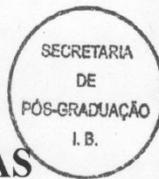


ALEXANDRE ROSA DA SILVA

**“ANÁLISE DO MOSAICO SILVÁTICO EM UMA FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO HORTO FLORESTAL DE
SUMARÉ, ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL”.**

**CAMPINAS
2013**



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA

ALEXANDRE ROSA DA SILVA

**“ANÁLISE DO MOSAICO SILVÁTICO EM UMA FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO HORTO FLORESTAL DE
SUMARÉ, ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL”**

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
Alexandre Rosa da Silva
e aprovada pela Comissão Julgadora.

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

K Yamamoto

Orientadora: Profa. Dra. Kikyo Yamamoto

CAMPINAS,
2013

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA POR
MARA JANAINA DE OLIVEIRA – CRB8/6972
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP

Si38a Silva, Alexandre Rosa da, 1977-
Análise do mosaico silvático em uma floresta
estacional semidecidual no Horto Florestal de Sumaré,
estado de São Paulo, Brasil / Alexandre Rosa da Silva. –
Campinas, SP: [s.n.], 2013.

Orientador: Kikyo Yamamoto.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de
Campinas, Instituto de Biologia.

1. Mosaico silvático. 2. Arquitetura arbórea. 3.
Floresta estacional semidecidual. I. Yamamoto, Kikyo,
1954-. II. Universidade Estadual de Campinas.
Instituto de Biologia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em Inglês Analysis of the silvatic mosaic in a seasonal semideciduous forest in
the Horto Florestal de Sumaré, state São Paulo, Brasil

Palavras-chave em Inglês:

Silvatic mosaic

Tree architecture

Seasonal semideciduous forest

Área de concentração: Biologia Vegetal

Titulação: Mestre em Biologia Vegetal

Banca examinadora:

Kikyo Yamamoto [Orientador]

Luiza Sumiko Kinoshita

Marco Antonio de Assis

Data da defesa: 15-04-2013

Programa de Pós Graduação: Biologia Vegetal

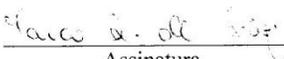
Campinas, 15 de abril de 2013

BANCA EXAMINADORA

Profª. Dra. Kikyo Yamamoto (orientadora)


Assinatura

Prof. Dr. Marco Antonio De Assis


Assinatura

Profª. Dra. Luiza Sumiko Kinoshita


Assinatura

Prof. Dr. Joao Semir

Assinatura

Dra. Roseli Buzanelli Torres

Assinatura

Dedico este trabalho especialmente à minha mãe. A ela, todo meu amor, respeito e agradecimento.

AGRADECIMENTOS

Especialmente a Deus por iluminar meu caminho.

Particularmente a Prof^{ta}. Dr^a. Kikyo Yamamoto que me acolheu no programa de Mestrado.

Aos participantes da banca Prof^{ta}. Dr^a. Luiza Sumiko Kinoshita, Prof. Dr. João Semir, Prof. Dr. Marco Antonio de Assis e a Prof^{ta}. Dr^a. Roseli Buzanelli Torres. A Capes e ao CNPq pelo financiamento do meu trabalho.

A minha família por todo carinho e apoio durante os meus anos de educação e por me incentivarem a seguir a carreira acadêmica. Aos meus pais, Nelson Rosa da Silva e Luzia de Souza Silva (in memoriam) que sempre se fizeram presentes em todos os momentos da minha vida.

Em especial, à minha irmã Claudia e o seu marido Claudivam, por se envolverem diretamente nas atividades do mestrado e por me apoiarem e em todos os momentos da minha vida.

Ao amigo Arildo, meu terceiro irmão, pela amizade, apoio e empenho em ajudar.

Ao eterno amigo Douglas de Araújo pelas risadas, incentivo e empenho em ajudar.

Ao Gustavo e Rafaela por serem sempre prestativos e pelas boas conversas.

Ao João Galvão pela ajuda no trabalho de campo e a Livia Cordi pela orientação no herbário.

Ao Marcelinho e ao Prof. Tamashiro pela ajuda na identificação de muitas das minhas espécies.

Ao Prof. Dr. Washington Marcondes pela oportunidade de estagiar no herbário UEC e ingressar no departamento de botânica.

A toda a equipe do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Instituto de Biologia da Unicamp.

A Ariela, minha companheira eterna, pelo carinho e atenção.

Agradeço finalmente aos amigos que fiz no Horto Florestal de Sumaré.

“Vamos, vem ver o reino vegetal. Entra comigo na espessura úmida. A floresta já sabe que chegaste. Todos os verdes se movem, querendo saber quem és.”

