resultou na coleta de 13.433 propágulos.m⁻², pertencentes a 38 espécies. Ervas e subarbustos autóctones constituíram a maioria da amostragem em termos de abundância (92%) e riqueza florística (11spp). A anemocoria (41%) foi a síndrome de dispersão prevalecente, seguida da autocoria (32%) e da zoocoria (26%). A queda de propágulos foi mais intensa nos meses chuvosos e apresentou um menor pico no período seco. A distância do fragmento florestal não exerceu influência significativa sobre a chuva de sementes na área em

regeneração, embora aos 50m e 120m do fragmento ela tenha sido mais abundante que aos 230m. A investigação do banco de sementes revelou a presença de 437,53 plântulas.m⁻² pertencentes a 29 espécies. A maioria das espécies e dos indivíduos amostrados apresentou formas de vida herbácea e subarborescente, com dispersão autocórica e anemocórica. *Portulaca fluvialis* D. Legrand (92,41 plântulas.m⁻²), *Cyperus cayennensis* (87,78 plântulas.m⁻²) e *Sida* spp. (82,90 plântulas.m⁻²) foram as espécies mais abundantes. De maneira geral as coletas realizadas ao final do período chuvoso originaram maior número de indivíduos do que as realizadas ao final da estiagem. A distância do remanescente florestal não afetou de maneira significativa a composição e distribuição de sementes do banco. No estudo da regeneração foram amostrados 2,55 indivíduos lenhosos.ha⁻¹, pertencentes a 37 espécies. Espécies daninhas representaram a maioria da amostragem em termos de riqueza e abundância, com destaque para *Solanum paniculatum* L., que apresentou 341,67 indivíduos.ha⁻¹. Dentre as espécies arbóreas, *Tabernaemontana catharinensis* A. DC. (41,67 indivíduos/ha), *Platypodium elegans* Vog. (12,96 indivíduos/ha), *Machaerium hirtum* (Vell.) Stelfeld (5,56 indivíduos/ha) e *Cordia ecalyculata* Vell (3,70 indivíduos/ha) foram as mais abundantes. Para a maioria das espécies houve aumento significativo do número de indivíduos e de sua altura média no decorrer do período de amostragem. Os tratamentos testados não interferiram de maneira constante na densidade e riqueza de espécies. A distância do remanescente florestal exerceu efeito significativo sobre a regeneração de espécies pioneiras e daninhas lenhosas. Espécies zoocóricas foram as mais abundantes entre as regenerantes e ocorreram principalmente nas proximidades do fragmento florestal. A maioria das espécies lenhosas amostradas na área sucessional foi também encontrada no fragmento florestal próximo, corroborando o papel da fonte de propágulos na regeneração de áreas perturbadas. Em relação às espécies introduzidas, as pioneiras *Croton floribundus* Spreng. e *Trema micrantha* (L.) Blume apresentaram em média, crescimento em altura de 1,12m.ano⁻¹ e 1,42m.ano⁻¹, respectivamente. As não pioneiras *Hymenaea courbaril* L. e *Aspidosperma ramiflorum* M. Arg. cresceram apenas 0,3m.ano⁻¹ e 0,025m.ano⁻¹, respectivamente. A mortalidade também mostrou-se diferenciada entre os grupos sucessionais. Nas pioneiras *Trema micrantha* e *Croton floribundus* constatou-se 21% e 4% de mortalidade, respectivamente, enquanto nas não pioneiras este índice chegou a 44% em *Aspidosperma ramiflorum* e 41% em *Hymenaea courbaril*. À herbivoria e à estiagem foram atribuídos os principais fatores de mortalidade e baixo crescimento das mudas. O uso de diferentes modelos de plantio não influenciou o crescimento em altura das espécies avaliadas. Apesar das condições adversas sob as quais a sucessão vem ocorrendo na terra indígena, a diversidade e a abundância de indivíduos lenhosos regenerantes demonstram o potencial de recuperação da área quando isolados os fatores de perturbação. O efeito significativo da distância do remanescente florestal sobre a regeneração destaca a importância da manutenção de fontes de propágulos próximas na recuperação de áreas que tenham sido perturbadas.

PALAVRAS-CHAVE: restauração florestal, regeneração, banco de sementes, chuva de sementes, pastagem tropical.

ABSTRACT

A few native areas in the state of São Paulo (Brazil) have preserved the natural resources and can offer good living conditions to their inhabitants. In the indian area of Araribá, located in the Avaí district (22°10' to 22°20'S and 49°19' to 49°23'W), environmental degradation led to the reduction of work and recreation options, reflecting negatively on the social, economic and cultural context. Aiming at a future restoration project, the purpose of this study was to evaluate the resilience of a pasture when isolated from disturbance factors and the influence of a close forest fragment in regeneration dynamics. In a 9.42ha seasonal semi-deciduous forest fragment, thirty 10m x 10m plots were located, in which shrubs, trees and lianas with BDH \geq 3.17cm were sampled. In the pasture surrounding the forest fragment (A and B areas), thirty six 15m x 20m plots were marked and the following treatments tested: 1) control; 2) regenerate plants monitoring; 3) soil movement; 4) planting of pioneer species; 5) planting of non-pioneer species and 6) planting of pioneer and non-pioneer species; each one with six replications. In these plots, the seed rain, the seed bank, and the natural regeneration in relation to three different distances from the forest fragment (50m, 120m, 230m) were also investigated. To study the seed rain, thirty six 1m x 1m boxes made from wood and nylon screen were used. The seeds fallen in 18 boxes were collected monthly for 1.5 years, in A and B areas alternately. The seed bank was sampled every six months for two years, with one sampling at the end of the dry season and other at the end of the rainy season. From each plot, five 15cm x 15cm x 3cm soil samples (4.0m².sampling⁻¹) were collected and deposited in aluminium disposable trays, and observed for six months in a greenhouse. In the regeneration study, all the woody plants in the plots were sampled and their total height measured every six months for two years (1.08ha.sampling⁻¹). The phytosociological study in the forest fragment resulted in 1,104 plants, 66 species and 27 families. The Shannon index (H') was 3.17 nats.specimen⁻¹ for species. The total density was 3,680 specimens.ha⁻¹. *Croton floribundus* Spreng had the bigger relative density, frequency and dominance, VI and VC, followed by *Machaerium brasiliense* Vog. and *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. Fabaceae Faboideae (*sensu* APG, 1998) and Euphorbiaceae were the more important families. Besides these, 86 species were not systematically sampled in the forest fragment, totalizing 152 species and 49 families, represented predominantly for trees (52%) and lianas (29%). The Fabaceae family was the richest in the floristic survey, with 24 species (6 Caesalpinoideae, 8 Mimosoideae and 10 Faboideae). There was not any floristic similarity between the fragment studied and the other compared works in the state of São Paulo. The seed rain sampling in the pasture resulted in 13,433.45 seeds.m⁻² belonging to 38 species. Autochthonous herbs and shrubs were more abundant (92%) and richer (11 spp.). The anemochory (41%) was the most abundant dispersion method, followed by autochory (32%) and zoochory (26%). Seed fall was more intense in the rainy months and it presented a smaller pick in the dry period. The forest fragment distance did not significantly influence the seed rain in the

regeneration area, although the seed number was more abundant at 50m and 120m from the forest fragment. From the seed bank, 437.53 seedlings.m⁻² belonging to 29 species were sampled. Most of the species and individuals sampled in the seed bank were herbs and shrubs with autochorous or anemochorous dispersal. The more abundant species were *Portulaca fluvialis* D. Legrand (92.41 seedlings.m⁻²), *Cyperus cayennensis* (87.78 seedlings.m⁻²) and *Sida* spp. (82.90 seedlings.m⁻²). Generally, at the end of rainy season the seed bank was more abundant. The forest fragment distance did not significantly affect the composition and distribution of the seed bank. In the regeneration study 2.55 woody plants.ha⁻¹ corresponding to 37 species were observed. Weed species showed greater abundance and richness, highlighting *Solanum paniculatum* L., with 341.67 plants.ha⁻¹. Among the tree species, *Tabernaemontana catharinensis* A. DC. (41.67 plants.ha⁻¹), *Platypodium elegans* Vog. (12.96 plants.ha⁻¹), *Machaerium hirtum* (Vell.) Stelfeld (5.56 plants.ha⁻¹), and *Cordia ecalyculata* Vell (3.70 plants.ha⁻¹) were the most abundant. In the most of the species, average height and abundance increased significantly with time. The treatments did not influence the density and the richness of the evaluated species. The forest fragment distance influenced significantly the pioneer and weed woody regeneration. Zoochorous woody species were the most abundant in the pasture, mainly near the forest fragment. Most of the woody regenerate species present in the pasture have also occurred in the forest fragment, corroborating the seed source role in the regeneration of disturbed areas. In relation to the introduced species, the pioneers *Croton floribundus* Spreng and *Trema micrantha* (L.) Blume had an average growth of 1.12m.year⁻¹ and 1.42m.year⁻¹, respectively. The non-pioneers *Hymenaea courbaril* and *Aspidosperma ramiflorum* M. Arg. grew only 0.3m.year⁻¹ and 0.025m.year⁻¹, respectively. The mortality was also different among the successional groups. The pioneer species, *T. micrantha* and *C. floribundus*, had a mortality of 21% and 4%, respectively. In non-pioneer species these values were much higher, reaching 44% in *A. ramiflorum* and 41% in *H. courbaril*. Herbivores and drought were considered to be the main causes of plant mortality and low growth. The different planting models did not influence the growth in height of the investigated species. In spite of the adverse conditions under which succession has been developing, the diversity and abundance of the woody regeneration demonstrate the local resilience when the disturbance factors are isolated. The significant effect of the forest fragment distance on regeneration emphasizes the importance of seed source preservation in the restoration of disturbed areas.

KEY WORDS: forest restoration, regeneration, seed bank, seed rain, tropical pasture.

SUMÁRIO

RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
1.INTRODUÇÃO.....	01
2.MATERIAL E MÉTODOS.....	04
2.1 Caracterização da área	04
2.2 População.....	07
2.3 Atividades econômicas.....	08
2.4 Procedimento.....	13
3.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	

CAPÍTULO 1. CARACTERIZAÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURAL DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA

1.1 Introdução.....	18
1.2 Material e Métodos.....	19
1.3 Resultados e Discussão.....	21
1.4 Referências Bibliográficas.....	44

ESTUDO DA DINÂMICA DE REGENERAÇÃO NO ENTORNO DO FRAGMENTO FLORESTAL

CAPÍTULO 2. CHUVA DE SEMENTES

2.1 Introdução.....	54
2.2 Material e Métodos.....	57
2.3 Resultados e Discussão.....	58
2.4 Referências Bibliográficas.....	67

CAPÍTULO 3. BANCO DE SEMENTES

3.1 Introdução	74
3.2 Material e Métodos.....	76
3.3 Resultados e Discussão.....	79
3.4 Referências Bibliográficas.....	88

CAPÍTULO 4. REGENERAÇÃO

4.1 Introdução.....	
4.2 Material e Métodos.....	94
4.3 Resultados.....	96
4.4 Discussão.....	97
4.5 Referências Bibliográficas.....	109
	114

CAPÍTULO 5. REINTRODUÇÃO DE ESPÉCIES

5.1 Introdução.....	
5.2 Material e Métodos.....	124
5.3 Resultados e Discussão.....	128
5.4 Referências Bibliográficas.....	130
	146

CONSIDERAÇÕES FINAIS.....

159

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais e subtropicais caracterizam-se pela grande diversidade biológica associada às complexas interações entre as espécies (RODÉS *et al.*, 1990). Entre os fatores que proporcionam esta diversidade, ou seja, a coexistência de um grande número de espécies com variadas formas de vida em uma pequena área, estão a estabilidade dos climas tropicais, a ocorrência de ambientes diversificados e a eficiência das interações animal-planta, seja no controle de populações vegetais, através da herbivoria (RODRIGUES, 1995), ou nas funções de polinização e dispersão de sementes.

A degradação florestal motivada pela ação antrópica e a perda de fertilidade do solo por utilização inadequada de práticas agrícolas constituem alguns dos principais problemas nos trópicos (PARROTA *et al.*, 1997). Na erradicação de uma floresta tropical, não apenas as árvores são perdidas, mas todo o ecossistema se torna fragilizado ou destruído. Muitas espécies animais e vegetais correm o risco de desaparecer, acarretando perdas genéticas irreparáveis de potenciais fontes de alimento, medicamento, entre outras matérias-primas. O solo se torna infértil e propenso à erosão, contribuindo ainda para o assoreamento das fontes d'água. Até mesmo o clima pode ser alterado diante de um desmatamento extensivo. Para as populações humanas envolvidas neste processo, os danos às suas fontes de sobrevivência levam à modificação das atividades econômicas e culturais, geralmente sendo necessário o deslocamento para outras áreas (CORSON, 1993).

Os ecossistemas desta forma degradados e improdutivos normalmente tornam-se pastagens ou são abandonados, podendo dar início ao processo sucessional, dependendo da intensidade de degradação a que foram submetidos. A partir de então a comunidade passa a apresentar um desenvolvimento progressivo, caracterizado pela modificação do meio físico e substituição de espécies iniciais, ditas pioneiras por espécies intermediárias e finais da sucessão (BAILEY, 1984).

Uma das principais características das espécies pioneiras é a capacidade de colonizar rapidamente uma área recentemente aberta. Para isto, tais espécies apresentam uma série de propriedades que lhes conferem maior facilidade nos processos de dispersão e desenvolvimento. Uma vez instaladas, as espécies pioneiras estimulam o desenvolvimento de estágios sucessionais mais avançados nos quais as espécies tendem a apresentar características que contrastam com aquelas de espécies iniciais. Em espécies finais da sucessão, a dispersão de sementes é mais restrita e o desenvolvimento das plantas jovens ocorre em locais sombreados, de forma mais lenta que as espécies pioneiras (FENNER, 1991; WHITMORE, 1991). Na verdade, as espécies consideradas tolerantes ao sombreamento podem chegar à maturidade estando situadas sob o dossel da mata, mas se beneficiarão com qualquer aumento de luz que receberem sob o dossel (SHUPP, 1989).

A ocupação por espécies colonizadoras dependerá da intensidade e natureza do distúrbio a que a área foi sujeita. Se a perturbação for intensa a ponto de eliminar ou remover todas as sementes e indivíduos, a colonização ficará subordinada à chegada de propágulos ao local (CONNELL, 1989). Outros fatores capazes de influenciar o processo sucessional em uma área são a presença de indivíduos remanescentes, a distribuição espacial destes indivíduos (DALLING *et al.*, 1998), a existência de rizomas e banco de sementes (GÓMEZ-POMPA, 1974), a ocorrência regional de agentes dispersores, a taxa de predação de sementes (HOLL; LULOW, 1997) e as condições locais para o crescimento e desenvolvimento das plantas (BAILEY, 1984).

Comunidades freqüentemente perturbadas apresentarão um processo sucessional bem diferente daquelas perturbadas apenas uma vez, pois neste último caso a vegetação originada secundariamente provavelmente se aproximará mais da vegetação primária. As mudanças estruturais em uma floresta tropical secundária incluem alterações na composição e número de espécies, na altura dos indivíduos e forma de vida, bem como na biomassa, energia, estrutura e composição química do solo (GÓMEZ-POMPA, 1974).

Compreender como as comunidades se desenvolvem após um distúrbio, ou seja, entender a dinâmica sucessional é fundamental para delinear os procedimentos de restauração e manutenção da diversidade em cada comunidade (GROSS, 1990).

A restauração representa o restabelecimento da biodiversidade, da estrutura e das funções de ecossistemas que apresentam ainda um nível suficiente de resiliência (ARONSON *et al.*, 1995; SMITH, 1980, 1986;). Um dos maiores desafios em ecologia da restauração é desencadear um processo que possibilite recriar comunidades com alto grau de diversidade, característico de comunidades naturais. A capacidade de restaurar uma comunidade danificada ou destruída não só estruturalmente mas funcionalmente, revela o grau de compreensão da dinâmica da comunidade (GROSS, 1990).

Não obstante o crescente número de trabalhos, o conhecimento para a reintrodução de espécies, populações e comunidades ainda é insuficiente, e a distância entre a teoria ecológica e a prática de restauração vegetal é expressiva (FALK *et al.*, 1996). A maioria dos experimentos apresenta natureza puramente técnica ou empírica, visando a encontrar formas de restauração efetivas e econômicas que sirvam de base para outros trabalhos, desenvolvidos muitas vezes sob condições distintas (JORDAN, 1995).

Na verdade, a restauração de ecossistemas está totalmente vinculada à base conceitual ecológica, dela dependendo para orientação dos projetos e aumento da possibilidade de sucesso na recuperação de áreas degradadas, conservação e uso sustentável de remanescentes, ou ainda, para a prática silvicultural e agrossilvicultural. Simultaneamente, experimentos nesta área constituem uma ótima oportunidade para testar conceitos ecológicos ainda não compreendidos perfeitamente (EHRENFELD; TOTH, 1997).

Nos últimos anos vários pesquisadores têm procurado compreender a dinâmica sucessional, bem como desenvolver técnicas para a restauração de áreas degradadas (CAIRNS, 1995). No Brasil estes estudos abrangem desde áreas afetadas por poluição, mineração, construção de barragens e estradas até aquelas provenientes de expansão urbana e exploração agropecuária (BARBOSA *et al.*, 1997; CASTELLANI; STUBLEBINE, 1993; CAVASSAN *et al.*, 1994; DURIGAN; NOGUEIRA, 1990; FERRETTI *et al.*, 1995; KAGEYAMA *et al.*, 1992; NAVE *et al.*, 1997; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; RODRIGUES *et al.*, 1992a,b; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; TABANEZ, 1995, entre outros).

Em especial, a expansão de áreas agrícolas e de pastagens em detrimento de áreas florestais tem sido documentada em várias regiões da América Latina e representa a principal causa de desmatamento nas últimas décadas (FEARNSIDE, 1993). A necessidade de encontrar alternativas para a restauração florestal, que fossem viáveis dos pontos de vista econômico e ambiental e permitissem práticas futuras de manejo, foram as principais razões que levaram à realização deste trabalho. Pretendeu-se, através da investigação prévia dos processos ecológicos envolvidos na dinâmica de regeneração de uma terra indígena no interior do estado de São Paulo, fornecer subsídios e sustentação às práticas de intervenção que pudessem viabilizar a recuperação de grandes extensões de terra com maior garantia de sucesso.

Neste contexto, as investigações realizadas neste trabalho foram norteadas pelas seguintes questões:

- 1) Áreas desmatadas da Terra Indígena Araribá, utilizadas no passado para fins agrícolas e atualmente como pastagens podem se recuperar simplesmente através da retirada do gado?
- 2) Qual a composição florística e estrutural do remanescente florestal mais preservado da terra indígena? Este remanescente tem contribuído para a regeneração das áreas circunvizinhas através do fornecimento de propágulos? A distância do fragmento florestal é capaz de influenciar a colonização de áreas próximas?
- 3) Há banco de sementes na área de pastagem? Em caso afirmativo qual sua composição? Se manejado, qual o potencial desse banco de sementes na restauração florestal da área?
- 4) A adoção de medidas simples de manejo como o controle de competidores, o revolvimento do solo e a condução de indivíduos regenerantes é capaz de acelerar o processo de restauração nas áreas de pastagem? Quais espécies estão efetivamente colonizando esta área, em termos de riqueza e abundância?
- 5) Como se desenvolvem indivíduos pertencentes a espécies pioneiras nestas pastagens? O crescimento destas espécies é maior quando consorciadas a espécies não pioneiras? A introdução de indivíduos arbóreos de rápido crescimento que funcionam como poleiros naturais pode favorecer a chegada de propágulos à área de pastagem e, portanto, a regeneração de espécies nativas nas áreas de pastagem?

Considerando-se as informações obtidas na literatura científica foram levantadas as seguintes predições para algumas destas questões:

- O revolvimento do solo favorece a germinação de espécies, contribuindo para a dinâmica sucessional;
- A condução de indivíduos lenhosos regenerantes e a retirada dos fatores de perturbação estimulam a regeneração e o crescimento dos indivíduos;
- Espécies dos últimos estádios sucessionais desenvolvem-se mais lentamente que espécies dos primeiros estádios sucessionais. Quando consorciadas a espécies de crescimento rápido, espécies não pioneiras apresentam maior aumento em altura do que quando plantadas isoladamente.
- A distância da fonte de propágulos exerce influência sobre a composição de espécies do banco de sementes, da chuva de sementes e sobre a regeneração do entorno.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização geral da área

O trabalho foi realizado na porção guarani da Terra Indígena Araribá, localizada no município de Avaí, região centro-oeste do estado de São Paulo. Avaí encontra-se a 21Km do município de Duartina e a 40Km do município de Bauru (FIGURAS 1 e 2) entre as coordenadas 22°10' e 22°20' S e 49°19' e 49°23'W, a 510m de altitude (CASA DA AGRICULTURA DE AVAÍ, 1996). As rodovias que dão acesso ao local são a SP-300 e a SP-294, além de estradas vicinais e da rede ferroviária, que atravessa a Terra Indígena. A área da reserva compreende 1.930,39ha, sendo banhada pelo rio Batalha e pelo córrego Araribá, de aproximadamente 10Km de extensão. Por apresentar a nascente dentro dos limites da Terra Indígena, a preservação do córrego Araribá é de grande importância para a população local. Além disto, o córrego é afluente do rio Batalha, que também corta a área e é responsável pelo abastecimento de 50% da população do município de Bauru, centro da sétima região administrativa do Estado de São Paulo. A proteção e a recuperação ambiental destes rios, pertencentes à Bacia Hidrográfica do Médio Tietê, têm sido discutidas e incentivadas em vários municípios da região.

A região apresenta clima Cwa, quente sem estação seca, com temperatura média da estação quente superior a 22°C, segundo a classificação de Köppen, ou CB'cw, sub-úmido, mesotérmico, com pouca umidade no inverno, de acordo com Thornthwaite (FIGUEIREDO; SUGAHARA, 1997). A precipitação média anual, no período de 1951 a 1990 foi 1.268,5mm. A temperatura média anual, de 1984 a 2001 foi 22,8°C.

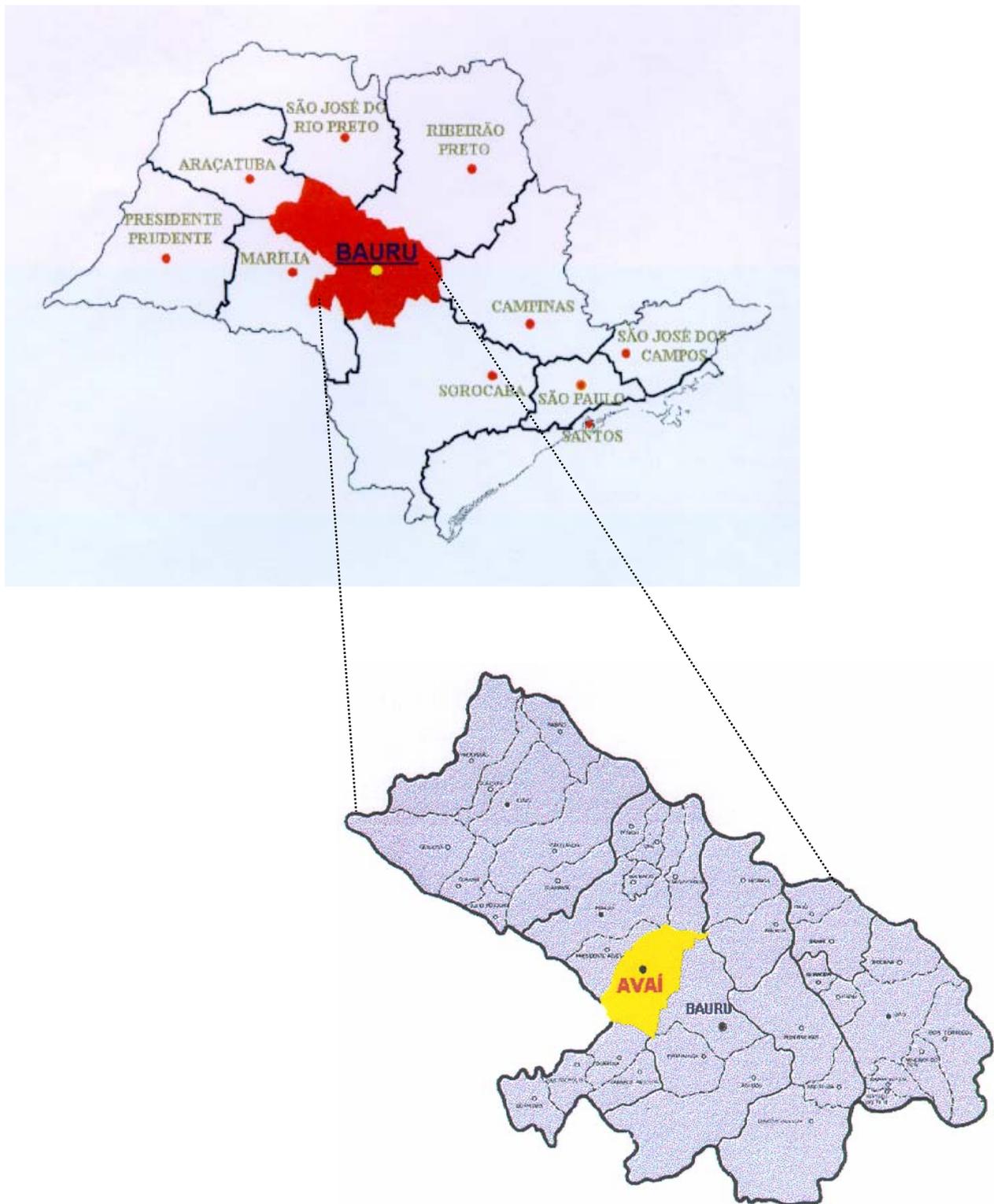


FIGURA 1: Localização do município de Avai no Estado de São Paulo (7ª Região Administrativa).

Escalas: 1:1.144.156,20 (mapa superior) e 1:219.269,74 (mapa inferior).

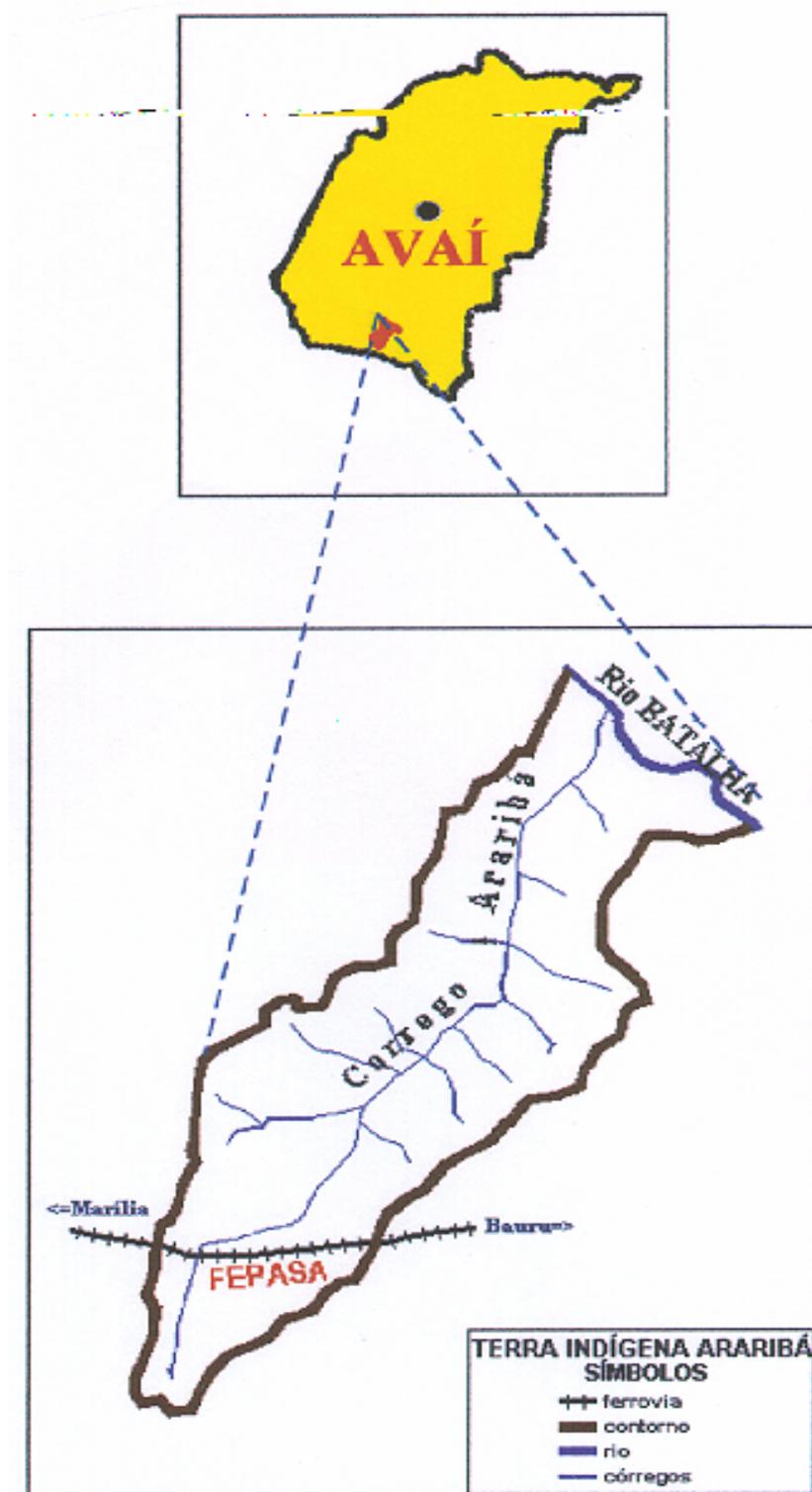


FIGURA 2. Localização da Terra Indígena Araribá no município de Avaí, SP. Em destaque o córrego Araribá, o rio Batalha e a ferrovia. Escala: 1:34.392,08.

Nos anos em que se desenvolveu este trabalho as médias anuais de precipitação e temperatura foram respectivamente: 1572mm e 30°C (1998), 1439mm e 30,5°C (1999) e 1356mm e 29,5°C (2000). Os meses mais quentes neste período foram dezembro a fevereiro e os mais frios junho a agosto.

Estes dados foram coletados pelo Instituto de Pesquisa Meteorológicas do campus de Bauru da UNESP, que representa a estação meteorológica mais próxima da área de estudo, a cerca de 50 km.

O solo predominante na região enquadra-se na categoria Latossolo Vermelho-Escuro fase arenosa (BRASIL, 1960). Estes solos ocorrem em relevo suave ondulado e são caracterizados pela baixa fertilidade e suscetibilidade à erosão (CENTRO DE TECNOLOGIA EM RECURSOS NATURAIS; INSTITUTO AGRONÔMICO, 1986).

Através de observações efetuadas em remanescentes florestais da região e depoimentos de antigos moradores concluiu-se que a área foi outrora ocupada por Floresta Estacional Semidecidual Submontana nas porções mais secas e Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (IBGE, 1992) nas margens do córrego Araribá e de seus afluentes.

2.2 População

Desde o final do século retrasado a região de Avaí vem sendo habitada por tribos indígenas Guarani. Somente em 1913 as terras de Araribá foram oficializadas como Terra Indígena pelo então Presidente Rodrigues Alves (DINIZ, 1976). Por volta de 1919 um surto de gripe espanhola atingiu a “Povoação Indígena de Araribá”, como era chamada, quase dizimando sua população. Com a área quase desabitada ao final da década de 20, famílias de índios Terena procedentes do Mato Grosso do Sul passaram a também ocupar a Terra em 1932, orientadas pelo Serviço de Proteção aos índios - SPI, (ROSA, 1985). Atualmente a etnia Terena tem maior representatividade populacional, com 62 famílias e 248 indivíduos. Em seguida vem a etnia Guarani, com 35 famílias e 175 indivíduos (MORAES, J. C., com. pess.) e os mestiços, originados de cruzamentos entre as etnias e destas com os não indígenas. A não ser por sua fisionomia, estes grupos vivem de forma idêntica a outras populações rurais, seja na forma de falar, vestir, nos alimentos que consomem e até em seu modo de produção, sendo por isto designados como “grupos integrados” (RANGEL, 1984). Apesar dos intensos conflitos gerados pelo processo de aculturação, estes povos trazem consigo a consciência de um passado histórico e de tradições culturais, que fazem com que se identifiquem e sejam ainda reconhecidos como índios (RIBEIRO, 1996).

2.3 Atividades econômicas

Durante muitos anos as matas foram utilizadas pelos indígenas para exploração madeireira, o que reduziu substancialmente a cobertura florestal na reserva. Posteriormente esta área foi

arrendada para o cultivo de mandioca e café e a partir de 1995 a atividade agrícola cedeu lugar à criação de gado bovino.

O desmatamento aliado ao uso de técnicas agrícolas inadequadas e à prática freqüente da coivara resumiram as áreas florestais da aldeia a apenas alguns fragmentos de vegetação secundária, encontrados em diversos estágios sucessionais, e pastagens.

Em poucos anos a frágil estrutura e a escassa fertilidade dos solos da região tornaram-se ainda mais comprometidas, favorecendo a evolução de processos erosivos, principalmente nas proximidades do sistema viário, e o transporte significativo de sedimentos para o leito do córrego Araribá. A ausência da mata, juntamente com a improdutividade do solo e a diminuição da capacidade de vazão do córrego restringiu substancialmente as possibilidades de caça, pesca, agricultura e lazer da comunidade.

A precariedade das técnicas e instrumentos agrícolas a que os índios têm acesso, bem como as dificuldades em recuperar a fertilidade do solo, levaram-nos a abandonar sua terra e optar pelo trabalho assalariado em outras fazendas da região. Assim, a maior parte da colheita obtida em suas terras destina-se ao consumo familiar, restando apenas uma pequena parcela para comercialização. Dentre as plantas cultivadas estão a mandioca, o milho, a abóbora, o arroz, o feijão, a banana e outras, muitas vezes plantadas de forma consorciada ou através de rotação de cultura.

A venda de seus produtos na cidade mais próxima é também dificultada pela carência de meios para transportá-los e a contratação de intermediários encarregados deste serviço é ainda menos lucrativa. Constata-se, portanto, que a força do trabalho indígena em Araribá está cada vez mais direcionada ao trabalho externo, sendo a produção familiar apenas um complemento do trabalho assalariado (RANGEL, 1984). A vontade expressada por alguns representantes indígenas é de poder retornar ao trabalho local, tendo em suas próprias terras a principal fonte de subsistência.

Há poucos anos os problemas advindos do desmatamento começaram a surtir preocupação nos habitantes locais. A necessidade de restauração da cobertura florestal passou a ser cogitada pelos guaranis não apenas para ampliar suas fontes de subsistência, mas principalmente para garantir que sua identidade cultural, seus valores e tradições pudessem ser herdados pelas gerações futuras.

2.4 Procedimento

A preocupação com a escolha e o número de espécies a serem empregadas, bem como a forma de se relacionarem em uma comunidade natural tem sido de grande relevância quando se visa à restauração ecológica. A busca de informações a respeito do tipo de vegetação ocorrente na região e de sua caracterização florística e estrutural tem sido recomendada como forma de estabelecer quais espécies são mais adequadas para cada situação e em que proporção deverão ser utilizadas (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996). Com o intuito de obter tais informações, realizou-se a

caracterização do remanescente florestal mais preservado da terra indígena (FIGURAS 3 e 4), abordada no capítulo 1 deste trabalho.

Nem sempre, porém, a introdução de espécies é a única ou a melhor opção para recuperar uma área degradada. Esta operação, além de bastante dispendiosa, pode incorrer em erros, considerando-se que os conhecimentos a respeito dos ecossistemas e das espécies são ainda limitados. Se o distúrbio sofrido não foi intenso o suficiente para destruir o banco de sementes e a estrutura e fertilidade do solo, ou a presença de órgãos vegetativos com capacidade de brotamento, é possível que o processo de sucessão natural promova o restabelecimento da cobertura florestal na área. A ocorrência de remanescentes florestais nas proximidades de áreas perturbadas pode também contribuir com o fornecimento de propágulos e o resgate da diversidade vegetal originalmente presente. O estudo do banco de sementes e de plântulas, bem como a avaliação da chegada de propágulos permitem estabelecer como a regeneração natural está se processando e se realmente é necessária a intervenção humana com utilização de práticas de manejo para que a vegetação se restabeleça (YOUNG *et al.*, 1987; THOMPSON, 1993).

Considerando-se tais informações optou-se pelo estudo da dinâmica sucessional e pela investigação de algumas técnicas de manejo que pudessem ser adotadas anteriormente à implantação de um projeto de restauração na reserva.

Para isto foram escolhidas duas áreas, A e B, adjacentes ao fragmento florestal. Estas áreas, originalmente contíguas com a mata remanescente, foram utilizadas há até sete anos atrás para o cultivo de mandioca e atualmente prestam-se como pastagem. Em função da presença freqüente do gado na área amostral foi necessário cercá-la com arame para evitar que fatores como herbivoria e pisoteamento interferissem no desenvolvimento do trabalho.

Em cada área foram implantadas 18 parcelas, situadas em diferentes distâncias do remanescente florestal, com a finalidade de testar a influência deste sobre a regeneração do entorno.

Partindo-se da margem do remanescente voltada para a direção NE foram demarcadas três faixas, respectivamente a 50m (faixa A1), a 120m (faixa A2) e a 230m (faixa A3) do remanescente (FIGURA 5), definidas através de sorteio. Em cada faixa foram alocadas 6 parcelas de 15 x 20m, respeitando-se uma distância de 4 a 6m entre elas para evitar que o sombreamento proveniente das parcelas onde seriam introduzidas as mudas afetasse os tratamentos em que não haveria plantio. Esse mesmo procedimento foi repetido a partir da margem sudoeste da vegetação remanescente, totalizando 36 parcelas de 300m², ou seja, 10.800m² de área amostral. Foram testados 6 tratamentos, sendo um deles reservado como testemunha (1) e os outros cinco utilizados para avaliar diferentes técnicas de manejo.

Dentre as técnicas de manejo adotadas, o monitoramento de indivíduos jovens (tratamento 2) foi realizado simultaneamente em todos os tratamentos subseqüentes como forma de proteger e

estimular o crescimento dos indivíduos já existentes nas unidades amostrais, bem como daqueles que provavelmente surgiriam a partir da proteção e do manejo da área.

A eliminação de espécies herbáceas daninhas e o revolvimento do solo (tratamento 3) tiveram a finalidade de promover maior exposição do banco de sementes à luz, estimulando a regeneração natural. Antes da implantação do experimento, o revolvimento do solo foi feito com a grade aberta de um trator. No decorrer do trabalho, o revolvimento do solo foi efetuado semestralmente, através do uso de enxadas, por ocasião das capinas. Embora as espécies arbóreas tropicais variem amplamente na resposta de germinação às diferentes formas de luz, sabe-se que em muitas espécies florestais iniciais da sucessão a germinação é acentuada pelo aumento deste fator (HALL; SWAINE, 1980; JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988).

O estudo da dinâmica sucessional foi realizado nas 36 parcelas da área de pastagem, independentemente dos tratamentos. Este estudo consistiu na avaliação periódica da chuva de sementes, do banco de sementes e da regeneração local e encontra-se descrito respectivamente, nos capítulos 2, 3 e 4 a seguir.

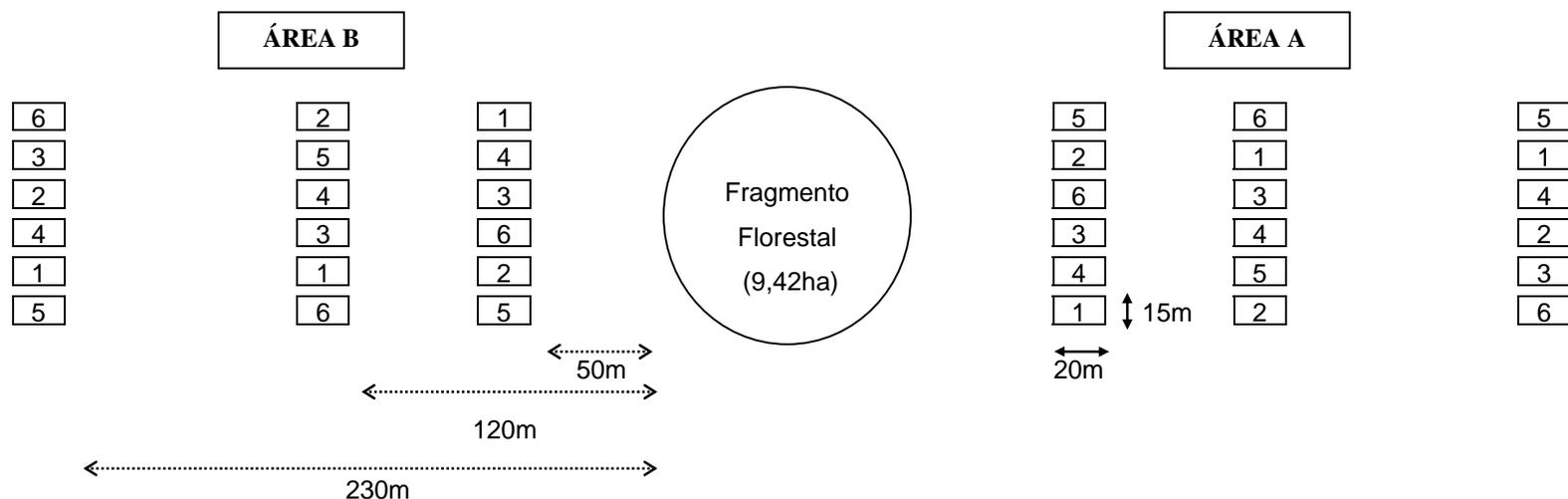
A introdução de espécies arbóreas pioneiras e não pioneiras constituiu o objeto de investigação dos tratamentos 4, 5 e 6 abordados detalhadamente no capítulo 5 deste trabalho.



FIGURA 3. Área de pastagem onde foram instaladas as parcelas em abril/1998. Ao fundo, o remanescente de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, com destaque para o indivíduo de *Hymenaea courbaril* (de maior porte, à direita), um dos únicos representantes de um estágio sucessional mais avançado, outrora existente no local. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.



FIGURA 4. Vista externa do remanescente de Floresta Estacional Semidecidual Submontana. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.



Tratamentos:

- 1 - Testemunha
- 2 - Condução de indivíduos jovens através de coroamento, desbrota e tutoramento.
- 3 - Idem tratamento 2 + retirada de espécies herbáceas daninhas + indução do banco de sementes por revolvimento do solo.
- 4 - Idem tratamento 3 + plantio de duas espécies pioneiras, típicas da região.
- 5 - Idem tratamento 3 + plantio de duas espécies não pioneiras, típicas da região.
- 6 - Idem tratamento 3 + plantio consorciado das espécies pioneiras e não pioneiras utilizadas nos tratamentos 4 e 5.

FIGURA 5. Representação esquemática da distribuição das parcelas e dos tratamentos adotados. Terra Indígena Araribá, Avai-SP.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARONSON, J. *et al.* **Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides**: le vocabulaire et les concepts. Paris: Eurotext, 1995. p. 11-29.

BAILEY, J. A. **Principles of wildlife management**. New York: John Wiley. 1984. p. 213-238.

BARBOSA, L. M. *et al.* Comportamento inicial de espécies arbóreas nativas em comunidades implantadas e seu potencial de utilização. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS - SINRAD, 3. 1997, Ouro Preto. **Anais...** Viçosa: Folha de Viçosa, 1997, p. 384-402.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Serviço Nacional de Pesquisas Agronômicas. Comissão de solos. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo**: (contribuição à carta de solos do Brasil). Rio de Janeiro: CNEPA, 1960. 134 p. (Boletim, 12)

CAIRNS, J. Jr. Restoration ecology: protecting our national and global life support systems. In: **Rehabilitating damaged ecosystems**. 2nd ed. Boca Raton: Lewis Publishers. 1995. p. 1-12.

CASA DA AGRICULTURA DE AVAÍ. **Plano de desenvolvimento rural**. maio/1996.

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.

CAVASSAN, O. *et al.* Avaliação do desenvolvimento de essências nativas introduzidas em uma área degradada. Bauru: **Salusvita**, v. 13, n. 1, p. 15-24, 1994.

CENTRO DE TECNOLOGIA EM RECURSOS NATURAIS; INSTITUTO AGRONÔMICO. **Classificação dos solos do estado de São Paulo**. Campinas: CATI/IA, 1986. (Boletim 5). Não paginado.

CONNELL, J. H. Some process affecting the species composition in forests gaps. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 560-562, 1989.

CORSON, W. H. **Manual global de ecologia**: o que você pode fazer a respeito da crise do meio ambiente. São Paulo: Augustus, 1993. p. 115-133.

DALLING, J. W.; SWAINE, M. D.; GARWOOD, N. C. Dispersal patterns and seed dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. **Ecology**, v. 79, p. 564-578, Mar. 1998.

DINIZ, E. S. **Dependência e destino**: os Guarani e os Terena do Araribá. 1976. 129p. Tese (Livro-docência em Antropologia) - Faculdade de Ciências e Letras, Universidade Estadual Paulista, Marília.

DURIGAN, G.; NOGUEIRA, J. C. B. Recomposição de matas ciliares. **Instituto Florestal - Série registros**, n.4, p. 1-14, 1990.

EHRENFELD, J. G.; TOTH, L. A Restoration ecology and the ecosystem perspective. **Restoration ecology**, v. 5, p. 307-317, Dec. 1997.

FALK, D. A.; MILLAR, C. I.; OLWELL, M. **Restoring diversity**: strategies for reintroduction of endangered plants. Washington: Island Press. 1996. 505 p.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: the effect of population and land tenure. **Ambio**, v. 2, p. 537-545, 1993.

FENNER, M. Seed characteristics in relation to succession. In: GRAY, A J., CRAWLEY, M. J., EDWARDS, P. J. **Colonization, succession and stability**. Oxford: Blackwell. 1991. p. 103-114.

FERRETTI *et al.* Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no Estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, v. 3, n. 7, mar./jun., 1995.

FIGUEIREDO, J. C.; SUGAHARA, S. Classificação climática e o aspecto climatológico da cidade de Bauru. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 10, 1997, Piracicaba, **Anais...** Piracicaba: [s.n.], 1997. p. 377-379.

GÓMEZ-POMPA, A Recovery of tropical ecosystems. In: FARNWORTH, E. G.; GOLLEY, F. B. **Fragile ecosystems**: evaluation of research and applications in the Neotropics. New York: Springer-Verlag, 1974. p. 113-135.

GROSS, K. L. Mechanisms of colonization and species persistence in plant communities. In: JORDAN, W.R. *et al.* **Restoration ecology**: a synthetic approach to ecological research. Great Britain: Cambridge University, 1990. p.173-188.

HOLL, K. D.; LULOW, M. E. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rain forest. **Biotropica**, v. 29, p. 459-468, Dec. 1997.

JORDAN, W. R. Restoration Ecology: a synthetic approach to ecological research. In: CAIRNS, J. JR. (ed.). **Rehabilitating damaged ecosystems**. 2. ed. Boca Raton: Lewis. 1995. p. 373-384.

IBGE. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92 p. (Manuais técnicos de Geociências, 1).

HALL, J. B.; SWAINE, M. D. Seed stocks in Ghanaian Forest soils. **Biotropica**, v. 12, n. 4, p. 256-263, 1980.

JANZEN, D.; VÁSQUEZ-YANES, C. Tropical forest seed ecology. In: HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO. The International Union of Biological Sciences. 1988. Special Issue, 18.

KAGEYAMA, P. Y.; REIS, A.; CARPANEZZI, A. A. Potencialidades e restrições da regeneração artificial na recuperação de áreas degradadas. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1992, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1992. p. 1-7.

NAVE, A G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Planejamento e recuperação ambiental da Fazenda São Pedro da Mata, município de Riolândia - SP. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS - SINRAD, 3. 1997, Ouro Preto. **Anais...** Viçosa: Folha de Viçosa, 1997, p. 67-77.

OLIVEIRA-FILHO, A T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant ecology**, v. 131, n. 1, p. 45-66, Jul. 1997.

PARROTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Introduction - Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest ecology and management**, v. 99, p. 1-7, Dec. 1997.

RANGEL, L. H. Vida em Terra. In: Vários autores. **Índios no Estado de São Paulo: resistência e transfiguração**. São Paulo: Yankatu, 1984. p. 83-122.

RIBEIRO, D. **Os índios e a civilização**: a integração das populações indígenas no Brasil moderno. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 559 p.

RODÉS, L.; BARRICHELO, L.G.E.; FERREIRA, M. A biodiversidade e o Projeto FLORAM: produtividade e condições ambientais. **Estudos Avançados**, v. 4, n. 9, maio-ago/1990.

RODRIGUES, R. R., LEITÃO FILHO, H. F., CRESTANA, M. S. M. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis/ SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1992, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1992a. p. 407-417.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; RIBEIRO, C. A. Revegetação das áreas degradadas da Bacia do Ceveiro, Piracicaba/SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1992, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1992b. p. 178-189.

RODRIGUES, R. R. A sucessão florestal. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. (orgs.) **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana**: Reserva de Santa Genebra. Campinas: UNICAMP, 1995. cap.3, p.30-35.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. cap.15, p.233-247.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 2, n. 1, p. 4-15, 1996.

ROSA, H. **Desvios no processo aculturativo da comunidade indígena de Araribá**. São Paulo, 1985. 247 p. Dissertação (Mestrado). Escola Pós-graduada de Ciências Sociais da Fundação Escola de Sociologia e Política de São Paulo.

SHUPP, E. W. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 562-564, 1989.

SMITH, R. L. **Ecology and field biology**. 3 ed. New York: Harper and Row, 1980, 835p.

_____. **Elements of ecology**. 2 ed. New York: Harper and Row, 1986.

TABANEZ, A. A. J. **Ecologia e manejo de ecounidades em um fragmento florestal na região de Piracicaba, SP**. 1995. 85 p. Dissertação (Mestrado em Ciências, área de concentração Ciências Florestais), Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - Universidade de São Paulo, Piracicaba.

THOMPSON, K. The functional ecology of seed banks. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: CAB International, 1993. p. 231-258.

YOUNG, K. R.; EWEL, J. J.; BROWN, B. J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, v. 71, p. 157-173, 1987.

WHITMORE, T. C.. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO, 1991. p.67-89.

CAPÍTULO 1. CARACTERIZAÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURAL DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA

1.1 INTRODUÇÃO

As Florestas Estacionais Semidecíduais são consideradas extensões da Floresta Ombrófila Densa, da região litorânea, diferenciando-se desta principalmente por ocorrerem em locais de menor precipitação pluviométrica, o que determina a perda parcial das folhas durante o período de estiagem. A distribuição das florestas semidecíduas, como também são conhecidas, abrange os estados de São Paulo, Paraná, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás, Espírito Santo, Rio de Janeiro e sul da Bahia, em áreas com características abióticas bastante heterogêneas, embora sempre marcadas pela presença de invernos secos e mais frios e verões quentes e úmidos (LEITÃO FILHO, 1982).

A exemplo de outras formações vegetais, as florestas semidecíduas encontram-se atualmente bastante reduzidas, face ao impacto sofrido no último século, mormente na região sudeste. O desenvolvimento sócio-econômico, associado ao crescimento populacional e às expansões agrícola e industrial restringiram a antiga cobertura vegetal a apenas alguns fragmentos, geralmente pequenos e distantes entre si. Com estas transformações, a dinâmica florestal das áreas remanescentes vem sendo substancialmente perturbada. Espécies pioneiras, anteriormente restritas a bordas e clareiras, passaram muitas vezes a dominar a vegetação, enquanto espécies finais da sucessão tornaram-se cada vez mais raras, não apenas por serem mais procuradas para o corte mas também pela inviabilidade reprodutiva decorrente da atual escassez de polinizadores, dispersores e do distanciamento entre indivíduos (RODRIGUES, 1995).