Thiago de Mello

SUMÁRIO

| | |
|------------------------------------------------------------------------------|------|
| LISTA DE FIGURAS | ix |
| LISTA DE TABELAS | x |
| RESUMO..... | xi |
| ABSTRACT..... | xiii |
| 1. INTRODUÇÃO E REVISÃO DA LITERATURA..... | 15 |
| 2. OBJETIVOS | 23 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS..... | 25 |
| 3. 1. Área de estudo..... | 25 |
| 3. 2. Coleta de dados | 27 |
| 3. 3. Análise dos dados..... | 30 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 34 |
| 4. 1. Análise florística das espécies componentes do mosaico silvático | 34 |
| 4. 2. Caracterização silvigênica | 37 |
| 4. 3. Mosaico silvigênico X fatores bióticos (florísticos e ecológicos)..... | 50 |
| 5. CONCLUSÃO | 60 |
| 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 63 |
| 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 65 |

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1: ESQUEMA PARA IDENTIFICAÇÃO DAS ECO-UNIDADES EM EQUILÍBRIO. 1 E 2= PRIMEIRO E SEGUNDO NÍVEIS DO DOSSEL, A E B= NÍVEIS DE INVERSÃO MORFOLÓGICA ALTO E BAIXO (ENGEL, 1993, BASEADO EM TORQUEBIAU, 1986)..... 19
- FIGURA 2: (A) LOCALIZAÇÃO DO ESTADO DE SÃO PAULO NO BRASIL; (B) LOCALIZAÇÃO DE SUMARÉ NO ESTADO DE SÃO PAULO; (C) LOCALIZAÇÃO DA PARCELA NA ÁREA DE ESTUDO NO HORTO FLORESTAL DE SUMARÉ. 26
- FIGURA 3: ESQUEMA ILUSTRATIVO DA CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE COORDENADAS X E Y PARA AS ÁRVORES DOMINANTES EM SUB-PARCELAS DE 10X10M. X1: INÍCIO DA COPA NA LINHA X; X2: FINAL DA COPA NA LINHA X; Y1: INÍCIO DA COPA NA LINHA Y; Y2: FINAL DA COPA NA LINHA Y. XT: COORDENADA X DO TRONCO; YT: COORDENADA Y DO TRONCO;..... 28
- FIGURA 4: VISUALIZAÇÃO DAS SUPERFÍCIES DAS COPAS DAS ÁRVORES AMOSTRADAS DE ACORDO COM O MÉTODO DE TORQUEBIAU (1986). AS COPAS DAS ÁRVORES MARCADAS COM X VERMELHO NÃO FORAM AMOSTRADAS POR NÃO INTERCEPTAREM AS LINHAS PARALELAS DA PARCELA. 29
- FIGURA 5: MOSAICO SILVÁTICO EM UMA ÁREA DE 3,0 HA DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL EM REGENERAÇÃO NO HORTO FLORESTAL DE SUMARÉ, SÃO PAULO. 42
- FIGURA 6: DISTRIBUIÇÃO DAS ALTURAS (FREQUÊNCIAS ABSOLUTAS) DAS ÁRVORES DA CATEGORIA DO PRESENTE E DO FUTURO NO HORTO FLORESTAL DE SUMARÉ, SP. CLASSE 1= 1 A 2 METROS; CLASSE 2= 2,1 A 4 METROS; CLASSE 3=4,1 A 6 METROS; CLASSE 4= 6,1 A 8 METROS; CLASSE 5= 8,1 A 10 METROS; CLASSE 6= 10,1 A 12 METROS; E CLASSE 7 12,1 A 14 METROS..... 48

LISTA DE TABELAS

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| TABELA 1: ESPÉCIES COMPONENTES DO MOSAICO SILVÁTICO EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO HORTO FLORESTAL DE SUMARÉ, SÃO PAULO..... | 35 |
| TABELA 2: SINOPSE DOS TRABALHOS DE SILVIGÊNESE REALIZADOS ATÉ O PRESENTE POR ORDEM DE PUBLICAÇÃO..... | 38 |
| TABELA 3: NÚMERO DE INDIVÍDUOS POR HECTARE (N/HA) E PROPORÇÃO (%) DE ÁRVORES DO PRESENTE, FUTURO E PASSADO ENCONTRADA NA ÁREA ESTUDADA E EM OUTROS TRABALHOS REALIZADOS EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL. | 41 |
| TABELA 4: DISTRIBUIÇÃO DE ÁREA (%) DAS ECO-UNIDADES CONSTITUINTES DE MOSAICOS SILVÁTICOS ENCONTRADA NA ÁREA ESTUDADA E EM OUTROS TRABALHOS REALIZADOS EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL. | 44 |
| TABELA 5: DISTRIBUIÇÃO DE ÁREA (%) DAS ECO-UNIDADES TIPO 1 (1A+1B) E TIPO 2 (2A+2B) CONSTITUINTES DE MOSAICOS SILVÁTICOS ENCONTRADA NA ÁREA ESTUDADA E EM OUTROS TRABALHOS REALIZADOS EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL. | 46 |
| TABELA 6: PORCENTAGEM DE INDIVÍDUOS DE ESPÉCIES COMPONENTES DO MOSAICO SILVIGÊNICO QUE PERTENCEM AOS GRUPOS ECOLÓGICOS NO HORTO FLORESTAL DE SUMARÉ, SP..... | 50 |
| TABELA 7: ESPÉCIES (%) OCORRENTES NO HORTO FLORESTAL DE SUMARÉ (COM 10 OU MAIS INDIVÍDUOS) NAS ECO-UNIDADES QUE COMPÕEM O MOSAICO SILVÁTICO E SEUS GRUPOS ECOLÓGICOS (GE) (P-PIONEIRA, SI- SECUNDÁRIA INICIAL E ST-SECUNDÁRIA TARDIA).51 | |
| TABELA 8: CRUZAMENTO DAS CATEGORIAS DE ECO-UNIDADES X ESPÉCIES COM SUAS FREQUÊNCIAS OBSERVADAS (FO), FREQUÊNCIAS ESPERADAS (FE) E VALORES DOS RESÍDUOS AJUSTADOS (RA - VALORES ABSOLUTOS SUPERIORES A 2,58 EM DESTAQUE). | 53 |
| TABELA 9: CRUZAMENTO DAS CATEGORIAS DE ECO-UNIDADES X CATEGORIAS SUCESSIONAIS COM SUAS FREQUÊNCIAS OBSERVADAS (FO), FREQUÊNCIAS ESPERADAS (FE) E VALORES DOS RESÍDUOS AJUSTADOS (RA - VALORES ABSOLUTOS SUPERIORES A 2,58 EM DESTAQUE). | 55 |

RESUMO

Frente ao acelerado ritmo de destruição das vegetações tropicais no mundo, o estudo destas, sejam florestas primárias ou secundárias, vêm se tornando cada vez mais importante para gerar conhecimentos que orientem a conservação, o manejo e a recuperação de florestas. O presente estudo consiste numa análise do mosaico silvático em um trecho de 3,0 hectares dentro de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual alterada no Horto Florestal de Sumaré, estado de São Paulo (22°51' Sul e 47°15' Oeste, 570m de altitude) realizado com o objetivo de analisar a eficácia deste método para caracterizar o estado de conservação de florestas e, em especial, para testar a hipótese de que o predomínio de eco-unidades em equilíbrio, compostas por árvores do presente, não significa necessariamente, que a floresta esteja madura. O mosaico silvático foi delineado pelo mapeamento de eco-unidades que, por sua vez, foram definidas pelas características arquiteturais das árvores que a compunham (tais como a altura total e do fuste dos indivíduos). As árvores foram levantadas pelo método de interceptação de linhas das árvores do dossel, usando espaçamento de 5 metros entre as linhas. O mosaico foi analisado quanto às espécies que delinearão as eco-unidades e quanto à distribuição, área total e a proporção relativa das eco-unidades em reorganização (clareiras), em desenvolvimento (indivíduos jovens não reiterados), em equilíbrio (indivíduos reiterados e maduros reprodutivamente) e em degeneração (mortos em pé ou com sinais de senescência). Análises estatísticas (Qui-quadrado e resíduos ajustados) foram aplicadas para verificar se as categorias de eco-unidades estão associadas à composição florística e/ou aos grupos sucessionais de espécies. A análise do mosaico silvático gerado mostrou que o trecho estudado no Horto Florestal de Sumaré se encontra em estágio de equilíbrio. Entretanto, a classificação ecológica das espécies que compõem o mosaico mostrou que a área estudada não se encontra em estágio maduro devido principalmente à grande quantidade da espécie *Xylopia aromatica* distribuída por todas as categorias de eco-unidades do mosaico silvático. Encontramos também algumas divergências na distribuição esperada de algumas espécies de acordo com sua classificação sucessional nas eco-unidades. O estudo confirmou a hipótese de que o predomínio de eco-unidades em equilíbrio não caracteriza necessariamente que uma floresta seja madura. A abundância relativa de eco-unidades em equilíbrio evidencia o bom estado de conservação arquitetural das árvores, o que pode representar boas condições de alcançar estágios mais

maduros. Entretanto, a baixa porcentagem de eco-unidades em desenvolvimento (1%) sugere que a recuperação desta floresta pode demandar práticas de manejo na floresta estudada. Esta interpretação é reforçada pela riqueza aparentemente baixa de espécies, sugerida pelo baixo número (16) de espécies componentes do mosaico. O presente estudo mostra que o método de análise silvigênica proporciona informações interessantes sobre o estado de conservação de uma floresta que outros métodos de estudos sobre a dinâmica e conservação de florestas não provê. No entanto, ele demanda informações taxonômicas e da classificação ecológica das espécies componentes do mosaico para prover adequada caracterização sobre o grau de conservação e sobre os processos silvigênicos de uma floresta.

Palavras-chave: mosaico silvático, arquitetura arbórea, floresta estacional semidecidual.