Vários estudos têm contribuído para o conhecimento desta formação vegetal no estado de São Paulo, principalmente no que se refere a sua riqueza florística e organização estrutural (METZGER *et al.*, 1998; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; SALIS *et al.*, 1995; TORRES *et al.*, 1997). No entanto, constatam-se ainda grandes lacunas concernentes à dinâmica desta vegetação e à forma como fatores edáficos e climáticos interferem em seu estabelecimento e diversificação. As variações peculiares a cada fragmento florestal dificultam a construção de modelos capazes de explicar satisfatoriamente os processos de regulação da dinâmica florestal. Ao mesmo tempo em que a devastação destas áreas demanda o estabelecimento imediato de práticas de conservação e manejo, a insuficiência de informações constitui um grande entrave à elaboração e efetivação destas medidas.

Na tentativa de restaurar a cobertura florestal de uma área é desejável a obtenção do maior número possível de fontes de informação a seu respeito. O conhecimento das espécies que

provavelmente ocupavam a área e da forma como se organizavam proporciona uma importante base de dados para a escolha das espécies que deverão ser introduzidas no local e de que forma isto deverá ser feito (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996, 2000). A caracterização florística e estrutural de um fragmento florestal na Terra Indígena Araribá teve como principal objetivo subsidiar tais informações e contribuir para a avaliação da influência desta fonte de propágulos na colonização do entorno.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens florística e fitossociológica foram realizadas no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 1992) mais preservado da Terra Indígena, de aproximadamente 9,42ha. Apesar do elevado grau de degradação, a escolha da área amostral baseou-se no fragmento capaz de fornecer o máximo de informações a respeito das características da floresta ocorrente na microbacia, a fim de subsidiar a definição das ações necessárias para a restauração da área. Concomitantemente, realizou-se um levantamento dos registros históricos e das fotografias aéreas efetuadas na região para uma avaliação adequada da área a ser estudada, conforme recomendações de White; Walker (1997).

Para a caracterização fitossociológica foram implantadas 30 parcelas contíguas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) de 10m x 10m. Todos os indivíduos com perímetros do caule a 1,30m de altura (PAP) iguais ou superiores a 10cm foram incluídos na amostragem. A adoção deste critério teve como finalidade abranger indivíduos jovens e assim compreender melhor a dinâmica de regeneração da vegetação. Cada indivíduo amostrado foi identificado com uma plaqueta de alumínio numerada e teve registrados seu PAP (medido com fita métrica) e altura total (estimada através de comparação com uma vara de altura conhecida).

Indivíduos mortos ainda em pé foram incluídos em um grupo à parte, devido à impossibilidade de identificação taxonômica destes.

A ocorrência de ramificações no caule foi considerada como pertencente a um único indivíduo quando esta ramificação deu-se acima do solo. Caules de localização próxima, mas cujas ramificações ocorreram abaixo do nível do solo, foram considerados distintamente, como pertencentes a diferentes indivíduos.

A fim de conseguir uma amostragem florística mais abrangente efetuou-se a coleta de todas as espécies observadas fora das parcelas contendo material reprodutivo, independentemente de sua forma de vida, altura ou DAP.

Para cada planta coletada foram registrados o local, hábitat, hábito de crescimento (MORI *et al.*, 1989), altura, cor e odor das flores e frutos, presença de látex, textura das folhas, tipo de casca, bem como a data e o número de coleta. Os materiais utilizados na coleta foram tesoura de poda

manual e tesoura de poda de galhos altos, escada, saco de polietileno, fita adesiva, caderno de anotações e binóculos para constatação das fases reprodutivas.

Após a coleta, o material botânico foi tratado segundo as instruções contidas em Fidalgo; Bononi (1989), IBGE (1992) e Mori *et al.* (1989) para posteriormente ser incorporado aos herbários UEC, ESA, UNBA e BAUR, pertencentes respectivamente aos departamentos de Botânica da UNICAMP e ESALQ e aos departamentos de Biologia da UNESP, campus de Bauru e Universidade do Sagrado Coração.

A identificação taxonômica foi feita através do uso de chaves taxonômicas, floras e revisões, utilizando o sistema de classificação proposto por APG (1998). Sempre que necessário, as exsicatas foram levadas a especialistas para identificação ou confirmação taxonômica.

A classificação das espécies em estádios sucessionais foi realizada através de observações de campo e de consultas aos trabalhos de Bernacci; Leitão Filho (1996) e Gandolfi *et al.* (1995).

Os parâmetros fitossociológicos usuais foram estimados através de fórmulas apresentadas por Mueller Dombois; Ellenberg (1974) e Martins (1991) e os cálculos foram feitos através do programa FITOPAC (SHEPHERD, 1995).

Visando a avaliar a representatividade florística regional do fragmento estudado utilizou-se o índice de similaridade de Jaccard, pela facilidade encontrada em sua aplicação e interpretação. Sua fórmula é indicada por $J = 100a/(a + b + c)$, onde “a” é o número de espécies comuns entre duas áreas e “b” e “c” representam o número de espécies exclusivas a cada área. Para esta comparação foram consideradas as espécies presentes em listas fitossociológicas e/ou florísticas de 24 trabalhos realizados principalmente no estado de São Paulo em áreas de Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1992). Nos trabalhos em que a amostragem foi realizada em mais de uma área, procurou-se escolher a que apresentava condições mais semelhantes às do presente estudo, seja em relação à altitude, estágio sucessionais, estrato ou forma de vida utilizados para a investigação. Para efeitos de padronização a classificação do IBGE (1992) foi adotada em todos os trabalhos da TABELA 1.4, embora originalmente alguns autores tenham utilizado as classificações de Rizzini (1963) “Floresta Estacional Mesófila Semidecídua”, Andrade-Lima (1966) “Floresta Estacional Latifoliada Subcaducifolia Tropical Pluvial” ou Eiten (1970) “Floresta Semidecídua de Planalto”. Apenas uma área de mata ripária ou Floresta estacional semidecidual aluvial (IBGE, 1992) foi incluída na análise, por localizar-se no mesmo município em que foi desenvolvido o presente estudo. Os taxa apresentados em outros trabalhos com denominações mais antigas foram sinonimizados para a análise comparativa.

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.3.1 Caracterização florística

No fragmento florestal da Terra Indígena foram amostradas 152 espécies, pertencentes a 49 famílias. As árvores (74 espécies) constituíram o grupo de maior riqueza florística, seguidas pelas trepadeiras (46 espécies) e os arbustos (28 espécies). Apenas 2 espécies herbáceas terrestres e 1 epífita foram inventariadas no remanescente (TABELA 1.1). Alguns taxa lianescentes foram identificados apenas até família, em decorrência das dificuldades de coleta e da ausência de material reprodutivo durante o período de amostragem. Tais valores de riqueza representam o mínimo esperado para um fragmento florestal da região, no qual a dinâmica florestal estaria ainda atuando dentro dos padrões de perpetuação das espécies.

Fabaceae (*sensu* APG, 1998), foi a família mais rica, com 24 espécies (6 Caesalpinioideae, 8 Mimosoideae e 10 Faboideae). Excluindo-se as trepadeiras, as famílias com maior número de espécies arbustivo-arbóreas foram Myrtaceae (9 espécies), Rubiaceae (7 espécies), Rutaceae (6 espécies), Meliaceae (5 espécies) e Boraginaceae (5 espécies) (FIGURA 1.1). Com exceção desta última, as famílias citadas ocupam lugar de destaque na maioria dos levantamentos realizados em florestas semidecíduas (ARAÚJO *et al.*, 1997; ASSIS-CAMARGO, 1999; BAITELLO *et al.*, 1988; BERNACCI; LEITÃO FILHO, 1996; BERTONI *et al.*, 1988; CARDOSO-LEITE, 1995; CAVASSAN *et al.*, 1984; CÉSAR; LEITÃO FILHO, 1990; CHRISTIANINI, 1999; COSTA; MANTOVANI, 1995; MATTHES, 1992; PAGANO; LEITÃO FILHO, 1987; PAGANO *et al.*, 1987; SCHLITTLER *et al.*, 1995; TONIATO, 2001; TORRES, 1989 etc.). Espécies das famílias Myrtaceae e Rubiaceae estão entre as principais representantes da condição de subdossel e sobosque (GANDOLFI *et al.*, 1995).

Famílias como Euphorbiaceae, Apocynaceae, Moraceae, Lauraceae, Solanaceae e Annonaceae, normalmente bem representadas em espécies nas florestas semidecíduas, apresentaram poucas espécies neste estudo. Espécies de ampla distribuição como *Astronium graveolens*, *Aspidosperma polyneuron* e *Galesia integrifolia* (LEITÃO FILHO, 1982) nem mesmo foram amostradas na área.

TABELA 1.1 Espécies amostradas em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Submontana da Terra Indígena Araribá, Avaí (SP). E.S. = estágio sucessional; P = pioneira, Si = secundária inicial, St = secundária tardia, Sb = típica de sub-bosque e Nc = não classificada. * Espécies amostradas no levantamento fitossociológico.

continua

FAMÍLIA	ESPÉCIE	HÁBITO	ES.	NOME POPULAR	Nº DO COLETOR
Amaranthaceae	<i>Pfaffia paniculata</i> (Mart.) Kuntze	Trepadeira	Nc	Fáfia	862
Annonaceae	<i>Duguetia lanceolata</i> St. Hilaire*	Arbusto	St	Pindaíva	1049
	<i>Rollinia sericea</i> (R. E. Fr.) R. E. Fr.	Árvore	Si	Araticum	1001
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.-Hil.) Martius*	Árvore	Si	Araticum	1186
Apocynaceae	<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A. DC.	Trepadeira	Nc		915
	<i>Prestonia coalita</i> (Vell.) Woodson	Trepadeira	Nc	Cipozinho-de-leite	958
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.*	Árvore	P	Leiteiro	891
Areaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Palmeira	Nc	Macaúva	1172
Asteraceae	<i>Dasyphyllum vagans</i> (Gardner) Cabrera	Trepadeira	P	Agarra-agarra	868
	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Árvore	Si	Cambará	970
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma bracteatum</i> (Cham.) DC.	Trepadeira	Nc	Cipó-de-amarrar	850
	<i>Adenocalymma paulistarum</i> Bureau & K. Schum.	Trepadeira	Nc		906
	<i>Amphilophium paniculatum</i> (L.) Kunth	Trepadeira	Nc		961
	<i>Anemopaegma chamberlaynii</i> (Sims) Bureau & K. Schum.	Trepadeira	Nc		1111
	<i>Arrabidaea chica</i> (Humb. & Bonpl.) B. Verl.	Trepadeira	Nc		1104
	<i>Arrabidaea florida</i> A. DC.*	Trepadeira	Nc		851
	<i>Arrabidaea pulchella</i> Bureau	Trepadeira	Nc		892
	<i>Arrabidaea pulchra</i> (Cham.) Sandwith.*	Trepadeira	Nc		831
	<i>Arrabidaea selloi</i> (Spreng.) Sandwith	Trepadeira	Nc		960
	<i>Lundia obliqua</i> Sonder	Trepadeira	Nc		1003
	<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A. H. Gentry	Trepadeira	Nc		1062
	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers.	Trepadeira	Nc	flor-de-são-joão	1148
	<i>Stizophyllum perforatum</i> (Cham.) Miers.	Trepadeira	Nc		956
	<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Árvore	St	ipê-amarelo	1173
	<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	Árvore	St	Ipê-amarelo	1135
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau.	Árvore	Si	ipê-felpudo	1174
Boraginaceae	<i>Cordia discolor</i> Cham. & Schtdl.	Arbusto	Nc		978/1142
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.*	Árvore	St	Café-de-bugre	1087
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.*	Árvore	Si	Juretê	1041
					1042
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	Árvore	St	louro-pardo	847
	<i>Tournefortia paniculata</i> Cham.	Árvore	Nc	Marmelinho	935
Bromeliaceae	<i>Acanthostachys strobilacea</i> (Schult. f.) Klotzsch	Epífita	Nc		1162
	<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L. B. Sm.	Erva	Nc	Abacaxizinho	1055

TABELA 1.1 Espécies amostradas em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Submontana da Terra Indígena Araribá, Avaí (SP). E.S. = estágio sucessional; P = pioneira, Si = secundária inicial, St = secundária tardia, Sb = típica de sub-bosque e Nc = não classificada. * Espécies amostradas no levantamento fitossociológico.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	HÁBITO	ES.	NOME POPULAR	Nº DO COLETOR
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Árvore	St	Almecegueira	1161
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Árvore	P	Embaúba	1175
Celastraceae	<i>Maytenus ilicifolia</i> (Burch. ex London) Planch.	Arbusto	Sb	Espinheira-santa	1039 932
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.*	Árvore	St	Amarelinho	896
	<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo*	Árvore	St	Amarelinho	1037
Convolvulaceae	<i>Bonamia burchellii</i> (Coisy) Hallier f.	Trepadeira	Nc		870
	<i>Merremia macrocalyx</i> (Ruiz & Pav.) O'Donnell	Trepadeira	Nc	Campinha	1146 1141
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.	Arbusto decumbente	Nc		919
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum subracemosum</i> Turcz.	Arbusto	Sb	Mercúrio	1070
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	Arbusto	Sb	Branquilha	863 1031
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Árvore	P	Tapiá	894
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.*	Árvore	P	Capixingui	909
	<i>Dalechampia triphylla</i> Lam.	Trepadeira	Nc	Urtiga	1109
Fabaceae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.*	Árvore	P	pata-de-vaca	826
Caesalpinioideae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.*	Árvore	St	Copaíba	1176
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Arbusto	St	Alecrim-de-campinas	1177
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Árvore	St	Jatobá	816
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.*	Árvore	Si	Amendoim-bravo	1178
	<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H. S. *	Árvore	P	Aleluia	829
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.*	Árvore	Si	Araribá	1017
Faboideae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton*	Trepadeira	P		925
	<i>Dioclea</i> sp.	Trepadeira	Nc		1056
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel*	Árvore	Si	Sapuvão	873
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld*	Árvore	Si	Jacarandá-de-espinho	854 966
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Árvore	Si	bico-de-pato	1143
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel*	Árvore	Si	Sapuvinha	1140
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel*	Árvore	Si	Faveiro	855
	<i>Rhynchosia phaseoloides</i> (Sw.) DC.	Trepadeira	Nc		964
	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.*	Árvore	Si		1179

continua

TABELA 1.1 Espécies amostradas em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Submontana da Terra Indígena Araribá, Avaí (SP). E.S. = estágio sucessional; P = pioneira, Si = secundária inicial, St = secundária tardia, Sb = típica de sub-bosque e Nc = não classificada. * Espécies amostradas no levantamento fitossociológico.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	HÁBITO	ES.	NOME POPULAR	Nº DO COLETOR
Fabaceae	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip.*	Árvore		Albícia	1180
Mimosoideae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.*	Árvore	P	Monjoleiro	822
	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.*	Árvore	Si	Pincel	839
	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W. Grimes*	Árvore	Si	Angico-vermelho	1181
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd. *	Árvore	Si		1187
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Árvore	Si	ingá-feijão	885/998
	<i>Inga striata</i> Benth.	Árvore	Si	Ingá	859
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	Árvore	Si	pau-jacaré	1182
Flacourtiaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.*	Árvore	Si	Pau-de-espeto	920
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.*	Arbusto	P	Guaçatonga	1035
Hippocrateaceae	<i>Hippocratea volubilis</i> L.	Trepadeira	Nc		927
Lacistemaceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Arbusto	Si Sb	Cafezinho-fedido	1061
Lauraceae	<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez*	Árvore	St	Canela-branca	921
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Árvore	St	Jequitibá-branco	821
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Arbusto	Si	salta-martim	817
Malpighiaceae	<i>Dicella bracteosa</i> (A. Juss.) Griseb.	Trepadeira	Nc		979
	<i>Banisteriopsis oxyclada</i> (A. Juss.) B. Gates	Trepadeira	Nc	Cipó-prata	843
	<i>Banisteriopsis lutea</i> (Griseb.) Cuatrec.	Trepadeira	Nc		844
	<i>Banisteriopsis muricata</i> (Cav.) Cuatrec.	Trepadeira	Nc		824
	<i>Mascagnia chlorocarpa</i> (A. Juss.) Griseb.	Trepadeira	Nc		954/871
	<i>Mascagnia cordifolia</i> (A. Juss.) Griseb.	Trepadeira	Nc		1059
	<i>Tetrapteryx multiglandulosa</i> A. Juss.	Trepadeira	Nc		865/828
Meliaceae	<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	Árvore	St	Cedro-rosa	830
	<i>Melia azedarach</i> L.	Árvore	Nc	Cinamomo	910
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	Árvore	Sb	Catiguá-vermelho	1183
	<i>Trichilia elegans</i> subsp. <i>elegans</i> A.Juss.*	Arbusto	Sb	Cachuá	1011
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.*	Árvore	Sb	Catiguá-comum	1022
Moraceae	<i>Ficus eximia</i> Schott	Árvore	P	Figueira	1005
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. ex Steud.*	Árvore	Si	amora-branca	808

continua

TABELA 1.1 Espécies amostradas em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Submontana da Terra Indígena Araribá, Avaí (SP). E.S. = estágio sucessional; P = pioneira, Si = secundária inicial, St = secundária tardia, Sb = típica de sub-bosque e Nc = não classificada. * Espécies amostradas no levantamento fitossociológico.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	HÁBITO	ES.	NOME POPULAR	Nº DO COLETOR
Myrtaceae	<i>Calycorectes psidiiflorus</i> (O. Berg.) Sobral	Arbusto	St	Cambuí	917
	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.*	Árvore	St	Guaviroba	913
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg.*	Arbusto	St	sete-capotes	809
	<i>Eugenia florida</i> DC.*	Arbusto	St	Cambuí	929
	<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.*	Árvore	Sb	Cambuí	866
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.*	Árvore	Sb	Uvaia	900
	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	Arbusto	St	Cambuí	877
	<i>Psidium guajava</i> L.	Árvore	Si	Goiabeira	976
	<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg.) Nied.*	Arbusto	Si	Araçá	1184
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Árvore	Si	Maria-mole	887
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz*	Árvore	Si	Maria-mole	1188
	<i>Pisonia aculeata</i> L.	Arbusto decumbente	Si	Maria-mole	1007
	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	Arbusto	Si	Maria-mole	1053
Orchidaceae	<i>Habenaria josephensis</i> Barb. Rodr.	Erva	Nc		971
Passifloraceae	<i>Passiflora tricuspidata</i> Mast.	Trepadeira	Nc	Maracujá	1006
	<i>Passiflora edulis</i> Sims	Trepadeira	Nc	Maracujá	994
Phytolaccaceae	<i>Sequoiaria floribunda</i> Benth.	Árvore	Si	Limão-bravo	1047
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	Arbusto	Nc		1112
Polygalaceae	<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.*	Trepadeira	Nc	Botica-inteira	1019 897
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar*	Árvore	Si	falso-novateiro	874
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	Árvore	Nc	carne-de-vaca	1009
Rhamnaceae	<i>Gouania inornata</i> Reissek	Árvore	Nc		823
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek*	Árvore	Si	Saguaraji-amarelo	926/879
Rubiaceae	<i>Chomelia</i> sp.	Arbusto	Sb		875
	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schldl*	Árvore	Sb		974
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.*	Árvore	Sb	Quineira	995/940
	<i>Ixora venulosa</i> Benth.	Arbusto	Sb		1048
	<i>Manettia cordifolia</i> Mart.	Trepadeira	Nc	cipó-de-santo-antônio	837 930
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Arbusto	Si	Cafezinho	933/992
	<i>Randia nitida</i> (Kunth) DC.*	Arbusto	Sb		938

continua

TABELA 1.1 Espécies amostradas em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Submontana da Terra Indígena Araribá, Avaí (SP). E.S. = estágio sucessional; P = pioneira, Si = secundária inicial, St = secundária tardia, Sb = típica de sub-bosque e Nc = não classificada. * Espécies amostradas no levantamento fitossociológico.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	HÁBITO	ES.	NOME POPULAR	conclusão Nº DO COLETOR
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.*	Árvore	Si	pau-marfim	1023
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.*	Árvore	St	Guarantã	1185
	<i>Helietta apiculata</i> Benth.*	Árvore	Si	osso-de-burro	1069
	<i>Metrodorea nigra</i> A. St. Hil.*	Arbusto	Si	Chupa-ferro	1168
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	Arbusto	Si	Mamica-de-porca	996
	<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. f.*	Árvore	Nc	Limão-cravo	1108
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil.) Radlk*	Árvore	Si	chal-chal	853
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.*	Árvore	Si	Camboatã-amarelo	990
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.*	Árvore	Si	Camboatã-vermelho	807
	<i>Paullinia rhomboidea</i> Radlk.	Trepadeira	Nc	Timbó	888
	<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	Trepadeira	Nc	cipó-timbó	832
	<i>Serjania lethalis</i> A.St-Hil.	Trepadeira	Nc	Timbó	878
	<i>Serjania</i> sp.*	Trepadeira	Nc	Timbó	893
	<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	Trepadeira	Nc	Cipó-timbó	883
	Indeterminada1	Trepadeira	Nc		833
	Indeterminada2	Trepadeira	Nc		890
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.*	Árvore	St	Guatambu-de-leite	1038
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp.1	Trepadeira	Nc		838
	<i>Smilax</i> sp.2	Trepadeira	Nc		914
Solanaceae	<i>Brunfelsia pauciflora</i> (Cham. & Schltld.) Benth.	Arbusto	P		1063
Tiliaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart.*	Árvore	Si	açoita-cavalo	869
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Árvore	Si	açoita-cavalo-graúdo	1034
Trigoniaceae	<i>Trigonia nivea</i> Cambess.	Trepadeira	Nc	Cipó-de-paina	825
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Árvore	P	Polveira, crindiúva	820
Verbenaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Árvore	P	Pau-de-tamanco	818
	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.*	Árvore	P	Lixeira	857
	<i>Duranta</i> sp.	Arbusto decumbente	Nc		1132
	<i>Petrea volubilis</i> L.	Trepadeira	Nc	Viuvinha	881
Violaceae	<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hil.) Hassl.	Arbusto	Sb		840
Vochysiaceae	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Árvore	Nc	Pau-terra-do-campo	886
	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.*	Árvore	Si	Pau-de-tucano	1113

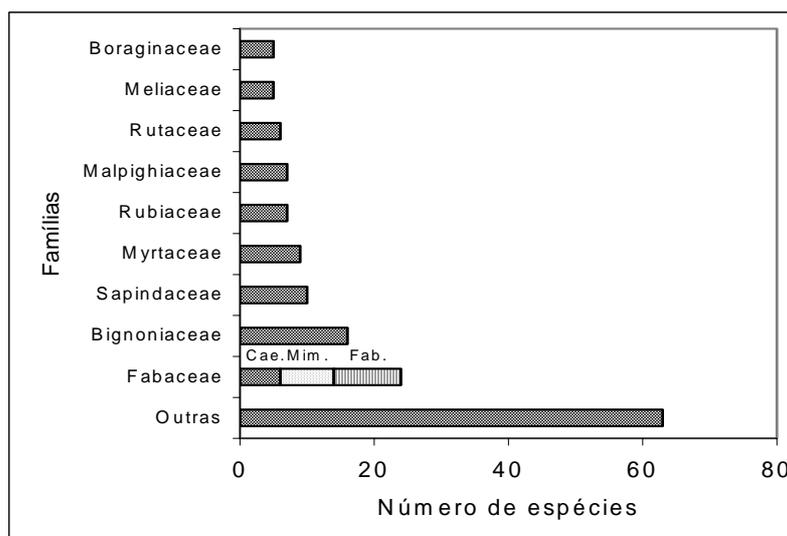


FIGURA 1.1 Distribuição do número de espécies amostradas no levantamento florístico por família.

Cae.= Caesalpinioideae, Mim.= Mimosoideae, Fab.= Faboideae. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

Actinostemon conceptionis, considerada uma espécie muito abundante no sobosque de algumas florestas maduras do Estado de São Paulo (GABRIEL, 1996, 1997; FRANCO, 2002; NICOLINI-GABRIEL; PAGANO, 1993) foi representada no fragmento estudado por apenas alguns indivíduos.

A freqüência e a intensidade dos distúrbios sofridos pelo fragmento florestal ao longo dos anos figuram entre as principais causas desta perda parcial da diversidade arbustivo-arbórea. Representantes dos primeiros estádios sucessionais compuseram a maioria das espécies amostradas (42%), contra 14% de espécies de estádios sucessionais posteriores. Espécies não classificadas em grupos sucessionais e espécies de sobosque constituíram 35% e 8% da amostra, respectivamente (TABELA 1.1).

O fato de o dossel não ser completamente fechado e os estratos não serem muito numerosos propiciou um amplo gradiente de luminosidade no interior da mata e o conseqüente desenvolvimento de espécies iniciais da sucessão. A ocorrência de sombreamento em alguns trechos deste fragmento durante um determinado período permitiu o estabelecimento de espécies sucessionais tardias, representadas, no entanto, por poucos indivíduos e de pequeno porte, como foi o caso de *Duguetia lanceolata*, *Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii*, *Holocalyx balansae*, *Cariniana estrellensis*, *Cedrella fissilis*, *Chrysophyllum gonocarpum* e de algumas espécies da família Myrtaceae. Espécies finais de sucessão, definidas como raras por Kageyama; Gandara (2000) foram bastante escassas no fragmento, constituindo um forte indicativo da destruição a que remanescentes florestais como este

têm sido expostos. Tais espécies são de grande importância na composição da diversidade dessas formações.

A presença do gado em grande parte do ano no entorno do fragmento e a falta de isolamento desta área constituiu um dos fatores de desestabilização do fragmento florestal. Embora o gado prefira as pastagens circunvizinhas ao fragmento, eles utilizam parte da mata para abrigar-se do sol e para alimentar-se em épocas de estiagem. Apesar de considerado importante agente de dispersão de sementes em alguns trabalhos (JANZEN, 1981; 1988), o gado é apontado como causador de grande prejuízo à vegetação, tanto pelos danos mecânicos às plântulas e indivíduos jovens, que podem resultar em morte, como pelo aumento da compactação e diminuição da infiltração de água no solo (ADAMS, 1975). Mas, para certificar-se dos efeitos exercidos pelo pastoreio e pisoteio sobre a vegetação a longo prazo, seria necessário estabelecer um acompanhamento controlado e periódico na área. Segundo Toniato (2001), o efeito do gado pode não ser tão nocivo quanto se supunha em áreas onde o número de animais é reduzido e o pisoteio restringe-se a algumas trilhas no meio da mata.

A prática da extração seletiva de madeira, realizada ainda hoje pelos próprios habitantes locais, representa outro fator de perturbação na área. Esta atividade foi intensamente praticada no passado e atualmente é realizada com alguma frequência para a construção de casas e cercas na aldeia. No fragmento estudado felizmente vários indivíduos cortados na base do caule apresentaram brotamento e estão reocupando estes trechos, como foi constatado em *Vochysia tucanorum*, *Rhamnidium elaeocarpum*, *Terminalia triflora*, *Machaerium brasiliense*, *Machaerium stipitatum*, *Machaerium hyrtum*, *Croton floribundus*, *Casearia gossypiosperma*, *Centrolobium tomentosum*, *Pterogyne nitens*, *Tabernaemontana catharinensis*, *Cupania vernalis* e *Platypodium elegans*. Apesar disso, a reconstrução da copa das árvores é lenta e certamente não tem acompanhado o ritmo de sua eliminação. O brotamento parece ser uma estratégia reprodutiva freqüente em espécies tropicais após a injúria por agentes naturais ou antrópicos. Em uma faixa de floresta amazônica peruviana onde as árvores haviam sido cortadas, 30% dos 417 tocos remanescentes (DAP >7,5cm) brotaram em 3 meses e mais 10% brotaram nos 10 meses seguintes. O brotamento variou bastante entre as famílias, mas a maior frequência ocorreu entre tocos menores (GORCHOV *et al.*, 1993). Em uma floresta semidecidual paulista, Penha (1998) observou a emissão de brotos em várias espécies após a ocorrência de fogo. *Machaerium stipitatum* e *Centrolobium tomentosum* foram as espécies em que a autora constatou maior número de brotos. Estas espécies foram também citadas por Matthes (1992) em situação semelhante de brotamento ao nível do solo após a ocorrência de fogo. Na mesma área este autor verificou brotamento em *Acacia polyphylla*, *Casearia gossypiosperma*, *Guapira opposita*, *Holocalyx balansae*, *Metrodorea nigra*, *Matayba elaeagnoides*, *Trichilia elegans* e *Rollinia sylvatica*. Seria interessante que a viabilidade desta estratégia fosse testada em programas de

manejo sustentável de florestas a médio e longo prazos, como tentativa de regulamentar o corte seletivo em áreas onde ele se faz necessário.

Além dos fatores de perturbação já citados, as geadas, de ocorrência esporádica na região, constituem um fenômeno climático capaz de danificar a biomassa aérea de muitas espécies não resistentes (CAVASSAN *et al.*, 2001; GARCIA; SANTOS, 1995; SILBERBAUER-GOTTSBERGER *et al.*, 1977). O vento pode representar também um fator de estresse, especialmente em áreas secundárias. Árvores remanescentes estão mais expostas a correntes de ar e isto, muitas vezes aliado ao peso das lianas, pode provocar a inclinação, quebra ou até a morte de alguns indivíduos arbóreos como observado por Matthes (1992) em espécies como *Centrolobium tomentosum*, *Croton floribundus* e *Trichilia elegans*. A baixa densidade da madeira, característica de espécies pioneiras, constitui um facilitador do processo de quebra. Árvores senescentes são também mais suscetíveis a doenças, o que pode torná-las mais fracas e contribuir para a inclinação e quebra dos fustes ou até a morte das mesmas. A ação do vento e as mudanças microclimáticas são potencializadas em fragmentos florestais sujeitos continuamente ao efeito de borda (LAURANCE, 1997). Este efeito tem sido citado como um fator de grande perturbação em florestas do mundo todo e um agente facilitador do aumento de clareiras. A luminosidade proveniente das clareiras e da deciduidade da vegetação nos meses de inverno estimula a germinação de espécies arbustivo-arbóreas e de invasoras, típicas de áreas abertas. Por este fator, as florestas semidecíduas exibem um número muito maior de lianas do que as florestas úmidas e a atlântica, naturalmente mais fechadas (LEITÃO FILHO, 1995).

No presente estudo a guilda de trepadeiras constituiu 29% das espécies amostradas, porcentagem um pouco superior aos 20% constatados em florestas tropicais por alguns autores (BERNACCI; LEITÃO FILHO, 1996; GENTRY, 1991; LEITÃO FILHO, 1995; STRANGHETTI; TARODA-RANGA, 1998; TORRES, 1989). Bignoniaceae (13 espécies), Sapindaceae (7 espécies) e Malpighiaceae (7 espécies) foram as famílias mais ricas em espécies tanto neste estudo quanto nos trabalhos de Rezende (1997) e Morellato; Leitão Filho (1996), realizados no interior paulista. Tais famílias estão entre as mais importantes das florestas secas neotropicais com representantes lianescentes (GENTRY, 1991). Convolvulaceae, Asteraceae, Fabaceae, Passifloraceae e Apocynaceae, também situadas entre as famílias mais ricas em espécies por Gentry (1991), foram representadas neste trabalho por apenas algumas espécies. *Dalbergia frutescens* apresentou indivíduos com hábitos distintos dependendo do local em que foram encontrados. No interior da mata, onde há grande disponibilidade de indivíduos próximos, a espécie foi amostrada como trepadeira. Já no entorno do fragmento, onde a densidade de indivíduos arbóreos foi menor, a espécie foi amostrada como arbusto decumbente. Isto parece ocorrer com algumas espécies, dependendo do hábitat em que se encontram (REZENDE, 1997).

O crescimento agressivo de espécies lianescentes em uma formação florestal chega a prejudicar o desenvolvimento do estrato arbóreo onde se apóiam pois, além do efeito sobre as

árvores, a competição das trepadeiras pela luz compromete a germinação de espécies pioneiras arbóreas, que certamente contribuiriam para a regeneração do fragmento (ROZZA, 2003). No entanto, a despeito de tais restrições, características como o hábito e o sistema de reserva das lianas permite-lhes florescer em períodos distintos das árvores, representando uma importante fonte de alimento a abelhas e pequenos insetos (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1996).

A proximidade do fragmento florestal à aldeia também facilitou a chegada de propágulos de espécies exóticas através de animais ou de pessoas que por ali passavam. Este foi o caso de *Citrus lemon* L. e *Melia azedarach* L., duas espécies asiáticas amostradas na área e já consideradas subespontâneas no país, em função de sua ampla dispersão (PIRANI, com. pess.).

A ausência de alguns grupos taxonômicos típicos de florestas semidecíduas e a abundância de espécies lianescentes e de estádios iniciais da sucessão reforçam a necessidade de isolamento deste fragmento florestal dos fatores de perturbação e da adoção de práticas de recuperação do entorno. O impedimento do extrativismo seletivo e o isolamento do gado representam medidas prementes para que algumas espécies possam se restabelecer e a diversidade de espécies tardias seja gradualmente incrementada na área.

1.3.2 Caracterização fitossociológica

Em 0,3ha foram amostrados 1.104 indivíduos, pertencentes a 66 espécies (TABELA 1.2) e 27 famílias (TABELA 1.3).

Embora o número de espécies (66spp) tenha sido bastante inferior ao encontrado no levantamento florístico (152spp) constatou-se que apenas as que foram encontradas como indivíduos isolados ou que não se enquadraram nos critérios adotados foram excluídas da amostragem fitossociológica. A relação do número cumulativo de espécies pelo número de parcelas (BRAUN-BLANQUET, 1972), na ordem seqüencial de amostragem, encontra-se representada na FIGURA 1.2. Verificou-se um aumento gradativo do número de espécies até a 20^a parcela, correspondendo a 58 espécies amostradas em 2.000m². A partir da 24^a parcela constatou-se novo incremento do número de espécies até atingir a 28^a parcela (2.800m²), onde a assíntota da curva passou a ser alcançada, tendendo à estabilização. Até a 30^a parcela (3.000m²) nenhuma espécie nova foi amostrada. O platô da curva constitui um indicativo de que as espécies que ocorreram em maior densidade na área foram incluídas na amostragem.

A espécie mais importante foi *Croton floribundus*, seguida por *Machaerium brasiliense* e *Centrolobium tomentosum*. Estas espécies ocuparam as mesmas posições em relação aos parâmetros de densidade, dominância relativa e conseqüentemente de VC. Os valores de frequência relativa foram iguais tanto para *Croton floribundus* quanto para *Machaerium brasiliense* (FIGURA 1.3).

TABELA 1.2 Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no fragmento florestal da Terra Indígena Araribá, por ordem decrescente de VI. NI = número de indivíduos; NP = número de parcelas; FR = frequência relativa; DR = densidade relativa; DOR = dominância relativa; VI = valor de importância; VC = valor de cobertura; Alt.= altura; me = média; ma = máxima; mi = mínima; Diam = diâmetro; AB = área basal; VR = volume relativo.

continua

ESPÉCIE	NI	NP	FR	DR	DOR	VI	VC	Alt.Me	Alt.Ma	Alt.Mi	Diam.Me	Diam.Ma	Diam.Mi	AB	VR
<i>Croton floribundus</i>	182	21	6.38	16.49	27.65	50.51	44.13	6.5	9.5	3.0	7.9	24.1	3.2	1.1655	30.44
<i>Machaerium brasiliense</i>	144	21	6.38	13.04	11.17	30.60	24.22	5.7	10.0	2.5	5.8	17.2	3.8	0.4710	11.05
<i>Centrolobium tomentosum</i>	106	18	5.47	9.60	6.84	21.91	16.44	6.6	9.0	3.5	5.4	14.6	3.2	0.2883	7.33
<i>Platypodium elegans</i>	52	15	4.56	4.71	9.16	18.43	13.87	5.6	10.0	2.5	7.2	34.4	3.2	0.3860	10.93
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	63	17	5.17	5.71	2.19	13.07	7.90	4.1	6.5	2.5	4.2	8.6	3.2	0.0925	1.37
<i>Machaerium hirtum</i>	35	16	4.86	3.17	4.55	12.58	7.72	5.6	9.0	2.0	7.5	17.7	3.2	0.1917	4.59
<i>Casearia sylvestris</i>	63	11	3.34	5.71	2.61	11.66	8.32	4.9	6.5	3.0	4.6	8.0	3.2	0.1101	2.03
<i>Machaerium stipitatum</i>	51	13	3.95	4.62	2.17	10.74	6.79	5.4	8.0	3.5	4.6	8.0	3.2	0.0914	1.85
<i>Cordia ecalyculata</i>	36	9	2.74	3.26	4.04	10.03	7.30	5.5	8.0	2.0	7.3	15.4	3.2	0.1702	3.75
<i>Ocotea velloziana</i>	27	11	3.34	2.45	4.05	9.84	6.50	5.8	9.0	3.0	7.8	20.4	3.2	0.1707	4.07
<i>Casearia gossypiosperma</i>	26	14	4.26	2.36	1.64	8.25	4.00	5.8	9.0	3.5	5.4	10.8	3.2	0.0693	1.60
<i>Vochysia tucanorum</i>	26	8	2.43	2.36	2.60	7.39	4.96	5.1	7.5	4.0	6.8	12.4	3.2	0.1097	2.28
Morta	19	12	3.65	1.72	1.08	6.44	2.80	3.4	5.0	2.0	4.9	12.1	3.2	0.0453	0.53
<i>Pterogyne nitens</i>	23	11	3.34	2.08	0.88	6.31	2.96	4.8	6.5	2.5	4.4	6.6	3.2	0.0371	0.66
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	27	5	1.52	2.45	1.03	4.99	3.47	3.8	5.5	3.0	4.3	8.8	3.2	0.0433	0.60
<i>Calliandra foliolosa</i>	21	7	2.13	1.90	0.80	4.83	2.71	4.3	6.0	3.5	4.4	7.2	3.2	0.0339	0.52
<i>Matayba elaeagnoides</i>	16	6	1.82	1.45	0.76	4.04	2.21	4.7	6.0	4.0	4.9	9.1	3.2	0.0321	0.55
<i>Bauhinia longifolia</i>	17	6	1.82	1.54	0.66	4.02	2.20	4.9	7.0	3.5	4.3	8.6	3.2	0.0279	0.52
<i>Acacia polyphylla</i>	10	4	1.22	0.91	1.90	4.02	2.81	6.3	10.0	3.0	9.1	21.3	5.4	0.0802	2.29
<i>Dalbergia frutescens</i>	9	9	2.74	0.82	0.36	3.91	1.17	6.0	8.0	4.0	4.5	6.3	3.2	0.0152	0.31
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	7	5	1.52	0.63	1.32	3.47	1.95	6.4	8.0	5.5	8.9	18.4	4.5	0.0555	1.43
<i>Inga striata</i>	7	4	1.22	0.63	1.58	3.43	2.21	5.7	7.5	3.5	9.1	19.2	3.5	0.0664	1.36
<i>Terminalia triflora</i>	7	3	0.91	0.63	1.57	3.12	2.20	7.1	9.5	6.5	10.6	14.3	6.1	0.0662	1.73
<i>Coccoloba mollis</i>	8	5	1.52	0.72	0.83	3.08	1.56	4.9	7.5	2.5	6.7	14.8	4.1	0.0352	0.77
<i>Allophylus edulis</i>	8	5	1.52	0.72	0.30	2.54	1.02	4.7	6.0	3.0	4.3	7.4	3.2	0.0126	0.21
<i>Cupania vernalis</i>	9	4	1.22	0.82	0.34	2.37	1.15	5.4	6.5	4.0	4.3	7.3	3.2	0.0141	0.29
<i>Aloysia virgata</i>	6	5	1.52	0.54	0.19	2.25	0.73	4.8	5.5	4.5	4.1	4.5	3.5	0.0080	0.13
<i>Luehea candicans</i>	2	1	0.30	0.18	1.46	1.95	1.64	5.3	5.5	5.0	17.4	26.9	8.0	0.0617	1.20
<i>Sweetia fruticosa</i>	5	4	1.22	0.45	0.18	1.85	0.64	5.7	7.5	4.5	4.4	4.8	3.8	0.0077	0.16
<i>Coutarea hexandra</i>	6	3	0.91	0.54	0.24	1.69	0.78	5.5	6.0	5.0	4.5	5.4	3.2	0.0099	0.20
<i>Arrabidaea florida</i>	4	4	1.22	0.36	0.09	1.67	0.45	6.0	8.0	3.5	3.4	3.5	3.3	0.0037	0.08
<i>Calycorectes psidiiflorus</i>	6	2	0.61	0.54	0.51	1.66	1.06	5.7	7.5	3.5	6.0	10.8	3.2	0.0216	0.50
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	5	3	0.91	0.45	0.29	1.65	0.74	5.4	7.0	4.5	5.2	8.4	3.2	0.0121	0.25
<i>Terminalia glabrescens</i>	3	2	0.61	0.27	0.66	1.54	0.93	7.7	10.0	4.5	10.5	13.7	7.0	0.0278	0.68
<i>Campomanesia guaviroba</i>	5	2	0.61	0.45	0.40	1.46	0.85	4.8	6.0	4.0	6.2	9.7	3.8	0.0168	0.31
<i>Albizia polycephala</i>	4	3	0.91	0.36	0.11	1.39	0.47	4.0	4.5	3.5	3.9	4.5	3.2	0.0047	0.07
<i>Maclura tinctoria</i>	3	3	0.91	0.27	0.10	1.28	0.37	4.3	5.0	3.0	4.1	5.4	3.2	0.0042	0.07
<i>Rollinia sylvatica</i>	4	2	0.61	0.36	0.30	1.27	0.66	4.9	6.0	4.0	5.8	8.7	3.2	0.0126	0.22
<i>Cordia sellowiana</i>	5	1	0.30	0.45	0.47	1.23	0.93	5.1	7.5	3.5	6.3	12.4	3.8	0.0199	0.40

TABELA 1.2 Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no fragmento florestal da Terra Indígena Araribá, por ordem decrescente de VI. NI = número de indivíduos; NP = número de parcelas; FR = frequência relativa; DR = densidade relativa; DOR = dominância relativa; VI = valor de importância; VC = valor de cobertura; Alt.= altura; me = média; ma = máxima; mi = mínima; Diam = diâmetro; AB = área basal; VR = volume relativo.

ESPÉCIE	NI	NP	FR	DR	DOR	VI	VC	Alt.Me	Alt.Ma	Alt.Mi	Diam.Me	Diam.Ma	Diam.Mi	conclusão	
														AB	VR
<i>Guapira hirsuta</i>	7	1	0.30	0.63	0.26	1.20	0.89	4.3	5.5	3.0	4.3	7.0	3.2	0.0108	0.17
<i>Metrodorea nigra</i>	4	2	0.61	0.36	0.15	1.12	0.52	4.3	5.5	3.0	4.3	6.6	3.2	0.0065	0.11
<i>Citrus limon</i>	3	2	0.61	0.27	0.24	1.12	0.51	3.5	4.0	3.0	6.1	9.4	4.3	0.0102	0.13
<i>Machaerium nycitans</i>	3	2	0.61	0.27	0.09	0.97	0.36	4.3	5.5	3.0	4.0	4.8	3.2	0.0039	0.06
<i>Duguetia lanceolata</i>	2	2	0.61	0.18	0.12	0.91	0.30	5.0	5.5	4.5	5.5	6.8	4.1	0.0050	0.09
<i>Leucochloron incuriale</i>	2	2	0.61	0.18	0.11	0.90	0.29	5.5	7.5	3.5	5.1	7.0	3.2	0.0046	0.11
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	2	0.61	0.18	0.07	0.86	0.25	4.8	5.5	4.0	4.4	4.8	4.0	0.0031	0.05
<i>Bredemeyera floribunda</i>	2	2	0.61	0.18	0.05	0.84	0.23	3.8	4.5	3.0	3.5	3.8	3.2	0.0019	0.02
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	1	1	0.30	0.09	0.39	0.79	0.48	9.0	9.0	9.0	14.5	14.5	14.5	0.0166	0.53
<i>Inga laurina</i>	1	1	0.30	0.09	0.35	0.74	0.44	8.5	8.5	8.5	13.7	13.7	13.7	0.0147	0.45
<i>Helietta apiculata</i>	3	1	0.30	0.27	0.10	0.67	0.37	5.5	7.0	4.0	4.1	5.1	3.3	0.0041	0.08
<i>Trichilia elegans</i>	1	1	0.30	0.09	0.22	0.61	0.31	7.5	7.5	7.5	10.8	10.8	10.8	0.0091	0.24
<i>Eugenia pyriformis</i>	1	1	0.30	0.09	0.17	0.57	0.26	5.5	5.5	5.5	9.7	9.7	9.7	0.0073	0.14
<i>Cedrella fissilis</i>	2	1	0.30	0.18	0.07	0.56	0.25	3.5	4.5	2.5	4.4	5.1	3.7	0.0031	0.04
<i>Serjania</i> sp.	1	1	0.30	0.09	0.11	0.51	0.20	6.0	6.0	6.0	7.8	7.8	7.8	0.0048	0.10
Bignoniaceae2	1	1	0.30	0.09	0.09	0.48	0.18	7.0	7.0	7.0	6.9	6.9	6.9	0.0037	0.09
<i>Eugenia hyemalis</i>	1	1	0.30	0.09	0.06	0.45	0.15	4.0	4.0	4.0	5.6	5.6	5.6	0.0024	0.03
<i>Psidium sartorianum</i>	1	1	0.30	0.09	0.04	0.43	0.13	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	0.0016	0.03
<i>Senna pendula</i>	1	1	0.30	0.09	0.03	0.43	0.12	5.5	5.5	5.5	4.1	4.1	4.1	0.0013	0.03
<i>Chomelia obtusa</i>	1	1	0.30	0.09	0.03	0.43	0.12	5.0	5.0	5.0	4.1	4.1	4.1	0.0013	0.02
Bignoniaceae1	1	1	0.30	0.09	0.03	0.43	0.12	8.0	8.0	8.0	4.1	4.1	4.1	0.0013	0.04
<i>Eugenia florida</i>	1	1	0.30	0.09	0.04	0.43	0.13	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	0.0016	0.03
<i>Randia nitida</i>	1	1	0.30	0.09	0.02	0.42	0.11	4.5	4.5	4.5	3.3	3.3	3.3	0.0009	0.01
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	1	0.30	0.09	0.02	0.42	0.11	4.5	4.5	4.5	3.3	3.3	3.3	0.0009	0.01
Malpighiaceae	1	1	0.30	0.09	0.02	0.42	0.12	6.0	6.0	6.0	3.7	3.7	3.7	0.0011	0.02
<i>Trichilia pallida</i>	1	1	0.30	0.09	0.02	0.42	0.11	5.5	5.5	5.5	3.3	3.3	3.3	0.0009	0.02
<i>Arrabidaea pulchra</i>	1	1	0.30	0.09	0.02	0.41	0.11	4.0	4.0	4.0	3.2	3.2	3.2	0.0008	0.01

TABELA 1.3 Parâmetros fitossociológicos das famílias amostradas no fragmento florestal da Terra Indígena Araribá, por ordem decrescente de VI. NI = número de indivíduos; FR = frequência relativa; DR = densidade relativa; DOR = dominância relativa; VI = valor de importância; VC = valor de cobertura.

FAMÍLIA	NI	N.SPP	FR	DR	DOR	VI	VC	%VI	%VC
Fabaceae Faboideae	405	8	12.61	36.68	34.52	83.81	71.20	27.94	35.60
Euphorbiaceae	182	1	8.82	16.49	27.65	52.96	44.13	17.65	22.07
Flacourtiaceae	89	2	8.40	8.06	4.26	20.72	12.32	6.91	6.16
Fabaceae Mimosoideae	45	6	6.30	4.08	4.85	15.23	8.93	5.08	4.46
Apocynaceae	63	1	7.14	5.71	2.19	15.04	7.90	5.01	3.95
Boraginaceae	41	2	4.20	3.71	4.51	12.43	8.22	4.14	4.11
Fabaceae Caesalpinioideae	42	4	6.72	3.80	1.59	12.12	5.40	4.04	2.70
Lauraceae	27	1	4.62	2.45	4.05	11.12	6.50	3.71	3.25
Myrtaceae	42	7	4.62	3.80	2.24	10.67	6.05	3.56	3.02
Sapindaceae	34	4	5.46	3.08	1.51	10.05	4.59	3.35	2.30
Vochysiaceae	26	1	3.36	2.36	2.60	8.32	4.96	2.77	2.48
Morta	19	1	5.04	1.72	1.08	7.84	2.80	2.61	1.40
Rutaceae	16	5	3.36	1.45	1.17	5.98	2.62	1.99	1.31
Combretaceae	10	2	1.68	0.91	2.23	4.82	3.13	1.61	1.57
Rhamnaceae	7	1	2.10	0.63	1.32	4.05	1.95	1.35	0.98
Polygonaceae	8	1	2.10	0.72	0.83	3.66	1.56	1.22	0.78
Bignoniaceae	7	4	2.52	0.63	0.23	3.38	0.86	1.13	0.43
Verbenaceae	6	1	2.10	0.54	0.19	2.83	0.73	0.94	0.37
Rubiaceae	8	3	1.68	0.72	0.29	2.69	1.01	0.90	0.51
Annonaceae	6	2	1.68	0.54	0.42	2.64	0.96	0.88	0.48
Tiliaceae	2	1	0.42	0.18	1.46	2.06	1.64	0.69	0.82
Meliaceae	4	3	1.26	0.36	0.31	1.93	0.67	0.64	0.34
Moraceae	3	1	1.26	0.27	0.10	1.63	0.37	0.54	0.19
Nyctaginaceae	7	1	0.42	0.63	0.26	1.31	0.89	0.44	0.45
Sapotaceae	2	1	0.84	0.18	0.07	1.09	0.25	0.36	0.13
Polygalaceae	2	1	0.84	0.18	0.05	1.07	0.23	0.36	0.11
Malpighiaceae	1	1	0.42	0.09	0.02	0.54	0.12	0.18	0.06

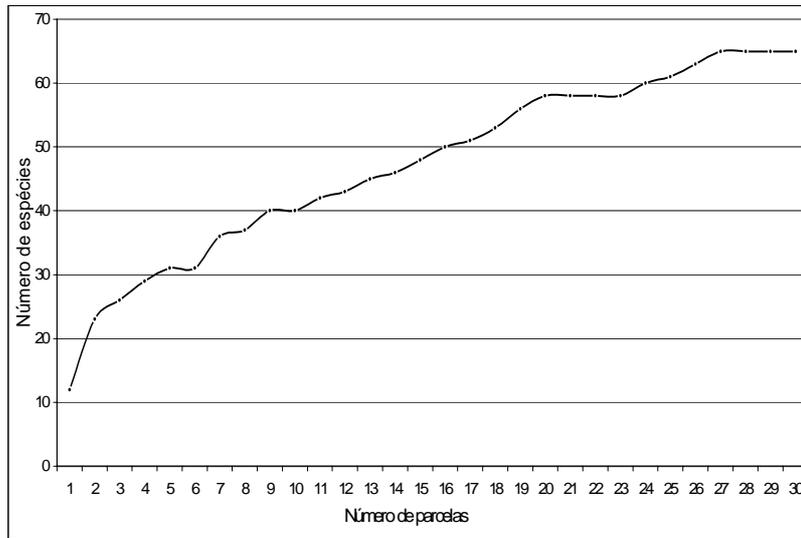


FIGURA 1.2 Curva de esforço amostral (espécie-área) referente ao levantamento fitossociológico realizado no fragmento florestal da Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

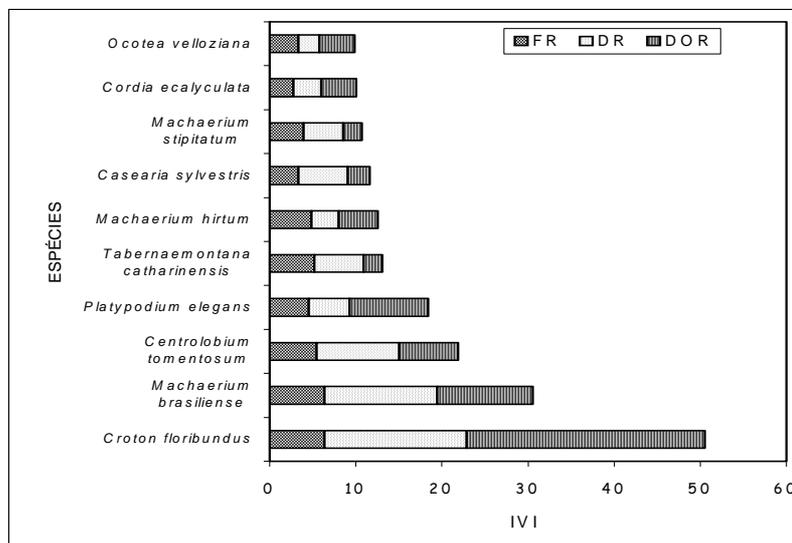


FIGURA 1.3 Distribuição dos valores relativos de freqüência, densidade e dominância entre as espécies de maior VI amostradas na Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

A família Fabaceae Faboideae apresentou os maiores VI e VC, seguida pela família Euphorbiaceae. Apesar de *Croton floribundus* ter sido a espécie com maiores VI e VC, ela foi a única a representar a família Euphorbiaceae, enquanto Fabaceae Faboideae foi representada por 8 espécies, o que explicaria sua posição. Famílias como Meliaceae, Rutaceae e Myrtaceae, consideradas abundantes em florestas semidecíduas (LEITÃO FILHO, 1982) não obtiveram destaque no presente estudo.