ABSTRACT

In face of the accelerated destruction of the tropical vegetation in the world, the study of primary or secondary forests, are becoming increasingly important to generate knowledge to guide the conservation, management and restoration of forests. The present study is an analysis of the silvatic mosaic on a patch of 3,0 hectares in a fragment of disturbed tropical semi deciduous forest located in the Horto Florestal de Sumaré, state of São Paulo (22°51' South and 47°15' West, 570 m above sea level) aiming to evaluate the effectiveness of this method for characterize the preservation state of forests and, in particular, to test the hypothesis that the predominance of steady-state eco-units , formed by present trees, does not necessarily means that the forest is mature. The silvatic mosaic was designed by mapping the eco-units which, in turn, were defined by the architectural features of the trees (such as overall height and the individuals stem). The trees sampled are recognized by a line-intercept inventory of canopy trees, using 5 meter spacing between lines. The evaluation of the silvatic mosaic was performed by analysis of distribution, total surface area and relative proportion of reorganizing eco-units (gaps), aggrading (young individual not reiterated), steady-state (reiterated and sexually mature individuals) and degrading (standing dead or showing signs of senescence). Statistical analyses (Chi-square and adjusted residuals) were applied to verify whether the eco-units categories are associated with the floristic composition and/or sucessional species groups. The analysis of the silvatic mosaic showed that the studied fragment of the Horto Florestal de Sumaré is in equilibrium stage. However, the ecological classification of the species composing the mosaic showed that the studied area is not a mature stage, mainly due to the large amount of *Xylopia aromatica* distributed in all eco-unit categories of the silvatic mosaic. We also found some differences in the expected distribution of some species according to their sucessional classification in the eco-units. The study confirmed the hypothesis that the prevalence of eco-units in equilibrium does not necessarily characterize that a forest is mature. The relative abundance of eco-units in equilibrium highlights the good architectural conservation state of the trees, which can represent good conditions to achieve more mature stages. However, the low percentage of aggrading eco-units (1%) suggests that the recovery of this forest may require management practices in the forest studied. This interpretation is reinforced by the apparently low species richness, as suggested by the low number (16) of species components of the mosaic. The present study shows that the method of silvigenetic analysis provides interesting informations about the condition of a forest that other methods of studies on the dynamics and conservation of forests do not provide. However, it needs taxonomic information and ecological classification of species compounding the mosaic to provide adequate characterization about the degree of conservation and the silvigenetic processes of a forest.

Key words: silvatic mosaic, tree architecture, seasonal semideciduous forest.

1. INTRODUÇÃO E REVISÃO DA LITERATURA

1. INTRODUÇÃO E REVISÃO DA LITERATURA

A destruição das florestas ao redor do mundo, principalmente das florestas tropicais, determina a necessidade urgente de preservação da maior quantidade possível de áreas florestais existentes, sejam elas primárias ou secundárias. A preservação destas áreas florestais tem sua importância salientada se forem localizadas próximas a centros urbanos, devido aos inúmeros benefícios que podem gerar, como: espaços de lazer e educação que, proporcionam contato íntimo dos habitantes com áreas vegetadas; locais para a realização de estudos por instituições de ensino e pesquisa; e oferta de alimento e refúgio para a fauna. Russel (1994) nota ainda que estas áreas verdes podem também compreender sub-amostras das espécies que caracterizam as formações vegetacionais da paisagem regional.

A importância dessa temática é evidenciada pelo grande número de estudos de florística e fitossociologia que tem contribuído para o conhecimento das comunidades vegetais (*e.g.* Bertoni & Martins, 1987; Batista, 1988; Gandolfi, 1991; Rodrigues & Shepherd, 2000; Gomes et al., 2004) e que podem subsidiar práticas de manejo e conservação de florestas.

Estudos de dinâmica de florestas também têm sido realizados, sendo que a maioria tem como foco principal o estudo dos processos de regeneração natural que sucedem as aberturas do dossel florestal que são causadas naturalmente ou pela ação do homem, e geralmente considerando as características ecofisiológicas das espécies (Whitmore, 1975; Denslow, 1980; Orians 1982; Brandani et al., 1988, Schupp et al., 1989; Costa & Mantovani, 1992, Negrelle, 1995; Brokaw & Busing, 2000; Schnitzer & Carson, 2001). Alternativamente, partindo da premissa de que as espécies vegetais modificam sua arquitetura em resposta às variações energéticas (quantidade de luz) que podem ocorrer ao longo dos estratos verticais da floresta, Hallé et al.(1978) e Oldeman (1979) propuseram investigar a dinâmica das florestas mediante análise das transformações na arquitetura dos indivíduos arbóreos que a compõem.

É preciso estar atento à diferença entre os termos arquitetura e modelo arquitetural de uma árvore. A arquitetura arbórea se refere à expressão morfológica do genótipo de uma árvore em um determinado momento (Hallé et al., 1978) e mostra as condições ambientais nas quais a árvore se desenvolveu ou está se desenvolvendo. A arquitetura arbórea é, portanto, o

registro da morfologia de um determinado momento do desenvolvimento de uma planta. Já quando um pesquisador se refere ao modelo arquitetural de uma árvore, está tratando do seu plano ('projeto ontogenético') de crescimento. Este é identificado por uma série de observações sobre o desenvolvimento arquitetural de uma árvore (Hallé et al.,1978). Os modelos podem ser reconhecidos, na comunidade ou em arboretos, em árvores relativamente isoladas das suas vizinhas. Mas esta observação nem sempre é fácil, pois ela deve ser feita ao longo do desenvolvimento da planta até a sua maturidade sexual. Além disso, as árvores fazem constantes ajustes às influências ambientais que sofrem (como vento, quebra de ramos, acomodação espacial entre árvores vizinhas, etc.), o que faz com que nem sempre a arquitetura de uma árvore seja equivalente ao seu modelo arquitetural. Diversos estudos que analisam o modelo arquitetural de plantas foram realizados, como os Edelin (1981), Caraglio & Edelin (1990), Cremers (1992) e Schnitzler et al. (2004), entre outros.

Quando a floresta é analisada com base na arquitetura de suas árvores e nas modificações causadas por mudanças no regime local de luz, sejam elas devidas ao fechamento de copa ou abertura de clareiras, a dinâmica florestal é interpretada segundo o conceito da silvigênese, isto é, no processo de construção da floresta (Hallé et al. 1978), o qual não tem relação direta com o estudo dos modelos arquiteturais.

A análise silvigênica é o estudo do mosaico florestal, também chamado de silvático ou silvigênico, através da arquitetura dos seus constituintes. O mosaico silvático é formado pelo conjunto de eco-unidades em diferentes estágios sucessionais, que por sua vez, são formadas por indivíduos presumidamente em um mesmo estágio sucessional dentro da floresta (Oldeman 1978, 1983). Assim, a análise do mosaico silvático examina, basicamente, a distribuição espacial das eco-unidades dentro do trecho florestal estudado, assim como a proporção das eco-unidades em diferentes estágios sucessionais e, portanto, em diferentes idades relativas (fase de construção/degradação) dentro da floresta.

Trabalhando em áreas de Floresta Ombrófila Densa na Indonésia (Floresta de Dipterocarpaceas), Torquebiau (1986) propôs um método de campo para análise do mosaico silvático: o método de interceptação de linhas para inventário das árvores do dossel. O método proposto por Torquebiau (1986) consiste em inventariar as árvores mais altas (dominantes) cujas copas interceptam linhas paralelas dispostas a distâncias regulares em uma ou mais

parcelas delimitadas numa área de estudo. Os parâmetros usados pelo autor para a análise das árvores são o ‘ponto de inversão morfológica’ que é a altura da árvore onde o fuste termina e a copa se inicia (altura da primeira ramificação/reiteração), e o ‘ponto de inversão ecológica’ que é a metade da altura total da árvore. A posição onde o fuste termina indicaria a mudança nas condições de luminosidade (aumento na entrada de luz), que teria estimulado a árvore de um setor da floresta a diminuir o seu crescimento em altura e a iniciar a formação da copa, isto é, a ampliação da sua capacidade de realizar fotossíntese. De maneira geral, árvores que possuem o ponto de inversão morfológica acima da metade de sua altura total apresentam o fuste relativamente fino e alto e a copa compacta, e são aquelas que cresceram em condições fechadas (de pouca luz/sombra). Por outro lado, árvores que cresceram sob céu aberto ou em clareiras possuem ponto de inversão morfológica abaixo da metade da altura total da árvore, fuste baixo e grosso e copa ampla, refletindo um alto nível energético (quantidade de luz) a que foram submetidas durante o seu desenvolvimento.

A união dos ‘pontos de inversão morfológica’ define a ‘superfície de inversão morfológica’ da floresta ou de um trecho da floresta, ou seja, é um plano virtual que corta seu volume vertical e representa uma mudança drástica nas condições de luminosidade durante o crescimento das árvores. Para Oldeman (1979) a ‘superfície de inversão morfológica’ indica a distribuição de vigor de crescimento e do potencial de desenvolvimento futuro de uma floresta. Outro parâmetro usado nas análises é a ‘superfície de inversão ecológica’ da floresta, situada na metade da altura da árvore mais alta do dossel (excluídas as árvores emergentes). A ‘superfície de inversão ecológica’ representa o ponto onde as condições ecológicas ao longo do perfil (luz, radiação, temperatura, umidade relativa do ar, ventos, etc.) sofrem mudanças drásticas Engel (1993).

Com base nestes parâmetros e considerações, Torquebiau (1986) classificou as árvores dominantes ao longo dos transectos como:

- Árvores do futuro: jovens, com pouca ou nenhuma ramificação lateral e que ainda não completaram seu crescimento em altura;

- Árvores do presente: saudáveis, adultas (com flor e/ou fruto ou seus restos), que já completaram sua fase de investimento prioritário no crescimento em altura e, portanto, com ramificações laterais.