A ocorrência de *Croton floribundus* em florestas estacionais semidecíduais paulistas é bastante variável e pode ser um indicativo de sua adaptação e favorecimento sob condições de distúrbio antropogênico (ROZZA, 1997). Há estudos em que ela exerce alguma importância (CASTELLANI; STUBBLEBINE, 1993; MATTHES, 1992; PAGANO *et al.*, 1987), outros em que esteve entre as espécies mais importantes (CARDOSO-LEITE, 1995; NICOLINI-GABRIEL, 1996; ROZZA, 1997) e até estudos em que ela nem mesmo foi amostrada. Sua dominância em algumas áreas pode estar relacionada ao seu padrão de distribuição agregado e à capacidade de colonizar tanto áreas abertas, quanto áreas um pouco sombreadas, demonstrando ampla flexibilidade quanto aos requisitos ambientais, desde sua polinização até a germinação (DANCIGUER, 1996).

A capacidade de rebrota de *Croton floribundus*, observada com frequência neste estudo e por Castellani; Stubblebine (1993), bem como a longa viabilidade de suas sementes no solo, (GUARATINI, 1994) podem também representar fatores favoráveis ao seu estabelecimento. Quando armazenadas, no entanto, as sementes desta espécie passam a apresentar viabilidade inferior a 4 meses (LORENZI, 1992; CARVALHO, 1994).

Machaerium brasiliense foi citada em vários levantamentos florísticos no estado de São Paulo (BAITELLO *et al.*, 1988; BERNACCI; LEITÃO FILHO, 1996; FIGUEIREDO, 1993; GABRIEL, 1996; TONIATO, 2001; TORRES, 1989) e fitossociológicos (CHRISTIANINI, 1999; FRANCO, 2002; GABRIEL, 1997; GABRIEL; PAGANO, 1992; GANDOLFI, 1991; PINHEIRO, 2000; SCHLITTLER *et al.*, 1995). No entanto, em nenhum dos trabalhos consultados esta espécie destacou-se quanto aos valores de densidade, frequência ou dominância, ocorrendo sempre entre as menos importantes. O fato de *Machaerium brasiliense* apresentar dispersão bastante descontínua ao longo de sua área de distribuição (LORENZI, 1992) pode ter concorrido para a variação entre os resultados encontrados neste e em outros trabalhos referentes à importância desta espécie.

Centrolobium tomentosum tem sido amostrada tanto em florestas estacionais semidecíduais sem perturbações recentes (NICOLINI, 1990) no Estado de São Paulo, quanto em formações claramente secundárias, com intenso histórico de perturbação (CASTELLANI; STUBBLEBINE, 1993; CATHARINO, 1989; MATTHES, 1992; TORRES, 1989), destacando-se em vários estudos (BERTONI *et al.*, 1988). Além da reprodução através de sementes, a espécie apresenta intensa capacidade de rebrota a partir de caules (CASTELLANI; STUBBLEBINE, 1993) e raízes gemíferas (PENHA, 1998).

Estas características exercem influência sobre seu padrão de distribuição agregado (AIDAR, 1992) e certamente têm contribuído para a importância desta espécie em algumas áreas.

Espécies de estádios sucessionais mais avançados ocorreram geralmente na forma de indivíduos jovens e em baixíssimas densidades. *Holocalyx balansae*, *Esenbeckia leiocarpa*, *Copaifera langsdorffii*, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Eugenia florida* tiveram apenas um ou dois indivíduos amostrados. Outras espécies como *Tabebuia chrysotricha*, *Tabebuia ochracea*, *Hymenaea courbaril*, *Cariniana estrellensis*, e *Cedrella fissilis* ocorreram como indivíduos isolados no fragmento e por isto não chegaram a ser incluídas no levantamento fitossociológico. *Metrodorea nigra*, espécie freqüente em áreas maduras, onde costuma destacar-se em abundância nas porções mais sombreadas do sobosque (CATHARINO, 1989), contou com apenas alguns indivíduos jovens no presente estudo.

Várias espécies de cerrado foram amostradas na área, ainda que somente no levantamento florístico. Dentre elas, *Qualea multiflora*, *Vochysia tucanorum*, *Gochnatia polymorpha*, *Platypodium elegans* são registradas principalmente em remanescentes de cerradões, enquanto *Coccoloba mollis*, *Luehea grandiflora*, *Hymenaea courbaril*, *Cordia sellowiana*, *Cordia trichotoma* e *Tabebuia ochracea* distribuem-se tanto em florestas semidecíduas quanto em cerradões (LORENZI, 1992). Particularmente nos níveis de gênero e família, florestas semidecíduas e cerrado apresentam grande similaridade florística (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), embora espécies originárias de outros tipos de vegetação, como as matas ciliares e ombrófila, também possam influenciar, contribuindo para a descontinuidade florística, característica das florestas semidecíduas (LEITÃO FILHO, 1987). É provável que a perturbação antrópica também tenha favorecido o estabelecimento de espécies de cerrado, geralmente mais adaptadas a locais abertos e com baixa disponibilidade de nutrientes, o que explicaria o valor de importância encontrado para *Platypodium elegans* e *Vochysia tucanorum* na área (TABELA 1.2).

A densidade total foi de 3.680 indivíduos/ha, valor próximo aos encontrados por César; Leitão Filho (1990); Gabriel; Pagano (1992) e Pagano *et al.* (1987), em florestas semidecíduas nos municípios de Rio Claro, Botucatu e Anhembi, respectivamente. Comparada a alguns trabalhos como os de Bertoni *et al.* (1988), Cardoso Leite (1995) e Nascimento *et al.* (1999), a área estudada apresentou densidade total bem superior àquelas encontradas por estes autores. É provável que este valor esteja associado ao estágio sucessional da vegetação, com abundância de indivíduos jovens e indivíduos adultos de pequeno e médio portes. Solos com baixa quantidade de nutrientes foram também citados como um fator de favorecimento à abundância de indivíduos de pequeno porte, conforme César; Leitão Filho (1990).

O diâmetro médio dos indivíduos foi de 6,0cm e a área basal total foi de 4,2m², o que representou 14,1m²/ha. A altura das espécies situou-se entre 2,0 e 10,0m, com valor médio estimado em 5,5m (FIGURA 1.4). O dossel de florestas semidecíduas é composto por espécies com alturas variando entre 20-25m e 12-18m (SALIS *et al.*, 1995). Árvores com alturas compreendidas entre 4-

12m são consideradas como pertencentes a um estrato intermediário em matas semidecíduas, onde prevalecem famílias como Meliaceae, Myrtaceae, Rutaceae, Euphorbiaceae e Lauraceae (LEITÃO FILHO, 1982). Neste caso, porém, famílias características dos primeiros estratos, como Fabaceae (Faboideae, Mimosoideae e Caesalpinioideae) e Apocynaceae tiveram maior destaque no estrato intermediário, em detrimento de Meliaceae e Rutaceae. Os valores de altura e diâmetro encontrados neste trabalho vêm corroborar o predomínio de espécies de pequeno porte e de espécies de grande porte ainda em crescimento no remanescente, confirmando seu estado de degradação. Em relação ao diâmetro do caule de espécies pioneiras, porém, nem sempre estas considerações são válidas, considerando-se que seu valor pode estar mais associado às características de luminosidade do habitat e ao vigor e não à idade destas espécies (MATTHES, 1992).

O índice de diversidade de Shannon (H') foi 3,17 nats/indivíduo para espécies e 2,29 nats/espécie para famílias. Este valor mostrou-se um pouco baixo, comparado aos valores encontrados pela maioria dos autores no estado de São Paulo (TABELA 1.4). No entanto, ficou acima do esperado inicialmente para a área, considerando-se a extensão do fragmento e seu histórico de perturbação. Franco (2002) obteve valores de 3,17 (topo) e 2,42 (baixo) na amostragem realizada na Estação Ecológica de Gália, um município bastante próximo ao do presente estudo. Pinto (1989), Rozza (1997), Pagano *et al.* (1987) e Assis-Camargo (1999) encontraram valores 3,05, 3,0, 2,99 e 2,51 em matas semidecíduas nos municípios de Matão, Jaboticabal, Rio Claro e Agudos, respectivamente.

Vários fatores podem influenciar na estimativa da diversidade em uma área. O grau de perturbação, a fertilidade do solo, a suficiência de amostragem, o método e o critério de inclusão utilizados incidem diretamente sobre a riqueza de espécies. A equitabilidade, que representa a uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies, é outro componente da diversidade, além da riqueza (PEET, 1974). Poucos trabalhos discutem a importância deste componente na avaliação da diversidade. Neste estudo a equitabilidade de Jaccard foi 0,76, valor semelhante ao encontrado por Christianini (1999), na amostragem por fuste ($J=0,77$), por Franco (2002) na vegetação do topo ($J=0,71$) e por Rozza (1997) no levantamento total de espécies arbustivo-arbóreas ($J=0,71$). Considerando-se que nestes dois últimos trabalhos a riqueza em espécies foi maior que a do presente estudo, a obtenção de menores valores de equitabilidade por estes autores indica uma distribuição menos uniforme da abundância em relação à encontrada no fragmento florestal da terra indígena.

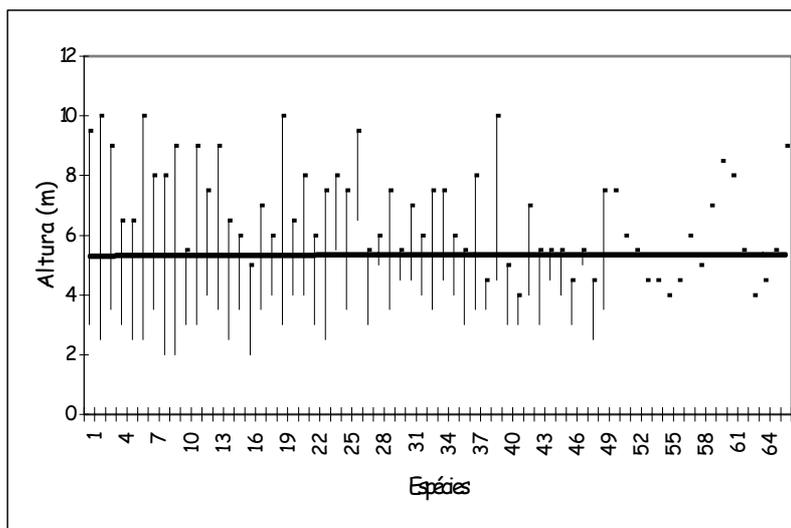


FIGURA 1.4 Distribuição das alturas mínima, média e máxima entre as espécies amostradas no levantamento fitossociológico, relacionadas por ordem decrescente de VI. Os pontos mais escuros indicam a altura máxima de cada espécie e a linha horizontal representa a média das alturas de todas as espécies (5,5m).

- | | | |
|---|--|-----------------------------------|
| 1. <i>Croton floribundus</i> | 26. <i>Terminalia triflora</i> | 51. <i>Serjania</i> sp. |
| 2. <i>Machaerium brasiliense</i> | 27. <i>Guapira hirsuta</i> | 52. <i>Senna pendula</i> |
| 3. <i>Centrolobium tomentosum</i> | 28. <i>Coutarea hexandra</i> | 53. <i>Randia nitida</i> |
| 4. <i>Casearia sylvestris</i> | 29. <i>Calycorectes psidiiflorus</i> | 54. <i>Psidium sartorianum</i> |
| 5. <i>Tabernaemontana catharinensis</i> | 30. <i>Aloysia virgata</i> | 55. <i>Arrabidaea pulchra</i> |
| 6. <i>Platypodium elegans</i> | 31. <i>Balfourodendron riedelianum</i> | 56. <i>Copaifera langsdorffii</i> |
| 7. <i>Machaerium stipitatum</i> | 32. <i>Campomanesia guaviroba</i> | 57. Malpighiaceae |
| 8. <i>Cordia ecalyculata</i> | 33. <i>Cordia sellowiana</i> | 58. <i>Chomelia obtusa</i> |
| 9. <i>Machaerium hirtum</i> | 34. <i>Sweetia fruticosa</i> | 59. Bignoniaceae2 |
| 10. <i>Campomanesia guazumifolia</i> | 35. <i>Rollinia sylvatica</i> | 60. <i>Inga laurina</i> |
| 11. <i>Ocotea velloziana</i> | 36. <i>Metrodorea nigra</i> | 61. Bignoniaceae1 |
| 12. <i>Vochysia tucanorum</i> | 37. <i>Arrabidaea florida</i> | 62. <i>Eugenia pyriformis</i> |
| 13. <i>Casearia gossypiosperma</i> | 38. <i>Albizia polycephala</i> | 63. <i>Eugenia hyemalis</i> |
| 14. <i>Pterogyne nitens</i> | 39. <i>Terminalia glabrescens</i> | 64. <i>Eugenia florida</i> |
| 15. <i>Calliandra foliolosa</i> | 40. <i>Maclura tinctoria</i> | 65. <i>Trichilia pallida</i> |
| 16. Morta | 41. <i>Citrus limon</i> | 66. <i>Esenbeckia leiocarpa</i> |
| 17. <i>Bauhinia longifolia</i> | 42. <i>Helietta apiculata</i> | |
| 18. <i>Matayba elaeagnoides</i> | 43. <i>Machaerium nyctitans</i> | |
| 19. <i>Acacia polyphylla</i> | 44. <i>Duguetia lanceolata</i> | |
| 20. <i>Cupania vernalis</i> | 45. <i>Chrysophyllum gonocarpum</i> | |
| 21. <i>Dalbergia frutescens</i> | 46. <i>Bredemeyera floribunda</i> | |
| 22. <i>Allophyllus edulis</i> | 47. <i>Luehea candicans</i> | |
| 23. <i>Coccoloba mollis</i> | 48. <i>Cedrella fissilis</i> | |
| 24. <i>Rhamnidium elaeocarpum</i> | 49. <i>Leucochloron incuriale</i> | |
| 25. <i>Inga striata</i> | 50. <i>Trichilia elegans</i> subsp. <i>elega</i> | |

A maioria dos indicadores qualitativos e quantitativos encontrados neste trabalho são comparáveis àqueles encontrados por outros autores em áreas melhor preservadas e mais extensas (TABELA 1.4). A riqueza de espécies muitas vezes pode ser incrementada em ambientes que sofreram algum distúrbio, uma vez que até espécies tolerantes à sombra beneficiam-se da condição de clareiras para sua germinação e regeneração.

Após a ocorrência de fogo ou corte da vegetação constata-se em muitos casos um aumento de diversidade, mas logo é seguido novamente por um declínio (GABRIEL, 1996). Para que este declínio seja evitado, o nível do distúrbio não deve permitir a monopolização de recursos por apenas algumas espécies dominantes, em detrimento da existência de espécies raras (PICKETT, 1983).

Os efeitos da fragmentação em uma floresta incluem desde o aumento do efeito de borda até a probabilidade de extinção das espécies (TURNER *et al.*, 1989). As alterações microclimáticas ocasionadas pelo efeito de borda maximizam a ação de ventos e o desenvolvimento de espécies invasoras e pioneiras no local, provocando sérias alterações na abundância e distribuição das populações (TABANEZ *et al.*, 1997). Espécies invasoras podem modificar habitats naturais e seminaturais através da substituição de um sistema diverso por um sistema com poucas espécies, no qual o desenvolvimento de espécies florestais nativas torna-se bastante limitado. A introdução de novas formas de vida ao habitat pode ainda alterar o regime de água ou fogo, as condições edáficas, os processos de sedimentação e as fontes de alimentação, provocando profundas alterações na composição da flora e da fauna da região e na paisagem como um todo. Esta é a razão pela qual as invasões biológicas têm sido reconhecidas como um dos problemas centrais na conservação de comunidades biológicas (CRONK; FULLER, 1995).

As espécies que sobrevivem com baixas densidades tendem a apresentar inúmeras dificuldades em seu estabelecimento e perpetuação por estarem mais sujeitas a problemas como perda de variabilidade genética, endogamia, deriva genética e flutuações demográficas nas taxas de nascimento e mortalidade. Não só a ação predatória mas também a competição, o aparecimento de doenças e a ocorrência de catástrofes naturais (secas, enchentes, incêndios) podem ocasionar a diminuição da densidade populacional, representando um risco maior de extinção para as espécies (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Assim, algumas espécies florestais podem encontrar muitas dificuldades em manter suas populações em fragmentos de tamanho reduzido (LOVEJOY *et al.*, 1983), como o que foi objeto deste estudo.

TABELA 1.4 Similaridade florística entre o fragmento florestal da Terra Indígena Araribá e outras áreas, relacionadas por ordem decrescente do ISJ no levantamento fitossociológico. ALT. = altitude; FV = formação vegetal; FES = Floresta estacional semidecidual; FESA = Floresta estacional semidecidual aluvial; DAP = diâmetro à altura do peito; FITOS. = levantamento fitossociológico; FLOR. = levantamento florístico; ISJ = índice de similaridade de Jaccard; H'= índice de diversidade de Shannon. Dados não informados nos trabalhos são representados por hífen.

LOCAL/ AUTOR	CLIMA	ALT. (m)	SOLO	FV	MÉTODO/ ÁREA AMOSTRAL	CRITÉRIO DE INCLUSÃO	Nº SPP (FITOS.)	H'	ISJ (%) FITOS.	Nº SPP (FLOR)	ISJ (%) FLOR
Avai (SP) ESTE TRABALHO	Cwa	510m	Latossolo vermelho escuro	FES	Parcelas 0,3ha	DAP ≥ 3,18cm	66	3,17	-	152spp	-
Bauru (SP) TONIATO (2001)	Cwa	570m	Latossolo vermelho-escuro e Latossolo vermelho-amarelo	FES	Parcelas 3,2 ha (árvores) 1,6 ha (sobosque)	DAP ≥ 5cm (árvores) DAP < 5cm alt ≥ 0,5m (sobosque)	139 (117 arb.)	2,66-3,41 (árvores) 2,70-3,69 (sobosque)	23,24	-	-
Agudos (SP) ASSIS-CAMARGO (1999)	Cwa	738m	Litólico	FES	Parcelas 0,88ha	DAP ≥ 4,79cm	28 (topo) 43 (base)	3,21 (topo) 2,51 (base)	20,0 (base)	116 spp	22,90
Anhembi e Bofete (SP) GABRIEL (1997)	Cwa	525- 587m	Latossolo vermelho-álco	FES	Parcelas 0,25há	Indiv. Lenhoso Fuste ≥ 1,30m	92	-	19,05	-	-
Bofete (SP) GABRIEL (1996)	-	550- 625m	Solo ácido e pobre em nutrientes	FES	Parcelas 0,07ha	Indiv. Lenhosos ≥ 1,30m	62 (capoeira rala)	-	17,82	-	-
Agudos (SP) CHRISTIANINI (1999)	Cwa	550m	Latossolo	FES	Quadrantes 226 pontos	DAP ≥ 4,78cm (amostragem 1) Fuste ≥ 1,30m (amostragem 2)	87	-	16,93	132	15,77
Bauru (SP) CAVASSAN <i>et al.</i> (1984)	Cwa	570m	Latossolo vermelho-escuro	FES	Quadrantes 129 pontos	DAP ≥ 10cm	61	3,50	16,82	-	-
Gália (SP) FRANCO (2002)	Cwa		Podzólico Vermelho-Amarelo Argiloso distrófico (área A) Podzólico Vermelho-Amarelo Arenoso Eutrófico (área B)	FES	Parcelas 1,0ha (topo) 1,0ha (baixio)	DAP ≥ 5cm	87 (topo) 77 (baixio)	3,17 (topo) 2,42 (baixio)	16,39 (baixio)	234 spp	20,31
Bauru (SP) PINHEIRO (2000)	Cwa	510- 540m	Latossolo vermelho-escuro	FES	Parcelas 0,26ha	Indiv. ≥ 1,5m Fuste ≥ 1,30m	122	3,79	15,38	-	-
Teodoro Sampaio (SP) SCHLITTER <i>et al.</i> (1995)	Cwa	< 300m 300- 340m > 340m	-	FES	Quadrantes 300 ptos	DAP ≥ 5cm	104	4,02	14,89	-	-
Angatuba (SP) TORRES (1989)	Cfa	450- 700m	Latossolo vermelho-amarelo; Litossolo; Regossolo	FES	Parcelas 0,5ha	DAP ≥ 5cm	-	-	-	257spp	14,77
Jaú (SP) NICOLINI-GABRIEL; PAGANO (1993)	Cwa	556m	Cambissolo, Litólico e Terra roxa estruturada	FES	Quadrantes 400 ptos	Fuste ≥ 1,30m	146		14,69		

continua

TABELA 1.4 Similaridade florística entre o fragmento florestal da Terra Indígena Araribá e outras áreas, relacionadas por ordem decrescente do ISJ no levantamento fitossociológico. ALT. = altitude; FV = formação vegetal; FES = Floresta estacional semidecidual; FESA = Floresta estacional semidecidual aluvial; DAP = diâmetro à altura do peito; FITOS. = levantamento fitossociológico; FLOR. = levantamento florístico; ISJ = índice de similaridade de Jaccard; H'= índice de diversidade de Shannon. Dados não informados nos trabalhos são representados por hífen.

LOCAL/ AUTOR	CLIMA	ALT. (m)	SOLO	FV	MÉTODO/ ÁREA AMOSTRAL	CRITÉRIO DE INCLUSÃO	Nº SPP (FITOS.)	H'	ISJ (%) FITOS.	conclusão	
										Nº SPP (FLOR)	ISJ (%) FLOR
Rio Claro (SP) PAGANO, LEITÃO FILHO; SHEPHERD (1987)	Cwa	630m	-	FES	Quadrantes 301 pto Amostragem de 2 estratos	Fuste ≥ 1,30m	155 4,08	4,08 (de 7-15m) 2,99 (até 7m)	14,52	-	-
Matão (SP) ROZZA (1997)	Cwa	Cerca de 500m	Podzólico vermelho-amarelo	FES	Parcelas 0,81ha (área 2 = perturbada)	DAP ≥ 4,78cm	74 (área 2)	3,0 (área 2)	14,18	194	17,83
Botucatu (SP) GABRIEL; PAGANO (1992)	Cwa	550- 730m	Litólico; Terra roxa estruturada	FES	Quadrantes 306 pto	Fuste ≥ 1,30m	111	-	13,42	-	-
Anhembi (SP) CÉSAR; LEITÃO FILHO (1990)	Cwa	500m	Alternância de sedimentos arenosos e derrames basálticos. Predomínio da fração areia , com pH 5,3-5,7 e baixa fertilidade	FES	Quadrantes 300 pontos	DAP ≥ 3cm	113	3,56	13,24	-	-
Santa Rita do Passa Quatro (SP) BERTONI <i>et al.</i> (1988)	Cwa	580 a 700m	Latossolo roxo e Latossolo vermelho- escuro	FES	Parcelas 0,88ha	DAP ≥ 10cm	73	3,60	12,93	-	-
Piracicaba (SP) NASCIMENTO <i>et al.</i> (1999)		500m	-	FES	Transectos 0,58há	DAP ≥ 5cm	49	-	12,63	-	-
Teodoro Sampaio (SP) BAITELLO <i>et al.</i> (1988)	Cwa	300m	Latossolo vermelho-escuro	FES	Quadrantes 462 ptos Parcelas 2,69ha	DAP ≥ 10cm	-	-	-	113	11,76
Avai (SP) MIRANDA (2000)	Cwa	500m	-	FESA	Parcelas 0,13há	DAP ≥ 5cm	37	2,64	11,76	86	10,95
Campinas (SP) BERNACCI; LEITÃO FILHO (1996)	Cfa	625 a 675m	Podzólico vermelho-amarelo	FES	Parcelas Árvores: 0,42ha; Arbustos e ervas: 128m ²	DAP ≥ 4,78cm (Árvores) indiv. >20cm e c/ PAP<15cm)	-	-	-	362	11,43
Campinas (SP) MATTHES (1992)	Cwa	580- 610m	Latossolo roxo e Latossolo vermelho- amarelo	FES	Parcelas 0,10há	Indiv. >0,5m	-	-	-	164	10,66
São Roque (SP) CARDOSO LEITE (1995)	Cfb	850 a 1025m	Podzólico	FES	Parcelas 0,94ha Amostragem em 3 altitudes distintas	DAP ≥ 4,78cm	117	4,01	9,37	183	12,63
Guarulhos (SP) GANDOLFI, LEITÃO FILHO; BEZERRA (1995)	Cfb	743 a 740m	Latossolo vermelho-amarelo*	FES	Parcelas – 2,68ha	Indiv. ≥ 1,5m	113	3,73	7,10	158	9,61
Viçosa (MG) VOLPATO (1994)	Cwb	689,73m	Latossolo e Podzólico vermelho- amarelo	FES	Parcelas 0,21ha	Pl. < 1m 1m< Pl.< 3m Pl. >3m e DAP ≤ 5cm	95	-	5,51	-	-

1.3.3 Similaridade florística

Nenhum dos trabalhos apresentou índice de Jaccard superior a 25% em relação ao fragmento estudado. Algumas espécies foram quase exclusivas do presente estudo, sendo citadas em apenas um ou dois dos trabalhos listados na TABELA 1.4. Trepadeiras e espécies herbáceas foram incluídas apenas nos trabalhos de Bernacci; Leitão Filho (1996) e Torres (1989). Dentre as espécies arbustivo-arbóreas, *Ficus eximia*, foi citada somente por Christianini (1999), enquanto *Calycorectes psidiiflorus* e *Psidium sartorianum* não foram citadas em nenhum dos trabalhos consultados. *Leucochloron incuriale* apareceu apenas no trabalho de Albuquerque (1999), não incluído na TABELA 1.4. No entanto, a baixa representatividade destas espécies em outros estudos talvez esteja mais associada à dificuldade de identificação taxonômica de algumas famílias e gêneros do que propriamente à riqueza florística das áreas comparadas.

O trabalho de Toniato (2001), realizado a cerca de 40Km do presente estudo, foi considerado o mais similar, com índice de Jaccard igual a 23%. O maior número de espécies comuns (65spp), no entanto, foi encontrado junto ao trabalho de Franco (2002), realizado a aproximadamente 20Km do fragmento estudado na terra indígena. Apesar da grande proximidade espacial, a diferença do número total de espécies amostradas por este autor acabou por reduzir a similaridade entre os dois trabalhos comparados.

Outras áreas próximas como aquelas estudadas por Assis-Camargo (1999); Cavassan *et al.* (1984), Christianini (1999) e Pinheiro (2000) foram também dissimilares ao presente estudo, apesar de apresentarem os mesmos tipos de solo, clima e vegetação. A adoção de diferentes critérios e métodos de amostragem, bem como a influência da vegetação do entorno nestes trabalhos parecem ter sido os principais fatores determinantes desta dissimilaridade. A proximidade entre duas áreas nem sempre é suficiente para garantir a similaridade entre elas. O trabalho de Miranda (2000), apesar de realizado no município de Avaí, mostrou-se um dos mais dissimilares ao presente estudo. O fato deste trabalho ter sido realizado em mata ciliar, sujeita a enchentes periódicas, determinou grande variação na composição florística em relação a de florestas estacionais.

Alguns autores (PINHEIRO, 2000; TORRES *et al.*, 1997) encontraram grande similaridade florística entre trabalhos realizados no centro do estado de São Paulo, em regiões situadas abaixo de 700m. Apesar da área estudada estar incluída nesta região, abrangida pelo Planalto Ocidental e Cuestas Basálticas, não foi constatada qualquer similaridade com os trabalhos de Gabriel (1996); Gabriel; Pagano (1992), Nicolini-Gabriel; Pagano (1993) e realizados em municípios também pertencentes a esta região. A padronização do critério de inclusão nestes três trabalhos (fuste $\geq 1,30m$) pode ter contribuído para a grande similaridade entre eles e a dissimilaridade com o presente estudo, cujo critério de inclusão foi $DAP \geq 3,18cm$.

Os trabalhos mais dissimilares com o presente estudo estiveram localizados nos municípios de Viçosa, Guarulhos, São Roque e Campinas onde, além das diferenças metodológicas constataram-se variações climáticas (climas Cwb, Cfa e Cfb) e altitudinais (altitude em média superior a 600m). Tais variações foram também observadas por Salis *et al.* (1995) em um estudo comparativo de 26 áreas de florestas semidecíduas no estado de São Paulo. No dendrograma elaborado por estes autores, áreas situadas acima de 700m, com tipos climáticos Cfa e Cfb foram separadas de outras áreas com climas mais quentes, como o Cwa e altitudes entre 500 e 700m, onde possivelmente se incluiria o presente estudo. Torres *et al.* (1997) fizeram um trabalho semelhante, comparando a composição florística de 13 florestas paulistas. Neste caso, as áreas foram separadas primeiramente em função da precipitação pluviométrica em um bloco higrófilo, com precipitação total anual média superior a 2.000mm, sem estação seca e um bloco mesófilo, com precipitação total anual média em torno de 1.400mm, com estação seca variável. Posteriormente o bloco mesófilo sofreu novas divisões em função da altitude (acima de 750m e abaixo de 700m) e das condições de solo. Curiosamente, diferenças entre métodos de amostragem e critérios de inclusão não tiveram peso nos resultados encontrados por estes autores.

A baixa similaridade florística entre os remanescentes de Florestas Estacionais Semidecíduais tem sido constatada por alguns autores no estado de São Paulo, em decorrência da elevada riqueza florística destes fragmentos (SALIS *et al.*, 1995). Além disto, muitos fatores podem influenciar a análise, fazendo com que vegetações próximas ou fisionomicamente semelhantes tenham composições distintas de espécies. Diferenças climáticas, edáficas e metodológicas, bem como o contato com outras formações vegetais próximas às áreas estudadas e a ocorrência de diferentes históricos de perturbação podem alterar sobremaneira a composição florística de cada área. Os levantamentos geralmente são incapazes de amostrar toda a diversidade presente nestes mosaicos ambientais e sucessionais. Por estas razões a similaridade florística entre áreas deve ser vista com bastante cautela.

Considerações finais

A dominância de espécies dos primeiros estádios sucessionais, bem como o predomínio de indivíduos jovens, pertencentes às primeiras classes de altura e diâmetro, refletiram os efeitos da ação antropogênica sobre a diversidade local e alertam para a necessidade imediata de medidas de proteção e de manejo desse fragmento florestal, visando a sua conservação. A ausência de similaridade florística com outros trabalhos da região pode estar corroborando estas considerações.

A despeito de intensamente perturbado, a diversidade de espécies encontrada no fragmento florestal representa uma potencial aliada na restauração do entorno, através do fornecimento de propágulos para as áreas adjacentes.

A capacidade de regeneração de algumas espécies através do brotamento de caule e da raiz pode estar contribuindo para a manutenção da diversidade no fragmento. No entanto, a baixa representatividade de alguns taxa, normalmente importantes em florestas semidecíduas paulistas, pode estar restringindo o fluxo gênico entre populações, tornando-as mais vulneráveis ao desencadeamento de processos degenerativos e à extinção local.

A chuva de sementes alóctone e o banco de sementes, embora não avaliados, podem constituir fontes potenciais de regeneração e incremento de diversidade no fragmento florestal. Para isto, a proteção da área e o isolamento dos fatores de perturbação representam medidas fundamentais ao avanço sucessional. A adoção de práticas de manejo como o corte parcial das lianas em crescimento desordenado e o enriquecimento de espécies poderão se mostrar favoráveis e contribuir para a aceleração deste processo.

1.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, S. N. Sheep and cattle grazing in forests: a review. **Journal of applied ecology**, v.12, p.143-152, 1975.

AIDAR, M. P. M. **Ecologia do Araribá (*Centrolobium tomentosum* Guill. Ex Benth – Fabaceae) e o ecótono mata ciliar da bacia do rio Jacaré-Pepira, São Paulo**. 1992. 105f. Dissertação (mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ALBUQUERQUE, G. B. **Floresta Nacional de Ipanema: caracterização da vegetação em dois trechos distintos do morro de Araçoiaba, Iperó (SP)**. 1999. 186f. Dissertação (Mestrado em Ciências, área de concentração: Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

ANDRADE-LIMA, D. Vegetação. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (ed.). **Atlas Nacional do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE/ Conselho Nacional de Geografia, 1966.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An ordinal classification for the families of flowering plants. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.85, p.531-553, 1998.

ARAÚJO, G. M.; GUIMARÃES, A. J. M.; NAKAJIMA, J. N. Fitossociologia de um remanescente de mata mesófila semidecídua urbana, Bosque John Kennedy, Araguari, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.20, n.1, p.67-77, jun. 1997.

ASSIS CAMARGO, P. F. **Composição florística e estrutura fitossociológica de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual Submontana na Fazenda Santa Rita, no município de Agudos, SP.** 1999. 118f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, área de concentração: Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

BAITELLO, J. B. *et al.* A vegetação arbórea do Parque Estadual do Morro do Diabo, município de Teodoro Sampaio, Estado de São Paulo. **Acta Botanica Brasilica**, v.1, n.2, p.221-230, 1988. Supl.

BERNACCI, L. C.; LEITÃO FILHO, H. de F. Flora fanerogâmica da floresta da Fazenda São Vicente, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.19, n.2, p.149-164, dez. 1996.

BERTONI, J. E. de A. *et al.* Composição florística e estrutura fitossociológica do Parque Estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP – Gleba Praxedes. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, v.42, p.149-170, maio, 1988.

BRAUN-BLANQUET, J. **Plant sociology: the study of plant communities.** New York: Hafner, 1972. 439p.

CARDOSO LEITE, E. **Ecologia de um fragmento florestal em São Roque, SP: florística, fitossociologia e silvigênese.** 1995. 235f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira.** Colombo: CNPF/ EMBRAPA, 1994. 639p.

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

CATHARINO, E. L. M. **Estudos fisionômico-florísticos e fitossociológicos em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP.** 1989. 181f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CAVASSAN, O.; CÉSAR, O.; MARTINS, F. R. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v.7, n.1, p.91-106, 1984.

CAVASSAN, O.; PASCHOAL, M. E. S.; BERTONCINI, A. P. Ação da geada em plantas introduzidas em projetos de recomposição vegetal de áreas degradadas. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 52., 2001, João Pessoa. **Resumos...**João Pessoa, 2001. p.73.

CÉSAR, O.; LEITÃO FILHO, H. de F. Estudo fitossociológico de mata mesófila semidecídua na Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.50, n.2, p.443-452, maio, 1990.

CHRISTIANINI, S. R. **Florística, fitossociologia e comparação entre critérios de inclusão em uma mata mesófila semidecídua no município de Agudos, SP**. 1999. 113f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, área de concentração: Botânica) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

COSTA, L. G. S.; MANTOVANI, W. Flora arbustivo-arbórea de trecho de Mata Mesófila Semidecídua, na Estação Ecológica de Ibicatu, Piracicaba (SP). **Hoehnea**, v.22, n.1/2, p.47-59, 1995.

CRONK, Q. C. B.; FULLER, J. L. **Plant invaders: the threat to natural ecosystems**. London: Chapman and Hall, 1995. 241p.

DANCIGUER, L. **Aspectos da regeneração de duas espécies arbóreas em um fragmento florestal do sudeste brasileiro**. 1996. 67f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

EITEN, G. A. A vegetação do estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Botânica**, v.7, p.1-147, 1970.

FIDALGO, O.; BONONI, V. L. R. (Coord.) **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1989. 62 p.

FIGUEIREDO, N. de **Estudo fitossociológico em uma Floresta Mesófila Semidecídua Secundária na Estação Experimental de Angatuba, município de Angatuba, SP**. 1993. 174f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

FRANCO, A. D. C. **Florística e fitossociologia de duas unidades do mosaico florestal da Estação Ecológica dos Caetetus- Floresta Estacional Semidecidual, Gália-SP**. 2002. 95f.

Dissertação (Mestrado em Ciências, área de concentração: Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

GABRIEL, J. L. C.; PAGANO, S.N. Fitossociologia do estrato arbóreo de Floresta Mesófila Semidecídua de Encosta, no município de Botucatu, SP. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v.35, n.4, p.699-718, dez., 1992.

GABRIEL, J. L. C. **Florística, fitossociologia de espécies lenhosas e aspectos da ciclagem de nutrientes em Floresta Mesófila Semidecídua nos municípios de Anhembi e Bofete, SP**. 1997. 217p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, área de Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

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

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. de F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p.753-767, 1995.

GARCIA, C. H.; SANTOS, P. E. T. Danos ocasionados pelas geadas no estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, v. 2, n. 6, nov.1994/ fev.1995.

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

GORCHOV, D. L. *et al.* The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. **Vegetatio**, v.107/108, p. 339-349, 1993.

GUARATINI, M. T. **Banco de sementes de uma floresta ripária no rio Mogi-Guaçu, município de Mogi-Guaçu, SP**. 1994. 131f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

IBGE. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p.

JANZEN, D. H. *Enterolobium cyclocarpum* seed passage rate and survival in horses, Costa Rican Pleistocene seed dispersal agents. **Ecology**, v.63, p.593-601, 1981.

JANZEN, D. H. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. **Annals of Missouri Botanical Garden**, v.75, p.105-116, 1988.

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

LAURENCE, W. F. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical australia. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (eds.) **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**, Chicago: University of Chicago, p.71-83. 1997.

LEITÃO FILHO, H. de F. A vegetação. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. de F. (orgs.) **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra**. Campinas: UNICAMP, 1995. cap.2, p.19-29.

LEITÃO FILHO, H. de F. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo**, v. 16A, n.1., p.197-206. 1982.

LEITÃO FILHO, H. de F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. **IPEF**, v. 35, p.41-46, 1987.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992. 352p.

LOVEJOY, T. *et al.* Ecological dynamics of tropical forest fragments. In: SUTTON, S.L. *et al.* **Tropical rain forest: ecology and management**. Oxford: Blackwell, 1983, p. 377-84.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 246p. Série Teses.

MATTHES, L. A. F. **Dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo – Santa Genebra – Campinas, São Paulo**. 1992. 229f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

METZGER, J. P.; GOLDENBERG, R.; BERNACCI, L. C. Diversidade e estrutura de fragmentos de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-Pepira (SP). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 21, n. 3, p. 321-330, 1998.

MIRANDA, L. C. **Levantamento florístico e estrutura fitossociológica da vegetação em um trecho de mata ciliar localizado às margens do rio Batalha no município de Avaí, SP**. 2000. 165f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, área de concentração: Botânica) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. Reproductive phenology of climbers in a southeastern brazilian forest. **Biotropica**, v.28, n.2, p.180-191, 1996.

MORI, S. A *et al.* **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. 2 ed. Ilhéus: Centro de Pesquisas do Cacau, 1989. 104 p.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey, 1974. 547p.

NASCIMENTO, H. E. M. *et al.* Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.329-342, 1999.

NICOLINI, E. M. **Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo em mata mesófila semidecídua no município de Jaú, SP**. 1990. 170f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, área de Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

NICOLINI-GABRIEL, E. M. **Florística e fitossociologia do estrato arbóreo em áreas de ocorrência de floresta mesófila semidecídua em diferentes estágios sucessionais no município de Bofete, SP**. 1996. 211p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, área de Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

NICOLINI-GABRIEL, E. M.; PAGANO, S. N. Composição fitossociológica do estrato arbóreo de Floresta Mesófila Semidecídua, no município de Jahu, SP. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v.36, n.1, p.165-184, mar. 1993.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

PAGANO, S. N.; LEITÃO FILHO, H. de F. Composição florística do estrato arbóreo de uma mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). **Revista Brasileira de Botânica**, v.10, p.37-47, 1987.

PAGANO, S. N.; LEITÃO FILHO, H. de F.; SHEPHERD, G. J. Estudo fitossociológico em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). **Revista Brasileira de Botânica**, v.10, p.49-61, 1987.

PEET, R. K. The measurement of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.5, p.285-307, 1974.

PENHA, A. S. **Propagação vegetativa de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas: representatividade na estrutura fitossociológica e descrição dos padrões de rebrota de uma comunidade florestal, Campinas, São Paulo**. 1998. 114f. Dissertação (Mestrado em Ciências, área de Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PICKETT, S. T. A. Differential adaptation of tropical species to canopy gaps and its role in community dynamics. **Tropical Ecology**, v. 24, n.1, p.219-28. 1983.

PINHEIRO, M. H. O. **Levantamento florístico e fitossociológico da floresta estacional semidecidual do Jardim Botânico Municipal de Bauru, São Paulo**. 2000. 162p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PINTO, M. M. **Levantamento fitossociológico de uma mata residual situada no campus de Jaboticabal da UNESP**. 1989. 114f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdades de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina, PR, 2001. 328p.

REZENDE, A. A. **Levantamento florístico das espécies de lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista – São José do Rio Preto/ Mirassol, SP, chave de identificação e diagnoses.**

1997. 99f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, área de Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

RIZZINI, C. T. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica (florístico-sociológica) do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia**, v.25, n.1, p.3-64, 1963.

RODRIGUES, R. R. A sucessão florestal. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. de F. (orgs.) **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra.** Campinas: UNICAMP, 1995. cap.3, p.30-35.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. cap.15, p.233-247.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. Campinas: **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v.2, n.1, p.4-15, 1996.

ROZZA, A. de F. **Florística, fitossociologia e caracterização sucessional de uma Floresta Estacional Semidecidual: Mata da Virgínia, Matão, SP.** 1997. 177p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, área de concentração: Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

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

SALIS, S. M.; SHEPHERD, G. J.; JOLY, C. A. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio**, v.119, p.155-164, 1995.

SCHLITTLER, F. H. M.; MARINIS, G. de; CESAR, O. Estudos fitossociológicos na Floresta do Morro do Diabo (Pontal do Paranapanema, SP). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v.38, n.1, p.217-234, mar.1995.

SHEPHERD, G. J. **FITOPAC 1** - Manual do usuário. Campinas: Depto de Botânica, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 1995.

SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I.; MORAWETZ, W.; GOTTSBERGER, G. Frost damage of cerrado plants in Botucatu, Brazil, as related to the geographical distribution of the species. **Biotropica**, v. 9, p.253-261, 1977.

STRANGHETTI, V.; TARODA-RANGA, N. Levantamento florístico das espécies vasculares de uma floresta estacional mesófila semidecídua da Estação Ecológica de Paulo de Faria - SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.21, n.3, p.289-98, 1998.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; DIAS, A. S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.57, n.1, p.47-60, 1997.

TONIATO, M. T. Z. **Variações na composição e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecidual em Bauru (SP), relacionadas a diferentes históricos de perturbações antrópicas**. 2001. 93f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

TORRES, R. B. **Estudos florísticos em mata secundária da Estação Ecológica de Angatuba, Angatuba (São Paulo)**. 1989. 213f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, área de Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

TORRES, R. B.; MARTINS, F. R.; KINOSHITA, L. S. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.20, n.1, p.41-49, jun. 1997.

TURNER, M. G. *et al.* Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes. **Oikos**, v.55, n.1, p.121-9. 1989.

VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio da mata atlântica: uma análise fitossociológica**. 1994. 123f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

WHITE, P. S.; WALKER, J. L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration ecology**, v. 5, p. 338-349, Dec. 1997.

NORMAS BIBLIOGRÁFICAS UTILIZADAS:

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6023: Informação e documentação – referências – elaboração. Rio de Janeiro: 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10520: Informação e documentação – citações em documentos – apresentação. Rio de Janeiro: 2002.

CAPÍTULO 2. CHUVA DE SEMENTES

2.1 INTRODUÇÃO

O estudo da produção e dispersão de sementes nas proximidades de um remanescente florestal constitui um grande auxiliar na estimativa do potencial de regeneração natural de áreas perturbadas (THOMPSON, 1993).

Para chegar à germinação uma semente tem de atravessar diversos processos que compreendem desde a sua produção e desenvolvimento até os mecanismos de predação, dispersão, dormência e microgeografia de deposição, entre outros (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1991).

Em florestas tropicais observa-se grande variação no tempo, duração e freqüência dos processos de floração e frutificação. A floração pode ocorrer anualmente, supra-anualmente, ou várias vezes em um ano. Mesmo nas espécies em que estes processos obedecem a intervalos regulares pode-se constatar diferentes intensidades de floração e frutificação entre um período e outro (BAWA; KRUGMAN, 1988).

Os padrões de produção de sementes podem variar de acordo com o indivíduo, a população, o ano, a estação e o hábitat. Em geral, espécies do dossel de florestas primárias levam muitos anos para produzir sementes e tendem a ser mais sincrônicas nos níveis de população e hábitat do que as espécies de florestas sucessionais mais jovens. Dentro de uma espécie, o padrão individual de produção de sementes entre um ano e outro é muito mais dependente da situação em que a espécie se encontra do que determinado geneticamente. Indivíduos isolados em uma pastagem e sujeitos à insolação direta, por exemplo, podem apresentar intensa frutificação anual, enquanto indivíduos da mesma espécie, localizados em uma floresta próxima, podem frutificar apenas a cada dois ou mais anos (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1991).

A extração seletiva de árvores em uma floresta pode também alterar os padrões reprodutivos, repercutindo na qualidade genética e na quantidade de sementes produzidas. A redução da fecundidade pode ocorrer quando a remoção seletiva aumenta a distância entre indivíduos a ponto de inviabilizar o fluxo de pólen (BAWA; KRUGMAN, 1988). Nos casos em que grande parte do hábitat é destruído, as árvores pertencentes a grandes populações passam a apresentar dispersão de sementes assincrônica. Quando isto acontece, a dinâmica de sementes e plântulas de um dado ano não deve ser considerada como representativa de anos subseqüentes. Não só florestas primárias, mas também florestas secundárias jovens podem ter anos de alta e baixa produções de sementes, reguladas por mecanismos diversos. Em geral, a perturbação do hábitat aumenta a produção de sementes nos indivíduos sobreviventes, se os serviços do polinizador não tiverem sido prejudicados ou alterados. Esta maior produção de sementes deve-se diretamente ao aumento de recursos para as árvores e indiretamente à redução da predação de sementes por certos vertebrados e insetos

especialistas. A maior produção de sementes pode ser favorável para os frugívoros e predadores de sementes sobreviventes, mas por outro lado poderá alterar a proporção demográfica da chuva de sementes local (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988).

Assim como as espécies têm diferentes capacidades de germinação e dispersão, também podem apresentar diferentes suscetibilidades aos predadores de sementes. O grau de predação pré-dispersão é extraordinariamente variável e muito dependente da resistência de cada árvore e das condições do hábitat, podendo mostrar-se diferente de um ano para outro. O mesmo ocorre com a predação de sementes pós-dispersão e com a predação de plântulas. O grau de predação de sementes de uma espécie não está diretamente relacionado à abundância de indivíduos adultos daquela espécie. No entanto, é provável que uma espécie que sofra predação de sementes pré-dispersão tenha uma subsequente mudança em seus padrões de recrutamento demográfico e microgeográfico (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988). Greene; Johnson (1994) constataram que cerca de 50% das sementes produzidas perderam-se pelo efeito da predação pré-dispersão.

A intensidade da predação de sementes parece declinar conforme a destruição do hábitat aumenta. Uma das causas para isto é que a dinâmica de predação de sementes está relacionada ao tamanho das sementes. Espécies que apresentam sementes muito pequenas, como muitas pioneiras, não costumam ser alvos de predadores, sejam eles generalistas ou especialistas. Em geral, quanto menor a semente, mais chance ela terá de escapar de predadores (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988; PARCIAK, 2002). Em compensação, espécies com sementes grandes têm maiores chances de estabelecimento na pastagem do que espécies com sementes pequenas, em função da quantidade de reservas que apresentam e também por estarem aparentemente menos sujeitas ao ataque de fungos (NEPSTAD *et al.*, 1996). Frequentemente os estágios iniciais da sucessão secundária são caracterizados por taxas reduzidas de predação de sementes, embora algumas espécies de predadores de sementes ocorram em maiores densidades em florestas perturbadas do que em florestas primárias (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988).

A dispersão de sementes para longe da planta-mãe representa um importante mecanismo de sobrevivência, na medida em que diminui a competição e a predação de sementes e plântulas próximas à planta-mãe, além de possibilitar a colonização de novas áreas (CONNELL, 1971; HOWE; SMALLWOOD, 1982; JANZEN, 1970; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1996; SILVA; TABARELLI, 2001).

A distância atingida na dispersão de uma semente está diretamente vinculada às suas características morfológicas, sendo maior nas espécies em que há dispositivos bem desenvolvidos para a dispersão, tais como alas, plumas, ganchos, elaiossomas etc. (WILLSON, 1993). Quanto maior a distância entre uma semente ou plântula e sua planta-mãe maior a probabilidade de que venha a germinar e estabelecer-se como indivíduo adulto (BAROT *et al.*, 1999).

A maioria das florestas tropicais constitui um misto de espécies dispersas por animais e pelo vento, com predomínio de dispersão zoocórica. Quando uma área é perturbada e a maioria dos

vertebrados é removida, a tendência é que espécies zoocóricas declinem em número enquanto espécies anemocóricas tornam-se mais abundantes. Além de não dependerem da presença de outras espécies para sua dispersão, sementes anemocóricas apresentam-se mais resistentes às condições de dessecação encontradas em áreas abertas, geralmente amadurecendo nos períodos mais secos do ano (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1991).

Imediatamente após o desmatamento, toda a chuva de sementes de uma área é alóctone, ou seja, trazida de outras áreas por agentes dispersores (YOUNG *et al.*, 1987). Esta forma de dispersão pode desempenhar um importante papel no recrutamento e aumento da diversidade em fragmentos onde o histórico de perturbação não favorece o estabelecimento de espécies finais da sucessão. Nestes casos, o avanço da regeneração dependerá da chegada de sementes de imigrantes (MARTINEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993) e de condições propícias ao seu estabelecimento na área (BAZZAZ, 1991). Conforme a vegetação regenerante evolui, diásporos autóctones, produzidos por espécies locais, passam também a contribuir para a chuva de sementes (YOUNG *et al.*, 1987), favorecendo a manutenção do mosaico florístico (MARTINEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993).

O estabelecimento de espécies raras em um fragmento florestal dá-se a partir da chegada de propágulos provenientes de áreas adjacentes. Sem a chuva de sementes, as espécies raras que vão desaparecendo não são substituídas por outras devido a uma insuficiência na imigração de novos propágulos, o que resulta na diminuição da diversidade arbórea em fragmentos isolados (PRIMACK; HALL, 1992). A presença de agentes dispersores representa, portanto, um fator de grande importância no aumento da diversidade de espécies que irão compor o banco de sementes e a futura floresta (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1991).

Muitas investigações têm sido realizadas com o intuito de verificar a influência da distância da fonte de sementes (CUBIÑA; AIDE, 2001; MELO, 1997; ROBINSON; HANDEL 1993; SOUZA, 2002), bem como da presença de árvores remanescentes e de dispersores na chuva de sementes de pastagens ou áreas fragmentadas (CARRIÈRE *et al.*, 2002; GALINDO-GONZÁLEZ *et al.*, 2000; GOMES, 2001; GUEVARA *et al.*, 1986; MARTÍNEZ-GARZA; GONZÁLEZ-MONTAGUT, 2002; ORTIZ-PULIDO *et al.*, 2000; SLOCUM; HORVITZ, 2000). Embora ainda escassos no Brasil, tais estudos são de grande valia em projetos de restauração de áreas perturbadas ou em estágios iniciais da sucessão secundária, podendo contribuir para a redução dos custos da introdução e manutenção de mudas em uma área, bem como de eventuais erros inerentes a este processo.

Neste trabalho pretendeu-se avaliar o papel da chuva de sementes na regeneração do entorno do remanescente florestal. Para isto foram realizadas as seguintes perguntas:

- 1) Há chuva de sementes nas pastagens circunvizinhas ao fragmento florestal remanescente da terra indígena?
- 2) A distância do fragmento florestal exerce influência sobre a riqueza e a abundância da chuva de sementes na área em sucessão?

- 3) Quais as formas de vida, estádios sucessionais e síndromes de dispersão das espécies da chuva de sementes? A chuva de sementes na área em sucessão é predominantemente autóctone ou alóctone?
- 4) O plantio de árvores nos tratamentos 4, 5 e 6 pode acarretar diferenças quantitativas e qualitativas na chuva de sementes em relação aos outros tratamentos?

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Aproximadamente no centro de cada uma das 36 parcelas da área de pastagem em regeneração, já descritas anteriormente (figura 5, pág.12), foi colocada uma caixa coletora medindo 1,0m x 1,0m. As caixas, confeccionadas com madeira e tela de náilon de malha fina, foram dispostas a 10cm de altura do solo, a fim de evitar a umidade e a ação de microrganismos e pequenos animais presentes no solo (FIGURA 2.1).



FIGURA 2.1 Caixa coletora utilizada no estudo da chuva de sementes. Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

Não há consenso sobre a medida e o número de coletores mais adequados a estudos deste tipo. Diversos autores como César (1993), Morellato (1992), Pagano (1989), Poggiani; Monteiro JR. (1990) e Schlitter *et al.* (1993) utilizaram caixas de 1,0m² para coleta de serapilheira e em quantidades que variaram de 24 a 36 coletores, de acordo com a diversidade da área. No entanto, Oliveira (1997) recomendou que fossem utilizados coletores menores e em maior número, capazes de representar de forma mais adequada a variabilidade da área de estudo.

As coletas foram realizadas mensalmente e de forma alternada nas áreas A e B, durante 18 meses. O material depositado nas telas foi recolhido e colocado em sacos de papel identificados, os quais foram levados ao laboratório para triagem com auxílio de microscópio estereoscópico. Para referência às unidades de dispersão coletadas nas caixas optou-se pelo termo propágulo, por abranger tanto o fruto quanto a semente (WILLSON, 1993). Os taxa foram classificados segundo seus hábitos (MORI *et al.*, 1989) e síndromes de dispersão (van der PIJL, 1982).

Como os propágulos amostrados na maioria das vezes eram secos (BARROSO *et al.*, 1999; SPJUT, 1994) optou-se pela secagem de todo o material coletado em temperatura ambiente ou, quando necessário, em estufa elétrica. Em seguida, os propágulos foram separados de outras estruturas componentes da chuva de sementes, como folhas, ramos e flores, e reservados para avaliação quantitativa e identificação taxonômica. Nas espécies em que o número de propágulos era muito grande, como *Rhynchelitrum repens*, *Urochloa brizantha*, *Vernonia polyanthes* e *Sida* sp. fez-se uma média do número de propágulos correspondente ao volume de um medidor graduado antes de efetuar a contagem. A média foi feita a partir de 10 contagens por espécie.

Para a identificação taxonômica dos propágulos, além de consultas a material bibliográfico e a especialistas, procedeu-se a comparação dos propágulos obtidos na chuva de sementes com aqueles de espécies presentes na área em regeneração e no fragmento florestal próximo.

A partir do número de espécies e de propágulos foram calculadas a densidade absoluta (MUELLER DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), a equitabilidade e a diversidade, segundo os índices de Shannon (H') e Simpson (D) (MAGURRAN, 1996).

Utilizou-se o índice de similaridade de Jaccard (ISJ) para a comparação da composição florística 1) do fragmento florestal; 2) da chuva de sementes; 3) do banco de sementes e 4) da flora lenhosa regenerante na pastagem. Para verificar o efeito da sazonalidade e da área de coleta sobre a riqueza e a abundância de propágulos foram utilizados os testes *t* de Student e a análise de variância (ANOVA), de acordo com Zar (1999).

A descrição e representação dos tratamentos, testados paralelamente a este estudo, encontram-se na parte inicial desta tese (item: "Procedimento").

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em 18 meses foram amostrados 241.802 propágulos na área de pastagem, pertencentes a 40 espécies, o que representou uma densidade de 13.433,45 propágulos.m⁻² ou 746,30 propágulos.m⁻².mês⁻¹.

A chuva de sementes foi significativamente mais intensa no primeiro semestre de 1999, período que abrange a estação chuvosa e o início da estação seca (área A: F=3,66, gl=9, p=0,009 e área B: F=3,61, gl=7, p=0,02). Constatou-se um pico maior nos meses de janeiro e fevereiro de 1999 e um pico menor nos meses secos do mesmo ano. No primeiro ano de observação não foi constatado aumento do número de propágulos nos meses secos (FIGURA 2.2), provavelmente porque a área havia sido cercada há pouco tempo e ainda não estava infestada de plantas daninhas, definidas como plantas que crescem onde não são desejadas (LORENZI, 2000). Não apenas o componente herbáceo mas também o arbustivo-arbóreo passou a ter maior representatividade na chuva de sementes após os primeiros 6 meses de acompanhamento em área protegida. O número de propágulos sofreu um aumento de 17 vezes do segundo semestre de 1998 para o primeiro semestre de 1999 e de 5 vezes em relação ao segundo semestre de 1999.

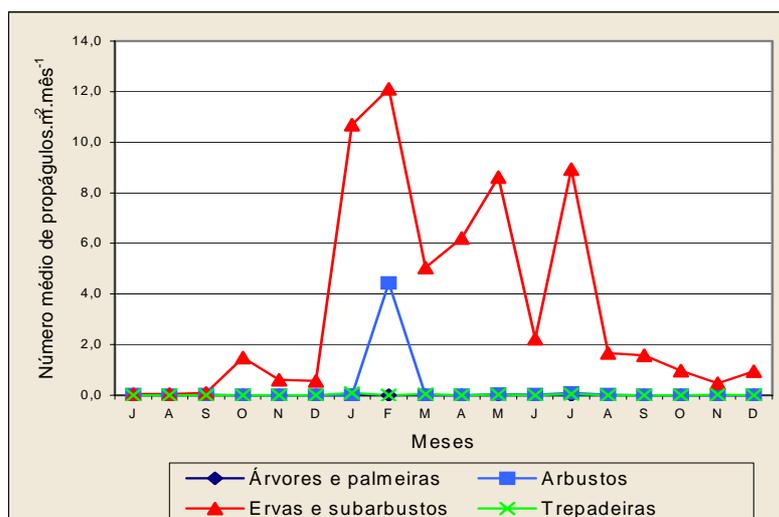


FIGURA 2.2 Densidade de propágulos amostrados em 18 meses de acordo com as formas de vida. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

As gramíneas *Rhynchelitrum repens* e *Urochloa brizantha* foram as que mais contribuíram para o aumento da chuva de sementes em 1999. *Vernonia polyanthes* e *Sida* sp. também apresentaram aumento do número de propágulos nos meses de fevereiro e julho, respectivamente, contribuindo desta forma para os picos observados nestes períodos.

Rhynchelitrum repens foi a espécie a apresentar maior número de propágulos nas caixas coletoras durante todo o período de amostragem (342,64 propágulos.m⁻².mês⁻¹). Em seguida vieram *Urochloa brizantha* (290,25 propágulos.m⁻².mês⁻¹), *Vernonia polyanthes* (39,23 propágulos.m⁻².mês⁻¹) e *Sida* sp. (37,26 propágulos.m⁻².mês⁻¹). Juntas, estas 4 espécies representaram 95% do total de propágulos.

A densidade total de propágulos amostrados (746,30 propágulos.m⁻².mês⁻¹) foi bastante superior àquelas encontradas em áreas florestais por Grombone-Guaratini (1999), Penhalber; Mantovani (1997) e Sorreano (2002). Nestes trabalhos as densidades atingiram 150,35 propágulos.m⁻².mês⁻¹, 36,81 propágulos.m⁻².mês⁻¹ e 97,12 a 146,53 propágulos.m⁻².mês⁻¹, respectivamente. Trabalhando em área de pastagem Souza (2002) encontrou um valor ainda maior do que o do presente estudo, 1.092,39 propágulos.m⁻².mês⁻¹. Isto reforça a idéia de que em áreas perturbadas ou em fase inicial de sucessão secundária a chuva de sementes costuma ocorrer em maior densidade do que em áreas florestais, devido ao predomínio de espécies pioneiras ou daninhas, caracterizadas pela abundante produção de sementes. Em pastagens da região de Los Tuxtlas Galindo-González *et al.* (2000) amostraram apenas 46 sementes.m⁻².mês⁻¹, um número bastante inferior ao encontrado no presente estudo. Neste caso, porém, as caixas de coleta foram dispostas sob a copa de árvores isoladas na pastagem, o que possivelmente contribuiu para o predomínio de espécies arbóreas e para a baixa densidade de espécies daninhas na amostragem.

Não apenas a densidade de propágulos sofreu variações sazonais mas também a riqueza em espécies e, conseqüentemente, a diversidade (TABELA 2.1). Tomando-se os meses de julho e dezembro como referência, constatou-se que, apesar do número de propágulos e de espécies terem aumentado progressivamente de um ano para outro, a diversidade permaneceu a mesma e em alguns casos até decresceu. A crescente dominância de algumas espécies após a área ter sido isolada do gado contribuiu para que índices que dão peso para a riqueza em espécies, como o índice de Shannon (H'), diminuíssem ao longo de um ano. O índice de Simpson (D), ao contrário, não sofreu decréscimo em nenhum dos períodos avaliados exatamente por valorizar a dominância das espécies. O aumento deste índice em dezembro de 1999 indicou, portanto, uma diminuição da diversidade neste período em relação ao ano anterior.

A coleta bimestral de propágulos em cada área, embora tenha facilitado a triagem do material, dificultou um pouco a interpretação dos resultados pois, além das variações sazonais, somaram-se as variações encontradas no número de propágulos de cada área. Não houve diferença significativa entre a chuva de sementes nas áreas A e B, embora aos 230m a área A apresentasse quase o dobro do número de propágulos em relação à área B (p=0,23). Aos 50m (p=0,47) e aos 120m (p=0,36) o número médio de propágulos coletados foi bem próximo nas duas áreas.

TABELA 2.1 Diversidade e equitabilidade da chuva de sementes amostrada em pastagens da Terra Indígena Araribá. H' = índice de diversidade de Shannon, J = equitabilidade, D = índice de Simpson.

	N ^o propágulos	N ^o spp	H'	J	D
JUL./98	239	6	1,24	0,69	0,33
DEZ./98	1981	8	0,75	0,36	0,63
JUL./99	32117	10	1,15	0,50	0,33
DEZ./99	3409	12	0,28	0,11	0,90

A presença de indivíduos em fase de frutificação próximos às caixas coletoras acarretou, muitas vezes, diferenças na amostragem entre áreas e períodos, levando à grande dispersão dos dados. Isto foi verdade principalmente para as gramíneas, muitas vezes encontradas em alta densidade em algumas áreas e baixa densidade em outras. O fato de o estrato herbáceo ter sido capinado duas vezes ao ano, nos meses de março e setembro, certamente influenciou os valores de riqueza e abundância dos propágulos amostrados.

Espécies daninhas constituíram a maior porcentagem da amostragem (APÊNDICE 2.A), em termos de riqueza (60%) e abundância (97,6%). Ervas e subarbustos foram o grupo melhor representado, com 11 spp e 91,8% dos propágulos. Em seguida vieram os arbustos (9 spp, 5,7% dos propágulos) e as trepadeiras (4 spp, 0,1% dos propágulos). O hábito arbóreo esteve presente em apenas 7 espécies e 0,05% dos propágulos, todos pertencentes aos primeiros estágios sucessionais. *Syagrus romanzoffiana* e *Cedrella fissilis*, embora raras no fragmento florestal mais próximo, acabaram contribuindo para o fornecimento de propágulos em função da ocorrência de indivíduos adultos isolados na pastagem. A colaboração de *Trema micrantha* para a chuva de sementes ocorreu através dos indivíduos plantados nos tratamentos 4 e 6, apenas 13 meses após o plantio. Durante os 18 meses de amostragem da chuva de sementes, a maior parte dos indivíduos plantados não atingiu porte suficiente para funcionar como poleiros a animais dispersores ou para iniciar a produção de frutos. Assim, das espécies introduzidas, somente *Trema micrantha* pôde contribuir para a chuva de sementes neste período. Embora com baixa densidade (0,1 fruto/m²), esta contribuição reforça a importância da introdução de espécies colonizadoras, de crescimento rápido, para a regeneração da área.

A similaridade florística com espécies regenerantes da pastagem foi de 21,0% (TABELA 2.2). Apesar de 62,5% das espécies amostradas na chuva de sementes serem autóctones, ou seja, provenientes da pastagem, a comparação florística revelou ausência de similaridade com espécies do banco de sementes (14,0%).

TABELA 2.2 Similaridade florística (ISJ) entre chuva, banco de sementes, vegetação regenerante e fragmento florestal. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

	CHUVA DE SEMENTES	BANCO DE SEMENTES	REGENERAÇÃO
CHUVA DE SEMENTES	-	-	-
BANCO DE SEMENTES	14,0%	-	-
REGENERAÇÃO	21,0%	21,0%	-
FRAGMENTO FLORESTAL	3,4%	0,6%	9,3%

Muitas espécies foram comuns entre os grupos comparados mas o número total de espécies da chuva de sementes (40spp) foi bastante superior àquele encontrado no banco de sementes (29spp) e bem inferior ao encontrado na regeneração (84spp), o que certamente influenciou no cálculo da similaridade. Esta reduzida relação entre os grupos é justificável, considerando-se que os dados obtidos no estudo da chuva de sementes refletem um evento atual, ocorrido no máximo há dois meses, enquanto aqueles encontrados na avaliação do banco de sementes, da regeneração e do fragmento florestal decorrem de eventos acumulados ao longo de vários meses ou anos.

A maioria das espécies (80%) apresentou propágulos de comprimento inferior a 1,0cm (APÊNDICE 2.A), corroborando a idéia de que em áreas abertas ou em estágios iniciais da sucessão sementes pequenas predominam sobre as grandes. A pequena dimensão das sementes certamente facilitou os mecanismos de dispersão anemocórica e autocórica, responsáveis pela propagação do maior número de sementes amostradas neste estudo (FIGURA 2.3). Dentre as espécies identificadas, 41,2% foram anemocóricas, 32,3% foram autocóricas e 26,5% foram zoocóricas. A anemocoria foi comum principalmente entre representantes herbáceos e arbustivos das famílias Asteraceae e Poaceae, bem como entre as trepadeiras. Apenas 5% das espécies anemocóricas apresentaram hábito arbóreo.

No trabalho de Grombone-Guaratini (1999), realizado em floresta semidecídua, a anemocoria foi também a síndrome predominante, ocorrendo em 84% das espécies mais freqüentes. Neste caso, porém, somente espécies de hábitos arbóreo e lianescente constituíram a amostragem. Em uma floresta secundária Penhalber; Mantovani (1997) encontraram 59,3% de espécies zoocóricas, 33,3% de espécies anemocóricas e apenas 5,5% de espécies autocóricas. Neste trabalho, espécies arbóreas foram predominantes, apresentando 48% do total de espécies.

Em dois trechos de pastagem, abandonados há 10 anos e adjacentes a um remanescente florestal, Souza (2002) encontrou até 94,4% de espécies daninhas e com dispersão anemocórica na chuva de sementes.

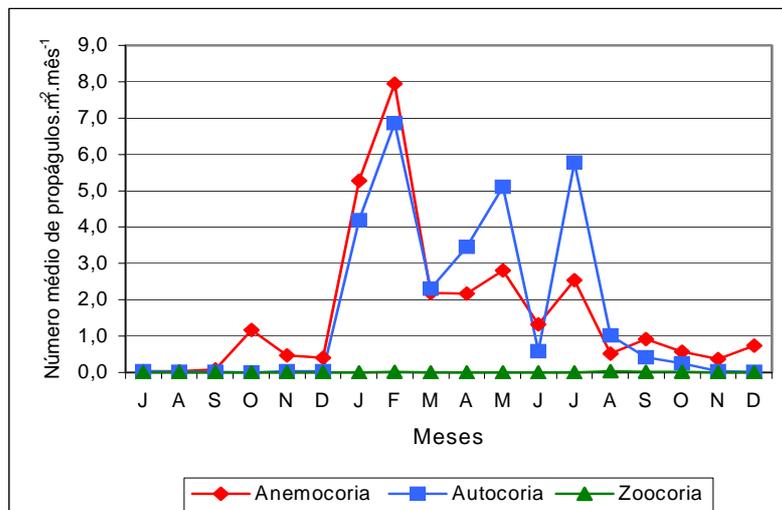


FIGURA 2.3 Densidade de propágulos amostrados em 18 meses de acordo com as síndromes de dispersão. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

A presença de árvores nestas áreas pode, no entanto, alterar tais expectativas, aumentando a proporção de outras síndromes de dispersão. Sob a copa de árvores espalhadas na pastagem Galindo-González *et al.* (2000) amostraram 89% de espécies zoocóricas na chuva de sementes. Em agroecossistemas situados no entorno de florestas pluviais secundárias Carrière *et al.* (2002) encontraram 75% de espécies zoocóricas compondo a chuva de sementes. A metodologia adotada por estes autores, dispendo as caixas de coleta nas proximidades de árvores remanescentes na pastagem, provavelmente influenciou a porcentagem de zoocoria encontrada.

A distância do fragmento florestal não exerceu influência significativa sobre a densidade de propágulos da área de pastagem tanto na área A ($F=0,42$, $gl=2$, $p=0,66$), quanto na área B ($F=1,23$, $gl=2$, $p=0,32$). Além de a maioria dos propágulos amostrados apresentar hábito herbáceo, a 50m do fragmento foram amostrados 275,78 propágulos.m⁻².mês⁻¹, a 120m a densidade elevou-se para 313,82 propágulos.m⁻².mês⁻¹ e a 230m tornou novamente a cair, atingindo o valor mais baixo: 156,70 propágulos.m⁻².mês⁻¹.

A distância em que as caixas coletoras começaram a ser dispostas a partir do fragmento florestal (50m) possivelmente dificultou a amostragem de sementes de espécies arbóreas, considerando-se que em alguns casos a densidade de sementes diminui sensivelmente com a distância da árvore matriz (ALVAREZ-BUYLLA; MARTÍNEZ-RAMOS, 1990; BAROT *et al.*, 1999; DALLING *et al.*, 1998). Sementes dispersas por vertebrados e pelo vento moveram-se por mais de 100m da floresta em direção ao campo e por 80m do campo para a floresta em um estudo realizado na Austrália (WILLSON; CROME, 1989). Outros estudos, porém, têm demonstrado que sementes de

espécies com frutos bacáceos raramente são amostradas na pastagem após 10m da borda do remanescente florestal (HOLL, 1999). A predação e dispersão secundária das sementes, embora não avaliadas neste estudo, são bastante comuns em regiões tropicais e podem também ter contribuído para a escassez de sementes de espécies arbóreas na amostragem.

No trabalho de SOUZA (2002) houve diferença significativa entre o número de sementes amostrados na área de *Citrus* e na de pastagem mas não entre as áreas de pastagem, a despeito das distâncias do remanescente terem sido menores (0-20m e 80-100m) e da amostragem de espécies arbustivo-arbóreas ter sido bastante superior a do presente estudo. Já no trabalho de Melo (1997), realizado em áreas de reflorestamento em Minas Gerais, a distância da fonte de sementes teve efeito significativo sobre a dispersão. Martinez-Garza; González-Montagut (2002) também encontraram resultados semelhantes, investigando a chuva de sementes em 12 áreas de vegetação ripária adjacentes a áreas de pastagens em Los Tuxtlas. No trabalho de Cubiña; Aide (2001), também realizado em pastagens de Porto Rico, a distância da borda do fragmento florestal influenciou tanto a abundância quanto a riqueza da chuva de sementes na pastagem.

Robinson; Handel (1993) citam que o efeito da distância do fragmento florestal na regeneração de pastagens vizinhas é mais importante quando existem poucos indivíduos lenhosos na pastagem. Os animais que vivem na floresta são importantes vetores para a dispersão de espécies florestais na pastagem mas o fato é que eles nem sempre gostam de arriscar-se em áreas abertas (CARDOSO *et al.*, 1996). As aves costumam deslocar-se mais de 300m a partir da árvore em que se encontravam mas geralmente voam em busca de corredores de mata, fragmentos florestais, ilhas de árvores ou árvores isoladas. É nestes locais de pouso que as aves costumam defecar e por isso as sementes dispersas por estes animais são freqüentemente concentradas sob poleiros (WILLSON; CROME, 1989). No trabalho de Carrière *et al.* (2002) a chuva de sementes sob a copa de árvores remanescentes na pastagem foi 25 vezes maior do que a 10m de distância da copa e a riqueza de espécies foi 3 vezes maior.

A existência de poleiros pode alterar as taxas e padrões de regeneração em clareiras e áreas abertas, principalmente quando os poleiros são representados por espécies com frutos bacáceos (SLOCUM; HORVITZ, 2000). Estudando a chuva de sementes em 4 tipos de vegetação distintas Ortiz-Pulido *et al.* (2000) encontraram relação significativa entre o número de espécies vegetais com frutos maduros e o número de aves frugívoras amostradas. O tempo em que as plantas permaneceram com frutos também exerceu efeito significativo sobre a presença das aves. De acordo com Slocum; Horvitz (2000) mesmo fora do período de frutificação as árvores são mais freqüentadas pelos dispersores do que a pastagem em decorrência das opções de pouso, nidificação e proteção que oferecem. Assim, a escassez de indivíduos arbóreos na pastagem pode tornar a dispersão de espécies a partir do fragmento florestal um evento bem mais raro do que a dispersão de espécies dentro da própria pastagem (JANZEN, 1988).

A estrutura do hábitat pode ter importante efeito no padrão de colonização de áreas abertas por espécies sucessionais tardias, particularmente em áreas onde a sucessão depende mais da chuva que do banco de sementes (WILLSON; CROME, 1989). Não só a densidade de árvores em pastagens abandonadas é importante para acelerar a regeneração florestal mas também a diversidade de espécies pode fornecer maior variedade de nichos e atrativos a animais dispersores e, conseqüentemente, de sementes que chegarão ao local. Instala-se assim um *feedback* positivo, onde as árvores existentes levam ao estabelecimento de outras espécies lenhosas (NEPSTAD *et al.*, 1991). Esse processo irá ter continuidade ainda que uma floresta secundária seja criada. Esta floresta provavelmente não será tão rica em espécies quanto os fragmentos florestais próximos, uma vez que a competição com gramíneas irá reduzir as sementes que chegam e se estabelecem na pastagem. Quanto maior o número de dispersores atraídos à floresta em regeneração mais similar aos fragmentos próximos ela poderá se tornar com o tempo (SLOCUM; HORVITZ, 2000).

Considerações finais

A dispersão de sementes na área de pastagem foi representada principalmente por espécies autóctones, herbáceas ou subarbustivas e caracterizadas pela abundante produção de sementes pequenas, dispersas por anemocoria ou autocoria. Árvores e arbustos ocorreram geralmente em baixa densidade mas apresentaram considerável riqueza em espécies.

A distância do fragmento florestal não exerceu efeito significativo sobre a chuva de sementes. A avaliação da chuva de sementes a partir de 50m do fragmento florestal possivelmente dificultou a amostragem de propágulos de espécies arbóreas, provenientes do fragmento. É provável que a chuva de sementes esteja ocorrendo a poucos metros do remanescente e, por isto, recomenda-se que a disposição das caixas coletoras comece a partir do limite externo do fragmento ou a poucos metros deste, em estudos similares a este. É provável também que um tempo maior de amostragem fosse mais adequado para detectar a participação do fragmento florestal na chegada de propágulos.

A sazonalidade exerceu influência significativa sobre a chuva de sementes, cuja maior abundância foi constatada nos meses chuvosos, com um menor pico nos meses secos.

O período de acompanhamento foi insuficiente para verificar o efeito da introdução de espécies (cap.5) na chuva de sementes. Em 18 meses a maioria dos indivíduos introduzidos não conseguiu atingir um porte suficiente para funcionar como poleiro a animais dispersores ou para iniciar a produção de frutos.

O predomínio de espécies daninhas reflete o estágio de perturbação da área e alerta para a necessidade iminente de manejo, a fim de que a regeneração natural, com espécies florestais, seja motivada. A presença de propágulos de espécies arbóreas na chuva de sementes, ainda que

pequena, certamente está contribuindo para a regeneração local (capítulo 4) e poderá vir a favorecer ainda mais este processo se eliminados os fatores de perturbação.

2.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ-BUYLLA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, R. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. **Oecologia**, v. 84, p. 314-325, 1990.

BAROT, S.; GIGNOUX, J.; MENAUT, J.C. Seed shadows, survival and recruitment: how simple mechanisms lead to dynamics of population recruitment curves. **Oikos**, v.86, p.320-330, 1999.

BARROSO, G. M. *et al.* **Frutos e sementes**: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas. Viçosa: UFV, 1999. 443p.

BAWA, K.; KRUGMAN, S. Reproductive biology and genetics of tropical forest trees. In: HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO. The International Union of Biological Sciences, 1988. p. 22-28. Special Issue, 18.

BAZZAZ, F. A. Regeneration of tropical forests: physiological responses of pioneer and secondary species. In: GÓMEZ-POMPA, A. ; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO, 1991. p. 91-118. Man and Biosphere Series, v.6.

CARDOSO DA SILVA, J. M. C.; 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.

CARRIÈRE, S. M.; ANDRÉ, M.; LETOURMY, P.; OLIVIER, I.; McKEY, D. B. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 353-374, 2002.

CÉSAR, O. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n.4, p.659-669, 1993.

CONNELL, J. H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine and animals and rain forest trees. In: den BOER, P. J.; GRADWELL, G. R. (eds.). **Dynamics of populations**. Wagening: PUDOC, 1971. p.298-312.

CUBIÑA, A.; AIDE, T. M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, n.2, p. 260-267, 2001.

DALLING, J. W.; SWAINE, M. D.; GARWOOD, N. C. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 564-578, 1998.

GALINDO-GONZÁLEZ, J. G.; GUEVARA, S.; SOSA, V. J. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, v.14, n.6, p.1693-1703, Dec.2000.

GOMES, V. S. M. **Variação espaço-temporal de aves frugívoras no sub-bosque e chuva de sementes em um trecho de mata atlântica no estado de São Paulo**. 2001. 82p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GREENE, D. F.; JOHNSON, E.A. Estimating the mean annual seed production of trees. **Ecology**, v. 75, n. 3, p. 642-647, 1994.

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

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

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist**, v.104, p.501-528, 1970.

JANZEN, D. H. Management of habitats fragments in a tropical dry forest: growth. **Annals of Missouri Botanical Garden**, v.75, p.105-116, 1988.

JANZEN, D.H.; VÁSQUEZ-YANES, C. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wildlands. In: GÓMEZ-POMPA, A. ; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO, 1991. p. 137-157. Man and Biosphere Series, v.6.

JANZEN, D.; VÁSQUEZ-YANES, C. Tropical forest seed ecology. In: HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO. The International Union of Biological Sciences. 1988, p. 28-33. Special Issue – 18.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 3 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 608p.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman and Hall, 1996. 179p.

MARTÍNEZ-GARZA, C.; GONZÁLEZ-MONTAGUT, R. Seed rain of fleshy-fruited species in tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 457-462, 2002.

MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. **Vegetatio**, v. 107/108, p. 299-318, 1993.

MELO, V. A Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no Estado de Minas Gerais. **1997. 40p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.**

MORELLATO, L.P.C. Nutrient cycling in two southeast brazilian forests. I – Litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology**, v.8, p.205-215, 1992.

MORI, S.A. *et al.* **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. 2 ed. Ilhéus: Centro de pesquisas do cacau, 1989. 104p.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey, 1974. 547p.

NEPSTAD, D.C. *et al.* A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos**, v.76, p.25-39. 1996.

NEPSTAD, D.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v.20, p.248-255. 1991.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CAMISÃO-NETO, A. A.; VOLPATO, M. M. L. Structure and dispersion of four tree populations in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Biotropica**, v.28, n.4b, p.762-769, 1996.

OLIVEIRA, R. E. **Aspectos da dinâmica de um fragmento florestal em Piracicaba-SP: silvigênese e ciclagem de nutrientes**. 1997. 80p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

ORTIZ-PULIDO, R.; LABORDE, J.; GUEVARA, S. Frugivoría por aves em um paisage fragmentado: consecuencias em la dispersión de semillas. **Biotropica**, v. 32, n.3, p. 473-488, 2000.

PAGANO, S.N. Produção de folhede em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.49, n.3, p.633-639, 1989.

PARCIAK, W. Seed size, number, and hábitat of a fleshy-fruited plant: consequences for seedling establishment. **Ecology**, v.83, n.3, p.794-808, 2002.

PENHALBER, E. de F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em trecho de mata secundária em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.20, p.205-220, 1997.

POGGIANI, F.; MONTEIRO Jr. Deposição de folhede e retorno de nutrientes ao solo numa floresta estacional semidecídua em Piracicaba (estado de São Paulo). In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...Campos do Jordão**, 1990.

PRIMACK, R. B.; HALL, P. Biodiversity and forest change in Malaysian Borneo. **Bioscience**, v.42, p. 829-837, 1992.

ROBINSON, G.R.; HANDEL, S.N. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new especies by bird dispersal. **Conservation Biology**, v. 7, p.271-278, 1993.

SCHLITTER, F.H.M.; DE MARINIS, G.; CÉSAR, O. Produção de serapilheira na floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema-SP. **Naturalia**, v.18, p.123-134, 1993.

SILVA, M. G.; TABARELLI, M. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. **Acta Oecologica**, v.22, p. 259-268, 2001.

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

SOUZA, S. C. P. M. **Análise de alguns aspectos de dinâmica florestal em uma área degradada no interior do Parque Estadual do Jurupará, Ibiúna, São Paulo**. 2002. 84p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SLOCUM, M.G.; HORVITZ, C.C. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. **Plant ecology**, v.149, p.51-62, 2000.

SPUJT, R. W. A systematic treatment of fruit types. **Memoirs of the New York Botanical Garden**, v. 70, 1994.

THOMPSON, K. The functional ecology of seed banks. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: CAB International, 1993. p.231-258.

van der PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3 ed. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 215p.

WILLSON, M. F. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. **Vegetatio**, v.107/108, p.261-280, 1993.

WILLSON, M.F. ; CROME, F.H.J. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. **Journal of tropical ecology**, v.5, p.301-308, 1989.

YOUNG, K. R.; EWEL, J. J.; BROWN, B. J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, v.71, p.157-173, 1987.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4 ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 663p.

NORMAS BIBLIOGRÁFICAS UTILIZADAS:

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6023: Informação e documentação – referências – elaboração. Rio de Janeiro: 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10520: Informação e documentação – citações em documentos – apresentação. Rio de Janeiro: 2002.

APÊNDICE 2.A Número de propágulos amostrados na chuva de sementes na área de pastagem de julho/98 a dezembro/1999. FP= fonte de propágulos (P = pastagem; FF = fragmento florestal); D = dispersão (AN = anemocórica; AU = autocórica; ZO = zoocórica); IN = indeterminada; CP = comprimento do propágulo (cm); T = total; M = média; DA = densidade absoluta (n° de propágulos.m⁻².mês⁻¹). *Fruto, **Semente. Os autores das espécies foram citados na tabela 1.1 e nos apêndices 4.A e 4.B.

continua

ESPÉCIES	FP	D	CP	1998						1999										T	M	DA			
				J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O				N	D	
ÁRVORES, PALMEIRAS																									
<i>Acacia polyphylla</i> *	FF	AN	11,0														1					1	1,0±0	0,00	
<i>Actinostemon conceptiones</i> *	FF	AU	0,5																		1	1	1,0±0	0,00	
<i>Cedrella fissilis</i> **	P	AN	2,8														5					5	5,0±0	0,02	
<i>Psidium guajava</i> **	P	ZO	0,4											4								4	4,0±0	0,01	
<i>Ricinus communis</i> **	P	AU	1,0					2	4	17		5	5	5		11	1	8			1	59	5,9±5,0	0,18	
<i>Syagrus romanzoffiana</i> *	P	ZO	0,8				1															1	1,0±0	0,00	
<i>Trema micrantha</i> *	P	ZO	0,4										10	1			11		18			40	8,0±7,2	0,12	
ARBUSTOS																									
<i>Cestrum sp.</i> *	P	ZO	0,8														1					1	1,0±0	0,00	
<i>Marsypianthes sp.</i> * (fruticulo)	P	AU	0,9	50	19	56			2		28		110	70							1	336	42,0 ±37,2	1,04	
<i>Solanum paniculatum</i> *	P	ZO	0,9						1	9			4	4							3	4	25	4,2±2,6	0,08
<i>Solanum paniculatum</i> **	P	ZO	0,4														16					16	16,0±0	0,05	
<i>Solanum sp.</i> *	P	ZO	1,0																	2	1	3	1,5±0,7	0,01	
<i>Stylosanthes guyanensis</i> *	P	ZO	1,0							200					251							451	225,5 ±36,1	1,39	
<i>Triumfetta bartramia</i> *	P	ZO	0,5						5	21	2		1		2	68	21	30	1			151	16,8 ±22,1	0,47	
<i>Vernonia polyanthes</i> *	P	AN	0,3							12706						1	2					12709	4236,3 ±7334,9	39,23	
<i>Wissadula subpeltata</i> *	P	AU	1,0							1					4	6				22		33	8,3±9,4	0,10	
ERVAS E SUBARBUSTOS																									
<i>Bidens pilosa</i> *	P	ZO	1,0				5										5				2	12	4,0±1,7	0,04	
<i>Digitaria insularis</i> *	P	AN	0,5		19	66	1100	80	271	19	144	14	848	23	23	10	107	44	56	1106	52	3982	234,2± 382,9	12,29	
<i>Eustachys distichophylla</i>	P	AN	0,3				101	22	50	100	24	52				4					30	383	47,88± 35,95	1,18	

CAPÍTULO 3. BANCO DE SEMENTES

3.1 INTRODUÇÃO

Áreas desmatadas para a agricultura apresentam três fontes potenciais de regeneração natural: o banco de sementes do solo, a chuva de sementes e o brotamento a partir de caules e raízes (YOUNG *et al.*, 1987).

O banco de sementes exerce importante papel nos estágios iniciais da sucessão secundária nos trópicos (UHL *et al.*, 1981), principalmente em locais onde o estabelecimento de uma cobertura vegetal é desejável para reduzir os efeitos da erosão (JERRY, 1992). Em áreas profundamente perturbadas, o recobrimento torna-se muito mais lento quando o banco de sementes é removido ou destruído, sendo sua presença fundamental na recolonização de remanescentes naturais (THOMPSON, 1993).

O tamanho e a composição do banco de sementes variam bastante de acordo com a idade da vegetação, a distância do distúrbio e o período de avaliação (THOMPSON, 1993). A formação do banco de sementes e, posteriormente, do banco de plântulas, resulta da interação dos processos de produção de sementes, predação, dispersão e dormência (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1991). Tanto sementes autóctones quanto sementes alóctones podem contribuir para a constituição do banco de sementes (YOUNG *et al.*, 1987). A densidade de sementes no solo pode variar entre espécies e entre microhábitats mas, em geral, costuma ser maior sob a copa da planta-mãe, diminuindo proporcionalmente com o aumento da distância (DALLING *et al.*, 1998; WITKOWSKI; GARNER, 2000). O tamanho da planta matriz também exerce influência positiva sobre o tamanho do banco de sementes (WITKOWSKI; GARNER, 2000).

A classificação do banco de sementes baseia-se principalmente no período de sobrevivência das sementes no solo e está relacionada com a estratégia de regeneração de cada espécie (MURDOCH; ELLIS, 1993). De forma geral, as sementes são denominadas *ortodoxas* quando podem ser desidratadas e estocadas sob condições de baixa temperatura e *recalcitrantes*, quando apresentam baixa durabilidade, morrendo por dessecação se a germinação não ocorrer logo após a dispersão (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1991). As sementes de algumas espécies perdem sua viabilidade em poucos meses, enquanto outras a conservam por mais de um ano. Em algumas espécies pode ocorrer uma modificação da necessidade de luz que consiste em uma diminuição da relação vermelho/vermelho extremo requerida para a germinação. Espécies pioneiras conseguem detectar a duração dos raios de luz direta que incidem sobre o solo de tal forma que apenas quando se encontram em clareiras ou áreas abertas dão início ao processo germinativo (VÁSQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1987).

Na maioria dos países tropicais as sementes apresentam longevidade baixa, embora sob condições desfavoráveis algumas espécies possam permanecer por dezenas de anos no solo. Espécies pioneiras geralmente produzem sementes menores e em maior quantidade, com reduzido teor de água e, portanto, mais resistentes à dessecação e ao armazenamento (VÁSQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1987). Nestas espécies, a longevidade das sementes costuma ser maior do que em espécies climáticas, por apresentarem mecanismos de dormência capazes de garantir um período de vida mais longo às sementes. Assim, espécies pioneiras podem ter no banco de sementes sua principal fonte de regeneração, enquanto para outras espécies tropicais a regeneração a partir de indivíduos jovens torna-se mais importante (BAZZAZ, 1984).

A luz e a temperatura são capazes de desencadear a germinação de muitas espécies dormentes (HALL; SWAINE, 1980). Após um distúrbio, mudanças nas taxas de vermelho/vermelho longo e flutuações de temperatura resultantes da remoção da vegetação acabam por aumentar a germinação de espécies pioneiras. Em contraste, sementes de muitas espécies climáticas, exceto as emergentes, são capazes de germinar na sombra. Estas sementes são raras no solo quando comparadas a sementes de espécies iniciais, em função de sua rápida germinação. As respostas da germinação a diferentes níveis de luz são, contudo, amplamente variáveis em espécies arbóreas tropicais e, provavelmente, espécies pioneiras e climáticas não são os únicos grupos sensíveis a mudanças na luz do ambiente (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988).

Em muitos casos a quantidade, a composição espectral e a duração da energia radiante requerida para desencadear a germinação podem ser modificadas sob o efeito da flutuação da temperatura. Interações com o ambiente edáfico, tais como, a quantidade de matéria orgânica e de serapilheira do solo e a presença de plantas pequenas crescendo sobre ele, podem alterar diretamente a temperatura na superfície do solo de áreas abertas. Além de fatores edáficos e microclimáticos, a composição química do líquido absorvido pelas sementes, o tempo em que elas permanecem no solo, a ação de microrganismos, de artrópodes (VÁSQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1987) e de metabólitos secundários produzidos por outras plantas podem influenciar sobremaneira o desenvolvimento de sementes e plântulas (PONGE *et al.*, 1998).

Na maioria dos habitats o solo apresenta um conjunto de sementes viáveis e potencialmente úteis na restauração de áreas, embora isto possa variar bastante de um local para outro. Florestas úmidas, por exemplo, costumam apresentar solo pobre em sementes de espécies arbóreas numa razão inversamente proporcional à taxa de umidade através do ano. Isto ocorre porque em solos úmidos dificilmente as sementes apresentam dormência, germinando logo após a dispersão. O banco de sementes é composto principalmente por espécies pioneiras ou ruderais, geralmente colonizadoras de grandes clareiras ou áreas perturbadas. Em habitats secos existe uma seleção das sementes para que permaneçam dormentes durante a estação de menor precipitação pluviométrica, caso os frutos amadureçam neste período. Sob condições desfavoráveis as sementes podem

permanecer por dezenas de anos no solo. Em florestas com períodos de seis meses sem chuvas, a germinação das sementes só ocorre depois que a estação chuvosa tem início. Em florestas mais úmidas, uma grande proporção de espécies pode esperar pelo início da estação úmida para germinar. Sementes que amadurecem e são dispersas na estação chuvosa apresentam padrões de dormência bem diferentes das que amadurecem na estação seca (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988).

Algumas generalizações sobre sementes de espécies tropicais podem ser úteis em alguns trabalhos de manejo mas nem sempre podem ser aplicadas a alguns locais e florestas em particular. Para isto é preciso compreender a história natural e as interações existentes em um sistema sob circunstâncias específicas (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988).

Poucos trabalhos no Brasil têm investigado a dinâmica do banco de sementes em áreas perturbadas para fins de recomposição vegetal. O trabalho de Souza (2002) é um dos únicos realizados em áreas de pastagem próximas a remanescentes florestais. Os trabalhos restantes ocuparam-se em conhecer a composição do banco de sementes em áreas florestais naturais (BAIDER *et al.*, 1999; GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; GUARATINI, 1994; ROIZMAN, 1993;) ou introduzidas (CARPANEZZI, 1997; MOURA, 1998; SORREANO, 2002), bem como em vegetação de cerrado (ANDRADE, 2002; CESARINO, 2002; SASSAKI *et al.*, 1999).

Os objetivos deste trabalho foram investigar o potencial de regeneração de uma área de pastagem através do banco de sementes do solo e a influência do fragmento florestal na composição do banco. O trabalho foi guiado pelas seguintes questões:

- Existe banco de sementes na área de pastagem vizinha ao fragmento florestal? Em caso afirmativo, qual a origem das espécies? A distância da fonte mais próxima de espécies florestais é capaz de influenciar efetivamente a composição florística do banco e, conseqüentemente, a capacidade regenerativa da pastagem?

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

No presente estudo foram realizadas duas coletas anuais do banco de sementes, uma ao final da estação seca e outra ao final da estação chuvosa, durante dois anos. A amostragem do banco, ao menos duas vezes por ano em épocas distintas, é necessária para a percepção de alguma variação sazonal e para que sejam detectadas espécies com sementes transitórias e persistentes no banco (MILLER, 1999).

Para a amostragem foram utilizados uma pá e um molde de metal medindo 15cm x 15cm de área e 3cm de altura. Não foram encontradas indicações na literatura sobre o tamanho mínimo ou máximo de amostragem ideal. A falta de informações a respeito do padrão espacial de distribuição das sementes no solo dificulta o estabelecimento de um método de amostragem capaz de estimar o banco de sementes de forma mais precisa (WITKOWSKI; GARNER, 2000). Simpson *et al.* (1989)

sugerem que um número maior de unidades amostrais é preferível a um pequeno número de grandes unidades, considerando-se um mesmo volume total de solo. Butler; Chazdon (1998) recomendam várias pequenas amostras distribuídas em uma grande área para se obter maior acurácia e precisão na estimativa da riqueza do banco de sementes. Segundo Benoit *et al.* (1989), independente do método de amostragem a variância amostral diminui com o aumento do tamanho amostral.

No presente estudo foram retiradas 5 amostras de cada parcela, totalizando 180 amostras semestrais (90 em cada área). Cada amostra conteve um volume aproximado de 675cm³, o que representou 4,05m² e 0,12m³ de área e volume respectivamente amostrados/semestre. A retirada de solo até 3cm de profundidade teve como finalidade abranger a maioria das sementes do banco, uma vez que estas encontram-se principalmente nesta camada (DALLING; DENSLOW, 1998). Sementes encontradas em maiores profundidades têm menor probabilidade de germinar, sendo por isto menos importantes do que sementes encontradas na superfície do solo. Por outro lado, sementes superficiais sofrem maior mortalidade decorrente de altas temperaturas e predação (JERRY, 1992).

Após a coleta as amostras foram ensacadas, etiquetadas e levadas a uma casa de vegetação localizada no campus de Bauru da UNESP. A casa de vegetação era coberta com plástico transparente, procurando simular a condição de luz total, favorável à germinação de espécies pioneiras. Não foram testadas outras condições de sombreamento no estudo do banco de sementes, uma vez que o objetivo era verificar a presença de espécies pioneiras, potencialmente capazes de contribuir para a restauração florestal da área em sucessão. As amostras de solo foram depositadas em bandejas de alumínio descartáveis devidamente rotuladas e dispostas em bancadas suspensas a 1m de altura do solo (FIGURA 3.1). Os torrões de terra, quando encontrados nas amostras, foram desfeitos manualmente. Estruturas vegetativas tais como rizomas, estolões e folhas foram eliminados das amostras após cuidadosa retirada da terra a elas aderida. A irrigação das amostras foi feita ao menos a cada dois dias, com auxílio de um regador manual. Periodicamente o solo era revolvido para evitar a compactação e promover a exposição das sementes presentes no fundo das bandejas.

Durante 6 meses procedeu-se o acompanhamento da germinação e desenvolvimento das sementes do banco beneficiadas pelas condições de temperatura, umidade relativa do ar e luminosidade existentes no interior da casa de vegetação. As plântulas surgidas foram identificadas se possível até o nível específico (*sensu* APG, 1998), registradas e eliminadas mensalmente. Plântulas não identificadas foram transferidas para sacos plásticos contendo iguais proporções de areia, terra vegetal e argila até que florescessem ou atingissem um aspecto favorável a sua identificação. De cada espécie foram retirados alguns exemplares para serem herborizados e doados aos herbários UEC, ESA, UNBA e BAUR.



FIGURA 3.1 Disposição das amostras de solo em casa de vegetação para estudo do banco de sementes.

A avaliação do banco de sementes através do método de emergência de plântula é amplamente citada em literatura (GRAHAM; HOPKINS, 1990; ROIZMAN, 1993) e fornece uma estimativa de sementes viáveis no solo que foram favorecidas pelas condições oferecidas em viveiro ou casa de vegetação e puderam germinar (BROWN, 1992). Apesar de ser o método mais recomendado para estudos em comunidade em função de sua praticidade, ele geralmente subestima a abundância real do banco de sementes, uma vez que não fornece as condições de germinação necessárias a todas as espécies e nem sempre simula as mesmas condições encontradas no campo. Assim, é provável que tanto a densidade de indivíduos quanto a riqueza de espécies germinadas seja maior, considerando-se que muitas sementes apresentam dormência e as condições oferecidas em casa de vegetação sejam bastante diferentes daquelas encontradas no campo (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988; McGEE; FELLER, 1993). Além destes fatores, é preciso considerar que a amostragem do banco de sementes está condicionada ao efeito da sazonalidade, capaz de influenciar a composição e tamanho do banco de acordo com o período de amostragem do solo. Estas e outras limitações apresentadas no estudo do banco de sementes geralmente levam à subestimativa de seu tamanho e diversidade florística (MOURA, 1998).

As plântulas foram classificadas segundo seus hábitos (MORI *et al.*, 1989) e síndromes de dispersão (van der PIJL, 1982). A partir do número de espécies e de plântulas foram calculadas a densidade absoluta (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) e a diversidade, segundo o índice de Shannon (H') (MAGURRAN, 1996).

A avaliação da similaridade florística (ISJ) entre 1) o fragmento florestal; 2) a chuva de sementes; 3) o banco de sementes e 4) a flora lenhosa regenerante na pastagem encontra-se descrita no capítulo 2. Para verificar o efeito da sazonalidade e da área de coleta sobre a riqueza e a abundância de plântulas foi feita a análise de variância (ANOVA), de acordo com Zar (1999).

A descrição e representação dos tratamentos, testados paralelamente a este estudo, encontram-se na parte inicial desta tese (item: "Procedimento").

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em dois anos foram amostradas 29 espécies e 7.088 plântulas provenientes do banco de sementes da área de pastagem adjacente ao fragmento florestal, o que corresponde a 437,5 indivíduos/m² (TABELA 3.1).

Dentre as espécies amostradas as de maior destaque foram *Portulaca fluvialis* (92,4 plântulas/m²), *Cyperus cayennensis* (87,8 plântulas/m²), *Sida* spp (82,9 plântulas/m²) e *Urochloa brizantha* (49,1 plântulas/m²), todas daninhas herbáceas, típicas de pastagem (LORENZI, 2000).

As famílias mais abundantes foram Poaceae (121,91 plântulas/m²), Cyperaceae (117,59 plântulas/m²), Portulacaceae (95,12 plântulas/m²) e Malvaceae (82,90 plântulas/m²), enquanto Poaceae (7 espécies) e Asteraceae (5 espécies) foram as mais ricas em espécies. A maioria das espécies (81,5%) e dos indivíduos (99,5%) amostrados apresentou formas de vida herbácea e subarbustiva. Apenas 11,1% das espécies e 0,5% dos indivíduos amostrados foram arbustos e árvores.

Embora não significativa (área A: p=0,25 e área B: p=0,22), a análise das coletas realizadas no mês de abril (final do período chuvoso) revelou maior número de plântulas originadas do que as realizadas em fase de estiagem, exceto para a amostragem feita na área B, em outubro/1998 (FIGURA 3.2). Isto foi verdade também para a maioria dos trabalhos que realizaram mais de uma amostragem ao ano (TABELA 3.2), ainda que as diferenças entre os períodos tenham sido discretas. Em várias espécies de ocorrência espontânea nas parcelas o período de dispersão de sementes costuma coincidir com os meses de maior precipitação pluviométrica, resultando assim em grande abundância de sementes no solo após este período. Em relação à riqueza, verificou-se também maior número de espécies nas amostras coletadas ao final do período chuvoso (FIGURA 3.3).

TABELA 3.1 Número de plântulas germinadas do banco de sementes de pastagens da Terra Indígena Araribá, Avaí, SP. SD = síndrome de dispersão, AU = autocórica, AN = anemocórica, ZO = zoocórica, IN = indeterminada, DP = desvio padrão, DA = densidade absoluta.