Esta categoria foi subdividida em 4 subcategorias baseadas na altura total, se mais baixa (1) ou mais alta (2) que a superfície de inversão ecológica, ou na altura do fuste (ou início da copa), acima (A) ou abaixo (B) do ponto de inversão ecológica (Figura 1):

- Árvore tipo 1 B: mais baixa que a superfície de inversão ecológica tendo o fuste mais curto que a metade da sua própria altura;
 - Árvore tipo 1 A: mais baixa que a superfície de inversão ecológica tendo o fuste mais longo que a metade da sua própria altura;
 - Árvore tipo 2 B: mais alta que a superfície de inversão ecológica tendo o fuste mais curto que a metade da sua própria altura;
 - Árvore tipo 2 A: mais alta que a superfície de inversão ecológica tendo o fuste mais longo que a metade da sua própria altura.
- Árvores do passado: mortas em pé ou com sinais visíveis de degradação, como presença de muitas epífitas, e modelo arquitetural deformado por quedas de galhos.

Em seguida, Torquebiau (1986) agrupou as árvores e as clareiras em categorias de eco-unidades:

- Eco-unidades em reorganização: formadas por clareiras;
- Eco-unidades em desenvolvimento: formadas por árvores do futuro;
- Eco-unidades em equilíbrio: formadas por árvores do presente, com subtipos 1A, 1B, 2A ou 2B de acordo com o tipo de árvore do presente que a compõem;
- Eco-unidades em degradação: formadas por árvores do passado.

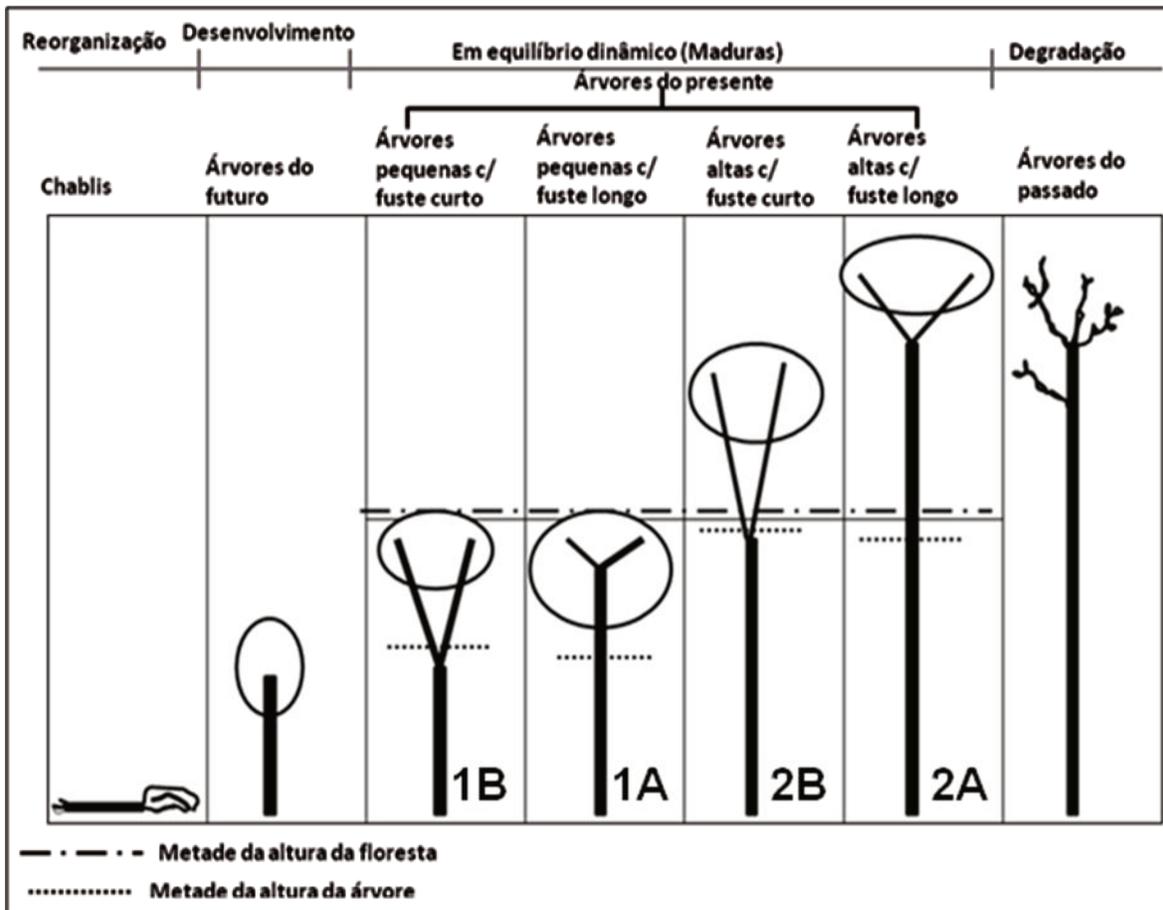


Figura 1: Esquema para identificação das eco-unidades em equilíbrio. 1 e 2= primeiro e segundo níveis do dossel, A e B= níveis de inversão morfológica alto e baixo (Engel, 1993, baseado em Torquebiau, 1986).