Espécies	SD	ABRIL/98						OUTUBRO/98						OUTUBRO/99						ABRIL/00						TOTAL	MÉDIA±DP	DA	
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3				
Apiaceae	AU						1																			1,0	1,0 ± 0	0,1	
Asteraceae	AN					1	2				22		3					11						15	54,0	9,0 ± 8,5	3,3		
<i>Axonopus aff. capillaris</i>	AN		3	2	3	1													1							10,0	2,0 ± 1,0	0,6	
<i>Bidens pilosa</i>	ZO					1												2							5	8,0	2,7 ± 2,1	0,5	
<i>Commelina benghalensis</i>	AU						1	1		2	4	6	1				7		21	3			8	18	72,0	6,5 ± 6,9	4,4		
<i>Croton glandulosus</i>	AU										1															1,0	1,0 ± 0	0,1	
<i>Cynodon cf. dactylon</i>	AN					7				4				1										5		17,0	4,3 ± 2,5	1,0	
<i>Cyperus cayennensis (Lam.) Britton</i>	AU	14	16	42	62	58	133	7		17	377	126	139					59	4	39	13	17	41	73	107	78	1422,0	71,1 ± 83,9	87,8
<i>Digitaria insularis</i>	AN			1																				6		7,0	3,5 ± 3,5	0,4	
<i>Emilia sonchifolia</i>	AN									3																3,0	3,0 ± 0	0,2	
<i>Eragrostis ciliaris</i>	AN	5	229	5	12	13									3					6	85	6	15	8		387,0	35,2 ± 68,4	23,9	
<i>Gnaphalium purpureum</i>	AN	45	67	77	87	100	27											17			14	47	80	59	61	681,0	56,8 ± 27,6	42,0	
<i>Killinga odorata</i>	AU								1	48		3					15	2	5			12	5	5	96,0	10,7 ± 14,7	5,9		
Leguminosae	IN				1					1	1	1											1	1		5,0	1,0 ± 0	0,3	
<i>Mimosa sp.</i>	IN								1																	1,0	1,0 ± 0	0,1	
Poaceae	AN													2				1								3,0	1,5 ± 0,7	0,2	
<i>Porophyllum ruderale</i>	AN				6													1						7		14,0	4,7 ± 3,2	0,9	
<i>Portulaca fluvialis</i>	AU	33	17	16	18	26	26	94	43	56	92	70	72	103	100	142	49	65	97	105	11	113	54	60	35	1497,0	62,4 ± 86,6	92,4	
<i>Portulaca oleracea</i>	AU			2				4		3	8			1	1	4				3	1	4					31,0	3,1 ± 2,1	1,9
<i>Portulaca halimoides</i>	AU	1	3				1				27			2	30	8	7	13	2	4	12	6	9	8	133,0	8,9 ± 8,8	8,2		
<i>Richardia brasiliensis</i>	AU			1																						1,0	1,0 ± 0	0,1	
<i>Rhynchelitrum repens</i>	AN	19	24	80	26	23	8				1	6						2			23	32	78	21	26	369,0	26,4 ± 24,3	22,8	
<i>Sida spp</i>	AU	29	59	42	107	64	77	53	18	59	91	42	118	17	36	27	71	27	94	21	41	54	93	31	72	1343,0	56,0 ± 29,3	82,9	
<i>Stylosanthes guyanensis</i>	ZO	2	10	17	3			9	12	1	3	2	2					2		2	3	10	2		7	87,0	5,4 ± 4,8	5,4	
<i>Triumfetta bartramia</i>	ZO													1								2					3,0	1,5 ± 0,7	0,2
<i>Urochloa brizantha</i>	AU	23	12	8	30	35	38	5	2	2	77	18	4	10	31	123	72	22	113	15	22	12	35	41	45	795,0	33,1 ± 82,8	49,1	
<i>Croton floribundus</i>	AU			1																				1			2,0	1,0 ± 0	0,1
<i>Ricinus communis</i>	AU				1																						1,0	1,0 ± 0	0,1
Não identificada	IN				3	1	1	2	2	2	5	11	3									1	2	1	10		44,0	3,4 ± 3,4	2,7
TOTAL		171	440	294	359	330	315	175	77	148	760	276	350	138	201	304	316	133	374	210	281	422	396	365	253	7088	295,3 ± 140,2	137,5	

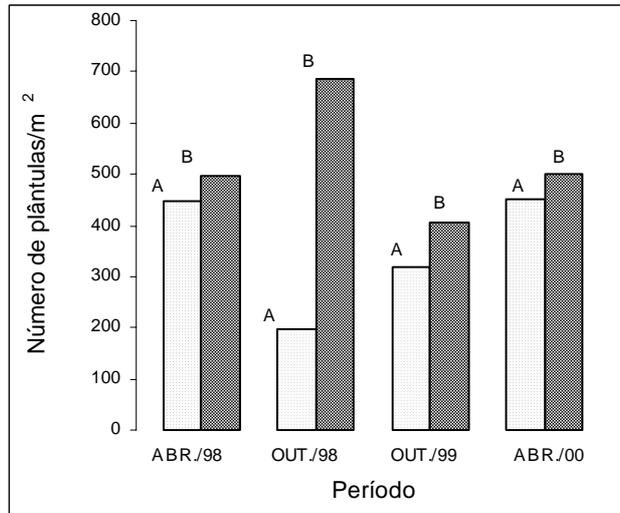


FIGURA 3.2 Densidade de plântulas provenientes do banco de sementes de pastagens da Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

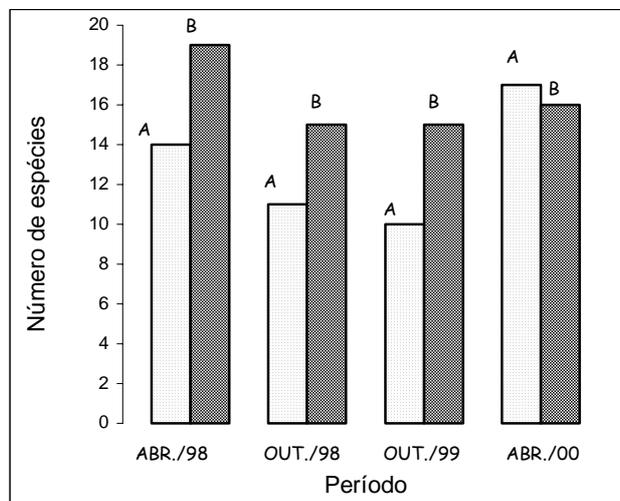


FIGURA 3.3 Número de espécies do banco de sementes em função do período de amostragem. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

TABELA 3.2 Comparação entre alguns estudos do banco de sementes e este trabalho. A ausência de informações nos trabalhos é indicada pelo uso de hífen.

	VEGETAÇÃO	ÁREA TOTAL (m ²)	VOL. TOTAL (m ³)	PERÍODO (meses)	DA (plântulas/m ²)	NÚMERO DE ESPÉCIES	PRINCIPAL FORMA DE VIDA	PRINCIPAL SÍNDROME DE DISPERSÃO	FAMÍLIAS MAIS ABUNDANTES
Este trabalho	Pastagem	16,2	0,49	24 meses (4 col.)	472,96 ⁽¹⁾ 406,79 ⁽²⁾	29	Herbácea	Autocoria Anemocoria	Cyperaceae Portulacaceae Poaceae Malvaceae
GUARATINI (1994)	Floresta Ripária	9,37	0,37	8 meses (2 col.)	507,73 ⁽¹⁾ 221,86 ⁽²⁾	72 a 118	Herbácea	-	-
MOURA (1998)	Cultivo de Eucalipto (4 talhões)	1,54	0,10	12 meses (1 col.)	110,52 a 928,0	164	Herbácea	-	Asteraceae Piperaceae Urticaceae
BAIDER <i>et al.</i> (1999)	Floresta Atlântica Montana	0,57	0,03	17 meses (1 col.)	872,0	85	Herbácea,	Zoocoria	Asteraceae Melastomataceae
GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES (2002)	Floresta Estacional Semidecidual	21,0	0,63	(3 col.)	49,6 ⁽¹⁾ 32,3-46,6 ⁽²⁾	37 a 41	Arbórea	Zoocoria	Ulmaceae Violaceae
SORREANO (2002)	Floresta Estacional Semidecidual (3 áreas restauradas)	11,22	0,56	12 meses (2 col.)	554,72 ⁽¹⁾ 369,56 ⁽²⁾	30 a 46	Herbácea	-	Euphorbiaceae Portulacaceae Poaceae Asteraceae Fabaceae Solanaceae Ulmaceae Rubiaceae
SOUZA (2002)	Cultivo de <i>Citrus</i> e pastagem	5,62	0,28	12 meses (2 col.)	1.502,22 ⁽¹⁾ 1.610,31 ⁽²⁾	19 a 27	Herbácea	Anemocoria	Poaceae Cyperaceae Malvaceae

NOTAS:

⁽¹⁾ Estação chuvosa

⁽²⁾ Estação seca

Na área B o banco de sementes originou maior número de plântulas do que na área A, em todos os períodos de amostragem (FIGURA 3.2). Esta tendência foi constatada também em relação ao número de espécies, exceto para as coletas realizadas em abril/2000, quando a área A apresentou valores ligeiramente superiores à B (FIGURA 3.3). A maior diferença entre as duas áreas ocorreu em outubro/1998, quando foram registrados 197,53 plântulas/m² na área A e 684,44 plântulas/m² na área B. No estudo da regeneração (cap.4) evidenciou-se também maior abundância de indivíduos na área B.

A densidade de plântulas neste trabalho esteve abaixo das expectativas, considerando-se que em áreas perturbadas as densidades costumam ser bastante superiores àquelas encontradas em áreas florestais tropicais secas, úmidas ou savanas (JERRY, 1992; GARWOOD, 1989; WHITMORE, 1983). Em 90% de 64 levantamentos do banco de sementes realizados em florestas tropicais Garwood (1989) encontrou densidade de 2 a 1000 sementes/m² enquanto que em áreas alteradas ou de cultivo, cerca de 60% dos trabalhos apresentaram valores acima de 1000 sementes/m².

É possível que algumas espécies amostradas na chuva de sementes e não amostradas no banco possuam banco de sementes transitório, sendo encontradas no solo por apenas um pequeno período após a dispersão, ou apresentem banco de sementes pseudo-permanente, no qual as sementes encontram-se no solo durante todo o ano, mas sofrem variações proporcionalmente à flutuação da chuva de sementes (DRAKE, 1998).

O período de acompanhamento na casa de vegetação pode ter sido insuficiente, considerando-se que sementes com tegumentos mais duros geralmente concentram menor umidade, possuem maior longevidade e levam mais tempo para germinar (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988). A germinação costuma ocorrer dentro de um ano para a maioria das espécies. Após este período, a capacidade de germinação de sementes é reduzida, principalmente entre espécies com potencial para dispersão a longa distância (pelo vento ou por vertebrados). Espécies sem mecanismos especiais para dispersão podem apresentar período de dormência superior a quatro anos na casa de vegetação, o que raramente acontece em espécies com outros modos de dispersão (JERRY, 1992).

Embora não avaliadas, as condições microclimáticas oferecidas pela casa de vegetação podem ter constituído um fator limitante à germinação de um número maior de sementes, em função da ausência de mecanismos automáticos de controle da temperatura e umidade relativa do ar. É provável que a colocação das amostras em um viveiro ou em uma casa de vegetação com janelas de ventilação tivesse proporcionado condições mais propícias à germinação das amostras, considerando-se que a cobertura plástica proporcionava grande elevação da temperatura em alguns momentos do dia.

A predação de sementes constitui outro potencial fator de interferência não avaliado neste trabalho. Por ser bastante freqüente no solo (CUBIÑA; AIDE, 2001), a predação pode também ter contribuído para alterar a composição e densidade do banco.

Uhl *et al.* (1982) afirmam que o corte e a queima de florestas tropicais decíduas levam a uma drástica redução na densidade de sementes e na riqueza de espécies do banco de sementes. A conversão da floresta em pastagens e o uso constante do fogo para sua manutenção contribuem para alterar a sucessão secundária e a composição de espécies do banco de sementes do solo, que passa a ser dominado por gramíneas invasoras, adaptadas a distúrbios antropogênicos (GARCIA FRANCO, 1992; MILLER, 1999; RICO-GRAY). A criação de animais domésticos em uma área propicia o desenvolvimento de espécies invasoras e exóticas principalmente pela destruição do sistema radicular das espécies outrora presentes no local. Considerando-se que espécies invasoras freqüentemente apresentam sementes persistentes no banco (DRAKE, 1998), a intensificação do pastoreio costuma provocar um aumento do número de sementes viáveis destas espécies no solo (JERRY, 1992). Nos casos em que há fogo severo e erosão o banco de sementes é destruído, de modo que a regeneração passa a depender unicamente de espécies imigrantes (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988).

O histórico de perturbação da terra indígena, caracterizado pelo corte da vegetação florestal e sua substituição por sistemas agropastoris, certamente favoreceu a alteração do banco de sementes. O cultivo de mandioca praticado na área até 1995 representa uma atividade bastante impactante, podendo provocar sérias alterações na estrutura e fertilidade do solo. A utilização subsequente da área como pastagem, aliada à prática periódica de queimadas, propiciou a invasão por espécies daninhas e o comprometimento da riqueza florística e da diversidade do banco.

Certamente por isto o número de espécies neste trabalho consta entre os menores da TABELA 3.2, a despeito de o tempo de amostragem, número de coletas e área amostral figurarem entre os maiores. O valor encontrado só foi superior ao citado por Souza (2002) em áreas de pastagens e cultivo de *Citrus*.

A diversidade de Shannon foi maior na estação chuvosa, quando atingiu 1,89 a 2,15 nats/indivíduo, enquanto na estação seca este índice situou-se entre 1,23 e 1,82 nats/indivíduo (TABELA 3.3). No trabalho de Grombone-Guaratini (1999) a maior diversidade do banco ocorreu nas coletas realizadas na estação seca. Em geral os valores de diversidade encontrados no presente trabalho aproximaram-se dos encontrados por esta autora em floresta estacional ($H' = 1,19$ a $2,24$) e foram inferiores aos encontrados por Moura (1998) em talhões de eucalipto com diferentes idades ($H' = 2,53$ a $2,75$). No entanto, é preciso considerar que a variação no tamanho de unidades amostrais (WHITMORE, 1983), número de coletas e profundidade de coleta do solo muitas vezes dificulta a comparação entre os trabalhos. Além disso, as condições para a germinação podem sofrer grandes alterações de acordo com a época de coleta, o tipo de vegetação e seu estágio sucessional.

TABELA 3.3 Diversidade (H') e equabilidade (J) do banco de sementes de acordo com o período de amostragem. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP. “A” e “B” referem-se às áreas de coleta.

BANCO DE SEMENTES	ABR./98		OUT./98		OUT./99		ABR./00	
	A	B	A	B	A	B	A	B
H'	1,97	1,89	1,38	1,52	1,23	1,82	2,15	2,11
J	0,74	0,64	0,58	0,56	0,53	0,67	0,76	0,76

NOTA: Área A: $H'=2,09$; $J=0,69$ Área B: $H'= 1,99$; $J=0,63$

A diversidade do banco foi maior na área “A”, com 2,09 nats/indivíduo, do que na área B, com 1,99 nats/indivíduo (TABELA 3.3). Embora o número de indivíduos e de espécies tenha sido maior na área B do que na área A (FIGURAS 3.2 e 3.3), a equabilidade foi maior na área A, contribuindo para a maior diversidade encontrada nesta área.

A maior parte das espécies surgidas no banco de sementes (87,5%) foi amostrada como flora regenerante na área de pastagem, conforme é possível verificar nos apêndices 4.A e 4.B. Curiosamente as espécies mais abundantes no banco, *Portulaca fluvialis* e *Cyperus cayennensis*, foram bastante raras na vegetação regenerante. Considerando-se que ambas são dispersas por autocoria, é provável que tenham sido abundantes na área há alguns anos atrás, sob condições distintas das existentes atualmente, encontrando no ambiente proporcionado pela casa de vegetação o estímulo que precisavam para a germinação de suas sementes. Ao menos para algumas ciperáceas a presença de maior umidade representa um fator bastante desejável ao seu desenvolvimento (LORENZI, 2000). Quanto à *Portulaca fluvialis*, este mesmo autor cita que uma única planta de mesmo gênero, *P. oleracea*, chega a produzir 10.000 sementes, as quais permanecem dormentes por mais de 19 anos no solo.

A autocoria (50%) e a anemocoria (38%) foram as principais síndromes de dispersão detectadas entre as plântulas do banco de sementes (TABELA 3.1). Tal resultado era esperado, considerando-se que em ambientes perturbados a escassez de animais dispersores poderia dificultar a regeneração da área se as espécies fossem zoocóricas. Souza (2000) também encontrou predomínio de anemocoria em áreas de pastagem e cultivo de *Citrus*, enquanto nos trabalhos de Baider *et al.* (1999) e Grombone-Guaratini (1999), realizados em áreas florestais, a zoocoria foi predominante. Em situações de distúrbio a tendência é que espécies zoocóricas declinem em número enquanto espécies anemocóricas tornam-se mais abundantes. As vantagens apresentadas por espécies anemocóricas abrangem não apenas a independência de outras espécies para sua dispersão como também a presença de sementes mais resistentes às condições de dessecação

encontradas em áreas abertas, que lhes confere a possibilidade de amadurecer nos períodos mais secos do ano (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1991).

A única espécie arbórea florestal representada no banco de sementes foi *Croton floribundus*, tendo sua origem provavelmente a partir do fragmento florestal próximo, onde é uma das mais abundantes. Ainda que apresentem dormência e, portanto, sejam capazes de formar banco, as sementes florestais produzidas neste fragmento (apêndice 2.A) não têm chegado à pastagem em quantidades suficientes para serem incorporadas e detectadas no banco de sementes. Talvez por isto a distância do fragmento florestal não tenha influenciado significativamente o banco de sementes, tanto na área A ($F=1,74$, $gl=2$, $p=0,25$), quanto na área B ($F=1,96$, $gl=2$, $p=0,22$). *Ricinus communis*, embora considerada como espécie daninha, foi colocada juntamente com as espécies arbóreas em função de sua altura e capacidade de atuar como poleiro, auxiliando a regeneração.

As distâncias em que as coletas de solo foram realizadas (50m a 230m do fragmento) provavelmente foram muito grandes para estimar a presença de sementes provenientes do fragmento florestal. No trabalho de Cubiña; Aide (2001), mais de 99% das sementes do banco que germinaram foram coletadas a até 4m do fragmento florestal. No trabalho de Holl (1999), a exemplo do presente estudo, a distância do fragmento florestal não influenciou a chuva e o banco de sementes na pastagem. Neste caso, porém, as árvores remanescentes na pastagem provavelmente interferiram na chuva de sementes.

Outra evidência deste fato é que o índice de similaridade (ISJ) entre o banco de sementes e o fragmento florestal foi de apenas 0,6%, enquanto entre o banco de sementes e as espécies regenerantes na pastagem atingiu 21% (tabela 2.2). Entre a chuva e o banco de sementes não foi constatada similaridade florística (ISJ = 12,7%), uma vez que houve pouca correspondência entre a composição de ambos. Em termos de abundância relativa, no entanto, as espécies *Urochloa brizantha* e *Sida* sp. destacaram-se tanto na chuva quanto no banco de sementes (apêndice 2.A e TABELA 3.1).

Em florestas tropicais geralmente há pouca correspondência entre a composição florística da vegetação e aquela do banco de sementes, ou entre a chuva e o banco de sementes, conforme constataram Thompson (1986) em área de pastagem, Saulej; Swaine (1988) e Drake (1998) em outros tipos de vegetação.

Independente da formação vegetal, o banco de sementes em áreas tropicais geralmente é dominado por espécies herbáceas, como é possível observar na TABELA 3.2, onde apenas o trabalho de Grombone-Guaratini; Rodrigues (2002), realizado em floresta estacional semidecidual, apresentou banco de sementes com hábito predominantemente arbóreo. Sementes de espécies arbóreas geralmente são grandes e sem mecanismos de dormência enquanto em espécies ruderais e trepadeiras podem permanecer no solo e constituir uma flora relativamente rica em uma área durante o período de perturbação (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988).

Quando espécies arbóreas estão representadas no banco, geralmente são pioneiras e ocorrem em proporções muitas vezes inadequadas ao restabelecimento estrutural da floresta (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1991). Em decorrência disto, áreas perturbadas como pastagens podem encontrar dificuldades em regenerar-se, formando florestas secundárias. Agentes de perturbação como o fogo, o corte da vegetação e a substituição de florestas por sistemas agropastoris contribuem para a entrada de espécies invasoras e sua abundância no banco de sementes. Logo após a ocorrência de distúrbios, como o corte da vegetação, o brotamento parece ser mais importante para o restabelecimento da floresta do que a presença de plântulas. No entanto, se as práticas agrícolas e as queimadas forem freqüentes, a capacidade de brotamento das árvores será reduzida e o estabelecimento de plântulas se tornará intensamente importante para a regeneração da floresta, embora a fonte de propágulos possa estar comprometida (UHL *et al.*, 1982). Muitas vezes pode ser necessário introduzir espécies de estádios sucessionais posteriores a fim de incrementar a restauração florestal a partir do banco de sementes (JERRY, 1992).

Antes de qualquer decisão, no entanto, a compreensão da dinâmica de sementes, desde sua chegada até a formação da flora regenerante constitui um fator imprescindível ao conhecimento do processo sucessional de uma área e à escolha das formas mais adequadas de manejo da comunidade vegetal ali existente. Não se devem fazer suposições antes de proceder a um cuidadoso trabalho de campo nas condições específicas que se deseja conhecer. Um dado efeito pode ser produzido pela alteração de muitas partes do sistema e não apenas pela mudança de parâmetros relativos às sementes. Portanto, muito ainda precisa ser feito para que o conhecimento científico sobre a biologia das sementes torne-se aplicável no manejo e quanto mais cuidado um projeto de manejo e restauração de áreas tropicais dispensar com detalhes, maior será a chance de identificar os fatores que influenciam no projeto (JANZEN; VÁSQUEZ-YANES, 1988).

Conclusões

O banco de sementes da área de pastagem constituiu-se principalmente de espécies daninhas herbáceas, com dispersão autocórica e anemocórica.

As coletas realizadas ao final do período chuvoso originaram número de plântulas ligeiramente maior do que as realizadas no período seco, em decorrência de várias espécies presentes na pastagem apresentarem dispersão neste período. Além das diferenças sazonais verificou-se também variações no número de plântulas germinadas nas duas áreas amostrais, sendo que na área B o número de plântulas foi discretamente superior ao da área A, embora a equabilidade e a diversidade tenham se apresentado inferiores.

O histórico de perturbação da área, caracterizado pelo desmatamento para cultivo de mandioca e formação de pastagem, contribuiu para a baixa riqueza florística encontrada, em comparação com outros trabalhos. A diversidade também foi comprometida pelos efeitos da

perturbação e da dominância de poucas espécies. A contribuição de espécies do fragmento florestal foi irrelevante e, portanto, o fato de haver uma fonte de propágulos florestais próxima não exerceu efeito significativo sobre o banco de sementes da pastagem. A distância em que as coletas foram realizadas a partir do remanescente pode também ter dificultado a chegada de propágulos e influenciado na amostragem do banco de sementes.

A eliminação de fatores de perturbação como, a presença do gado e o domínio de espécies daninhas, representam medidas fundamentais para o incremento da diversidade do banco de sementes e, conseqüentemente, da flora regenerante em pastagens da Terra Indígena Araribá.

3.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, L. A. Z. **Impacto do fogo no banco de sementes de Cerrado *sensu stricto***. 2002. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília.

BAIDER, C. **O banco de sementes e de plântulas na sucessão da Mata Atlântica**. 1994. 137f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes em um trecho de floresta atlântica montana (São Paulo, Brasil). **Revista brasileira de Biologia**, v. 59, n.2, p. 319-328, 1999.

BAZZAZ, F. A. Dynamics of wet tropical forests and their species strategies. In: MEDINA, E., MOONEY, H. A.; VÁSQUEZ-YANES, C. (eds.) **Physiological ecology of plants of the wet tropics**, 1984. p. 233-243.

BENOIT, D. L.; KENKEL, N. C.; CAVERS, P. B. Factors influencing the precision of soil seed bank estimates. **Canadian Journal of Botany**, v. 67, p. 2833-2840, 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.

BUTLER, B. J.; CHAZDON, R. L. Species richness, spatial variation, and abundance of the soil seed bank of a secondary tropical rain forest. **Biotropica**, v. 30, n. 2, p. 214-222, 1998.

CARPANEZZI, A. A. **Banco de sementes e deposição de folheto e seus nutrientes em povoamentos de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth) na região metropolitana de Curitiba-**

PR. 1997. 170f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, área de Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Rio Claro.

CESARINO, F. **Bancos de sementes do solo da Reserva Biológica e Estação Experimental de Moji Guaçu, em área de cerrado no Estado de São Paulo**. 2002. 80p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CHAUVEL, B.; GASQUEZ, J.; DARMENCY, H. Changes of weed seed bank parameters according to species, time and environment. **Weed Research**, v. 29, p. 213-219, 1989.

CUBIÑA, A.; AIDE, T. M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 260-267, 2001.

DALLING, J. W.; DENSLOW, J. S. Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. **Journal of Vegetation Science**, v. 9, p. 669-678, 1998.

DALLING, J. W.; SWAINE, M. D.; GARWOOD, N. C. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. **Ecology**, v. 79, n. 2, 1998.

DRAKE, D. R. Relationship among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 9, p. 103-112, 1998.

DUPUY, J. M.; CHAZDON, R. L. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forests in NE Costa Rica. **Biotropica**, v. 30, n. 2, p. 223-237, 1998.

GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (eds) **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 1989. p.149-210.

GUARATINI, M. T. G. **Banco de sementes de uma floresta ripária no rio Mogi-guaçu, município de Mogi-guaçu, SP**. 1994. 131f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GRAHAM, A. W.; HOPKINS, M.S. Soil seed banks of adjacent unlogged rainforest types in North Queensland. **Australian Journal of Botany**, v. 38, p. 261-268, 1990.

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

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.

HALL, J. B.; SWAINE, M. D. Seed stocks in Ghanaian Forest soils. **Biotropica**, v. 12, n. 4, p. 256-263, 1980.

HARPER, J. L. O banco de sementes. In:_____.**Population Biology of plants**. London: Academic Press. 1982. cap.4.

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.

JANZEN, D. H.; VÁSQUEZ-YANES, C. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wildlands. In: GÓMEZ-POMPA, A. ; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO, 1991. p. 137-157. Man and Biosphere Series, v. 6.

JANZEN, D.; VÁSQUEZ-YANES, C. Tropical forest seed ecology. In: HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO. The International Union of Biological Sciences, 1988. p. 28-33. Special Issue, 18.

JERRY, S. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 357-360, 1992.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608p.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman and Hall, 1996. 179p.

McGEE, A.; FELLER, M. C. Seed banks of forested and disturbed soils in Southwestern British Columbia. **Journal of Botany**, v. 71, p. 1574-1583, 1993.

MILLER, P. M. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, p. 179-188, 1999.

MORI, S.A. *et al.* **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. 2 ed. Ilhéus: Centro de pesquisas do cacau, 1989. 104p.

MOURA, L. C. de. **Um estudo de estrutura de comunidades em fitocenoses originárias da exploração e abandono de plantios de eucalipto, localizadas no Horto Florestal Navarro de Andrade, Rio Claro (SP)**. 1998. 340p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, área de concentração: Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey, 1974. 547p.

MURDOCH, A. J., ELLIS, R. H. Longevity, viability and dormancy. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: CAB International, 1993. p. 193-229.

PONGE, J. F. *et al.* The forest regeneration puzzle: Biological mechanisms in humus layer and forest vegetation dynamics. **BioScience**, v. 48, n. 7, p. 523-530, July 1998.

RICO-GRAY, V.; GARCIA-FRANCO, J. G. Vegetation and soil seed bank of successional stages in a tropical lowland deciduous forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 617-624, 1992.

ROIZMAN, L. G. **Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP**. 1993. 184p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

SASSAKI, R. M.; RONDON, J. N.; ZAIDAN, L. B. P.; FELIPPE, G. M. Number of buried seeds and seedlings emergence in cerradão, cerrado and gallery forest soils at Pedregulho, Itirapina (SP), Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 2, p. 147-152, 1999.

SAULEI, S. M.; SWAINE, M. D. Rain forest seed dynamics during succession at Gogol, Papua New Guinea. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 1133-1152, 1988.

SIMPSON, R. L.; LECK, M. A. PARCKER, V. T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (eds) **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 1989. p. 3-8.

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

SOUZA, S. C. P. M. **Análise de alguns aspectos de dinâmica florestal em uma área degradada no interior do Parque Estadual do Jurupará, Ibiúna, São Paulo**. 2002. 84p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

THOMPSON, K. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. **Journal of Ecology**, v. 74, p. 733-738, 1986.

THOMPSON, K. The functional ecology of seed banks. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: CAB International, 1993. p. 231-258.

UHL, C.; CLARK, H.; CLARK, K. Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Biotropica**, v. 14, p. 249-254, 1982.

UHL, C. *et al.* Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro of the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 69, p. 631-649, 1981.

van der PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3rd ed. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 215p.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Fisiología ecológica de semillas en la Estación de Biología Tropical "Los Tuxtles", Veracruz, México. **Revista de Biología Tropical**, v. 35, p. 85-96, 1987. Suplemento 1.

YOUNG, K. R.; EWEL, J. J.; BROWN, B. J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, v. 71, p. 157-173, 1987.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4th ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 663p.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1983.

WILLSON, M. F. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. **Vegetatio**, v. 107/108, p. 261-280, 1993.

WITHKOWSKI, E. T. F.; GARNER, R. D. Spatial distribution of soil seed banks of three African savanna woody species at two contrasting sites. **Plant Ecology**, v. 149, p. 91-106, 2000.

NORMAS BIBLIOGRÁFICAS UTILIZADAS:

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6023: Informação e documentação – referências – elaboração. Rio de Janeiro: 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10520: Informação e documentação – citações em documentos – apresentação. Rio de Janeiro: 2002.

CAPÍTULO 4. REGENERAÇÃO

4.1 INTRODUÇÃO

A conversão de florestas tropicais em áreas de baixa diversidade representa uma das principais preocupações atuais. Apesar de serem consideradas como os maiores depósitos de diversidade genética animal e vegetal (WILSON, 1997), as florestas tropicais têm sido destruídas em níveis incalculáveis e alarmantes (HOLL, 1999).

A maior parte desta degradação ocorre na América e África tropicais e na Ásia, onde a derrubada da vegetação seguida pela queima é praticada em 30% dos solos aráveis (BANDY *et al.*, 1994). No estado de São Paulo estima-se que apenas 13% da cobertura vegetal original estejam preservados (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 1993), concentrando-se principalmente em áreas de difícil acesso ou em locais impróprios para a agricultura (RODRIGUES, 1999).

A expansão de áreas destinadas a atividades agropecuárias, além de reduzir drasticamente as áreas de vegetação nativa, tem provocado um distanciamento cada vez maior entre os fragmentos remanescentes, dificultando o contato entre as populações que ali vivem e sua sustentabilidade. Não obstante os efeitos destas atividades sobre a diversidade e o equilíbrio dos ecossistemas, muitas áreas desmatadas para fins de cultivo têm sido abandonadas após poucos anos de uso, em decorrência da queda de produtividade ou de mudanças nas regras de incentivos econômicos (SINGLETON *et al.*, 2001; UHL *et al.*, 1988). Tentando reverter este quadro, várias iniciativas têm sido tomadas nos últimos anos visando à restauração florestal destas áreas ou à implantação de sistemas de produção menos impactantes (LUGO, 1995; SALICK *et al.*, 1995; SANCHEZ; BANDY, 1992).

O alto investimento empregado na implantação e manutenção de módulos de plantio em programas de recomposição florestal tem servido como estímulo ao conhecimento da dinâmica dos ecossistemas tropicais e à pesquisa de outras estratégias de restauração envolvendo menores custos (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996). O favorecimento da dinâmica sucessional, através do isolamento de fatores de perturbação e da adoção de técnicas de manejo, tem se mostrado uma alternativa bastante recomendável em áreas não muito degradadas. Nestas condições, o estímulo à germinação de espécies do banco de sementes autóctone ou de propágulos provenientes de fontes próximas (UHL *et al.*, 1982; WILLEMS; BIK, 1998) pode constituir uma medida suficiente para desencadear o processo regenerativo. A proteção de estruturas subterrâneas que tenham permanecido no solo e apresentem capacidade de brotamento pode também favorecer a regeneração, principalmente em áreas sujeitas ao fogo e ao corte (KAMMESHEIDT, 1998; NYERGES, 1989; PENHA, 1998).

A proximidade de fragmentos florestais tem sido apontada como uma estratégia bastante útil na regeneração de áreas vizinhas, na medida em que estes funcionam como fontes de propágulos alóctones para áreas que tiveram sua vegetação e seu banco de sementes destruídos em decorrência de algum distúrbio (CUBIÑA; AIDE, 2001; MARTÍNEZ-GARZA; GONZÁLEZ-MONTAGUT, 2002).

Nas últimas décadas, no entanto, a habilidade das plantas dispersarem sementes e colonizarem novos locais tem sido reduzida devido a vários fatores, todos relacionados a atividades humanas. Primeiramente, as populações de muitos vertebrados têm sido reduzidas ou eliminadas pela caça e destruição do hábitat, levando à potencial redução da capacidade de dispersão. Além disso, muitos mamíferos e aves evitam cruzar áreas abertas devido à maior probabilidade de predação (CARDOSO *et al.*, 1996). Quando a paisagem é fragmentada por atividades humanas, a possibilidade de dispersão entre os fragmentos remanescentes é reduzida. Muitas espécies são capazes de dispersar suas sementes, ainda que lentamente, através de paisagens intocadas, mas são incapazes de dispersá-las através de hábitats dominados por atividades humanas (PRIMACK, 1996). Neste contexto, espécies com sementes pequenas apresentam maior probabilidade de se estabelecerem em pastagens abandonadas, por apresentarem maior facilidade de transporte através de pequenas aves e morcegos (NEPSTAD *et al.*, 1996).

Os padrões de sucessão secundária em campos cultivados são muito diferentes daqueles observados em uma floresta, dada a natureza dos agentes de perturbação. Quando uma floresta é transformada em terra arável não só a vegetação original diminui mas a área é sujeita a contínuas perturbações pelo uso de fertilizantes, pesticidas e pela aragem e cultivo do solo. Isto provoca alterações significativas na composição química e estrutural do solo, além de uma redução progressiva do número de espécies presentes no ecossistema original (BORMANN; LIKENS, 1979; MORTIMER *et al.*, 1998), de forma que até mesmo em florestas utilizadas para atividades agrícolas há 25 anos (RIVERA *et al.*, 2000) e há 70 anos atrás (SINGLETON *et al.*, 2001) é possível constatar alterações na estrutura e na riqueza de espécies, em comparação com florestas sem este histórico de perturbação.

Não apenas o comprometimento da dispersão, mas também a competição com gramíneas pode atuar como uma das principais barreiras à restituição florestal (HOLL, 1998; HOLL *et al.*, 2000; PELTZER; KÖCHY, 2001) em áreas de pastagem abandonadas, embora outros fatores como a predação de sementes, a baixa taxa de germinação, a perda de nutrientes, a alta intensidade luminosa e a herbivoria possam também influenciar, com menor intensidade, a dinâmica sucessional (HOLL *et al.*, 2000).

A expansão das áreas de pastagem e sua utilização por anos seguidos tem propiciado um incremento de espécies daninhas no banco de sementes e maior competição com espécies pioneiras que estejam tentando se estabelecer. Isto tem levado ao declínio de espécies pioneiras e,

conseqüentemente, ao empobrecimento de sua diversidade em regiões neotropicais (QUINTANA-ASCENCIO *et al.*, 1996).

O estudo da regeneração na Terra Indígena Araribá teve como objetivo avaliar a resiliência nas áreas de pastagem próximas, através das seguintes investigações:

- Há variações na abundância e na riqueza de espécies regenerantes de acordo com o tempo e com a área de amostragem?
- A presença de um fragmento florestal próximo pode influenciar na regeneração das áreas de pastagem?
- A adoção de algumas técnicas de manejo, como a eliminação de espécies daninhas herbáceas, o revolvimento do solo e o plantio de espécies lenhosas, é capaz de interferir na abundância de espécies regenerantes e favorecer o crescimento dos indivíduos presentes?
- Qual grupo sucessional encontra-se melhor representado nas áreas em regeneração?
- Qual síndrome de dispersão apresenta maior destaque entre as espécies regenerantes? Há alterações na abundância e na riqueza de espécies de cada síndrome de acordo com o tempo? Há influência significativa da distância do remanescente florestal sobre as síndromes de dispersão?

4.2 MATERIAL e MÉTODOS

Em 36 parcelas instaladas nas áreas de pastagem próximas ao fragmento florestal foi realizado o estudo da regeneração. Duas vezes ao ano, nos meses de abril e outubro foi feita a amostragem dos indivíduos lenhosos presentes nas parcelas desde o primeiro levantamento e daqueles surgidos posteriormente. Para cada espécie foi feita a contagem do número de indivíduos e aferida sua altura total. Apenas para *Solanum paniculatum* houve necessidade de restringir a classe de altura dos indivíduos amostrados, em função de sua abundância na área. Assim, somente os indivíduos desta espécie com altura total igual ou superior a 1,0m foram amostrados. Espécies herbáceas e arbustivas de pequeno porte foram amostradas apenas qualitativamente para caracterizar a regeneração e por isso não houve sua inclusão nas análises e gráficos.

Os indivíduos foram classificados segundo seus hábitos (MORI *et al.*, 1989) e síndromes de dispersão (van der PIJL, 1982). Para o cálculo da diversidade foram utilizados os índices de Shannon (H') e Simpson (D) (MAGURRAN, 1996).

A classificação das espécies em estádios sucessionais foi realizada através de observações de campo e de consultas aos trabalhos de Bernacci; Leitão Filho (1996) e Gandolfi *et al.* (1995). Posteriormente as espécies foram agrupadas em *pioneiras* e *não pioneiras* para facilitar as análises, considerando-se que algumas classes sucessionais contaram com poucos representantes. No grupo

das não pioneiras foram incluídas, além de espécies secundárias iniciais, espécies de sobosque e as finais da sucessão.

A avaliação da similaridade florística (ISJ) entre 1) o fragmento florestal; 2) a chuva de sementes; 3) o banco de sementes e 4) a flora lenhosa regenerante na pastagem encontra-se descrita no capítulo 2. Para as comparações duplas e múltiplas foram utilizados o teste *t* de Student e a análise de variância. Nos casos em que houve grande dispersão dos dados aplicou-se o teste não paramétrico de Friedman (ZAR, 1999). A descrição e representação dos tratamentos, testados paralelamente a este estudo, encontram-se na parte inicial desta tese (item: "Procedimento").

4.3 RESULTADOS

Em 1,08ha foram amostrados 2.760 indivíduos lenhosos regenerantes, o que representou 2.555,56 indivíduos/ha, pertencentes a 37 espécies (APÊNDICE 4.A). Além das espécies lenhosas 47 espécies daninhas herbáceas e arbustivas de pequeno porte foram encontradas na área (APÊNDICE 4.B), totalizando 84 espécies colonizadoras (78 espécies/ha) e 23 famílias.

ABUNDÂNCIA E RIQUEZA X ÁREA

Não houve variação significativa entre o número de indivíduos encontrado nas áreas A e B, embora na área B a densidade tenha se mostrado ligeiramente superior em quase todos os levantamentos (FIGURA 4.1). O número de espécies, ao contrário, foi ligeiramente maior na área A, ainda que não de forma significativa (FIGURA 4.2). A direção dos ventos parece favorecer o estabelecimento na área B, o que se tornou evidente também no estudo do banco de sementes, com predomínio de espécies daninhas. Embora a densidade tenha sido maior na área B, o crescimento das espécies foi ligeiramente maior na área A, provavelmente pela variação nas condições de solo oferecidas em cada área (tabela 5.1). Nas duas áreas a regeneração foi visivelmente mais intensa nas leiras onde os restos das culturas agrícolas eram empilhados, possivelmente pela oferta de nutrientes e pelo acúmulo de água, sementes e fragmentos de estruturas vegetativas ser mais abundante nestes locais (APÊNDICE 4.C). Ao final do período de estudo, a abundância, a riqueza e o crescimento das espécies pareceram bastante superiores ao restante da área. Infelizmente, porém, nenhuma das leiras foi incluída nas unidades amostrais durante o sorteio das parcelas, impossibilitando a comparação dos dados.

ABUNDÂNCIA X PERÍODO

Como esperado, o número de indivíduos regenerantes pioneiros aumentou significativamente de abril/1998 até abril/2000, tanto na área A ($F=18,72$, $gl=4$, $p=0,0004$) quanto na área B ($F=5,48$, $gl=4$, $p=0,02$) (FIGURAS 4.1, 4.2 e 4.3). Somente para espécies não pioneiras este aumento não foi significativo.

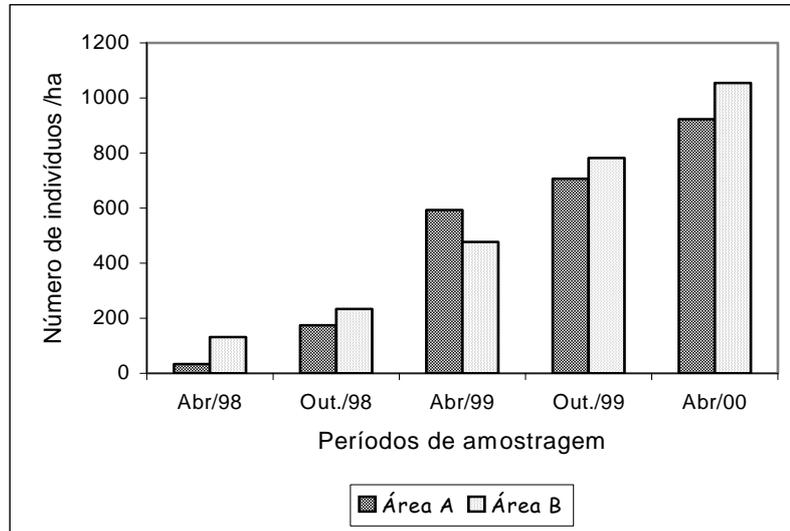


FIGURA 4.1 Densidade de indivíduos lenhosos regenerantes de acordo com a área e o período de amostragem. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

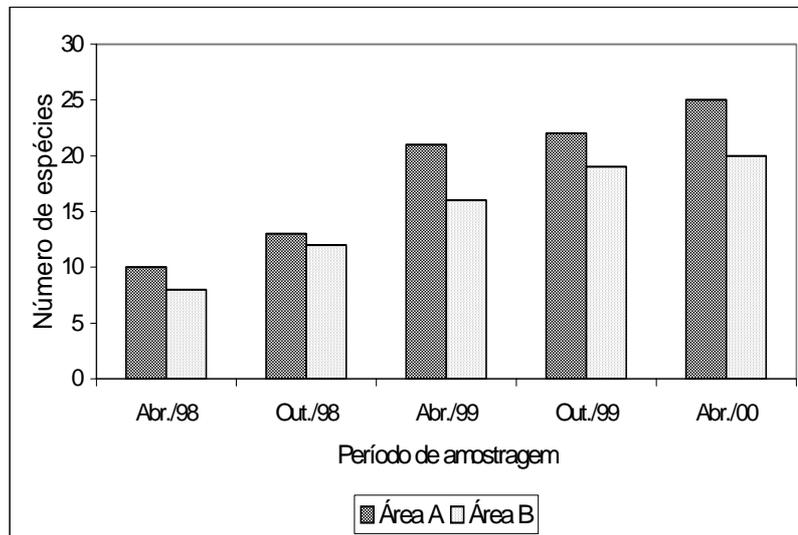


FIGURA 4.2 Riqueza em espécies lenhosas regenerantes de acordo com a área e o período de amostragem. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

DIVERSIDADE X PERÍODO

De acordo com os índices utilizados, a diversidade na área de pastagem sofreu aumentos graduais de outubro/1998 a abril/2000 (TABELA 4.1). Apenas de abril a outubro/1998 constatou-se uma redução nestes índices. Apesar de o número de espécies ter aumentado neste período, em decorrência da proteção da área, a dominância de apenas algumas espécies provocou uma redução da equabilidade, conseqüentemente afetando a diversidade.

TABELA 4.1 Diversidade e equabilidade da vegetação regenerante em pastagens da Terra Indígena Araribá, Avaí, SP, de acordo com o período. H'= índice de diversidade de Shannon, J= equabilidade, D= índice de Simpson.

	ABR./98	OUT./98	ABR./99	OUT./99	ABR./00
H'	2,02	1,80	2,08	2,20	2,30
J	0,75	0,61	0,64	0,66	0,67
1-D	0,81	0,69	0,77	0,79	0,83
Nº de espécies	18	25	37	41	45
Nº de indivíduos	89	222	578	804	1067

ABUNDÂNCIA E RIQUEZA X GRUPO SUCESSIONAL

Espécies daninhas lenhosas foram as mais abundantes tanto na área A quanto na área B (FIGURAS 4.3 e 4.4). Espécies pioneiras e não pioneiras apresentaram número equivalente de indivíduos na área A. Apenas na área B as espécies pioneiras mostraram-se mais abundantes em relação às não pioneiras. No grupo de espécies não pioneiras foram incluídas, além de espécies secundárias iniciais, uma espécie de sobosque, a *Actinostemon conceptiones* (Chodat & Hassl.) Pax & K. Hoffm. e as espécies finais da sucessão, *Cordia ecalyculata* Vell. e *Tabebuia chrysotricha* (Mart. ex DC.) Standley, esta última presente na área desde o início do trabalho. Certamente em decorrência deste critério a abundância deste grupo tenha se equiparado à abundância de pioneiras na área A, assim como a riqueza, que chegou a sobrepujar a riqueza de espécies pioneiras nesta mesma área (4.5). O grupo de maior riqueza nas duas áreas, no entanto, foi o de espécies daninhas lenhosas (FIGURAS 4.5 e 4.6).

Solanum paniculatum L. foi a espécie mais abundante, com 341,67 indivíduos/ha. Subseqüentemente vieram *Vernonia* sp., com 161,11 indivíduos/ha, *Ambrosia polystachya* DC. e *Marsypianthes* sp. com 83,33 indivíduos/ha. Dentre as espécies arbóreas, *Tabernaemontana catharinensis* A. DC. (41,67 indivíduos/ha), *Platypodium elegans* Vog. (12,96 indivíduos/ha, APÊNDICE 4.D), *Machaerium hirtum* (Vell.) Stelfeld (5,56 indivíduos/ha) e *Cordia ecalyculata* Vell (3,70 indivíduos/ha) foram as mais abundantes.

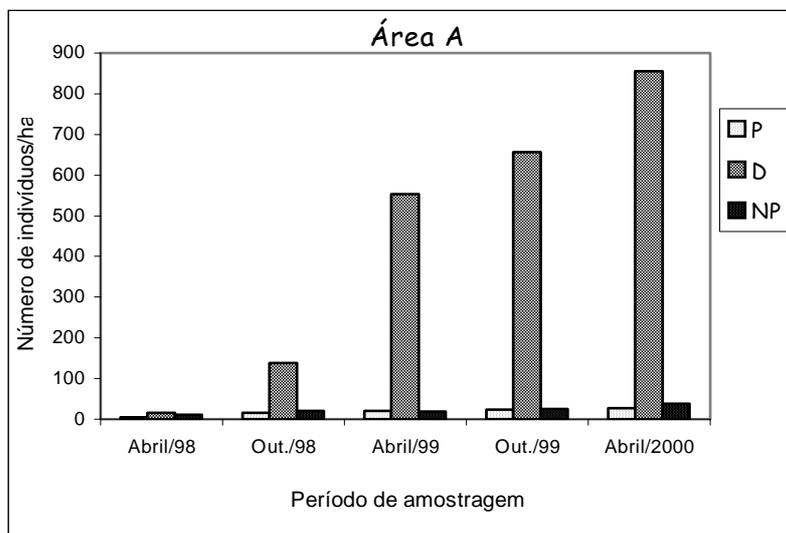


FIGURA 4.3 Densidade de indivíduos lenhosos regenerantes amostrados na área “A” de acordo com o estágio sucessional e o período de amostragem. P = espécies pioneiras, NP = espécies não pioneiras, D = espécies daninhas. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

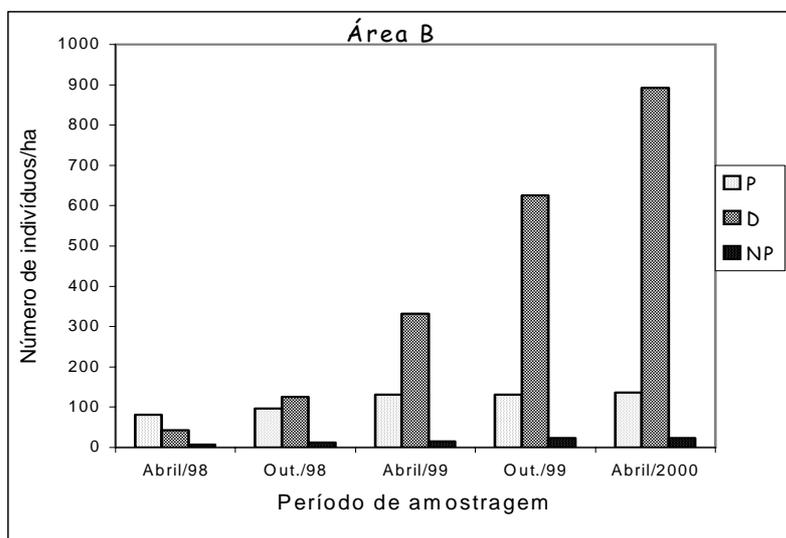


FIGURA 4.4 Densidade de indivíduos lenhosos regenerantes amostrados na área “B” de acordo com o estágio sucessional e o período e amostragem. P = espécies pioneiras, NP = espécies não pioneiras, D = espécies daninhas. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

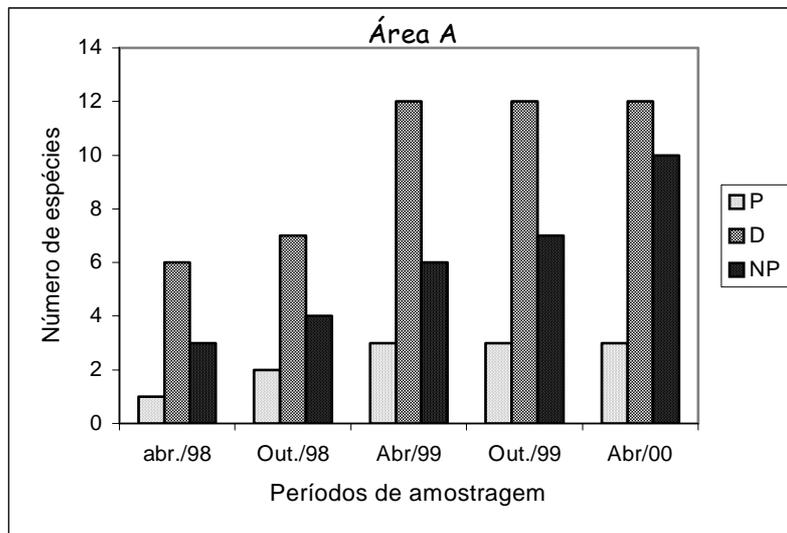


FIGURA 4.5 Número de espécies lenhosas regenerantes na área “A” de acordo com o estágio sucessional e o período de amostragem. P = espécies pioneiras, NP = espécies não pioneiras, D = espécies daninhas. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

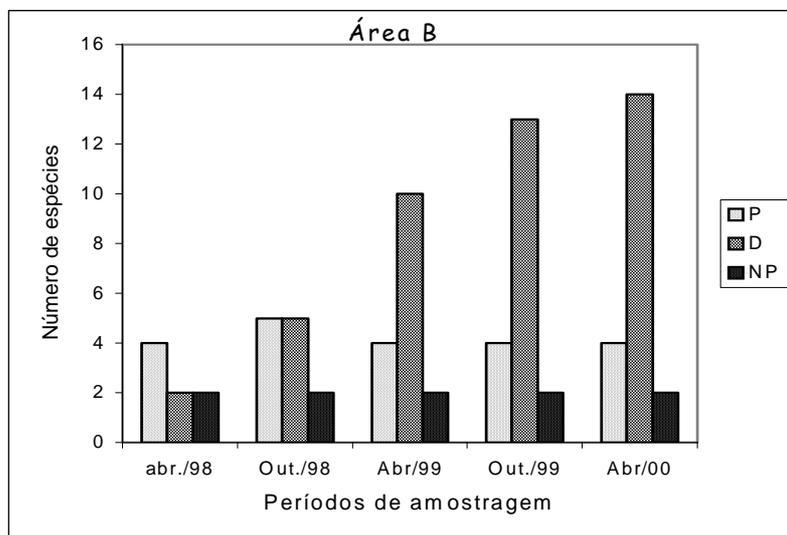


FIGURA 4.6 Número de espécies lenhosas regenerantes na área “B” de acordo com o estágio sucessional e o período de amostragem. P = espécies pioneiras, NP = espécies não pioneiras, D = espécies daninhas. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

ABUNDÂNCIA X DISTÂNCIA DO FRAGMENTO FLORESTAL

De maneira geral o número de indivíduos regenerantes diminuiu com o aumento da distância do fragmento florestal, tanto na área A (FIGURA 4.7), quanto na área B (FIGURA 4.8). Para as espécies pioneiras este decréscimo foi significativo em ambas as áreas, constatando-se em A ($F=8,59$, $gl=2$, $p=0,01$) e em B ($F=4,87$, $gl=2$, $p=0,04$). Em espécies não pioneiras o efeito da distância do fragmento florestal sobre a densidade de indivíduos foi significativa apenas na área B ($F=28,90$, $gl=2$, $p=0,0002$). Nas espécies daninhas lenhosas não houve influência significativa da distância sobre a abundância em ambas as áreas.