No método proposto por Torquebiau (1986), o conceito de reiteração é fundamental para classificar as árvores de uma floresta analisada. Reiteração é o processo de ajuste arquitetural de uma árvore ao seu ambiente e refere-se especificamente a repetição do modelo arquitetural básico de crescimento de uma planta (Hallé et al., 1978). No método em questão, a atividade prática de campo consiste em identificar a reiteração que gerou a primeira bifurcação (ou ramificação) do tronco principal da árvore, pois ela indica o momento no qual ocorreu aumento na luminosidade da área em quantidade suficiente para provocar a inversão morfológica no indivíduo.

O estudo do mosaico silvigênico proposto por Oldeman (1978) e Hallé et al. (1978) através do método proposto por Torquebiau (1986), permitiria analisar a dinâmica florestal dentro de um contexto amplo, não limitado a clareiras, e possibilitaria compreender a evolução temporal de eventos passados e fazer previsões sobre o potencial futuro de regeneração e auto-sustentabilidade da área estudada, empregando procedimentos relativamente simples e rápidos. A grande vantagem deste método, como observou Engel (1993), seria a não dependência do conhecimento florístico, o qual pode ser um grave entrave na obtenção de dados em florestas tropicais. Entretanto, o próprio Torquebiau (1986) alertou para a necessidade de um estudo mais aprofundado sobre o método, pois como observado por Hallé et al. (1978) a arquitetura básica da árvore é um atributo geneticamente determinado e, portanto, dependente de sua identidade taxonômica. Ainda que o método pretenda prescindir do conhecimento sobre o modelo arquitetural das árvores, é muito importante que o pesquisador o conheça para melhor identificar as reiteraões principais. Além disso, a validade do método ainda não foi testada suficientemente para os diferentes tipos de florestas. Assim como já foi realizado por Botrel (2007), é recomendável testar o método mediante análise dos componentes florísticos das categorias de eco-unidades, além da verificação da influência da topografia e tipos de solo no mosaico.

No Brasil, o método de interceptação de linhas proposto por Torquebiau (1986) para análise do mosaico silvático foi aplicado em algumas formações florestais. Engel & Prado (1992) foram os pioneiros, aplicando o método em uma seção da Floresta Ombrófila Densa na tipologia da Mata de Tabuleiros. Cardoso-Leite (1995), Oliveira (1997), Botrel (2007) e Cassola (2008) aplicaram o método à vegetação de Floresta Estacional Semidecidual em áreas de diferentes tamanhos e estágio de conservação. Botrel (2007) também aplicou o método a uma área de Cerradão, aprofundando a discussão sobre a eficácia do método em formações vegetais que apresentam árvores mais espaçadas e que permitem maior entrada de luz através do seu dossel que é bem diferente da formação Ombrófila Densa, na qual Torquebiau (1986) se baseou para desenvolver e aplicar o método pela primeira vez. Vanini (2009) aplicou o método a um trecho de Floresta Alta de Restinga no Parque Estadual da Ilha do Cardoso-SP e analisou a relação do mosaico florestal com o solo. O estudo mais recente foi o de Lima (2010), que analisou a relação de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Montana com o gradiente topográfico, encontrando pouca influência na distribuição e agrupamento das eco-

unidades do mosaico florestal estudado em relação ao gradiente topográfico. Em todos estes estudos, exceto no de Botrel (2007) em Cerradão, os autores interpretaram o predomínio de eco-unidades em equilíbrio formadas por indivíduos 2A como sendo um indicativo de floresta madura. Já no estudo de Cerradão, Botrel (2007) também interpretou o predomínio que encontrou de eco-unidades em equilíbrio formadas por indivíduos 2B, como sendo também indicativo de que esta floresta se encontrava madura, e atribuiu a alta densidade e frequência de indivíduos com fuste baixo (tipo 2B) à estrutura própria do Cerradão, com dossel descontínuo. Entretanto, tanto no estudo em Floresta Estacional Semidecidual, como no Cerradão, Botrel (2007) notou que o bom estado de conservação arquitetural da floresta, indicado pelo predomínio das eco-unidades em equilíbrio, não encontrou correspondência clara com o estágio sucessional das espécies componentes destas eco-unidades. Isto é, muitas espécies conhecidas como sendo iniciais da sucessão secundária foram encontradas nas eco-unidades em equilíbrio. Este resultado indica a fragilidade do método de análise em questão para indicar o estágio sucessional das eco-unidades e para fazer uma avaliação da dinâmica florestal, o que permite levantar a hipótese de que o predomínio de eco-unidades do equilíbrio em uma floresta não representa necessariamente que ela se encontre em estágio maduro.