ABUNDÂNCIA E RIQUEZA X SÍNDROMES DE DISPERSÃO X DISTÂNCIA DO FRAGMENTO FLORESTAL

A abundância de indivíduos em cada síndrome de dispersão foi significativamente diferente tanto na área A ($F=11$, $gl=2$, $p=0,0001$) quanto na área B ($F=3,76$, $gl=2$, $p=0,03$). Em média, espécies zoocóricas foram mais abundantes, seguidas de espécies anemocóricas e autocóricas (FIGURA 4.9). A riqueza de espécies entre as síndromes de dispersão também variou significativamente nas áreas A e B. Desta vez, espécies anemocóricas apresentaram maior riqueza em comparação com espécies zoocóricas e autocóricas (FIGURA 4.10).

De maneira geral o número de indivíduos foi inferior aos 230m mas, na maioria dos casos, esta diferença não chegou a ser significativa. Apenas em espécies zoocóricas o número de indivíduos sofreu variações significativas em relação à distância do remanescente (TABELA 4.4; FIGURA 4.11) - área A ($F=7,93$, $gl=2$, $p=0,01$); área B ($F=4,43$, $gl=2$, $p=0,05$). Em relação ao período também foram constatadas diferenças significativas na abundância (TABELA 4.4; FIGURA 4.12) - área A ($F=20,39$, $gl=4$, $p=0,0003$); área B ($F=4,41$, $gl=4$, $p=0,03$) e na riqueza de espécies zoocóricas (TABELA 4.3) - área A ($F=14$, $gl=4$, $p=0,001$) e área B ($F=11,29$, $gl=4$, $p=0,002$). Não foram constatadas variações significativas da riqueza de espécies zoocóricas em relação à distância (TABELA 4.5).

Espécies anemocóricas apresentaram variações significativas do número de indivíduos apenas em relação ao período na área B ($F=5,05$, $gl=4$, $p=0,02$) (TABELA 4.2). Apesar de o número de indivíduos na área A ter sido maior aos 50m, a grande dispersão dos dados prejudicou a detecção de significância nas análises referentes à distância (TABELA 4.4). Em relação ao número de espécies anemocóricas ocorreram variações significativas apenas na área B referentes ao período (TABELA 4.3), $F=7,70$, $gl=4$, $p=0,007$ e à distância (TABELA 4.5), $F=13,45$, $gl=2$, $p=0,003$.

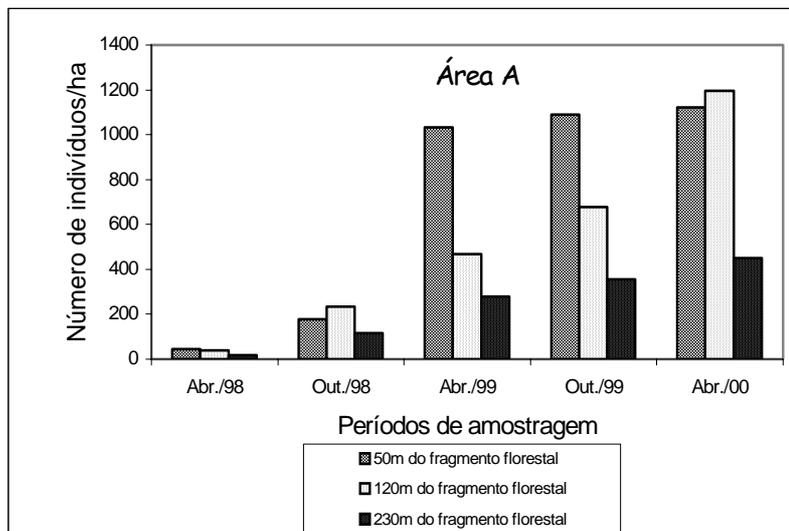


FIGURA 4.7 Densidade de indivíduos lenhosos regenerantes amostrados na área “A”, de acordo com a distância do fragmento florestal e o período de amostragem. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

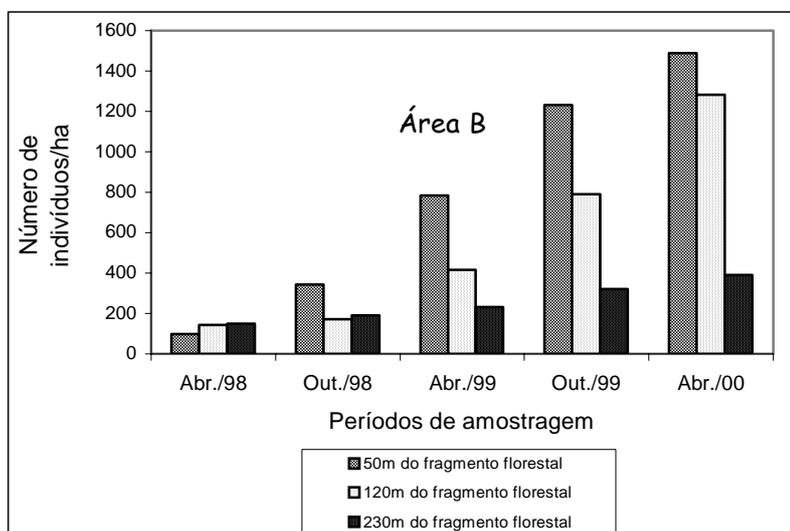


FIGURA 4.8 Densidade de indivíduos lenhosos regenerantes amostrados na área “B”, de acordo com a distância do fragmento florestal e o período de amostragem. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

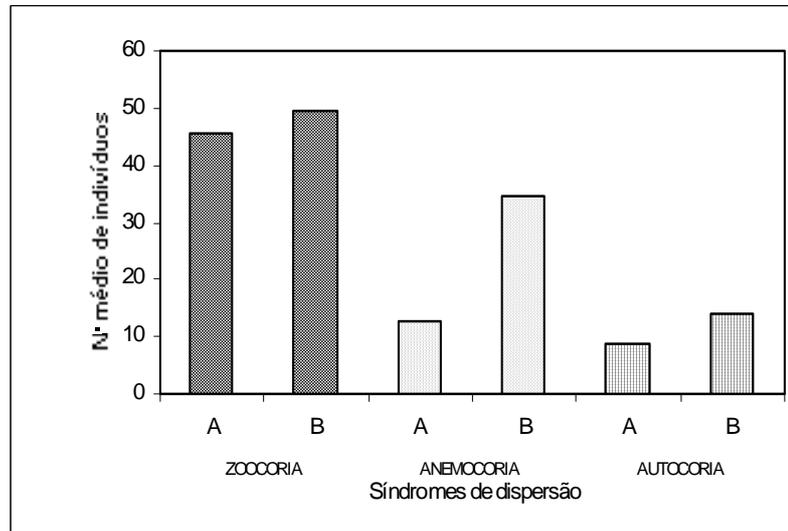


FIGURA 4.9 Número médio de indivíduos lenhosos regenerantes nas áreas A e B, de acordo com a síndrome de dispersão. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

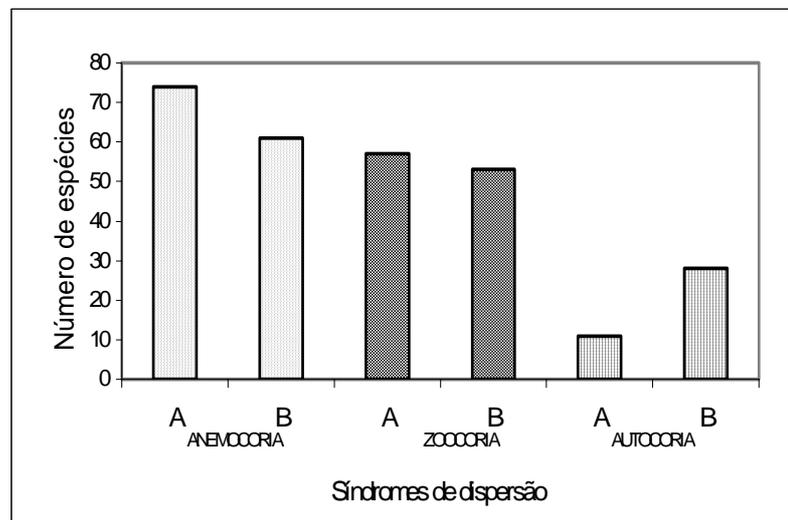


FIGURA 4.10 Número de espécies lenhosas regenerantes nas áreas A e B, de acordo com a síndrome de dispersão. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

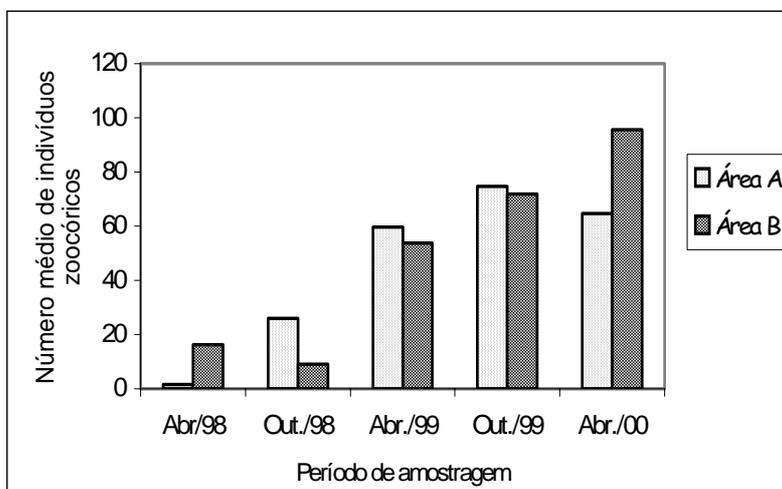


FIGURA 4.11 Número médio de indivíduos zoocóricos nas áreas A e B, de acordo com o período de amostragem. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

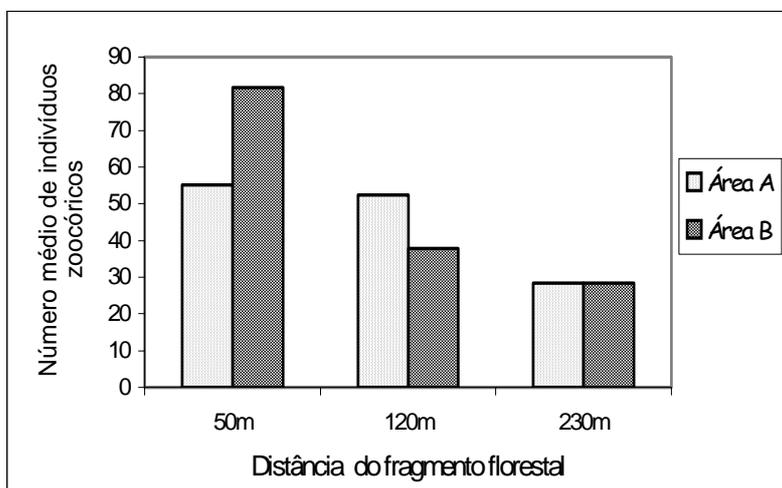


FIGURA 4.12 Número médio de indivíduos zoocóricos nas áreas A e B, de acordo com a distância do fragmento florestal. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

TABELA 4.2 Número médio de indivíduos regenerantes de cada síndrome de acordo com o período de amostragem. Médias seguidas de mesma letra, na mesma coluna, não diferem a 5% de significância. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

PERÍODO	ZOOCORIA		ANEMOCORIA		AUTOCORIA	
	ÁREA A	ÁREA B	ÁREA A	ÁREA B	ÁREA A	ÁREA B
ABR./1998	1,7 ± 2,1 a	16,3 ± 4,2 a	4,0 ± 2,0 a	4,0 ± 2,6 a	0,0 ± 0,0 b	3,3 ± 5,8 a
OUT./1998	26,0 ± 9,5 b	9,0 ± 8,0 b	5,3 ± 1,5 a	7,0 ± 5,6 b	0,0 ± 0,0 b	33,3 ± 15,5 b
ABR./1999	59,7 ± 24,2 c	53,7 ± 28,1 c	9,0 ± 2,6 a	22,0 ± 18,3 c	7,0 ± 7,5 b	10,3 ± 8,3 c
OUT./1999	74,7 ± 25,7 ab	72,0 ± 56,3 ab	32,0 ± 27,7 a	58,0 ± 33,3 ab	7,7 ± 10,7 b	10,7 ± 8,7 ab
ABR./2000	64,7 ± 17,0 ac	95,7 ± 60,7 ac	13,0 ± 1,0 a	81,7 ± 56,4 ac	29,3 ± 46,5 b	12,7 ± 11,1 ac

TABELA 4.3 Número médio de espécies regenerantes de cada síndrome de acordo com o período de amostragem. Médias seguidas de mesma letra, na mesma coluna, não diferem a 5% de significância. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

PERÍODO	ZOOCORIA		ANEMOCORIA		AUTOCORIA	
	ÁREA A	ÁREA B	ÁREA A	ÁREA B	ÁREA A	ÁREA B
ABR./1998	1,0 ± 1,0 a	2,3 ± 0,6 a	3,0 ± 1,7 a	1,3 ± 0,6 a	0,0 ± 0,0 b	0,3 ± 0,6 a
OUT./1998	4,0 ± 1,0 b	1,0 ± 0,0 b	3,7 ± 1,2 a	2,7 ± 2,1 b	0,0 ± 0,0 b	4,0 ± 1,0 b
ABR./1999	4,67 ± 0,6 c	4,3 ± 1,5 c	5,3 ± 2,5 a	4,7 ± 3,2 c	1,7 ± 1,5 b	1,3 ± 0,6 c
OUT./1999	5,67 ± 1,2 ab	5,0 ± 1,7 ab	6,7 ± 2,5 a	6,0 ± 2,6 ab	1,3 ± 0,6 b	1,7 ± 0,6 ab
ABR./2000	3,67 ± 0,6 ac	5,0 ± 1,0 ac	6,0 ± 3,0 a	5,7 ± 2,3 ac	0,7 ± 0,6 b	2,0 ± 1,0 ac

TABELA 4.4 Número médio de indivíduos regenerantes de cada síndrome de acordo com a distância do fragmento florestal. Médias seguidas de mesma letra, na mesma coluna, não diferem a 5% de significância. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

DISTÂNCIA	ZOOCORIA		ANEMOCORIA		AUTOCORIA	
	ÁREA A	ÁREA B	ÁREA A	ÁREA B	ÁREA A	ÁREA B
50m	55,2 ± 38,4 a	81,8 ± 70,5 a	19,6 ± 25,0 a	44,2 ± 36,4 b	0,2 ± 0,4 c	18,2 ± 19,2 ab
120m	52,4 ± 35,0 b	37,8 ± 24,3 b	9,2 ± 4,9 a	47,4 ± 58,7 b	23,6 ± 34,4 c	18,0 ± 5,1 ab
230m	28,4 ± 19,1 c	28,4 ± 18,1 c	9,2 ± 6,2 a	12,0 ± 8,2 b	2,6 ± 2,8 c	6,0 ± 11,7 ab

O número de indivíduos pertencentes a espécies autocóricas apresentou-se maior na área B no segundo período de amostragem. Em seguida sofreu uma queda e voltou novamente a crescer significativamente até o último levantamento ($F=5,18$, $gl=4$, $p=0,02$) (TABELA 4.2). A área A apresentou grande diferença entre as médias mas, em função da dispersão dos dados, não foi

possível detectar variações significativas. O número de espécies autocóricas aumentou significativamente na área B em relação ao período de amostragem (TABELA 4.3), $F=12,54$, $gl=4$, $p=0,002$. Em relação à distância não houve diferenças significativas (TABELA 4.5).

ABUNDÂNCIA X TRATAMENTO

Ocorreram variações significativas do número de indivíduos de acordo com os tratamentos, embora nenhum padrão tenha sido constatado. Valores significativos foram encontrados principalmente na área A, aos 50m ($F=2,89$, $gl=5$, $p=0,04$), 120m ($F=4,18$, $gl=5$, $p=0,009$) e 230m ($F=5,35$, $gl=5$, $p=0,003$). Na área B apenas aos 230m foram constatadas diferenças significativas em relação aos tratamentos ($F=22,29$, $gl=5$, $p<0,05$) (TABELA 4.6).

ALTURA MÉDIA X ÁREA

A altura média dos indivíduos remanescentes só variou significativamente entre as áreas para as espécies não pioneiras situadas nas distâncias de 120m ($p=0,04$) e 230m ($p=0,0004$) do remanescente florestal.

Nestas duas situações a área A apresentou maiores médias de altura do que a área B, provavelmente influenciadas pela maior disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes no solo daquela área (tabela 5.1).

ALTURA MÉDIA X PERÍODO

Para a maior parte das espécies a altura dos indivíduos regenerantes sofreu aumento significativo de acordo com o tempo. Na área A houve influência significativa dos períodos de amostragem na altura dos indivíduos remanescentes, pertencentes tanto a espécies pioneiras ($F=6,11$, $gl=4$, $p=0,01$) quanto a espécies não pioneiras ($F=4,64$, $gl=4$, $p=0,03$) e daninhas ($F=10,96$, $gl=4$, $p=0,002$). Na área B apenas a altura de espécies daninhas se modificou significativamente de acordo com o período de amostragem ($F=12,45$, $gl=4$, $p=0,002$) (TABELA 4.7).

Como esperado, espécies pioneiras e espécies daninhas apresentaram as maiores alturas médias, confirmando a adaptação destas espécies ao rápido crescimento. No último levantamento realizado, *Aloysia virgata* atingiu 3,17m, *Acacia polyphylla*, 2,61m, *Gochnatia polymorpha*, 2,05m, *Marsypianthes* sp., 1,93m e *Cordia ecalyculata*, 1,79m.

ALTURA MÉDIA X DISTÂNCIA DO FRAGMENTO FLORESTAL

Apenas espécies não pioneiras amostradas nas áreas A ($F=4,52$, $gl=2$, $p=0,04$) e B ($F=9,77$, $gl=2$, $p=0,007$) apresentaram redução significativa da altura de acordo com o aumento da distância do fragmento.

TABELA 4.5 Número médio de espécies regenerantes de cada síndrome de acordo com a distância do fragmento florestal. Médias seguidas de mesma letra, na mesma coluna, não diferem a 5% de significância. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

DISTÂNCIA	ZOOCORIA		ANEMOCORIA		AUTOCORIA	
	ÁREA A	ÁREA B	ÁREA A	ÁREA B	ÁREA A	ÁREA B
50m	4,4 ± 1,8 a	4,0 ± 2,3 b	5,4 ± 1,1 c	5,8 ± 2,4 a	0,2 ± 0,4 ab	2,4 ± 1,8 ac
120m	3,6 ± 2,2 a	2,6 ± 1,1 b	3,4 ± 0,5 c	4,6 ± 2,9 b	1,0 ± 1,0 ab	1,8 ± 0,8 ac
230m	3,4 ± 1,5 a	4,0 ± 2,1 b	6,0 ± 3,7 c	1,8 ± 1,1 c	1,0 ± 1,2 ab	1,4 ± 1,5 ac

TABELA 4.6 Número médio de indivíduos por tratamento. Médias seguidas de mesma letra, na mesma coluna, não diferem a 5% de significância. Tratamentos: 1 - Testemunha; 2 - Condução de indivíduos regenerantes através de coroamento, desbrota e tutoramento; 3 - Idem tratamento 2 + indução do banco de sementes através do revolvimento do solo, 4 - Idem tratamento 3 + plantio de duas espécies pioneiras, típicas da região, 5 - Idem tratamento 3 + plantio de duas espécies não pioneiras, típicas da região, 6 - Idem tratamento 3 + plantio consorciado das espécies pioneiras e não pioneiras utilizadas nos tratamentos 4 e 5.

Tratamento	ÁREA A			ÁREA B		
	50m	120m	230m	50m	120m	230m
1	9,2 ± 8,44 a	9,4 ± 4,22 a	4,0 ± 4,30 a	16,4 ± 22,85 a	5,6 ± 4,56 b	11,0 ± 4,30 a
2	14,8 ± 6,98 b	6,6 ± 4,10 b	13,4 ± 8,99 b	13,0 ± 10,42 a	2,0 ± 2,34 b	19,8 ± 4,44 b
3	12,0 ± 8,23 c	43,2 ± 41,25 c	8,0 ± 3,39 c	19,8 ± 10,33 a	12,0 ± 2,24 b	8,2 ± 6,30 c
4	24,4 ± 25,25 ab	8,6 ± 7,37 ab	7,0 ± 6,78 ab	15,0 ± 10,17 a	19,0 ± 30,70 b	0,8 ± 1,79 ab
5	10,8 ± 11,43 ac	9,4 ± 9,79 ac	4,0 ± 4,41 ac	16,0 ± 10,79 a	19,4 ± 16,50 b	4,6 ± 5,41 ac
6	2,8 ± 2,59 bc	7,4 ± 7,09 bc	3,6 ± 3,91 bc	6,2 ± 8,20 a	18,8 ± 11,19 b	0,0 ± 0,0 bc

TABELA 4.7 Médias de altura (m) dos indivíduos regenerantes na área de pastagem de acordo com o período de amostragem. Médias seguidas de mesma letra, na mesma coluna, não diferem a 5% de significância. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

PERÍODO	ÁREA A			ÁREA B		
	Pioneiras	Não pioneiras	Daninhas	Pioneiras	Não pioneiras	Daninhas
ABR./1998	0,70 ± 0,66 a	0,48 ± 0,50 a	0,37 ± 0,37 a	1,45 ± 0,42 a	0,16 ± 0,28 b	0,33 ± 0,58 a
OUT./1998	1,50 ± 0,14 b	1,29 ± 0,40 b	1,10 ± 0,28 b	1,58 ± 0,52 a	0,25 ± 0,43 b	0,93 ± 0,16 b
ABR./1999	1,71 ± 0,01 c	1,39 ± 0,19 c	1,64 ± 0,23 c	1,72 ± 0,08 a	0,48 ± 0,83 b	1,45 ± 0,16 c
OUT./1999	1,76 ± 0,13 ab	1,76 ± 0,81 ab	1,36 ± 0,09 ab	1,74 ± 0,14 a	0,38 ± 0,65 b	1,41 ± 0,17 ab
ABR./2000	1,80 ± 0,05 ac	1,48 ± 0,39 ac	1,68 ± 0,20 ac	1,92 ± 0,20 a	1,15 ± 1,00 b	1,66 ± 0,05 ac

4.4 DISCUSSÃO

A proteção da área contra a herbivoria e o pisoteio propiciou um expressivo incremento do número de espécies e de indivíduos, sobretudo de espécies daninhas, freqüentes em áreas perturbadas. O número de indivíduos de algumas espécies deste grupo aumentou 84 vezes no caso de *Vernonia* sp. e 15 vezes no caso de *Solanum paniculatum*. Segundo alguns autores os gêneros *Vernonia* e *Baccharis* costumam destacar-se em formações secundárias (de mata atlântica e floresta estacional) submetidas à intensa ação antrópica (TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Tais táxons costumam ocorrer com baixa freqüência e abundância na mata atlântica, onde dependem da abertura de clareiras, mas ao invadir formações secundárias conseguem se expandir e garantir sua sobrevivência como espécie.

Espécies daninhas são muitas vezes consideradas infestantes de pastagens, lavouras e terrenos baldios (LORENZI, 2000) mas, na verdade, a abundância deste grupo está associada aos níveis de intervenção humana (EWEL, 1980), constituindo uma resposta da natureza à reduzida biodiversidade ou à disponibilidade de recursos pouco explorados em uma área (MAIN, 1999). O efeito indesejado deste grupo em uma área em regeneração restringe-se, na verdade, a apenas algumas espécies com efeito alelopático ou àquelas com crescimento excessivo, como as gramíneas exóticas. Várias espécies herbáceas podem até auxiliar na dinâmica de regeneração, melhorando as condições edáficas e microclimáticas para o estabelecimento de espécies arbóreas.

A regeneração de espécies pioneiras foi também bastante abundante na área estudada, possivelmente por apresentarem uma série de propriedades que lhes conferem maior facilidade nos processos de adaptação, dispersão e desenvolvimento (FENNER, 1991; WHITMORE, 1991). A densidade e a riqueza de espécies nas regiões das parcelas que apresentavam curvas de nível foi visivelmente superior a do restante da área, certamente em decorrência do acúmulo de água e nutrientes nestes locais. Dentre as pioneiras amostradas neste estudo, *Tabernaemontana catharinensis*, *Acacia polyphylla*, *Casearia sylvestris*, *Aloysia virgata* e *Gochnatia polymorpha* foram também encontradas no fragmento florestal próximo, de onde podem ter se originado.

O mesmo ocorreu com outras espécies, classificadas como não pioneiras e que provavelmente tiveram no fragmento florestal próximo sua fonte de propágulos. Isto explicaria a tendência à concentração do número de indivíduos nas faixas mais próximas ao remanescente, verificada na maioria das amostragens. A altura de espécies não pioneiras também diminuiu significativamente com a distância do remanescente florestal, nas áreas A e B, corroborando a influência da fonte de propágulos na colonização da pastagem.

A influência da distância de remanescentes florestais na colonização de áreas próximas tem sido demonstrada em vários estudos, principalmente referentes à chuva de sementes (CUBIÑA; AIDE, 2001; GORCHOV *et al.*, 1993; MARTÍNEZ-GARZA; GONZÁLEZ-MONTAGUT, 2002; SOUZA,

2002). Em geral estes estudos têm concluído que áreas mais próximas a fragmentos florestais apresentam maiores possibilidades de colonização do que áreas isoladas, em função de serem mais visitadas por agentes dispersores e apresentarem maior aporte de propágulos.

A ocorrência de árvores e arbustos em áreas abertas pode também representar uma importante estratégia para estimular a dinâmica sucessional, à medida em que estas atraem animais dispersores fornecendo-lhes locais de pouso, alimentação e proteção. Assim, árvores e arbustos acabam contribuindo para aumentar a frequência e a intensidade de sementes que chegam ao local, constituindo importantes focos de recrutamento (CARRIÈRE *et al.*, 2002; GALINDO-GONZÁLEZ *et al.*, 2000; GUEVARA; LABORDE, 1993; HOLL *et al.*, 2000; MELO, 1997; ORTIZ-PULIDO *et al.*, 2000; SLOCUM; HORVITZ, 2000). Além de atrair dispersores, estes núcleos de regeneração podem ainda favorecer o estabelecimento de espécies florestais por propiciarem condições adequadas de luz, umidade e nutrientes necessárias à germinação e ao crescimento (NEPSTAD *et al.*, 1991; VIEIRA *et al.*, 1994).

Particularmente aves e morcegos apresentam um papel especial neste processo, pois podem conectar fragmentos florestais e dispersar tanto espécies pioneiras quanto espécies primárias, contribuindo para a diversidade na área (GALINDO-GONZÁLEZ *et al.*, 2000). Em um trecho de mata atlântica Gomes (2001) constatou que as aves atuam durante o ano todo sobre a chuva de sementes, embora esta possa variar tanto espacialmente quanto temporalmente.

A dispersão zoocórica destacou-se no presente estudo, constituindo a síndrome de dispersão mais abundante. No trabalho de Souza (2002), realizado em uma pastagem adjacente a um plantio de *Citrus* abandonado, espécies zoocóricas também foram as mais importantes, constituindo 95,5% da flora lenhosa regenerante. Tanto o número de espécies quanto o número de indivíduos zoocóricos sofreram aumentos significativos no presente estudo em relação ao tempo de amostragem. O aumento da zoocoria no decorrer do processo regenerativo tem sido relatado em outros trabalhos realizados em áreas florestais (TABARELLI; MANTOVANI, 1999), associado à maior oferta de recursos.

A presença de uma fonte de sementes florestais próxima parece ter influenciado positivamente este tipo de dispersão, o que se tornou evidente com o declínio do número de indivíduos zoocóricos conforme ocorreu aumento da distância do remanescente.

A anemocoria foi abundante na pastagem e constituiu a síndrome de maior riqueza, sendo representada por 51% das espécies lenhosas. Destas, 13 espécies apresentaram hábito arbóreo e foram amostradas também no fragmento florestal próximo, e apenas 6 espécies foram daninhas autóctones. A abundância e a riqueza de espécies anemocóricas aumentaram significativamente na área B de acordo com o tempo, certamente influenciadas pela direção favorável do vento. Somente nesta área houve influência significativa da distância do remanescente sobre o número de espécies anemocóricas.

Embora no presente estudo tanto a chuva quanto o banco de sementes não tenham sofrido influência do remanescente florestal próximo, a regeneração de indivíduos lenhosos, especialmente os zoocóricos, foi significativamente mais abundante nas proximidades do remanescente. A explicação para isto reside no fato de o banco e a chuva de sementes da área de pastagem terem sido compostos principalmente por espécies herbáceas autóctones, daninhas e dispersas através de anemocoria e autocoria. É provável que a amostragem da chuva de sementes não tenha fornecido uma estimativa real do número de propágulos de espécies arbóreas que tem conseguido chegar à área de pastagem e contribuído para sua regeneração. Em relação ao banco de sementes há muitas espécies arbóreas que não apresentam sementes dormentes e, portanto, não conseguem permanecer viáveis por muito tempo no solo. É provável ainda que as condições oferecidas na casa de vegetação não tenham sido adequadas à germinação e estabelecimento destas espécies.

Uma outra possibilidade é que parte das espécies regenerantes tenha se desenvolvido através de brotamento de estruturas vegetativas subterrâneas. Segundo Bormann; Likens (1979) em áreas onde as árvores foram cortadas, assim como em pastagens abandonadas, a composição florística verificada na época do abandono foi responsável por 95% da vegetação desenvolvida posteriormente. Embora a importância relativa das espécies mude quando suas estratégias de vida se estabelecem e quando ocorrem alterações nos padrões de dominância do ecossistema, a maioria das espécies que participarão do processo sucessional após o corte da vegetação estão presentes na floresta intacta, na forma ativa ou dormente. Quando o cultivo cessa e as condições para a germinação e o estabelecimento tornam-se propícias, as espécies que foram cortadas são estimuladas a crescer rapidamente, enquanto outras espécies gradualmente retornam à área em uma seqüência razoavelmente previsível.

A propagação vegetativa tem sido documentada para várias espécies, principalmente em locais submetidos à perturbação pelo fogo ou corte da vegetação (CASTELLANI; STUBBLEBINE, 1993; KAMMESHEIDT, 1998; MATTHES, 1992; MILLER, 1999; PENHA, 1998). Espécies como *Macherium hirtum*, *Machaerium stipitatum* e *Centrolobium tomentosum*, igualmente amostradas no presente estudo, foram as que emitiram maior número de brotos em uma área de floresta estacional atingida por fogo (PENHA, 1998). *Tabernaemontana catharinensis* também apresenta grande capacidade de rebrota das partes vegetativas após o corte da parte aérea (LORENZI, 2000).

A principal vantagem desta forma de reprodução estaria em garantir a perpetuação de algumas espécies através de um rápido processo de ocupação, mesmo em ambientes alterados (HENRIQUES, 1993). A despeito de não ter sido objeto de investigação deste trabalho, é provável que esta estratégia também tenha sido utilizada pelas plantas regenerantes amostradas neste estudo, expostas à ação freqüente do fogo e de intervenções agropastoris. Neste caso, o brotamento se somaria a outras estratégias de colonização, constituindo um grande aliado na regeneração e recuperação de áreas perturbadas (DENSLOW, 1980; UHL *et al.*, 1981).

Apesar de o número de indivíduos ter variado significativamente entre os tratamentos, constatou-se grande irregularidade dentro de cada tratamento, de acordo com a área, o período e a distância do remanescente florestal.

A inconstância dos dados sugere que o revolvimento do solo, a eliminação de espécies daninhas herbáceas e o plantio de espécies lenhosas não exerceram efeitos significativos sobre a regeneração de espécies lenhosas, ao menos durante o período em que foi realizada a amostragem. O pequeno sombreamento proporcionado pelas mudas introduzidas neste período não foi suficiente para facilitar o desenvolvimento de algumas espécies. Esperava-se encontrar menor número de indivíduos regenerantes nos tratamentos 1 (testemunha) e 2, cuja técnica de manejo consistiu apenas na condução de indivíduos lenhosos regenerantes. No entanto, nem sempre isto se fez sentir. Na verdade, cada vez que as espécies daninhas eram retiradas e o solo era revolvido, constatava-se intensa germinação e rápido recobrimento do solo, mas composto principalmente por espécies daninhas, predominantes no banco de sementes. Tais espécies geralmente ocorreram em manchas irregulares através da área de amostragem, dificultando a visualização do efeito da capina sobre a regeneração de espécies lenhosas.

Em alguns casos, a remoção da vegetação herbácea e da serapilheira podem prejudicar a germinação e o estabelecimento de espécies regenerantes, por alterar as condições edáficas e microclimáticas favoráveis a determinadas espécies (AIDE; CAVELIER, 1994; GANADE; BROWN, 2002). Mas, considerando-se que algumas espécies presentes na área como *Urochloa brizantha* e *Panicum maximum* chegam a formar grandes manchas, onde a germinação e o estabelecimento de plântulas certamente tornar-se-iam prejudicados, é provável que o controle de espécies daninhas herbáceas, tenha contribuído, ainda que de maneira irregular, para a regeneração de espécies lenhosas.

A colonização de nichos de regeneração por espécies com forte capacidade competitiva e fitotóxica pode dar início a mudanças a longo prazo na comunidade, a menos que as condições microclimáticas e edáficas locais impeçam tal dominação. Se há formação de manchas, nas quais a maioria das plantas representa uma única espécie, então uma nova unidade estrutural terá lugar no ecossistema e poderá provocar alteração das condições ambientais, exceto se a competição ou a presença de compostos alelopáticos chegar a inibir seu desenvolvimento. Esta influência torna-se mais evidente quando o sistema de copa e raiz aumentam e eventualmente se fundem com os de outros indivíduos, contribuindo para o sombreamento e a acidificação do solo. Interações bioquímicas envolvendo metabólitos secundários vegetais podem promover ou inibir o crescimento de animais, microrganismos e de outras plantas, afetando, por exemplo, a germinação de sementes e o crescimento de plântulas através da produção de compostos orgânicos. A influência bioquímica pode ser notada primeiramente no sistema radicular das plântulas, mas posteriormente afeta também fungos ectomicorrízicos e outros microrganismos do solo (PONGE *et al.*, 1998).

Em alguns casos, no entanto, as gramíneas têm sido apontadas como facilitadoras da sucessão, por agirem como moderadoras do estresse microclimático no estabelecimento de plantas lenhosas (AIDE; CAVELIER, 1994). O efeito facilitador tem sido observado por alguns autores principalmente em situações de estresse abiótico, como durante o processo sucessional, quando os níveis de distúrbio criam condições que podem ser amenizadas pela presença de indivíduos vizinhos (AIDE *et al.*, 1996; VIEIRA *et al.*, 1994; WITHGOTT, 2000). O mais comum, porém, é que arbustos e árvores remanescentes na pastagem sejam indicados como facilitadores da colonização, na medida em que modificam as condições edáficas e microclimáticas locais, proporcionando maior acúmulo de serapilheira, maior possibilidade de interação com micorrizas e níveis de luz mais adequados à germinação e ao estabelecimento de novas espécies que os encontrados em áreas abertas e em florestas. Além disso, tais indivíduos funcionam como poleiros para aves dispersoras, propiciando um incremento na abundância e na riqueza da chuva de sementes na área (HOLL, 2002; HOLL *et al.*, 2000).

No Brasil, as áreas destinadas à agricultura e à pastagem normalmente têm a vegetação original completamente retirada, ocasionando um grande impacto nas condições edáficas e microclimáticas locais, além de promover grande redução da diversidade biológica e de suas interações. Uma medida que poderia aumentar a biodiversidade nestas áreas e facilitar a regeneração seria a preservação de algumas árvores nativas durante a retirada da floresta, assim como ocorre na África Central (DOUNIAS, 1996) e em zonas tropicais úmidas do México (GUEVARA *et al.*, 1986). O potencial das leiras como locais propícios à regeneração poderia também ser aproveitado, em áreas onde a restauração florestal é desejada.

A preservação de remanescentes florestais e de corredores de mata interligando os fragmentos próximos às áreas que foram perturbadas também representa um grande auxiliar no processo de regeneração e certamente evitaria grande parte dos custos e riscos envolvidos na introdução de espécies em projetos de recomposição florestal. Em áreas onde a duração e a intensidade do distúrbio não foram muito severas é provável que apenas o isolamento e a eliminação dos fatores de perturbação sejam suficientes para o restabelecimento da cobertura vegetal, a partir da chuva e do banco de sementes ou de brotamento de estruturas vegetativas ainda viáveis.

Conclusões

O número de indivíduos e de espécies regenerantes sofreu aumento gradativo de acordo com o tempo de amostragem, demonstrando o potencial de regeneração da área quando eliminados os fatores de degradação.

A regeneração apresentou diferenças discretas entre as áreas de amostragem, constatando-se na área B maior densidade e na área A maior riqueza e crescimento, provavelmente associados às melhores condições do solo nesta área.

Espécies daninhas lenhosas constituíram a maioria da amostragem, tanto em relação à riqueza quanto à abundância. Espécies pioneiras e não pioneiras foram também abundantes, embora com menor destaque que as daninhas.

Os tratamentos não interferiram de maneira constante sobre a densidade e a riqueza de espécies lenhosas durante o período de amostragem. O revolvimento do solo e a retirada de espécies invasoras proporcionaram intensa regeneração a partir de espécies herbáceas, predominantes no banco de sementes. O tempo de acompanhamento foi insuficiente para que as espécies introduzidas exercessem algum efeito sobre a dinâmica sucessional.

A distância do remanescente florestal exerceu efeito significativo sobre a regeneração de espécies pioneiras e de espécies não pioneiras da área B. Espécies zoocóricas foram as mais abundantes entre as regenerantes e ocorreram principalmente nas proximidades do fragmento florestal. A maioria das espécies lenhosas amostradas na área sucessional foi também encontrada no fragmento florestal próximo, corroborando o papel das fontes de propágulos na regeneração de áreas perturbadas através da dispersão de sementes.

Na medida em que as espécies regenerantes conseguirem se estabelecer poderão estar contribuindo para modificar as condições de sombreamento e atração de dispersores, auxiliando no incremento e diversidade da chuva de sementes local.

A proteção de remanescentes florestais próximos a áreas que se queira recuperar representa, portanto, uma medida essencial para acelerar o processo de regeneração e minimizar o custo de projetos destinados a este fim.

4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T. M.; CAVELIER, J. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology**, v. 2, n. 4, p. 219-229, 1994.

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. D.; ROSARIO, M.; MARCANO, H. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. **Biotropica**, v. 28, n.(4a), p. 537-548, 1996.

BANDY, D.; GARRITY, D. P.; SÁNCHEZ, P. El problema mundial de la agricultura de tala y quema. **Agroforestería en las Américas**, jul./set. 1994.

BERNACCI, L. C.; LEITÃO FILHO, H. de F. Flora fanerogâmica da floresta da Fazenda São Vicente, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.19, n.2, p.149-164, dez. 1996.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. **Pattern and process in a forested ecosystem**. New York: Springer-Verlag. 1979. 253p.

CARDOSO DA SILVA, J. M. C.; 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.

CARRIÈRE, S. M.; LETOURMY, P.; McKEY, D. B. Effects of remnant trees in fallows on diversity and structure of forest regrowth in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 375-396, 2002.

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.

CUBIÑA, A.; AIDE, T. M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 260-267, 2001.

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

DOUNIAS, E. Recrûs forestiers post-agricoles: perceptions et usages chez les Mvae du Sud-Cameroun. **Journal d'Agriculture Tropicale et de Botanique Appliquée**, v. 38, p. 153-178, 1996.

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

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: the effect of population and land tenure. **Ambio**, v. 2, p. 537-545, 1993.

FENNER, M. Seed characteristics in relation to succession. In: GRAY, A. J., CRAWLEY, M. J., EDWARDS, P. J. **Colonization, succession and stability**. Oxford: Blackwell. 1991. p. 103-114.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período 1985-1990**. São Paulo: relatório, 1993. 46p.

GALINDO-GONZÁLEZ, J. G.; GUEVARA, S.; SOSA, V. J. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1693-1703, Dec.2000.

GANADE, G.; BROWN, V. K. Succession in old pastures of central Amazonia: role of soil fertility and plant litter. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 743-754, 2002.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. de F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p.753-767, 1995.

GOMES, V. S. M. **Variação espaço-temporal de aves frugívoras no sub-bosque e chuva de sementes em um trecho de mata atlântica no estado de São Paulo**. 2001. 82p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GORCHOV, D. L.; CORNEJO, F.; ASCORRA, C.; JARAMILLO, M. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the peruvian Amazon. **Vegetatio**, v. 107/108, p. 339-349, 1993.

GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio**, v. 107-108, p. 319-338, 1993.

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

HENRIQUES, R. P. B. **Organização e estrutura das comunidades vegetais de cerrado em um gradiente topográfico no Brasil Central**. 1993. 99p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

HOLL, K. D. Effects of above-and-below-ground competition of shrubs and growth in abandoned tropical pasture. **Forest Ecology and Management**, v. 109, p. 187-195, 1998.

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.

HOLL, K. D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, v. 90, p. 179-187, 2002.

HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H.; SAMUELS, I. A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

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

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608p.

LUGO, A. E. Management of tropical biodiversity. **Ecological Applications**, v. 5, n. 4, p. 956-961, 1995.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman and Hall, 1996. 179p.

MAIN, A. R. How much biodiversity is enough? **Agroforestry systems**, v. 45, p. 23-41, 1999.

MARTÍNEZ-GARZA, C.; GONZÁLEZ-MONTAGUT, R. Seed rain of fleshy-fruited species in tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 457-462, 2002.

MATTHES, L. A. F. **Dinâmica da sucessão secundária em mata após a ocorrência de fogo – Santa Genebra, Campinas, São Paulo**. 1992. 229f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MELO, V. A. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no Estado de Minas Gerais**. 1997. 40p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MILLER, P. M. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, p. 179-188, 1999.

MORI, S. A. *et al.* **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. 2 ed. Ilhéus: Centro de pesquisas do cacau, 1989. 104p.

MORTIMER, R. R.; HOLLIER, J. A.; BROWN, V. K. Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. **Applied Vegetation Science**, v. 1, p. 3-138, 1998.

NEPSTAD, D.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v. 20, p. 248-255, 1991.

NEPSTAD, D.; UHL, C.; PEREIRA, C. A.; SILVA, J. M. C. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos**, v. 76, p. 25-39, 1996.

NYERGES, A. E. Coppice swidden fallows in tropical deciduous forest: biological, technological, and sociocultural determinants of secondary forest successions. **Human Ecology**, v. 17, p. 379-400, 1989.

ORTIZ-PULIDO, R.; LABORDE, J.; GUEVARA, S. Frugivoría por aves em um paisage fragmentado: consecuencias en la dispersión de semillas. **Biotropica**, v. 32, n. 3, p. 473-488, 2000.

PELTZER, D. A.; KÖCHY, M. Competitive effects of grasses and woody plants in mixed-grass prairie. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 519-527, 2001.

PENHA, A. S. **Propagação vegetativa de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas: representatividade na estrutura fitossociológica e descrição dos padrões de rebrota de uma comunidade florestal, Campinas, São Paulo**. 1998. 114p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PONGE, J. F. *et al.* The forest regeneration puzzle: Biological mechanisms in humus layer and forest vegetation dynamics. **BioScience**, v. 48, n. 7, p. 523-530, July 1998.

PRIMACK, R. B. Lessons from ecological theory: dispersal, establishment, and population structure. In: FALK, D. A; MILLAR, C. I.; OLWELL, M. **Restoring diversity**: strategies for reintroduction of endangered plants. Washington, D.C.: Island. 1996. cap. 9. p. 209-233.

QUINTANA-ASCENCIO, P. F.; GONZÁLEZ-ESPINOSA, M.; RAMIREZ-MARCIAL, N.; DOMÍNGUEZ-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.

RIVERA, L. W.; ZIMMERMAN, J. K.; AIDE, T. M. Forest recovery in abandoned agricultural lands in a karst region of the Dominican Republic. **Plant Ecology**, v. 148, p. 115-125, 2000.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica**. Revista Brasileira de Horticultura Ornamental, v. 2, n. 1, p. 4-15, 1996.

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. 167p. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.**

SALICK, J.; MEJIA, A.; ANDERSON, T. Non-timber forest products integrated with natural forest management, Rio San Juan, Nicaragua. **Ecological Applications**, v. 5, n. 4, p. 878-895, 1995.

SANCHEZ, P. A.; BANDY, D. E. Alternatives to slash and burn: a pragmatic approach to mitigate tropical deforestation. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.64, p.7-65, 1992. Suplemento 1.

SINGLETON, R.; GARDESCU, S.; MARKS, P. L.; GEBER, M. A. Forest herb colonization of postagricultural forests in central New York State, USA. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 325-338, 2001.

SOUZA, S. C. P. M. **Análise de alguns aspectos de dinâmica florestal em uma área degradada no interior do Parque Estadual do Jurupará, Ibiúna, São Paulo**. 2002. 84p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SLOCUM, M. G.; HORVITZ, C. C. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. **Plant ecology**, v. 149, p. 51-62, 2000.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro of the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 69, p. 631-649, 1981.

UHL, C.; CLARK, H.; CLARK, K. Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Biotropica**, v. 14, p. 249-254, 1982.

UHL, C.; CLARK, K.; DEZZEO, N.; MAQUIRINO, P. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, v. 69, n. 3, p. 751-763, 1988.

van der PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3rd ed. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 215p.

VIEIRA, I. C. G.; UHL, C.; NEPSTAD, D. The role of shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitador' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. **Vegetatio**, v. 115, n. 2, p. 91-99, 1994.

WILLEMS, J. H.; BIK, L. P. M. Restoration of high species density in calcareous grasslands: the role of seed rain and soil seed bank. **Applied Vegetation Science**, v. 1, p. 91-100, 1998.

WILSON, E. G. (ed.) **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 657p.

WITHGOTT, J. Botanical nursing. **Bioscience**, v. 50, n. 6, p. 479-484, 2000.

WITHMORE, T. C. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WITHMORE, T.C.; HADLEY, M. (ed.) **Rain forest regeneration and management**. Parthenon. Man and Biosphere series, v. 6, p. 67-90, 1991.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4th ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 663p.

NORMAS BIBLIOGRÁFICAS UTILIZADAS:

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6023: Informação e documentação – referências – elaboração. Rio de Janeiro: 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10520: Informação e documentação – citações em documentos – apresentação. Rio de Janeiro: 2002.

APÊNDICE 4.A Número de indivíduos lenhosos regenerantes nas pastagens da Terra Indígena Araribá, Avaí, SP. A1 e B1 = faixas de amostragem situadas a 50m do remanescente florestal; A2 e B2 = faixas de amostragem situadas a 120m do remanescente florestal; A3 e B3 = faixas de amostragem situadas a 230m do remanescente florestal. SD = síndrome de dispersão, ANE = anemocoria, ZOO = zoocoria, AUT = autocoria, P = espécies pioneiras, D = espécies daninhas, NP = espécies não pioneiras, T = total.

	ESPÉCIES	SD	ABRIL/1998						OUTUBRO/1998						ABRIL/1999						OUTUBRO/1999						ABRIL/2000						T
			A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3	
P	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	ANE	0	0	0	0	0	6	0	0	0	1	0	6	0	0	0	1	1	6	0	0	0	1	1	6	0	0	0	1	0	7	37
	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd.	ZOO	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz et Pav.) A.L.Juss.	ANE	0	0	0	2	1	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	2	2	0	1	0	0	2	2	0	1	0	0	2	0	21	
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	ZOO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	ANE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	<i>Ricinus communis</i> L.	AUT	0	0	0	0	10	0	0	0	0	9	17	0	0	0	0	12	17	0	0	0	0	12	17	0	0	0	0	12	18	124	
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	ZOO	2	0	1	12	10	3	4	1	3	12	1	2	4	2	3	16	12	2	4	3	4	17	10	3	4	6	3	20	9	3	176
D	<i>Ambrosia polystachya</i> DC.	ANE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	140	
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	ANE	1	0	0	0	0	0	3	0	2	3	1	0	4	2	3	2	5	0	4	3	3	3	5	0	4	8	5	4	6	0	71
	<i>Cestrum strigillatum</i> Ruiz et Pav.	ZOO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2
	<i>Eupatorium</i> cf. <i>squalidum</i> DC.	ANE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	2	2	1	0	0	0	2	3	1	0	0	0	15	
	<i>Heliotropium transalpinum</i> Vell.	ZOO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	2	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	1	12	
	<i>Indigofera suffruticosa</i> Mill.	AUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	7
	<i>Lantana camara</i> L.	ZOO	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	16
	<i>Marsypianthes</i> sp.	AUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	3	0	0	0	0	11	2	0	0	0	0	83	5	1	0	0	114	
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	ZOO	2	0	0	0	5	17	18	30	10	26	10	23	70	56	26	41	27	31	79	80	33	77	28	30	70	72	41	89	56	41	1088
	<i>Tournefortia rubicunda</i> DC.	ZOO	0	0	0	0	0	0	2	4	1	0	1	0	2	4	1	0	1	0	1	6	2	0	1	0	3	6	2	0	0	37	
	<i>Triumfetta bartramia</i> L.	ZOO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	26	1	0	2	0	0	39	4	0	5	0	0	52	9	0	140	
	<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	ANE	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	3	1	7	4	0	3	4	1	20	6	10	5	4	1	24	7	10	115	
	<i>Vernonia chamissonis</i> Less.	ANE	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	22	3	0	0	0	1	25	3	0	0	15	1	22	4	0	101	
	<i>Vernonia</i> sp.	ANE	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	93	0	0	0	3	0	91	6	6	8	15	4	101	7	7	24	24	5	398	
	<i>Wissadula subpeltata</i> (Kuntze) Fries.	AUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	2	0	0	0	1	9	0	0	1	0	1	8	0	1	5	0	34	
NP	<i>Actinostemon conceptiones</i> Chodat & Hassl.) Pax & K. Hoffm.	AUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briquet	ANE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	ANE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4	
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	ZOO	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	16	
	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	ANE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	
	<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	ANE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vog.	ANE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stelfeld	ANE	0	3	1	0	0	1	3	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	2	0	0	0	2	3	1	0	0	0	20	
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	ANE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	ANE	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	ANE	0	0	0	3	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	7	0	0	0	1	12	0	0	1	0	1	12	0	0	43	
	<i>Rhamnidium elaeocarpus</i> Reiss.	ZOO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	ZOO	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	6	
	<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	ANE	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	
	Não identificada 1		0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
	TOTAL		8	7	3	18	26	27	32	42	21	62	31	34	186	84	50	141	75	42	196	122	64	222	142	58	202	215	81	268	231	70	2760

APÊNDICE 4.B Relação de espécies herbáceas e arbustivas de pequeno porte regenerantes nas áreas de pastagem da Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

Família	Espécie	Hábito	Nome popular	Nº UEC
Asclepiadaceae	<i>Asclepias curassavica</i> L.	Arbusto	oficial-de-sala	
Asteraceae	<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) O.	Arbusto	carrapicho-rasteiro	118.104
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Arbusto	Mentrasito	118.111
	<i>Bidens gardneri</i> Baker	Erva	Picão-vermelho	
	<i>Bidens pilosa</i> L.	Arbusto	Picão	118.112
	<i>Elephantopus angustifolius</i> Sw.	Erva	erva-grossa	
	<i>Emilia sonchifolia</i> DC.	Erva	Pinçel	118.187
	<i>Erigeron bonariensis</i> L.	Arbusto	erva-lanceta	118.123
	<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Arbusto	Macio	118.185
	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Arbusto	erva-fresca	118.106
	<i>Pterocaulon lanatum</i> Kuntze	Arbusto	Branqueja	118.180
	<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DC.	Arbusto	Verbasco	118.176
	<i>Tagetes minuta</i> L.	Arbusto	Coari	118.181
	<i>Vernonia glabrata</i> Less.	Arbusto	Assa-peixe-roxo	118.172
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Erva	trapoeraba	
Fabaceae	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench.	Arbusto	Peninha	
Caesalpinoideae	<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	Fedegoso	118.192
Fabaceae Faboideae	<i>Crotalaria lanceolata</i> E. Mey.	Arbusto	chocalho	118.131
	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	Arbusto	Barbadinho	118.191
	<i>Desmodium distortum</i> (Aubl.) J.F. Macbr.	Arbusto	Remendo	
	<i>Desmodium incanum</i> DC.	Arbusto	prega-prega	118.183
	<i>Stylosanthes cf. guyanensis</i> (Aubl.) Sw.	Arbusto	alfafa-do-campo	
Euphorbiaceae	<i>Croton glandulosus</i> (L.) Muell.	Arbusto	gervão-branco	118.107
Lamiaceae	<i>Hyptis</i> sp.	Arbusto		118.177
Malvaceae	<i>Pavonia cf. sidifolia</i> H.B. & K.	Arbusto	Malva	
	<i>Sida cordifolia</i> L.	Erva	Guanxuma	
	<i>Sida santaremnensis</i> H. Monteiro	Erva	Guanxuma	
Poaceae	<i>Axonopus aff. capillaris</i> (Lam.) Chase	Erva		
	<i>Cenchrus echinatus</i> L.	Erva	Carrapicho	118.189
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Erva		
	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Mez ex Ekman	Erva	capim-amargoso	118.110
	<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R. Br.	Erva		118.190
	<i>Eustachys distichophylla</i> (Log. & Seg.) Nees	Erva		118.096
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Erva	capim-colônião	
	<i>Rhynchelitrum repens</i> (Willd.) C. E. Hubb.	Erva	capim-favorito	118.188
	<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) Webster	Erva	Braquiária	118.105
Portulacaceae	<i>Portulaca fluvialis</i> Legr.	Erva	onze-horas	
	<i>Portulaca oleracea</i> L.	Erva	beldrega	
	<i>Portulaca halimoides</i> L.	Erva	onze-horas	
Rubiaceae	<i>Diodia teres</i> Walt.	Arbusto	mata-pasto	
	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomez	Arbusto	poaia-branca	118.186
Solanaceae	<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart. Ex Sendtn.	Arbusto		118.159
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Arbusto	maria-pretinha	
	<i>Solanum palinacanthum</i> Dunal	Arbusto	joá-bagudo	118.184
Sterculiaceae	<i>Walteria indica</i> L.	Arbusto	falsa-guanxuma	
Verbenaceae	<i>Lantana trifolia</i> L.	Arbusto	cambará-roxo	
	<i>Stachytarpheta polyura</i> Schauer	Arbusto	gervão	118.197



APÊNDICE 4.C Regeneração natural nas leiras onde os restos das culturas de café e mandioca eram empilhados. Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).



APÊNDICE 4.D Indivíduos de *Platypodium elegans* regenerantes em pastagens da Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

CAPÍTULO 5. REINTRODUÇÃO DE ESPÉCIES

5.1 INTRODUÇÃO

A degradação florestal motivada pela ação antrópica e a perda de fertilidade do solo por utilização inadequada de práticas agrícolas representam alguns dos principais problemas nas regiões tropicais (PARROTA *et al.*, 1997). Cada vez mais as florestas tropicais estão sendo cortadas e convertidas em áreas agrícolas, pastagens ou plantações de árvores exóticas (JORDAN, 1988), culminando na alteração drástica de grande parte da vegetação original no Brasil (TABARELLI *et al.*, 2002).

Ao mesmo tempo em que a devastação destas áreas demanda o estabelecimento imediato de práticas de conservação e manejo, a insuficiência de informações referentes à estrutura e à dinâmica florestais representa um sério entrave à elaboração e efetivação destas medidas.

A despeito de as tentativas de restauração florestal não serem recentes na história da humanidade, apenas a partir da observação dos processos subseqüentes à queda de árvores em florestas e à formação de clareiras é que a metodologia de reposição florestal passou a considerar a atuação de diferentes categorias no processo sucessional. Segundo alguns autores (BUDOWSKI, 1965; DENSLOW, 1980; FERRETI *et al.*, 1995; MARTÍNEZ-RAMOS, 1985) as espécies vegetais são classificadas em grupos sucessionais distintos de acordo com sua taxa de crescimento, longevidade, tolerância ao sombreamento, formação de banco de sementes, tamanho das sementes, forma de dispersão e densidade da madeira, entre outros aspectos.

No Brasil, até a década de 80 os esforços de restauração restringiram-se à monocultura de espécies exóticas, representadas principalmente pelos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus*, ou em modelos de plantios mistos, realizados ao acaso. Só então o uso de espécies nativas em plantios heterogêneos e a elaboração de projetos considerando os conceitos sucessionais começaram a ganhar força, incentivados por debates no meio científico (KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

Um dos maiores desafios em ecologia da restauração é desencadear processos que propiciem o restabelecimento de comunidades com alto grau de diversidade, como ocorre na natureza (GROSS, 1990). Em alguns casos, apenas a restauração do ambiente físico pode ser adequada, se nenhum resíduo tóxico permaneceu prejudicando a qualidade ambiental e se as fontes de colonização próximas forem adequadas (CAIRNS, 1995).

A reintrodução de espécies arbóreas é recomendada quando os processos de dispersão de sementes e estabelecimento de plantas em uma área são insuficientes para colonizá-la (PRIMACK, 1996). Nestes casos, o plantio representa uma opção bastante favorável não só ao recobrimento do solo, como também à restauração da produtividade e da diversidade florestais, uma vez que as

árvores atuam como poleiros, fornecendo oportunidades de pouso e alimentação a animais dispersores e contribuindo para o aumento da chegada de propágulos (SILVA, 1999; WUNDERLE, 1997). A germinação das sementes trazidas por dispersores e o desenvolvimento de espécies finais da sucessão são amplamente favorecidos pelas condições de luz, temperatura e umidade originadas por espécies pioneiras na superfície do solo (GUEVARA *et al.*, 1986; PARROTA *et al.*, 1997). Em pouco tempo estas espécies incumbem-se de restituir a estrutura florestal da área enquanto espécies não pioneiras encarregam-se lentamente de restabelecer sua riqueza florística (DURIGAN, 1999).

Vários modelos têm sido testados com o intuito de investigar o comportamento de algumas espécies sob ação de diferentes tratamentos. Quaisquer que sejam os modelos escolhidos, a velocidade de consecução, o custo, a confiabilidade e a estabilidade da comunidade restaurada devem ser considerados, de modo a necessitar de pouca ou nenhuma manutenção a longo prazo (BRADSHAW, 1990). Estas medidas têm sido essenciais para conquistar o interesse de proprietários rurais e para tornar a implantação do projeto mais viável em grandes extensões.

As tentativas de reintrodução apresentam maiores chances de sucesso quando as características ecológicas das espécies são consideradas. Para isto é preciso que a definição metodológica seja baseada em um conjunto de informações acerca das condições climáticas, edáficas e topográficas da área, bem como acerca da vegetação outrora existente. Neste sentido, conhecimentos sobre a fitogeografia (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996), as características de raridade e abundância (KAGEYAMA; GANDARA, 2000; RODRIGUES; GANDOLFI, 1996), as taxas de recrutamento, a dinâmica de populações e de comunidades e as inter-relações tróficas, entre outros atributos, representam grandes contribuições a este processo (CAIRNS, 1986).

Definidas as espécies e o modelo de plantio mais adequados ao local, a observação de cuidados durante e após o plantio são essenciais para assegurar que os objetivos da restauração sejam finalmente alcançados. Após revisar 15 projetos de reintrodução de espécies Hall (1987) estabeleceu as medidas que devem receber maior atenção:

As *técnicas de plantio* devem respeitar as necessidades específicas de cada espécie, observando-se a profundidade do solo em que as sementes ou mudas serão colocadas, o fornecimento de água e o sombreamento na fase inicial de adaptação ao campo, a época de plantio etc. O *local* em que será feita a reintrodução deverá oferecer condições adequadas de germinação, estabelecimento e competitividade para as espécies. Para isto a observação do tipo de solo, umidade do solo, temperatura e quantidade de sombreamento é fundamental. A sobrevivência dos indivíduos transplantados depende de cuidados de *manutenção* para a alteração das condições locais em favor destes indivíduos. Até que o sistema radicular se estabeleça pode ser necessário irrigar as plantas introduzidas ou cercá-las de matéria orgânica para manter a umidade do solo. A contenção da vegetação ao redor também pode ser importante para reduzir a competição. Para determinar o sucesso das espécies reintroduzidas devem ser realizadas *avaliações periódicas* através das quais

são feitas a contagem do número de indivíduos, a avaliação do crescimento, a estimação da frequência reprodutiva e do surgimento de novos indivíduos. Em todas as etapas citadas a *documentação*, ou seja, a descrição criteriosa dos métodos utilizados e dos resultados obtidos é crucial para a avaliação do sucesso das técnicas adotadas.

O critério mais comumente empregado para avaliar o sucesso de um projeto é verificar se a comunidade reconstruída assemelha-se à original em relação às espécies dominantes, fisionomia, etc. De uma perspectiva agrônômica, apenas a sobrevivência de uma grande proporção dos indivíduos transplantados durante alguns anos é suficiente para assegurar a eficácia do projeto. Do ponto de vista ecológico, no entanto, pode-se considerar que um projeto de reintrodução teve sucesso quando as sementes da população introduzida foram dispersas e conseguiram estabelecer uma segunda geração. O total sucesso de um projeto de reintrodução está relacionado com a capacidade de auto-perpetuação de uma população ao longo dos anos, sem que para isto necessite da intervenção humana. Isto pode levar muitos anos para ser constatado, considerando-se o tempo gasto por sucessivas gerações para crescer e se manter no local (PRIMACK, 1996).

Ao critério de sustentabilidade Ewel (1990) acrescenta outros quatro como essenciais para julgar o sucesso da restauração de um ecossistema: 1) a produtividade, em especial a produtividade líquida, que envolve processos como fotossíntese, respiração, herbivoria e mortalidade; 2) a capacidade de reter nutrientes; 3) as interações bióticas e 4) a capacidade de resistir à invasão de novas espécies, pois isto poderia ser o sintoma da perda de uma ou mais espécies-chave ou do uso incompleto da luz, água e nutrientes. Na verdade, todos os conhecimentos acumulados sobre estrutura e função de um ecossistema são utilizados e testados quando um projeto de restauração é realizado. Eventuais falhas neste processo refletem a falta de compreensão dos mecanismos ecológicos envolvidos na regeneração da comunidade e permitem vislumbrar novos caminhos nesta área do conhecimento.

Nos últimos anos constata-se um crescente número de iniciativas visando à recuperação florestal de ecossistemas tropicais e subtropicais, embora muito ainda deva ser conquistado em relação ao conhecimento da autoecologia das espécies utilizadas e suas formas de manejo (GÓMEZ-POMPA; BURLEY, 1991; KAGEYAMA; CASTRO, 1989). A evolução desta recente área de pesquisa não deve justificar, no entanto, a redução das áreas naturais para o desenvolvimento de atividades agropecuárias, expansão urbana e exploração de recursos naturais como vimos assistindo (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Ao contrário, espera-se que a proteção ambiental seja mais efetiva e que as taxas de destruição diminuam ao ponto de tornar a restauração ecológica cada vez menos necessária em nosso meio (CAIRNS, 1995).

Pretendeu-se, através deste estudo, fornecer subsídios e sustentação às práticas futuras de intervenção em pastagens da Terra Indígena Araribá. As investigações realizadas neste trabalho foram norteadas pelas seguintes questões:

- 1) Qual a viabilidade de reintroduzir mudas de espécies pioneiras e não pioneiras em pastagens da Terra Indígena Araribá visando à restauração florestal da área? Quais fatores poderiam dificultar este processo?
- 2) O uso de diferentes modelos de plantio (homogêneo x heterogêneo) poderia influenciar no crescimento de espécies pioneiras e não pioneiras? Qual estratégia seria mais recomendada?

Caracterização das espécies utilizadas

A seguir são apresentadas informações a respeito da distribuição, crescimento, longevidade e ecologia das espécies utilizadas. A importância econômica das espécies foi também ressaltada, considerando-se a possibilidade de exploração racional de alguns recursos florestais pelos indígenas.

Trema micrantha, conhecida popularmente como pau-pólvora ou crindiúva, é uma espécie arbórea de 5-12m de altura distribuída em várias formações vegetais, nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Goiás e Mato Grosso do Sul até o Rio Grande do Sul, estendendo-se por toda a América do Sul e Central. É uma das primeiras a surgir em áreas perturbadas, podendo permanecer durante vários estágios de desenvolvimento sucessional, exceto os mais maduros (LORENZI, 1992). Apresenta flores melíferas e frutos úteis na alimentação de pássaros, peixes e animais domésticos, desenvolvidos durante um extenso período do ano. Seus ramos e folhas apresentam alto valor nutricional, sendo bastante utilizados como forragem. Sua madeira presta-se para a construção de tabuados, caixotaria, esquadrias, carvão e pólvora. As fibras são adequadas para a confecção de papel, cordoaria e tecidos rústicos. A espécie apresenta rápido crescimento e grande versatilidade ecológica, características que a tornam recomendável em projetos de recuperação florestal sob diferentes condições (CARVALHO, 1994).

Croton floribundus ou capixingui, como é conhecido, é uma espécie de porte arbustivo ou arbóreo (CÔRREA, 1984, p. 503) presente nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo, Paraná e sul do Mato Grosso do Sul, principalmente em florestas semidecíduas secundárias ou que sofreram algum tipo de perturbação. Apresenta longevidade baixa (15 a 30 anos) e comumente atinge 5 a 10m de altura, podendo chegar a 20m (CARVALHO, 1994). Suas flores são melíferas e sua madeira é moderadamente pesada, podendo ser utilizada em caixotaria leve e artefatos de madeira em geral. O fato de adaptar-se facilmente a áreas abertas e apresentar rápido desenvolvimento no campo a tornam interessante para uso em reflorestamentos de áreas degradadas (LORENZI, 1992).

Hymenaea courbaril, o popular jatobá, é uma espécie típica da floresta semidecídua, onde chega a atingir 15-20m de altura. Distribui-se pelos estados do Piauí até o norte do Paraná, sendo pouco exigente quanto à fertilidade e umidade do solo (LORENZI, 1992). Apresenta madeira pesada, útil na construção civil e na carpintaria em geral. Suas flores são procuradas por abelhas que produzem um mel de alta qualidade e seus frutos são utilizados na alimentação humana e animal. A

árvore encerra várias propriedades medicinais, sendo conhecido o uso da resina, da casca, do fruto e das raízes. É uma espécie longeva, de crescimento lento a moderado. Sua utilização é recomendada em projetos de reflorestamento em solos bem drenados ou com inundações periódicas de rápida duração (CARVALHO, 1994).

Aspidosperma ramiflorum ou guatambu é uma espécie de grande porte (20-30m de altura), ocorrendo desde os estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais até Santa Catarina, na floresta pluvial da encosta atlântica, e de maneira esparsa na floresta semidecídua de altitude. Sua madeira moderadamente pesada e resistente ao apodrecimento é bastante empregada na construção civil e na confecção de artefatos. Por suas características ornamentais e de rápido crescimento no campo é recomendada para utilização em projetos de arborização e recuperação florestal (LORENZI, 1992).

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi implantado em duas áreas de pastagem, “A” e “B”, separadas por um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 1992) de 9,42ha. Em cada área foram delimitados 3 transectos, distanciados a 50m, 120m e 230m do remanescente florestal, onde foram alocadas as parcelas. Em 18 parcelas foram plantadas 648 mudas, pertencentes a 4 espécies. A escolha das espécies foi feita em função de sua ocorrência na flora regional e da categoria sucessional a que pertenciam. *Croton floribundus* Spreng. e *Trema micrantha* (L.) Blume representaram o grupo das pioneiras, enquanto *Hymenaea courbaril* L. e *Aspidosperma ramiflorum* M. Arg. retrataram as não pioneiras. As mudas foram fornecidas pelo viveiro da Aciflora, localizado no município de Bauru.

Em cada parcela de 15m x 20m foram plantadas 36 mudas em sistema de quinquêncio e espaçamento de 2m x 3m entre elas. Foram testados 3 tratamentos, com 3 repetições em cada área, a saber: 4) plantio de espécies pioneiras na proporção de 18 mudas de cada espécie; 5) plantio de espécies não pioneiras na proporção de 18 mudas de cada espécie e 6) plantio de espécies pioneiras e não pioneiras de forma consorciada (9 mudas de cada espécie). A numeração dos tratamentos obedeceu à seqüência estipulada na primeira parte deste trabalho. Convencionou-se designar os tratamentos 4 e 5 como plantios homogêneos ou puros e o tratamento 6 como plantio heterogêneo ou misto. Em todos os tratamentos a disposição das espécies de cada grupo sucessional nas parcelas foi feita ao acaso. A descrição e representação dos outros tratamentos adotados, além do plantio, encontram-se na parte inicial desta tese (item: “Procedimento”). Entre uma parcela e outra foi respeitada uma distância mínima de 5m a fim de evitar interferência entre os tratamentos.

Durante o monitoramento das mudas foram observados os mesmos cuidados utilizados em trabalhos silviculturais, considerando-se que em áreas perturbadas, as baixas diversidades estrutural

e funcional levam à redução da resiliência e tornam a interferência humana imprescindível para a manutenção do ecossistema (GLIESSMAN, 1990).

O plantio foi realizado em abril/1998. Antes desta etapa a área foi gradeada com trator visando ao desbaste do estrato herbáceo, constituído principalmente por gramíneas invasoras de pastagens. A contenção destas espécies fez-se necessária pois seu crescimento desordenado poderia obstruir completamente a área, competindo por luz, água e nutrientes com os indivíduos plantados (REIJNTJES *et al.*, 1992). A abertura das covas, de tamanho 40cm x 40cm x 60cm, foi feita com auxílio de cavadeira e enxada. Em cada cova foram adicionados 5l de esterco de curral curtido, 150g de superfosfato simples e 500g de calcário dolomítico. Após o plantio das mudas foi necessário irrigá-las algumas vezes em função da escassez de chuvas no período em que foram plantadas. Passados alguns meses foram realizadas duas aplicações de 80g de adubo NPK 20-5-20 por cova, objetivando incrementar o crescimento vegetativo das mudas. Ambas as aplicações foram realizadas na estação chuvosa (dezembro/1998 e março/1999), quando o solo estava úmido e os nutrientes tinham maior possibilidade de serem absorvidos pelas raízes. A limpeza das covas foi realizada através de capina manual duas vezes ao ano, nos meses de setembro e março.

Além destes procedimentos foram realizados, principalmente durante o primeiro ano após o plantio, atividades de desbrota e tutoramento das mudas, reposição das mudas mortas, manutenção de aceiros e combate à formiga saúva, conforme recomendações de Rodrigues; Gandolfi (1996).

O crescimento das espécies introduzidas foi avaliado semestralmente durante dois anos. A cada semestre 30 indivíduos de cada espécie foram escolhidos ao acaso e tiveram sua altura total estimada com auxílio de uma fita métrica ou de uma vara de altura conhecida, sinalizada a cada 0,1m. Nas parcelas com terreno em declive a medição de cada muda foi realizada no ponto médio entre a porção mais alta e a porção mais baixa do terreno. A altura média inicial das mudas foi variável entre as espécies, atingindo 0,99m em *Croton floribundus*, 0,28m em *Trema micrantha*, 0,28m em *Aspidosperma ramiflorum* e 0,39m em *Hymenaea courbaril* (APÊNDICES 5.C e 5.D).

De cada área foram sorteadas 9 parcelas para a amostragem de solo. Em cada parcela sorteada foram retiradas três amostras, nas profundidades de 0 a 5cm, de 5 a 10cm e de 40 a 60cm, com auxílio de um trado de 4 pol. de diâmetro. As amostras foram colocadas em sacos de polietileno devidamente identificados e enviadas ao Departamento de Solos e Nutrição de Plantas da USP/ESALQ para a realização de análises química e granulométrica. A análise química foi efetuada segundo van Raij *et al.* (2000) e Vitti (1988) e a análise granulométrica de acordo com o método do densímetro (CAMARGO *et al.*, 1986; KIEHL, 1979).

O crescimento foi calculado através da fórmula: $\Delta H/\Delta t$, onde ΔH = diferença entre alturas médias de cada espécie e Δt = período de tempo entre uma avaliação e outra. A mortalidade foi expressa em porcentagem. Aos resultados de altura média das espécies introduzidas e das análises

de solo foi aplicado o teste *t* de Student (ZAR, 1999) para dados emparelhados, a 5% de significância.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

SOLO

O solo predominante na região enquadra-se na categoria Latossolo Vermelho-Escuro fase arenosa (BRASIL, 1960). Estes solos ocorrem em relevo suave ondulado e são caracterizados pela baixa fertilidade e suscetibilidade à erosão (CENTRO DE TECNOLOGIA EM RECURSOS NATURAIS; INSTITUTO AGRONÔMICO, 1986).

Os resultados das análises química e granulométrica encontram-se na TABELA 5.1 e APÊNDICES 5.A e 5.B.

O pH apresentou-se baixo (médias inferiores a 5,0) em ambas as áreas, nas três profundidades analisadas. Em geral não foram observadas diferenças significativas entre as médias nas duas áreas. No entanto, na área A o pH foi menor e a dispersão foi bem superior à área B, independentemente da profundidade do solo. Verificou-se uma ligeira diminuição do pH com o aumento da profundidade.

Conforme esperado, nas duas áreas o nível de matéria orgânica sofreu redução proporcional ao aumento da profundidade. Na área "A" a quantidade de matéria orgânica foi superior àquela encontrada na área B, embora apenas na profundidade de 40-60cm este valor tenha sido significativo.

Em geral os elementos e parâmetros P, K, Ca, Mg, H+Al, SB, e T foram encontrados em maior quantidade na área A, ainda que apenas em algumas amostras estas diferenças tenham sido significativas (K, Mg, H+Al e SB na profundidade de 40-60cm e T nas profundidades de 5-10cm e 40-60cm). Somente as médias de Mg e P na profundidade de 0-5cm foram maiores na área B, ainda que não significativamente. Na maioria das análises houve redução dos níveis dos elementos de acordo com o aumento da profundidade, exceto para H+Al.

A saturação em bases (V) apresentou os mesmos valores nas áreas A e B, na profundidade de 0-5cm. Na profundidade de 5-10cm foi ligeiramente maior na área B, enquanto na profundidade de 40-60cm mostrou-se maior na área A, embora em nenhuma delas estas diferenças tenham sido significativas. Em ambas as áreas houve diminuição de V com o aumento da profundidade.

Em relação à análise granulométrica, a fração areia foi verificada em maior quantidade na área A nas profundidades de 0-5cm e 5-10cm. Na profundidade de 40-60cm a média em B foi estatisticamente superior à média em A, demonstrando um aumento da fração areia na área B e redução desta na área A, com o aumento da profundidade.

TABELA 5.1 Médias e desvios-padrão dos resultados das análises químicas e granulométricas do solo das áreas "A" e "B", de acordo com a profundidade. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP. Médias seguidas de mesma letra, na mesma profundidade do solo, não diferem a 5% de probabilidade.

	0-5cm		5-10cm		40-60cm	
	Área A	Área B	Área A	Área B	Área A	Área B
PH (CaCl₂)	4,76 ± 0,34 a	4,85 ± 0,25 a	4,34 ± 0,44 a	4,51 ± 0,36 a	4,26 ± 0,37 a	4,43 ± 0,24 a
M.O.(g.dm⁻³)	21,89 ± 7,98 a	18,22 ± 1,79 a	15,5 ± 4,07 a	12,67 ± 1,94 a	11,89 ± 3,72 a	9,0 ± 1,58 b
P (mg.dm⁻³)	4,67 ± 1,87 a	5,44 ± 1,24 a	4,0 ± 1,77 a	3,33 ± 0,5 a	3,45 ± 1,01 a	2,78 ± 0,67 a
K (mmolc.dm⁻³)	2,59 ± 0,84 a	2,17 ± 0,58 a	2,91 ± 1,41 a	2,58 ± 1,0 a	1,9 ± 0,71 a	1,05 ± 0,28 b
Ca (mmolc.dm⁻³)	12,56 ± 5,96 a	10,78 ± 4,30 a	7,12 ± 5,06 a	5,67 ± 1,58 a	8,22 ± 8,27 a	3,67 ± 1,0 a
Mg (mmolc.dm⁻³)	6,0 ± 2,55 a	6,34 ± 2,12 a	3,37 ± 1,68 a	2,45 ± 0,88 a	2,56 ± 1,24 a	1,22 ± 0,44 b
H+Al (mmolc.dm⁻³)	15,78 ± 2,22 a	14,89 ± 1,90 a	19,87 ± 2,75 a	17,33 ± 4,16 a	22,89 ± 6,92 a	13,11 ± 1,76 b
SB (mmolc.dm⁻³)	21,15 ± 8,35 a	19,28 ± 6,39 a	13,41 ± 7,18 a	10,69 ± 1,96 a	12,68 ± 9,17 a	5,94 ± 0,92 b
T (mmolc.dm⁻³)	36,92 ± 8,21 a	34,17 ± 6,92 a	33,29 ± 33,27 a	28,02 ± 3,65 b	35,57 ± 11,67 a	19,04 ± 2,02 b
V (%)	55,56 ± 11,20 a	55,56 ± 7,48 a	38,25 ± 14,36 a	38,44 ± 5,55 a	33,78 ± 13,92 a	31,22 ± 4,41 a
Areia (%)	85,56 ± 1,67 a	84,67 ± 1,41 a	85,11 ± 2,26 a	84,67 ± 2,24 a	81,33 ± 3,87 a	85,33 ± 1,0 b
Silte (%)	4,44 ± 0,88 a	5,33 ± 1,41 a	4,44 ± 0,88 a	5,78 ± 1,20 b	4,44 ± 1,33 a	5,78 ± 0,67 b
Argila (%)	10,0 ± 1,41 a	10,0 ± 1,41 a	10,44 ± 2,60 a	9,56 ± 1,94 a	14,22 ± 3,38 a	8,89 ± 1,05 b

A fração silte foi maior na área B, com diferenças significativas nas profundidades de 5-10 e 40-60cm. Na área A esta fração permaneceu constante com o aumento da profundidade, enquanto na área B ela sofreu um acréscimo, permanecendo constante na profundidade de 40-60cm.

A fração argila foi idêntica na profundidade de 0-5cm em ambas as áreas. Nas outras profundidades esta fração foi superior na área A, sendo esta diferença estatisticamente significativa na profundidade de 40-60cm. Com o aumento da profundidade constatou-se aumento da argila na área A e diminuição desta na área B.

A maioria dos elementos analisados foi encontrada em quantidades superiores na área A, embora em apenas algumas análises estas diferenças tivessem apresentado significado estatístico. Nesta área a dispersão dos dados foi também superior à área B, indicando uma distribuição mais heterogênea dos elementos no solo. As amostras A16 e A23 apresentaram alguns valores acima da média em várias análises, o que contribuiu para a dispersão dos dados na área A. O fato de terem sido retiradas de parcelas onde foi realizado plantio e adubação das mudas pode ter contribuído para os resultados encontrados.

De maneira geral os dados caracterizam um solo ácido, arenoso e com baixa disponibilidade de nutrientes nas duas áreas. Tais atributos são freqüentes em latossolos da região, porém o fato da área ter sido submetida por vários anos ao desmatamento e à adoção de práticas agrícolas inadequadas certamente contribuiu para seu empobrecimento e desestruturação. Considerando-se que a maioria dos nutrientes concentra-se mais na vegetação do que propriamente no solo, a substituição da cobertura florestal pela criação de gado constitui também um fator de alteração dos padrões de fertilidade do solo. Além disso, a formação de pastagens pode ter como conseqüências o agravamento de erosões, a compactação do solo e a entrada de espécies invasoras (FEARNSIDE, 1980) capazes de afetar quaisquer processos regenerativos ou de restauração que venham a se instalar na área.

As condições climáticas nos trópicos úmidos propiciam a atividade biológica durante todo o ano. No solo, a atividade biológica contínua proporciona altas taxas de decomposição e respiração anuais, resultando em alta produção de ácido carbônico e conseqüente ampliação do potencial para perda de nutrientes. Em locais onde os solos têm sido expostos a estes processos por milhões de anos a fertilidade é usualmente reduzida, como é possível perceber em áreas baixas contendo latossolos (JORDAN, 1988).

A conservação dos nutrientes e a produtividade de uma área são fatores diretamente associados à presença da comunidade do solo. Esta comunidade depende de energia e nutrientes derivados da decomposição da matéria orgânica da floresta para sua existência e, por isto, a adoção de um esquema de manejo que forneça, ao menos parte em parte, uma cobertura contínua de árvores ou de outras plantas de ciclo de vida longo, é fundamental. Quando uma floresta é preservada, a cadeia alimentar do solo mantém-se intacta e atuante, garantindo que poucos cátions

sejam perdidos, pouco nitrogênio seja volatilizado e o fósforo permaneça móvel e disponível para as plantas. Ao contrário, quando uma floresta nativa é retirada para fins agrícolas, pastoris ou silviculturais, pode ocorrer uma rápida redução na disponibilidade de nutrientes do solo, de forma que dentro de poucos anos estas atividades tornam-se difíceis ou impossíveis sem a entrada maciça de fertilizantes (ALTIERI, 1999; JORDAN, 1988).

Em face da baixa fertilidade e suscetibilidade à erosão encontradas no solo da terra indígena, recomenda-se que sejam utilizadas preferencialmente espécies perenes, capazes de proporcionar uma cobertura vegetal contínua na área. O uso concomitante de espécies anuais em alguns pontos desponta como uma alternativa bastante interessante a ser considerada pelos habitantes locais, por representar uma fonte de subsistência e de retorno econômico em um prazo relativamente curto de tempo. Quaisquer que sejam as espécies e os modelos escolhidos, a investigação da autoecologia e do efeito da combinação de plantas em sistemas de plantio representam medidas essenciais para a adequação dos projetos às características locais e para obtenção de êxito na conciliação das atividades de manejo e conservação do ecossistema.

CRESCIMENTO X PERÍODO

No primeiro semestre após o plantio o crescimento das espécies foi bastante baixo, nulo ou até negativo, como observado em *Croton floribundus*, cuja altura média chegou a diminuir nas áreas A e B, em decorrência da ação de formigas e cervídeos que passaram a freqüentar a área em busca de partes vegetativas mais tenras. *Hymenaea courbaril* e *Aspidosperma ramiflorum* também apresentaram um ligeiro decréscimo no mesmo período, verificado principalmente nas parcelas da área B. Apenas *Trema micrantha* apresentou um crescimento médio positivo, embora discreto, no primeiro semestre (FIGURAS 5.1 e 5.2; APÊNDICES 5.C e 5.D).

Somente na segunda amostragem, realizada 12 meses após o plantio, foi possível observar o crescimento positivo de todas as espécies analisadas. As espécies pioneiras, caracterizadas pelo rápido crescimento em altura, aumentaram significativamente em relação à amostragem anterior, atingindo 2,23m ($\pm 0,56$) e 2,17m ($\pm 0,60$), respectivamente, no primeiro ano após o plantio (APÊNDICE 5.C). Na área A este aumento foi em média de 190,2% para *C. floribundus* e 339,8% para *T. micrantha* (FIGURA 5.1). Na área B estas espécies aumentaram em média 97,8% e 371,0%, respectivamente (FIGURA 5.2). As não pioneiras *Aspidosperma ramiflorum* e *Hymenaea courbaril* aumentaram em média 54,5% e 79,8%, respectivamente na área A (FIGURA 5.1) e 80,9% e 75,0%, respectivamente, na área B (FIGURA 5.2). Considerando-se as duas áreas tais espécies atingiram alturas médias de 0,44m ($\pm 0,15$) e 0,68m ($\pm 0,19$), respectivamente neste período (APÊNDICE 5.D). Embora bastante acentuadas, as diferenças de crescimento observadas entre as espécies eram esperadas, considerando-se as estratégias adaptativas inerentes a cada grupo sucessional.

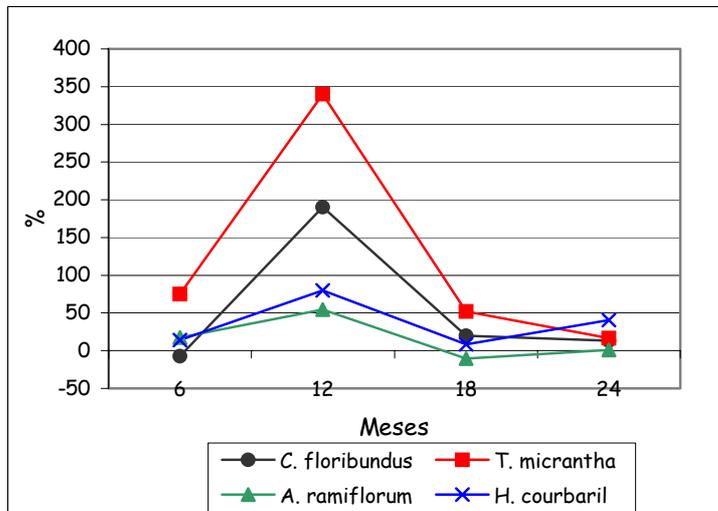


FIGURA 5.1 Taxa de acréscimo (%) da altura média das espécies introduzidas na área "A" de acordo com o período de amostragem. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP. A primeira avaliação (6 meses) foi realizada em out./1998.

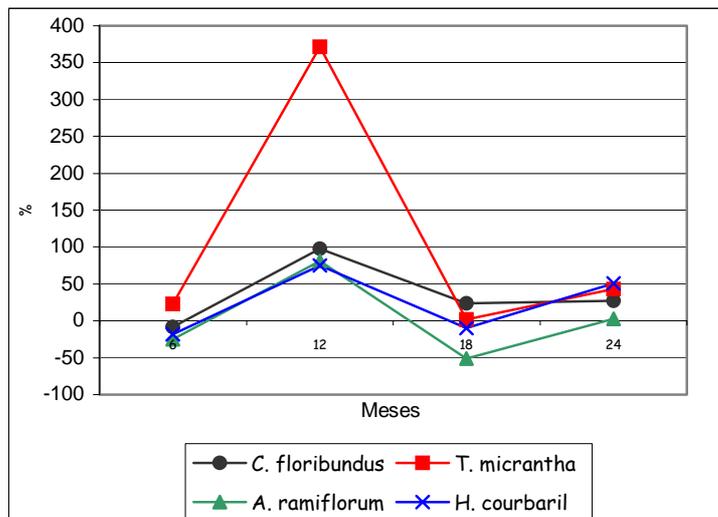


FIGURA 5.2 Taxa de acréscimo (%) da altura média das espécies introduzidas na área "B" de acordo com o período de amostragem. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP. A primeira avaliação (6 meses) foi realizada em out./1998.

O crescimento apresentado pelas espécies em outubro de 1999 foi bem menos expressivo do que o verificado no período anterior. A estiagem característica deste período certamente influenciou os valores obtidos na amostragem. *Aspidosperma ramiflorum* chegou a apresentar uma diminuição de 51,3% em sua altura média na área B, em face da constante herbivoria praticada por formigas e cervídeos. *H. courbaril* também teve uma ligeira redução de 9,8% em sua altura média nesta mesma área (FIGURA 5.2).

Dois anos após o plantio, *Croton floribundus* e *Trema micrantha* atingiram alturas médias de 3,23m (\pm 0,78) e 3,13m (\pm 0,94), respectivamente (APÊNDICES 5.C e 5.E), o que significou um crescimento médio de 1,12m/ano para *C. floribundus* e 1,42m/ano para *T. micrantha*. De acordo com os critérios de Vega (1976), o crescimento entre 1,0-1,5m/ano pode ser classificado apenas como *aceitável*. No trabalho de Guardia (1996) estas espécies chegaram a crescer 1,83m/ano e 2,40m/ano, sendo classificadas como de crescimento *rápido* e *muito rápido*, respectivamente.

Quanto às não pioneiras, *Hymenaea courbaril* atingiu em média 0,99m (\pm 0,48), enquanto *Aspidosperma ramiflorum* apresentou apenas 0,33m (\pm 0,17) ao final de dois anos (APÊNDICE 5.D). O crescimento anual médio destas espécies foi considerado lento (VEGA, 1976), situando-se em 0,3m/ano para *H. courbaril* e 0,025m/ano para *A. ramiflorum*.

Verifica-se que o incremento em altura em abril/2000 (24 meses) foi bastante inferior ao encontrado em abril/1999 (12 meses) para todas as espécies (FIGURAS 5.1 e 5.2). Considerando-se as áreas A e B em conjunto, o crescimento de *H. courbaril* em abril/1999 foi o mesmo observado em abril/2000 (APÊNDICE 5.D). É possível que a adubação de cobertura, realizada alguns meses antes da avaliação de abril/1999 tenha influenciado no crescimento das mudas. Em Moji Guaçu (SP) Guardia (1996) constatou maior incremento em altura de *Croton floribundus* e *Trema micrantha* no segundo ano após o plantio e de *Hymenaea courbaril* no primeiro ano após o plantio.

Conforme esperado, todas as espécies se beneficiaram da estação chuvosa para seu crescimento, o que foi possível verificar comparando-se as avaliações realizadas nos meses de abril e de outubro (APÊNDICES 5.C e 5.D). Além de haver maior disponibilidade hídrica nos meses compreendidos entre a primavera e o verão, o comprimento do dia e as temperaturas são maiores neste período, favorecendo o desenvolvimento das plantas (PAIVA, 1997).

Considerando-se a altura média inicial apresentada pelas mudas, *Trema micrantha* foi a espécie que obteve em média maior crescimento após dois anos de observação (1.117,9%), seguida por *Croton floribundus* (326,3%). Acredita-se que o crescimento de *Trema micrantha* teria sido ainda maior não fosse esta espécie tão visada por herbívoros.

Trema micrantha tem se destacado em vários estudos, tanto realizados em clareiras no meio da floresta quanto em plantios destinados à recuperação florestal. Além de apresentar grande velocidade de crescimento, esta espécie possui arquitetura da copa favorável ao sombreamento,

características bastante desejáveis em projetos de recomposição (BARBOSA *et al.*, 1997a). Em um trabalho realizado em Ghana *Trema micrantha* atingiu 13,5m em apenas dois anos (BROKAW, 1985). Em Ilha Solteira (SP) sua altura chegou a 6m em 14 meses (CARVALHO, 1994). Em plantios heterogêneos no município de Promissão (SP) esta espécie apresentou 4m de altura em um ano (KAGEYAMA *et al.*, 1990) e em Teodoro Sampaio (SP) sua altura situou-se entre 3,20-4,04m (KAGEYAMA *et al.*, 1992). Em Moji Guaçu, *Trema micrantha* apresentou cerca de 2,5m de altura no primeiro ano e 4,8m quase ao final do segundo ano de desenvolvimento em plantio heterogêneo (GUARDIA, 1996). Barbosa *et al.* (1997b) registraram para esta espécie altura média de 1,84m ao final de 10 meses e 4,98m em 22 meses após o plantio.

De crescimento um pouco mais lento do que *Trema micrantha*, *Croton floribundus* atingiu alturas máximas de 1,21-2,38m em apenas um ano após o plantio e 4,27m em dois anos de experimento (KAGEYAMA *et al.*, 1990 e KAGEYAMA *et al.*, 1992). Em Ilha Solteira (SP) sua altura chegou a 4,65m em um ano e em Telêmaco Borba (PR) 8,62m em 8 anos (CARVALHO, 1994). Guardia (1996) registrou em média 3,67m para esta espécie em dois anos, valor um pouco superior ao encontrado no presente estudo. Esta espécie mostrou-se também boa sombreadora em um plantio com mais 7 espécies realizado no município de Santa Cruz das Palmeiras - SP (BARBOSA *et al.*, 1997a).

Vásquez-Yanes (1980) constatou velocidade de crescimento de 1-2m/ano em várias espécies pioneiras, em alguns casos chegando a 2-3m/ano, dependendo da espécie e das condições em que se encontrava. Pickett (1983) relatou crescimento em altura de 1 a 4m/ano para espécies pioneiras avaliadas em diferentes áreas e estudos. Rodrigues (1999) encontrou alturas de 8 a 10m em espécies pioneiras após 51 meses de acompanhamento.

De maneira geral, espécies pioneiras costumam apresentar maior velocidade de crescimento que as não pioneiras. O rápido crescimento de espécies pioneiras parece ser uma adaptação à natureza efêmera do meio e está associado ao eficiente desenvolvimento da área foliar nestas plantas, capaz de promover um aumento contínuo da superfície fotossintetizante (VÁSQUEZ-YANES, 1980). A qualidade da luz, referente tanto ao vermelho quanto ao vermelho extremo, exerce forte influência sobre este processo, induzindo o fitocromo presente nos entrenós e nas folhas e promovendo o crescimento em condições de dias longos (WHATLEY; WHATLEY, 1982). O crescimento apresentado por espécies pioneiras plantadas próximas fornece uma estimativa do sucesso de cada uma na colonização de uma área (BROKAW, 1987).

Mesmo dentro do grupo das pioneiras encontra-se grande heterogeneidade de estratégias de colonização, tamanho e longevidade das espécies. Hubbell; Foster (1986) consideram pioneiras “fugitivas” as espécies que ocupam áreas abertas e não são encontradas no banco de plântulas de florestas, pela incapacidade de suportarem ambientes sombreados como, por exemplo, o gênero *Trema*. Já as pioneiras “posseiras” (WILLIAMSON *et al.*, 1998) ocorrem em áreas neotropicais de

baixa altitude, germinam, crescem e se reproduzem a pleno sol mas apresentam crescimento mais lento, tronco mais curto e forte e madeira mais densa. Em função de tais características estas espécies não conseguem atingir o dossel como as pioneiras fugitivas. Para assegurar seu espaço ao sol investem, portanto, no desenvolvimento da copa e, às vezes, em estratégias mais agressivas como o crescimento clonal e a alelopatia. Uma outra classificação para as espécies pioneiras é apresentada por Kageyama *et al.* (1994) distinguindo-as em pioneiras típicas, ou seja, aquelas que ocupam áreas de clareiras formadas em florestas primárias, e pioneiras antrópicas, espécies que não são típicas da floresta primária mas que fazem o papel de pioneiras em áreas que foram degradadas. Apesar da preocupação em torno da classificação das espécies em categorias ecológicas ou sucessionais, muitas informações ainda são necessárias até que se chegue a um consenso. Na verdade, nem sempre é possível delimitar estes grupos com clareza, uma vez que fazem parte de um *continuum*, onde os níveis de tolerância ao sombreamento podem determinar grandes variações.

Espécies pertencentes ao grupo das não pioneiras, como *Hymenaea courbaril* e *Aspidosperma ramiflorum*, diferenciam-se das pioneiras, entre outras características, pelo seu lento incremento em altura. Geralmente espécies de sobosque apresentam taxas fotossintéticas menores do que espécies do dossel ou pioneiras (BAZZAZ, 1988). Em doze trabalhos relacionados por Carvalho (1994) a altura do jatobá variou de 0,20m/ano (em Avaré, SP), até 1,21m/ano (em Paraibuna, SP). Guardia (1996) registrou para *H. courbaril* crescimento anual médio de 0,95m e altura média de 1,95m ao final de dois anos em plantios heterogêneos realizados em Moji Guaçu. Para esta mesma espécie, Piña-Rodrigues *et al.* (1997) constataram altura média de 1,64m em 14 meses e 13,3% de mortalidade em plantios heterogêneos no Rio de Janeiro. Kageyama *et al.* (1990) encontraram para *H. stilbocarpa*, outra espécie pertencente ao mesmo gênero, crescimento de 0,54-0,67m em um ano. Os resultados de crescimento encontrados por Paiva (1997), no entanto, foram os que mais se aproximaram do presente estudo: o crescimento anual de *Hymenaea courbaril* L. var. *stilbocarpa* foi de 0,20m, enquanto do *Aspidosperma parvifolium*, outra espécie de guatambu, foi de 0,14m.

As medidas de altura total, diâmetro da base e diâmetro da copa figuram entre as mais significativas na avaliação de grupos ecológicos visando à recomposição florestal (KAGEYAMA *et al.*, 1992). No entanto, a comparação do crescimento de espécies em diferentes trabalhos, embora válida sob alguns aspectos, deve ser vista com cautela, pois nem sempre os resultados observados em um determinado ambiente podem ser extrapolados para outros. Os genótipos das mudas desenvolvidas em uma determinada região encontram-se adaptados a este meio, podendo gerar diferenças no estabelecimento e crescimento das populações comparadas (KAGEYAMA; CASTRO, 1989).

CRESCIMENTO X TRATAMENTOS

Em relação aos tratamentos quase não ocorreram diferenças significativas no crescimento de espécies em plantio homogêneo e heterogêneo em ambas as áreas (TABELA 5.2; FIGURAS 5.3, 5.4, 5.5 e 5.6). O resultado que mais se aproximou de um nível significativo estatisticamente ocorreu na área B, referente à altura média de *Croton floribundus* no tratamento 4 (plantio homogêneo de espécies pioneiras), quando comparada ao tratamento 6 (plantio heterogêneo).

Entre os tratamentos 5 (plantio homogêneo de espécies não pioneiras) e 6 (plantio heterogêneo) também não foram observadas diferenças significativas no crescimento dos indivíduos, exceto para *A. ramiflorum* plantado na área A, cujo crescimento no tratamento 5 foi superior ao encontrado no tratamento 6.

Esperava-se encontrar maior crescimento das espécies em plantios heterogêneos. Nestas condições, espécies pioneiras teriam o crescimento estimulado pela maior competição por luz, enquanto as não pioneiras seriam favorecidas pelo sombreamento proporcionado por espécies pioneiras. Considerando-se que, apenas após um ano do plantio as espécies pioneiras passaram a sombrear parcialmente a área, é provável que durante um tempo maior de observação o plantio em modelos homogêneo e heterogêneo proporcionasse resultados diferentes dos que foram encontrados.

Em outros trabalhos, o uso de diferentes modelos de plantio também têm acarretado, muitas vezes, respostas contrárias às esperadas inicialmente. Barbosa *et al.* (1997b) não encontraram grandes variações nos níveis de crescimento de espécies plantadas em diferentes modelos de espaçamento, disposição dos indivíduos e proporção entre estádios sucessionais. Os autores concluíram que as variações entre os resultados foram mais atribuídas às características ontogenéticas de cada espécie do que propriamente aos tratamentos. Rodrigues (1999) observou menor crescimento em *Trema micrantha* quando combinada a outras pioneiras e atribuiu este fato à maior competição pela luz neste tratamento. Ainda neste trabalho o maior crescimento em altura e área basal foi registrado no modelo de plantio onde constaram apenas espécies pioneiras. Em seguida, o plantio consorciado de espécies de diferentes estádios sucessionais foi o que atingiu maiores alturas.

O uso de *Trema micrantha* em plantios homogêneos e heterogêneos não surtiu diferenças significativas em seu crescimento, conforme constataram Kageyama *et al.* (1992). Neste mesmo trabalho, no entanto, os autores registraram alturas maiores para *Hymenaea stilbocarpa* quando consorciado a espécies pioneiras. Alguns experimentos citados por Kageyama; Castro (1989) confirmam tal resultado. O crescimento de algumas espécies nativas não pioneiras foi intensamente favorecido pelo sombreamento de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. plantadas em consórcio. Rodrigues (1999), no entanto, defende que espécies não pioneiras podem responder positivamente ao aumento

de luminosidade, conforme constatado em *H. courbaril*, cujo crescimento entre espécies não pioneiras foi um dos maiores apresentados pela espécie naquele experimento.

Como se pode depreender, vários autores têm procurado encontrar formas de plantio que melhor respondam às condições locais de cada experimento e, ao mesmo tempo, atendam aos objetivos da restauração florestal. Dentre as principais variáveis analisadas estão: número de espécies, tipos de espécies, estágio sucessional, distribuição espacial, número de indivíduos de cada espécie, espaçamento entre os indivíduos, adubação e capina. Apesar do crescente número de trabalhos abordando estes temas, a diversidade de resultados, muitas vezes contraditórios, tem dificultado o estabelecimento de uma metodologia mais adequada. A existência de variáveis específicas a cada caso pode alterar sobremaneira os resultados esperados, devendo ser considerada por ocasião da escolha de um modelo de plantio.

TABELA 5.2 Alturas médias (m) das espécies introduzidas e desvios-padrão após 2 anos de plantio em modelos homogêneo e heterogêneo. Médias seguidas de mesma letra, na mesma linha, não diferem entre si a 5% de significância.

ESPÉCIES	ÁREA A		ÁREA B	
	Plantio homogêneo	Plantio heterogêneo	Plantio homogêneo	Plantio heterogêneo
<i>Croton floribundus</i>	2,26 ± 1,26 a	2,31 ± 1,27 a	1,93 ± 0,98 a	1,57 ± 0,67 a
<i>Trema micrantha</i>	1,87 ± 1,62 a	2,15 ± 1,64 a	1,19 ± 0,82 a	1,32 ± 1,02 a
<i>A. ramiflorum</i>	0,44 ± 0,12 a	0,37 ± 0,08 b	0,28 ± 0,06 a	0,22 ± 0,12 a
<i>H. courbaril</i>	0,73 ± 0,37 a	0,76 ± 0,31 a	0,49 ± 0,12 a	0,56 ± 0,20 a

CRESCIMENTO X LOCAL

As médias de altura foram sempre maiores na área A, independentemente dos tratamentos e das espécies consideradas. Embora a maioria dos resultados se aproximasse do nível de significância, apenas entre indivíduos de *Aspidosperma ramiflorum* (tratamento 5), comparados nas áreas A e B, estas diferenças foram significativas. Segundo Bazzaz (1996) o ambiente pode exercer forte influência no crescimento e na reprodução das plantas. As variações observadas em uma população podem refletir não só o grau de expressão gênica, mas também as interações entre o genótipo e o meio, ou ainda, a influência de indivíduos próximos. Fragmentos distintos podem apresentar diferentes níveis de luz, umidade, nutrientes, herbivoria, patógenos e outros fatores capazes de promover a variabilidade nas populações, principalmente se elas ocuparem ambientes diferenciados.

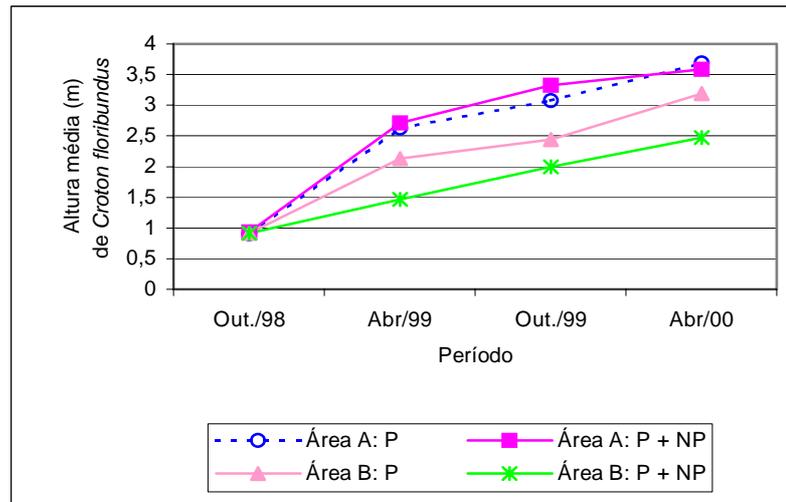


FIGURA 5.3 Altura média de *Croton floribundus* nas áreas A e B em função dos períodos de amostragem e dos tratamentos. P = espécies pioneiras; NP = não pioneiras. Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

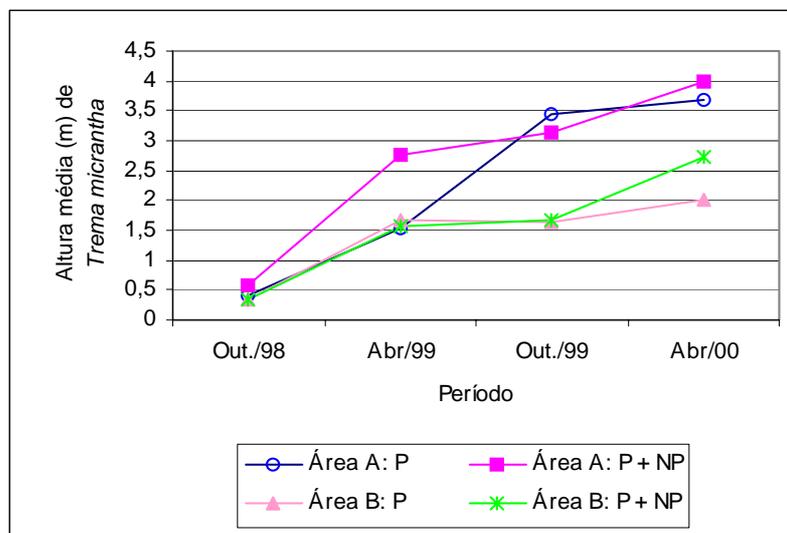


FIGURA 5.4 Altura média de *Trema micrantha* nas áreas A e B em função dos períodos de amostragem e dos tratamentos. P = espécies pioneiras; NP = espécies não pioneiras. Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

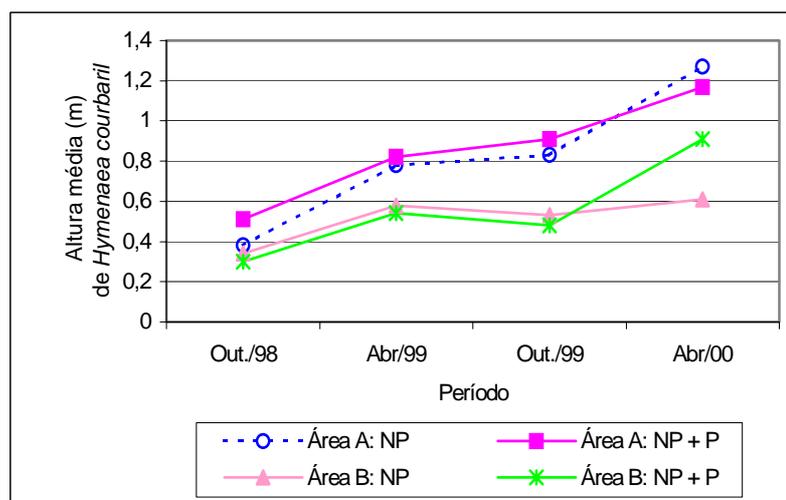


FIGURA 5.5 Altura média de *Hymenaea courbaril* nas áreas A e B em função dos períodos de amostragem e dos tratamentos. P = espécies pioneiras; NP = espécies não pioneiras. Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

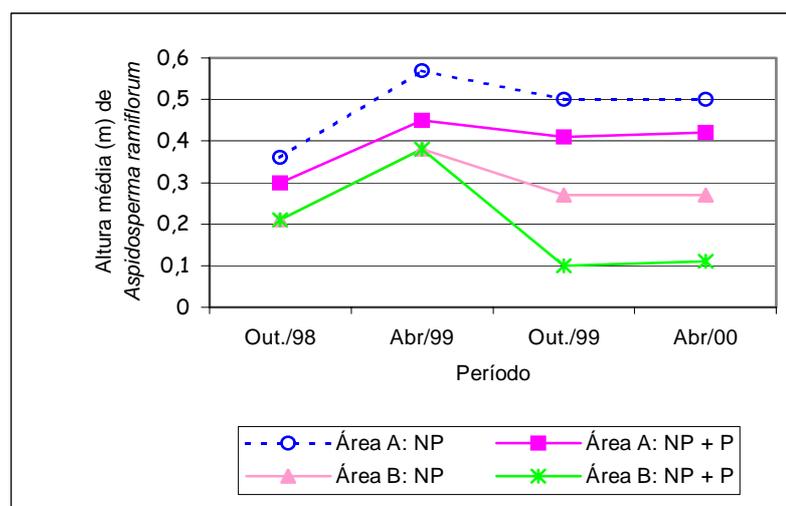


FIGURA 5.6 Altura média de *Aspidosperma ramiflorum* nas áreas A e B em função dos períodos de amostragem e dos tratamentos. P = espécies pioneiras; NP = espécies não pioneiras. Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

Apesar da proximidade entre as áreas amostrais A e B (cerca de 200m) e das condições topográficas e microclimáticas serem aparentemente semelhantes em ambas, a maioria das análises químicas de solo (TABELAS 5.1, APÊNDICES 5.A e 5.B) revelou maior proporção de matéria orgânica, P, K, Ca, Mg, SB, T na área A, o que certamente influenciou no crescimento dos indivíduos plantados nesta área. Embora não constituam o único fator determinante do desenvolvimento das plantas, alterações nas características químicas e físicas do solo podem influenciar a vegetação que nele se instala e os padrões sucessionais subsequentes (HARCOMBE, 1980).

MORTALIDADE

A mortalidade também foi diferenciada entre as áreas, constatando-se entre as pioneiras percentuais de 7,4% (área A) e 17,9% (área B) e entre as não pioneiras 25,9% (área A) e 59,3% (área B) ao final de dois anos de avaliação. Considerando-se as duas áreas em conjunto, nas espécies pioneiras a mortalidade atingiu níveis bem menores (12,6%), se comparadas às não pioneiras nas quais este mesmo parâmetro chegou a 42,6% (APÊNDICES 5.G e 5.H). Tais divergências vêm confirmar a maior capacidade adaptativa de espécies pioneiras frente à colonização de novos habitats. Quando estas espécies são avaliadas por um período de tempo mais longo, no entanto, os resultados podem ser contrários aos encontrados no presente trabalho, como verificado por Rodrigues (1999). Testando vários modelos de plantio durante 51 meses, este autor constatou maior mortalidade no tratamento em que apenas espécies pioneiras foram plantadas. Neste trabalho, a mortalidade entre as pioneiras representou 60,5% do total e ocorreu de forma crescente com o tempo.

Entre espécies do mesmo grupo sucessional também foram verificadas variações nos percentuais de mortalidade. Em *Trema micrantha* constatou-se 21%, enquanto *Croton floribundus* apresentou 4,3% de mortalidade, o menor valor entre as espécies plantadas. Nas espécies não pioneiras este índice foi bem superior, observando-se, no entanto, menores diferenças entre as espécies *Aspidosperma ramiflorum* (43,8%) e *Hymenaea courbaril* (41,4%).

O tamanho reduzido das mudas de *Trema micrantha* no momento do plantio (altura média = 0,28m), comparado ao de *Croton floribundus* (altura média = 0,99m) certamente influenciou nos diferentes percentuais de mortalidade destas espécies. Este fator também foi citado por Piña-Rodrigues *et al.* (1997) como limitante ao estabelecimento e sobrevivência de uma das espécies avaliadas em seu trabalho. Além disso, a suscetibilidade e morte de *Trema micrantha* após o ataque por formigas do gênero *Atta* foi constatada em 60% das plântulas desta espécie que não haviam sido protegidas, em um estudo realizado na Amazônia (VASCONCELOS; CHERRETT, 1998). Carvalho (1994) cita dois trabalhos realizados no Pará em que esta espécie apresentou altos índices de mortalidade, chegando em um dos experimentos a atingir 100% ao final de 24 meses.

O percentual de mortalidade encontrado por Barbosa *et al.* (1997a) em Santa Cruz das Palmeiras - SP foi de apenas 0,6% até 16 meses e de 0% até os 22 meses. Em outro trabalho, porém, *Trema micrantha* apresentou a maior taxa de mortalidade (45%) entre as pioneiras, ocorrendo principalmente a partir de 20 meses após o plantio (RODRIGUES, 1999). O curto ciclo de vida desta espécie consta como um dos principais fatores para a alta taxa de mortalidade encontrada.

Para *Hymenaea courbaril* Piña-Rodrigues *et al.* (1997) constataram 13,3% de mortalidade em plantios heterogêneos no Rio de Janeiro. Paiva (1997) encontrou mortalidade bastante inferior comparada a do presente estudo, situando-se abaixo de 4,5% para o jatobá e abaixo de 2,5% para o guatambu. Em 51 meses de avaliação Rodrigues (1999) registrou 18,8% de mortalidade para *H. courbaril*, principalmente em decorrência das altas taxas registradas para esta espécie em um modelo de plantio com espécies de vários estádios sucessionais. Dentre as espécies avaliadas por este autor esta foi a que apresentou menor crescimento, contrariando os resultados de outros trabalhos em que ela obteve crescimento elevado (GURGEL FILHO *et al.*, 1982; MARTINS *et al.*, 1982). Ainda no mesmo trabalho, espécies não pioneiras atingiram 1 a 2m de altura após 51 meses de avaliação.

Os tratamentos não influenciaram significativamente a mortalidade das espécies introduzidas, embora no plantio heterogêneo da área "A" a mortalidade tenha sido menor. Em *Croton floribundus* a mortalidade ocorreu apenas em plantios heterogêneos da área B. *Trema micrantha* apresentou maior mortalidade em plantios homogêneos, tanto na área A quanto na B. Em relação às espécies não pioneiras *Aspidosperma ramiflorum* e *Hymenaea courbaril* apresentaram alta mortalidade em praticamente todos os tratamentos, embora na área B, especialmente no plantio heterogêneo esta ocorrência tenha sido maior. Na área A, de modo contrário, espécies não pioneiras apresentaram maior mortalidade em plantios homogêneos (FIGURA 5.7).

Embora a mortalidade tenha sido alta para algumas espécies, ao todo esta taxa situou-se em 27,6%, valor bastante inferior aos 40% estimados em reflorestamentos comerciais (PINÃ-RODRIGUES *et al.*, 1997). De maneira geral, a mortalidade ocorreu nos primeiros meses de adaptação ao campo. O fato das mudas terem sido plantadas no início da estiagem pode ter contribuído para uma maior suscetibilidade à morte por dessecação ou doenças. Em locais abertos a temperatura do solo pode ser muito maior que a do ar, principalmente próximo à superfície (BAZZAZ, 1988).

A herbivoria praticada por formigas saúvas, do gênero *Atta*, e por cervídeos existentes no local figuraram entre os principais obstáculos ao crescimento inicial das mudas. Apesar do combate às formigas ter sido praticado intensamente no primeiro ano após o plantio, ataques às folhas e aos ápices das mudas foram muito freqüentes no período de estiagem, quando as condições ambientais não favoreciam a retomada do crescimento.

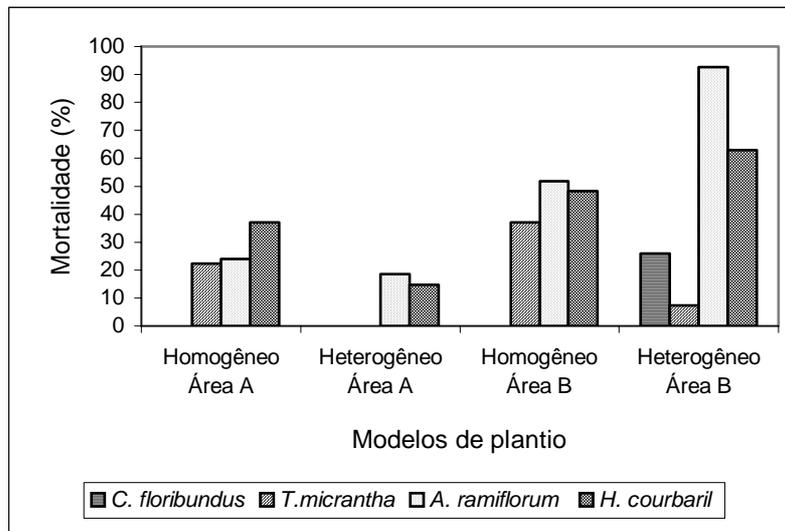


FIGURA 5.7 Mortalidade das espécies ao final de 24 meses de acordo com as áreas e os tratamentos (plantios homogêneo e heterogêneo). Terra Indígena Araribá, Avai, SP.

Existe forte evidência de que folhas jovens são mais suscetíveis à herbivoria do que folhas velhas e, em algumas florestas, folhas de espécies pioneiras são mais suscetíveis comparadas às de espécies não pioneiras. Os insetos parecem ser os herbívoros mais importantes em florestas tropicais, chegando a provocar a desfolhação massiva de algumas plantas. Porém, mais comumente apenas partes de folhas ou de outros órgãos vegetais são consumidas, representando em média 10 a 20% do consumo de área foliar em florestas tropicais. Além de provocar mudanças na arquitetura da planta, a herbivoria pode em alguns casos resultar na morte dos indivíduos direta ou indiretamente, através da entrada de patógenos (BAZZAZ, 1991). Em um trabalho realizado em La Selva, Clark; Clark (1989) constataram que a ação de vertebrados, e em menor escala, a herbivoria e os distúrbios do solo foram responsáveis por 21% da mortalidade de plântulas em um ano de observação.

Estudos demonstram que em regiões onde formigas do gênero *Atta* são abundantes a regeneração florestal é mais lenta do que em regiões onde ela não ocorre ou é rara. No entanto, algumas espécies são mais suscetíveis do que outras ao ataque de formigas, fato que deve ser considerado por ocasião da escolha de espécies para utilização em projetos de restauração florestal nestas regiões (VASCONCELOS; CHERRETT, 1998).

A conversão das florestas em pastagem normalmente provoca uma drástica redução na diversidade de espécies de formigas (MOUTINHO, 1998) embora elas ainda possam permanecer abundantes nestes habitats. Em um estudo realizado na Amazônia este processo favoreceu espécies de hábitos mais generalistas e de tamanho pequeno, entre elas a formiga cortadeira *Atta sexdens*. O

grupo de espécies beneficiadas representou a principal barreira biótica ao processo de estabelecimento de árvores e à recuperação das pastagens abandonadas neste estudo. Apesar do efeito negativo das formigas nas fases iniciais de desenvolvimento das plântulas e indivíduos jovens, sabe-se que seus ninhos podem desempenhar importante papel na fertilidade e estrutura do solo de áreas em estádios sucessionais mais avançados (MOUTINHO, 1998). Os nutrientes acumulados nos ninhos de *Atta* e em cupinzeiros são suficientes para alterar o crescimento de plantas e, por isto, podem representar importantes sítios para o estabelecimento de plântulas (HAINES, 1975; SALICK *et al.*, 1983).

O déficit hídrico logo após o plantio e o ataque de formigas também foram citados por Piña-Rodrigues *et al.* (1997) como alguns dos principais fatores de prejuízo à sobrevivência e ao desenvolvimento das mudas em plantios heterogêneos no Rio de Janeiro. É provável que, em decorrência de tais dificuldades, o crescimento das espécies avaliadas no presente estudo tenha se mostrado inferior ao encontrado por outros autores.

Apesar de vários fatores terem dificultado o crescimento inicial das espécies neste trabalho, verificou-se, através de visitas ao local, que aos 24 meses elas passaram a contribuir para o sombreamento e a deposição de serapilheira na área, prestando-se ainda como opções de pouso e até de nidificação para algumas aves.

Considerações Finais

Como era de se esperar, as pioneiras *Trema micrantha* e *Croton floribundus* apresentaram maiores percentuais de crescimento e menores percentuais de mortalidade comparados às não pioneiras *Aspidosperma ramiflorum* e *Hymenaea courbaril*.

A introdução de espécies pioneiras e não pioneiras em diferentes modelos de plantio não exerceu influência sobre o crescimento das mudas, exceto para *Aspidosperma ramiflorum* na área A, cujo crescimento no plantio homogêneo superou aquele encontrado no plantio heterogêneo. O fato das mudas terem apresentado dificuldades iniciais de crescimento desfavoreceu a avaliação dos tratamentos em apenas dois anos de observação.

Na área "A" a presença de maiores quantidades de matéria orgânica, P, K, Ca, Mg, SB e T no solo pode ter concorrido para o maior crescimento das mudas, ainda que de forma não significativa para a maioria das espécies.

O crescimento em altura das espécies introduzidas neste trabalho foi inferior ao encontrado na maioria dos estudos comparados. Apesar disso, o plantio das pioneiras *Trema micrantha* e *Croton floribundus* mostrou-se favorável como técnica de manejo visando ao restabelecimento da cobertura florestal da área. À herbivoria e à estiagem foram atribuídos os principais fatores de mortalidade e limitação do crescimento das mudas no período em que estas foram avaliadas. Em locais de difícil manutenção como o do presente estudo, o plantio deve ser efetuado no início da estação chuvosa,

principalmente em relação às espécies não pioneiras. Para estas, um maior controle da herbivoria na fase inicial de desenvolvimento é também desejável, a fim de minimizar os fatores limitantes ao seu estabelecimento.

5.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 19-31, 1999.

BARBOSA, L. M.; ASPERTI, L. M.; SANTOS, M. R. Estudo comparativo do comportamento de comunidades florestais implantadas com espécies nativas em três modelos de plantio. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997a, Ouro Preto. **Anais...Viçosa: Folha de Viçosa**, 1997a. p. 377-383.

BARBOSA, L. M.; SANTOS, M. R. O.; LOTTI, D. M.; ASPERTI, L. M. Comportamento inicial de espécies arbóreas nativas em comunidades implantadas e seu potencial de utilização. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997b, Ouro Preto. **Anais...Viçosa: Folha de Viçosa**, 1997b. p. 384-402.

BAZZAZ, F. A. Ecological processes and rain forest regeneration. In: HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO. Biology International, 1988. p. 11-13. Special Issue, 18.

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

BAZZAZ, F. A. Regeneration of tropical forests: physiological responses of pioneer and secondary species. In: GÓMEZ-POMPA, T. C.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO/ Parthenon, 1991. cap.4, p. 91-118. Man and the biosphere series, v. 6.

BAZZAZ, F. A. The physiological ecology of plant succession. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 10, p. 351-371, 1979.

BRADSHAW, A. D. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In: JORDAN III, W.R.; GILPIN, M. E.; ABER, J. D. **Restoration ecology**: a synthetic approach to ecological research. Great Britain: Cambridge University, 1990. p. 173-188.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Serviço Nacional de Pesquisas Agronômicas. Comissão de solos. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo**: (contribuição à carta de solos do Brasil). Rio de Janeiro: CNEPA, 1960. 134 p. (Boletim, 12)

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, n. 66, p. 682-687. 1985.

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 75, p. 9-19, 1987.

BUDOWSKI, G. Distribution of Tropical American Rain Forest in the Light of Successional Process. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CAIRNS, J. Restoration, reclamation, and regeneration of degraded or destroyed ecosystems. In.: SOULÉ, M. E. **Conservation Biology**: the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer, 1986. cap.23, p. 465-484.

CAIRNS, J. Restoration ecology: protecting our national and global life support systems. In: _____. **Rehabilitating damaged ecosystems**. Boca Raton: Lewis, 1995. cap.1, p. 1-12.

CAMARGO, O. A. *et al.* **Métodos de análise química mineralógica e física de solos**. Campinas: IAC, out. 1986. 93p. Boletim técnico 106.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras**: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Brasília: EMBRAPA/CNPQ/SPI, 1994. 640p.

CENTRO DE TECNOLOGIA EM RECURSOS NATURAIS; INSTITUTO AGRONÔMICO. **Classificação dos solos do estado de São Paulo**. Campinas: CATI/IA, 1986. (Boletim 5). Não paginado.

CLARK, D. B.; CLARK, D. A. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. **Oikos**, v. 55, p. 225-230, 1989.

CORRÊA, M. P. **Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas**. Rio de Janeiro: Nacional, 1984. 747p. v. 1.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47-55, 1980.

DURIGAN, G. Técnicas silviculturais aplicadas à restauração de ecossistemas. In: SIMPÓSIO SOBRE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ECOSSISTEMAS NATURAIS, 1., 1999, Piracicaba. **Anais...**Piracicaba: IPEF. 1999. Não paginado.

EWEL, J. J. Restoration is the ultimate test of ecological theory. In: JORDAN III, W.R.; GILPIN, M. E.; ABER, J. D. **Restoration ecology**: a synthetic approach to ecological research. Cambridge: Cambridge University, 1990. p. 31-33.

FEARNSIDE, P. M. The effects of cattle pasture on soil fertility in the Brazilian Amazon: consequences for beef production sustainability. **Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 125-137, 1980.

FERRETTI, A. R. *et al.* Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para restauração com nativas no estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, v. 3, n. 7, p. 73-77, 1995.

GLIESSMAN, E. R. *Agroecology: researching the ecological basis for sustainable agriculture*. New York: Springer-Verlag. 1990. 379p. Ecological studies, v. 78.

GÓMEZ-POMPA, A.; BURLEY, F. W. The management of natural tropical forests. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO/ Parthenon, 1991. cap.1, p. 3-18. Man and the biosphere series, v. 6.

GUARDIA, M. C. **Aspectos autoecológicos de duas espécies pioneiras arbóreas e de uma espécie climácica, características de mata mesófila semidecídua**. 1996. 178p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

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

GROSS, K. L. Mechanisms of colonization and species persistence in plant communities. In: JORDAN III, W.R.; GILPIN, M. E.; ABER, J. D. **Restoration ecology**: a synthetic approach to ecological research. Cambridge: Cambridge University, 1990. p. 173-188.

GURGEL, FILHO, O. M.; MORAES J. L.; MARAIS, E. Silvicultura de essências indígenas sob povoamentos homóclitos coetâneos experimentais. 4 – Jatobá (*Hymenaea stilbocarpa* Hayne). In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 1., 1982, Campos do Jordão. **Anais...**São Paulo: Instituto Florestal, 1982. p. 857-861. v. 2.

HAINES, B. Impact of leaf-cutting ants on vegetation development at Barro Colorado Island. In: GOLLEY, F. B.; MEDINA, E. (eds.) **Tropical ecological systems**: trends in terrestrial and aquatic research. New York: Springer-Verlag, 1975, p. 99-111.

HALL, L. A. Transplantation of sensitive plants as mitigation for environmental impacts. In: ELIAS, T. S. **Conservation and management of rare and endangered plants**. Sacramento: California Native Plant Society, 1987.

HARCOMBE, P. A. Soil nutrient loss as a factor in early tropical secondary succession. **Tropical Succession**, p. 8-15, 1980.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M.J. (ed.) **Plant Ecology**. Oxford: Blackwell, 1986. p. 77-96.

IBGE. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92 p. (Manuais técnicos de Geociências, 1).

INTERNATIONAL COUNCIL FOR RESEARCH IN AGROFORESTRY. A global inventory of agroforestry systems: a project announcement. **Agroforestry Systems**, v. 1, p. 269-273, 1983.

JORDAN, C. Nutrient cycling processes. In: HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO. Biology International, 1988. p. 33-56. Special Issue, 18.

KAGEYAMA, P. Y.; BIELLA, L. C.; PALERMO Jr., A. Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatório. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...**São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990, p. 109-112, v. 1.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**, n. 41/42, 1989.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, 2000. cap. 15.2, p. 249-269.

KAGEYAMA, P. Y. *et al.* Restauração de áreas degradadas: modelos de consorciação com alta diversidade. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO, 1. e SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., 1994, Foz do Iguaçu. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994. p. 569-576.

KAGEYAMA, P. Y. *et al.* Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio-SP. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto Florestal, 1992. (Edição Especial da Revista do Instituto Florestal, v. 4, n. 2, p. 527-533).

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres. 1979. 262p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum. 1992. 352p.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. Claros, Ciclos Vitales de los Árboles Tropicales y Regeneración Natural de las Selvas Altas Perenifolias. In: GÓMEZ-POMPA, A.; DEL AMO, S. **Investigaciones sobre la Regeneración de Selvas Altas en Veracruz**. México, v. 2, p. 191-239, 1985.

MARTINS, S. S.; TAKAHASHI, L. Y.; BORGES, R. C. G. Desenvolvimento de algumas espécies florestais nativas em plantio de enriquecimento. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. p. 239-242.

MOUTINHO, P. R. S. Impactos da formação de pastagens sobre a fauna de formigas: conseqüências para a recuperação florestal na Amazônia oriental. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. **Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. Manaus, 1998. cap. 10, p. 155-170.

PAIVA, A. V. de **Crescimento de mudas de espécies arbóreas nativas, em plantio de enriquecimento do sub-bosque de um fragmento florestal**. 1997. 84p. Dissertação (Mestrado em

Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PARROTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Introduction -Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest ecology and management**, v. 99, p. 1-7, Dec. 1997.

PICKETT, S. T. A. Differential adaptation of tropical tree species to canopy gaps and its role in community dynamics. **Tropical Ecology**, v. 24, n. 1, p. 68-84, 1983.

PINÃ-RODRIGUES, F. C. M.; LOPES, L.; BLOOMFIELD, V. K. Análise do desenvolvimento de espécies arbóreas da mata atlântica em sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas em encosta, no entorno do Parque Estadual do Desengano (RJ). In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais...Viçosa: Folha de Viçosa**, 1997. p. 283-291.

PRIMACK, R. B. Lessons from ecological theory: dispersal, establishment, and population structure. In: FALK, D. A.; MILLAR, C. I.; OLWELL, M. **Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants**. Washington: Island, 1996. cap.9, p. 209-233.

REIJNTJES, C., HAVERKORT, B., WATER-BAYER, A. **Basic ecological principles of LEISA**. 1992. p. 61-101.

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. 167p. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 2, n. 1, p. 4-15, 1996.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, 2000. cap. 15, p. 233-247.

SALICK, J.; HERRERA, R.; JORDAN, C. F. Termitaria: nutrient patchiness in nutrient-deficient rain forests. **Biotropica**, v. 15, p. 1-7, 1983.

SILVA, W.R. Interações planta x animal na restauração ecológica. In: SIMPÓSIO SOBRE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ECOSISTEMAS NATURAIS, 1. 1999, Piracicaba. **Anais...Piracicaba: IPEF, 1999.**

TABARELLI, M.; MARINS, J. de F.; SILVA, J. M. C. da. La biodiversidad brasileña, amenazada. **Investigación y Ciencia**, p. 42-49, Mayo 2002.

van RAIJ, B. *et al.* **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: IAC, 2000. 284p.

VASCONCELOS, H. L.; CHERRETT, J. M. Efeitos da herbivoria pela saúva *Atta laevigata* (Fr. Smith) sobre a regeneração de plantas lenhosas em área agrícola abandonada da Amazônia central. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. **Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo.** Manaus, 1998. cap. 11, p. 171-178.

VÁZQUEZ-YANES, C. Notas sobre la autoecología de los arboles pioneros de rapido crecimiento de la selva tropical lluviosa. **Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 103-111, 1980.

VEGA, L. *Bagassa guianensis* Aubl. Uma especie forestal de rápido crecimiento del trópico americano. **Boletín del Instituto Forestal Latino Americano de Investigación e Capacitación**, v. 50, p. 3-28, 1976.

VITTI, G. C. **Avaliação e interpretação do enxofre no solo e na planta.** Jaboticabal: FCAV-UNESP, 1988. 37p.

WHATLEY, J. M.; WHATLEY, F. R. **A luz e a vida das plantas.** São Paulo: EDUSP, 1982, 101p. (Coleção Temas de Biologia, 30).

WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. de C. G.; ICKES, K.; GANADE, G. Estratégias de colonização de árvores pioneiras nos neotrópicos. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. **Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo.** Manaus, 1998. cap. 8, p. 131-144.

WUNDERLE, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest ecology and management**. v. 99, p. 223-235, Dec. 1997.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4th ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 663p.

NORMAS BIBLIOGRÁFICAS UTILIZADAS:

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6023: Informação e documentação – referências – elaboração. Rio de Janeiro: 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10520: Informação e documentação – citações em documentos – apresentação. Rio de Janeiro: 2002.

APÊNDICES

APÊNDICE 5.A Análises química e granulométrica do solo da área manejada "A". Terra Indígena Araribá, Avaí, SP. COL.= coleta; PROF.= profundidade; M.O. = matéria orgânica; SB = soma de bases; T = capacidade de troca catiônica; V = saturação em bases; textura Arenosa (até 14% de argila); Médio-ar = médio-arenosa (15 a 24% de argila).

COL.	PROF. (cm)	pH CaCl ₂	M.O. (g.dm ⁻³)	P (mg.dm ⁻³)	K	Ca	Mg	H+Al	SB	T	V (%)	AREIA (%)	SILTE (%)	ARGILA (%)	TEXTURA
A12	0-5	5,4	28	5	3	24	8	13	35	48	73	84	4	12	Arenosa
A12	5-10	4,6	18	3	3,7	10	5	20	18,7	38,7	48	84	4	12	Arenosa
A12	40-60	4,4	10	5	2,6	9	4	18	15,6	33,6	46	80	6	14	Arenosa
A13	0-5	4,4	15	2	2	6	5	16	13	29	45	86	4	10	Arenosa
A13	5-10	3,9	13	4	2,2	3	2	25	7,2	32,2	22	86	4	10	Arenosa
A13	40-60	3,9	12	3	0,9	3	2	34	5,9	39,9	15	78	4	18	Médio-ar
A16	0-5	4,7	15	3	1,8	11	3	16	15,8	31,8	50	86	4	10	Arenosa
A16	5-10	5,1	23	8	1,6	17	6	16	24,6	40,6	61	86	4	10	Arenosa
A16	40-60	5	21	5	1,3	29	4	25	34,3	59,3	58	82	4	14	Arenosa
A23	0-5	4,9	37	8	4,3	18	10	20	32,3	52,3	62	82	6	12	Arenosa
A23	5-10	4,8	19	4	6,1	11	5	18	22,1	40,1	55	80	4	16	Médio-ar
A23	40-60	4,5	11	4	2,8	11	4	20	17,8	37,8	47	74	6	20	Médio-ar
A25	0-5	4,3	14	3	3,3	5	2	18	10,3	28,3	36	86	4	10	Arenosa
A25	5-10	4,1	11	2	2,6	5	2	20	9,6	29,6	32	86	6	8	Arenosa
A25	40-60	4	10	2	1,2	3	1	16	5,2	21,2	25	86	4	10	Arenosa
A26	0-5	4,5	20	4	2,5	10	5	16	17,5	33,5	52	86	4	10	Arenosa
A26	5-10	4	13	4	2,3	3	2	20	7,3	27,3	27	84	4	12	Arenosa
A26	40-60	4	13	3	2,4	5	2	28	9,4	37,4	25	82	2	16	Médio-ar
A31	0-5	4,7	19	6	2,6	12	6	15	20,6	35,6	58	86	4	10	Arenosa
A31	5-10	4,1	13	4	2,6	4	3	22	9,6	31,6	30	86	4	10	Arenosa
A31	40-60	4,1	12	3	1,7	6	3	25	10,7	35,7	30	84	4	12	Arenosa
A33	0-5	5	19	5	1,7	11	8	15	20,7	35,7	58	86	6	8	Arenosa
A33	5-10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	86	6	8	Arenosa
A33	40-60	3,9	10	3	1,6	5	2	28	8,6	36,6	23	80	6	14	Arenosa
A34	0-5	4,9	30	6	2,1	16	7	13	25,1	38,1	66	88	4	8	Arenosa
A34	5-10	4,1	14	3	2,2	4	2	18	8,2	26,2	31	88	4	8	Arenosa
A34	40-60	4,5	8	3	2,6	3	1	12	6,6	18,6	35	86	4	10	Arenosa

APÊNDICE 5.B Análises química e granulométrica do solo da área manejada "B". Terra Indígena Araribá, Avaí, SP. COL.= coleta; PROF.= profundidade; M.O. = matéria orgânica; SB = soma de bases; T = capacidade de troca catiônica; V = saturação em bases; textura Arenosa (até 14% de argila); Méd.-ar = médio-arenosa (15 a 24% de argila).

COL.	PROF. (cm)	pH CaCl ₂	M.O. (g.dm ⁻³)	P (mg.dm ⁻³)	K	Ca	Mg	H+Al	SB	T	V (%)	AREIA (%)	SILTE (%)	ARGILA (%)	TEXTURA
B11	0-5	4,7	20	6	1,8	12	9	16	22,8	38,8	59	84	4	12	Arenosa
B11	5-10	4,5	15	3	2,5	5	3	18	10,5	28,5	37	84	6	10	Arenosa
B11	40-60	4,1	10	2	1,1	3	1	15	5,1	20,1	25	84	6	10	Arenosa
B13	0-5	5,1	16	4	2,6	7	6	13	15,6	28,6	55	84	6	10	Arenosa
B13	5-10	4,4	12	3	4	3	2	16	9	25	36	84	6	10	Arenosa
B13	40-60	4,4	7	2	1	4	2	12	7	19	37	86	6	8	Arenosa
B15	0-5	5,1	20	5	2,5	11	5	13	18,5	31,5	59	84	6	10	Arenosa
B15	5-10	4,4	13	3	2,6	6	2	16	10,6	26,6	40	80	6	14	Arenosa
B15	40-60	4,4	7	3	0,7	5	1	13	6,7	19,7	34	84	6	10	Arenosa
B21	0-5	5	21	7	3,3	21	10	16	34,3	50,3	68	82	6	12	Arenosa
B21	5-10	4,3	15	3	3,6	6	2	20	11,6	31,6	37	86	4	10	Arenosa
B21	40-60	4,6	9	3	0,7	5	1	12	6,7	18,7	36	86	6	8	Arenosa
B23	0-5	4,5	19	4	2,2	9	5	18	16,2	34,2	47	84	6	8	Arenosa
B23	5-10	3,9	12	3	1,8	5	2	22	8,8	30,8	29	84	8	8	Arenosa
B23	40-60	4,1	9	2	1,2	3	1	15	5,2	20,2	26	86	4	10	Arenosa
B25	0-5	4,5	17	4	2,2	6	4	15	12,2	27,2	45	86	6	8	Arenosa
B25	5-10	4,5	15	3	1,8	9	4	20	14,8	34,8	43	84	6	10	Arenosa
B25	40-60	4,3	12	3	0,9	4	2	16	6,9	22,9	30	84	6	10	Arenosa
B33	0-5	4,7	17	7	1,5	10	4	16	15,5	31,5	49	86	4	10	Arenosa
B33	5-10	4,5	11	4	1,4	6	1	16	8,4	24,4	34	86	6	8	Arenosa
B33	40-60	4,6	9	3	0,9	4	1	12	5,9	17,9	33	86	6	8	Arenosa
B34	0-5	5	17	6	1,9	10	7	15	18,9	33,9	56	86	4	10	Arenosa
B34	5-10	5	11	4	1,7	6	3	15	10,7	25,7	42	86	6	8	Arenosa
B34	40-60	4,8	8	4	1,5	2	1	12	4,5	16,5	27	86	6	8	Arenosa
B36	0-5	5,1	17	6	1,5	11	7	12	19,5	31,5	62	86	4	10	Arenosa
B36	5-10	5,1	10	4	3,8	5	3	13	11,8	24,8	48	88	4	8	Arenosa
B36	40-60	4,6	10	3	1,4	3	1	11	5,4	16,4	33	86	6	8	Arenosa

APÊNDICE 5.C Altura média das espécies pioneiras plantadas nas áreas A e B, em função das distâncias do fragmento, dos tratamentos e períodos de amostragem. Spp = espécies; M= média; DP = desvio padrão; P = plantio de espécies pioneiras; P + NP = plantio heterogêneo de espécies pioneiras e não pioneiras. C = crescimento. Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

Spp	Período	Área A						Área B						M ± DP	C (ΔH/Δt)
		P			P + NP			P			P + NP				
		50m	120m	230m											
<i>Croton</i>	Out./1998	0,99 ±0,46	1,0 ±0,18	0,70 ±0,70	0,86 ±0,02	0,80 ±0,17	1,16 ±0,04	1,21 ±0,24	0,95 ±0,30	0,57 ±0,32	0,83 ±0,16	1,01 ±0,21	0,88 ±0,18	0,91 ± 0,17	-0,01
	Abril/1999	2,62 ±0,51	2,55 ±0,48	2,73 ±0,46	2,67 ±0,25	2,50 ±0,07	2,96 ±0,13	2,50 ±0,44	2,28 ±0,22	1,60 ±0,18	1,57 ±0,74	1,73 ±0,44	1,11 ±0,55	2,23 ± 0,56	0,22
	Out./1999	2,70 ±0,03	3,35 ±0,24	3,19 ±0,05	3,23 ±0,36	3,43 ±0,02	3,30 ±0,07	3,05 ±0,38	2,36 ±0,55	1,90 ±0,41	1,71 ±0,04	2,53 ±0,06	1,75 ±0,20	2,71 ± 0,62	0,08
	Abril/2000	3,0 ±0,44	3,67 ±0,96	4,4 ±0,1	3,45 ±0,78	4,05 ±0,07	3,24 ±0,42	3,54 ±1,36	3,72 ±0,76	2,3 ±0,5	2,25 ±0,07	3,4 ±0,56	1,75 ±0,78	3,23 ± 0,78	0,09
<i>Trema micrantha</i>	Out./1998	0,52 ±0,03	0,44 ±0,10	0,26 ±0,08	0,36 ±0,04	0,41 ±0,01	0,93 ±0,24	0,25 ±0,07	0,52 ±0,08	0,26 ±0,03	0,28 ±0,03	0,50 ±0,14	0,28 ±0,03	0,48 ± 0,18	0,03
	Abril/1999	2,83 ±0,21	2,20 ±1,04	2,97 ±0,47	2,85 ±0,21	2,47 ±0,25	3,0 ±0,20	1,47 ±0,60	1,84 ±0,61	1,72 ±0,15	1,35 ±0,64	1,64 ±0,42	1,72 ±0,40	2,17 ± 0,60	0,28
	Out./1999	3,47 ±0,05	3,37 ±0,08	3,48 ±0,53	3,45 ±0,72	3,27 ±0,04	3,66 ±0,08	1,02 ±0,25	1,80 ±0,72	2,13 ±0,64	1,47 ±0,09	1,75 ±0,08	1,75 ±0,05	2,55 ± 0,93	0,06
	Abril/2000	3,44 ±0,40	3,9 ±0,1	4,07 ±0,05	4,25 ±0,35	4,2 ±0,14	3,54 ±0,45	1,27 ±0,81	2,47 ±0,42	2,3 ±0,35	1,95 ±0,49	3,55 ±0,21	2,65 ±0,21	3,13 ± 0,94	0,10
M ± DP		2,12 ± 0,17			2,26 ± 0,04			1,56 ± 0,16			1,43 ± 0,27				
M ± DP		2,20 ± 0,12						1,50 ± 0,19							

APÊNDICE 5.D Altura média das espécies não pioneiras plantadas nas áreas A e B, em função das distâncias do fragmento, dos tratamentos e períodos de amostragem. Spp = espécies; M= média; DP = desvio padrão; NP = plantio de espécies não pioneiras; NP + P = plantio heterogêneo de espécies não pioneiras e pioneiras. C = crescimento. Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

Spp	Período	Área A						Área B						M ± DP	C (ΔH/Δt)
		NP			NP + P			NP			NP + P				
		50m	120m	230m	50m	120m	230m	50m	120m	230m	50m	120m	230m		
<i>A. ramiflorum</i>	Out./1998	0,42 ±0,06	0,30 ±0,11	0,35 ±0,06	0,19 ±0,09	0,36 ±0,07	0,34 ±0,06	0,26 ±0,08	0,18 ±0,05	0,20 ±0,02	0,17 ±0,03	0,20 ±0,07	0,25 ±0,12	0,27 ± 0,08	-0,002
	Abril/1999	0,68 ±0,13	0,50 ±0,13	0,54 ±0,13	0,36 ±0,09	0,50 ±0,0	0,48 ±0,17	0,56 ±0,10	0,27 ±0,05	0,31 ±0,01	0,27 ±0,03	0,23 ±0,12	0,63 ±0,98	0,44 ± 0,15	0,03
	Out./1999	0,47 ±0,06	0,51 ±0,20	0,51 ±0,36	0,27 ±0,57	0,47 ±0,03	0,50 ±0,06	0,33 ±0,63	0,19 ±0,07	0,28 ±0,08	0,15 ±0,03	0,15 ±0,51	0	0,32 ± 0,17	-0,02
	Abril/2000	0,46 ±0,22	0,60 ±0,17	0,45 ±0,22	0,31 ±0,13	0,40 ±0	0,55 ±0,07	0,37 ±0,06	0,20 ±0,0	0,25 ±0,07	0,17 ±0,0	0,20 ±0,0	0	0,33 ± 0,17	0,002
<i>H. courbaril</i>	Out./1998	0,32 ±0,03	0,34 ±0,08	0,49 ±0,04	0,55 ±0,15	0,53 ±0,10	0,44 ±0,08	0,38 ±0,12	0,37 ±0,10	0,27 ±0,03	0,27 ±0,06	0,34 ±0,04	0,30 ±0,01	0,38 ± 0,09	-0,002
	Abril/1999	0,95 ±0,23	0,85 ±0,3	0,53 ±0,19	0,95 ±0,0	0,90 ±0,0	0,61 ±0,05	0,63 ±0,20	0,61 ±0,11	0,49 ±0,07	0,37 ±0,18	0,52 ±0,25	0,74 ±0,06	0,68 ± 0,19	0,05
	Out./1999	0,89 ±0,84	1,04 ±0,04	0,57 ±0,05	1,18 ±0,03	0,78 ±0,47	0,77 ±0,36	0,60 ±0,02	0,58 ±0,32	0,40 ±0,63	0,40 ±0,20	0,50 ±0,25	0,55 ±0,05	0,69 ± 0,24	0,002
	Abril/2000	1,67 ±0,35	1,47 ±0,81	0,67 ±0,08	1,80 ±1,42	1,05 ±0,49	0,67 ±0,11	0,62 ±0,20	0,62 ±0,20	0,60 ±0,2	0,47 ±0,03	1,6 ±0,0	0,67 ±0,18	0,99 ± 0,48	0,05
M ± DP		0,64 ± 0,01			0,50 ± 0,025			0,39 ± 0,05			0,38 ± 0,08				
M ± DP		0,58 ± 0,06						0,38 ± 0,05							



APÊNDICE 5.E Vista do tratamento 4 (plantio de *Trema micrantha* e *Croton floribundus*) após 2 anos de implantação. Terra indígena Araribá, Avaí (SP).



APÊNDICE 5.F Vista da área de pastagem após 4 anos da implantação do experimento. Observar o contraste entre as áreas protegidas e manejadas (tratamento 4 no centro e à esquerda, e regeneração nas leiras, à direita) com a pastagem não manejada, em primeiro plano. Terra Indígena Araribá, Avaí (SP).

APÊNDICE 5.G Mortalidade das espécies pioneiras plantadas nas áreas A e B considerando-se diferentes distâncias do fragmento e tratamentos, 24 meses após o plantio. Mt = mortalidade; NI = número de indivíduos plantados. P= espécies pioneiras e NP = espécies não pioneiras. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

	Espécies	Área A						Área B						NI	Mt	
		P*			P + NP**			P*			P + NP**					
		50m	120m	230m	50m	120m	230m	50m	120m	230m	50m	120m	230m			
Pioneiras	<i>Croton floribundus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	162	7 (4,3%)
	<i>Trema micrantha</i>	6	6	0	0	0	0	7	7	6	1	1	0	162	34 (20,9%)	
	TOTAL	11,1%			0%			18,5%			16,7%			324	41 (12,6%)	
		12 (7,4%)						29 (17,9%)								

NOTAS: * Número total de indivíduos do tratamento/área = 108

** Número total de indivíduos do tratamento/área = 54

APÊNDICE 5.H Mortalidade das espécies não pioneiras plantadas nas áreas A e B considerando-se diferentes distâncias do fragmento e tratamentos, 24 meses após o plantio. Mt = mortalidade; NI = número de indivíduos plantados. NP= espécies não pioneiras e P = espécies pioneiras. Terra Indígena Araribá, Avaí, SP.

	Espécies	Área A						Área B						NI	Mt
		NP*			NP + P**			NP*			NP + P**				
		50m	120m	230m	50m	120m	230m	50m	120m	230m	50m	120m	230m		
Não Pioneiras	<i>A. ramiflorum</i>	3	5	5	5	0	0	13	15	0	8	8	9	162	71 (43,8%)
	<i>Hymenaea courbaril</i>	9	3	8	3	0	1	5	11	10	6	5	6	162	67 (41,4%)
	TOTAL	30,5%			16,7%			50,0%			77,8%			324	138 (42,6%)
	42 (25,9%)						96 (59,3%)								

NOTAS: * Número total de indivíduos do tratamento/área = 108

** Número total de indivíduos do tratamento/área = 54

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo sucessional nas pastagens da terra indígena Araribá vem sofrendo a influência do histórico de perturbação da área e das espécies que se beneficiaram de tais condições para o seu desenvolvimento e propagação.

A despeito das condições adversas sob as quais a sucessão vem ocorrendo, referentes principalmente à degradação do solo e à eliminação da cobertura florestal original, a diversidade e, em especial, a abundância de indivíduos lenhosos regenerantes demonstram o potencial de recuperação da área quando isolados os fatores de perturbação. Mesmo com escassez de espécies de estádios sucessionais tardios e abundância de espécies lianescentes em crescimento desordenado, o remanescente florestal apresenta várias espécies lenhosas comuns com a área de pastagem, sugerindo uma efetiva contribuição deste fragmento para a regeneração do entorno. O efeito significativo da distância do remanescente florestal sobre a regeneração confirma a participação do fragmento florestal e destaca a importância da manutenção de fontes de propágulos próximas na recuperação de áreas que tenham sido perturbadas. O estabelecimento da vegetação arbustivo-arbórea na pastagem, ainda que representada predominantemente por espécies pioneiras ou daninhas, poderá servir como poleiro, proteção e fonte alimentar a aves e morcegos que estejam se deslocando entre fragmentos, favorecendo o incremento da chuva de sementes e a diversidade local.

A composição de espécies regenerantes lenhosas e a abundância de indivíduos zoocóricos não refletem os resultados obtidos no levantamento do banco de sementes na área, representado principalmente por espécies daninhas herbáceas, de dispersão autocórica e anemocórica. Considerando-se a pequena contribuição de espécies lenhosas nesta etapa da dinâmica sucessional é provável que a regeneração esteja se processando principalmente a partir de espécies que não formam banco de sementes, aliadas a aquelas capazes de brotar a partir de estruturas subterrâneas, estimuladas pelo fogo e corte da vegetação.

Quaisquer que sejam as origens do processo regenerativo, seu avanço de acordo com o tempo sugere que a proteção contra o gado mostrou-se favorável ao estabelecimento de espécies lenhosas, principalmente nas leiras, onde a água, os nutrientes e os propágulos costumam se acumular. Não foi possível verificar um padrão em relação ao efeito dos tratamentos sobre a regeneração. O fato de as espécies daninhas ocorrerem em manchas irregulares na área pode ter prejudicado a comparação entre áreas capinadas e não capinadas. O revolvimento do solo, embora visivelmente eficaz no estímulo à germinação, favoreceu principalmente o desenvolvimento de espécies herbáceas, predominantes no banco de sementes da pastagem. A avaliação da influência das espécies introduzidas na chuva de sementes e na regeneração tornou-se também inviável, em decorrência das dificuldades iniciais de crescimento por que passaram estas espécies e pelo atraso

em seu desenvolvimento. A alta mortalidade de espécies não pioneiras também dificultou a detecção de diferenças entre os modelos de plantio homogêneo e heterogêneo.

O período chuvoso foi o mais favorável para a dispersão de propágulos e formação do banco de sementes. O crescimento das espécies introduzidas destacou-se também neste período. O plantio no início da estação seca, aliado ao efeito da herbivoria, prejudicou o estabelecimento das mudas, sendo desaconselhável para áreas onde a irrigação e os cuidados com as mudas são de difícil manutenção.

Embora as diferenças entre as áreas de amostragem não tenham se mostrado significativas, o maior crescimento de indivíduos lenhosos regenerantes e das espécies introduzidas na área "A" sugere que as melhores condições edáficas nesta área favoreceram o desenvolvimento dos indivíduos.

Em face das características ecológicas da área onde se inseriu o projeto, bem como do contexto sócio-econômico envolvido, conclui-se que a proteção da vegetação remanescente e a adoção de sistemas de produção mais sustentáveis deve assumir caráter emergencial para a resolução de problemas referentes à fertilidade do solo, erosões, assoreamento dos rios e, até mesmo, à perda de identidade cultural da comunidade indígena. Considerando-se os resultados obtidos neste estudo recomenda-se a observação dos seguintes itens:

1) Conscientização ambiental

Apesar do interesse inicial demonstrado pelos habitantes locais quanto à restauração florestal da área constatou-se no decorrer do trabalho que este processo dificilmente será conquistado sem o efetivo envolvimento e a participação de todos. A valorização dos recursos naturais e dos benefícios proporcionados pela sua preservação precisam retomar seu lugar junto à comunidade indígena antes que quaisquer outras iniciativas sejam tomadas. A conscientização ambiental representa, portanto, o primeiro passo para a conquista de um planejamento participativo, que garanta a implantação e continuidade deste empreendimento. A transformação do modelo vigente deve partir dos habitantes locais para que possa ter sucesso.

2) Preservação da vegetação florestal remanescente

A contribuição da vegetação remanescente para a regeneração do entorno confirma a necessidade de preservação das fontes de propágulos como estratégia para auxiliar a dinâmica sucessional e o processo de recuperação da pastagem. A retirada dos fatores de perturbação se faz imprescindível para viabilizar esta preservação.

A presença do gado no fragmento florestal prejudica o desenvolvimento de plântulas e indivíduos jovens e favorece a propagação de gramíneas exóticas. Sua permanência na terra

indígena deverá se restringir a algumas áreas delimitadas, para que o processo de restauração seja possível.

O corte parcial das trepadeiras em crescimento desordenado na área pode ser testado como medida para favorecer o incremento da diversidade, estimulando a germinação e o desenvolvimento de espécies pioneiras.

O manejo de espécies de interesse econômico, freqüentemente abatidas pelos habitantes locais, deve ser também considerado, a fim de reduzir a vulnerabilidade de espécies sucessionais tardias, já escassas no fragmento. Dentre as espécies observadas no fragmento florestal com brotamento a partir do caule ou raiz estão *Vochysia tucanorum*, *Rhamnidium elaeocarpum*, *Terminalia triflora*, *Machaerium brasiliense*, *Machaerium stipitatum*, *Machaerium hyrtum*, *Croton floribundus*, *Casearia gossypiosperma*, *Centrolobium tomentosum*, *Pterogyne nitens*, *Tabernaemontana catharinensis*, *Cupania vernalis* e *Platypodium elegans*. Estas e outras espécies, utilizadas pelos indígenas para a confecção de casas, cercas e outros artefatos, poderiam ser destinadas a estudos que avaliassem a sustentabilidade do uso de técnicas de exploração madeireira no local. Outra alternativa seria efetuar o plantio de espécies de rápido crescimento, como o eucalipto, em áreas já desmatadas, a fim de promover uma fonte alternativa de matéria-prima que poupasse a exploração de espécies nativas.

3) Recuperação e manejo das áreas de pastagens

O modelo de pastagem deve ser repensado, considerando-se práticas que limitem a área de acesso do gado e permitam a regeneração do entorno. O pastoreio *voisin* pode constituir uma alternativa interessante, na medida em que permite a criação de um número maior de animais por hectare do que os modelos tradicionais.

Para estimular a regeneração, recomenda-se o controle periódico das espécies daninhas. Esta medida seria direcionada principalmente a algumas gramíneas exóticas, cujo desenvolvimento vigoroso é capaz de prejudicar a germinação e o estabelecimento de espécies arbóreas regenerantes.

A reintrodução de espécies pioneiras e a proteção das espécies regenerantes, principalmente nas leiras onde são mais abundantes, poderia acelerar a recuperação da área, na medida em que estas atraem animais dispersores, fornecendo-lhes opções de pouso, abrigo e alimentação. O uso de espécies herbáceas adaptadas às condições locais, em substituição às espécies daninhas, poderia também contribuir para este processo e até para melhoria das condições econômicas da população, se realizado através de sistemas agroflorestais. Nestes sistemas, espécies arbóreas perenes são consorciadas a culturas anuais de valor econômico ou à criação de animais em uma seqüência espacial ou temporal (INTERNATIONAL COUNCIL FOR RESEARCH IN AGROFORESTRY, 1983). Através de combinações mistas de espécies nativas promove-se uma cobertura vegetal contínua no

tempo e parcialmente contínua no espaço, assegurando a manutenção dos mecanismos de reciclagem e a produtividade sustentada. Como cada espécie apresenta períodos diferentes de colheita, as comunidades do solo nunca são totalmente privadas de energia ou proteção.

Em função deste caráter interdisciplinar, os sistemas agroflorestais são de especial interesse à comunidade indígena Araribá, na medida em que poderão proporcionar a interação entre componentes ecológicos e econômicos, viabilizando o manejo sustentado na terra indígena.