No presente estudo, propomos-nos a testar a hipótese acima, aplicando o método de Torquebiau (1986) em um fragmento alterado de Floresta Estacional Semidecidual localizada no Horto Florestal da cidade de Sumaré, estado de São Paulo, Brasil, sabidamente em fase de regeneração. Esperamos com este estudo contribuir tanto para ampliar o conhecimento sobre o método, assim como para a obtenção de subsídios que possam orientar a conservação, o manejo e a recuperação de ambientes florestais urbanos.

2. OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

O objetivo geral do presente estudo consiste em testar a eficácia do método de interceptação de linhas para inventário das árvores do dossel proposto por Torquebiau (1986) para caracterizar o estado de conservação de florestas em regeneração.

Tomando como referência o estudo sobre o mosaico silvigênico realizado por Botrel (2007) num trecho conservado de Floresta Estacional Semidecidual em Gália, dentro da Estação Ecológica de Caetetus (EEC), o presente estudo procurou reproduzir suas análises num fragmento florestal sabidamente alterado que se localiza dentro do Horto Florestal de Sumaré, São Paulo (HFS). Em especial, realizamos uma análise florística e a classificação ecológica das espécies componentes do mosaico silvático no intuito de aprimorarmos o conhecimento sobre o método e a qualidade das informações que ele pode gerar. Além disso, o presente estudo procurou verificar alguns dos resultados relevantes encontrados por Botrel (2007). Assim, são três os objetivos específicos deste estudo.

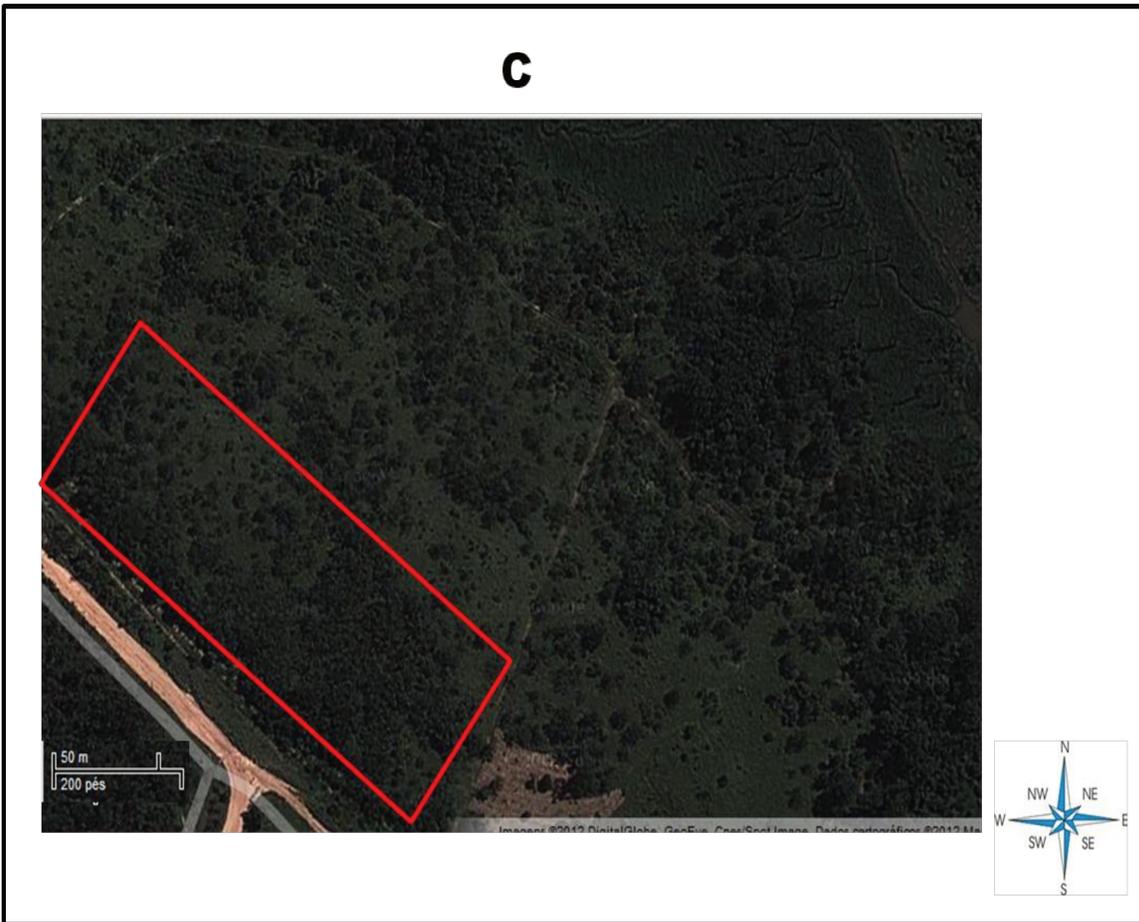
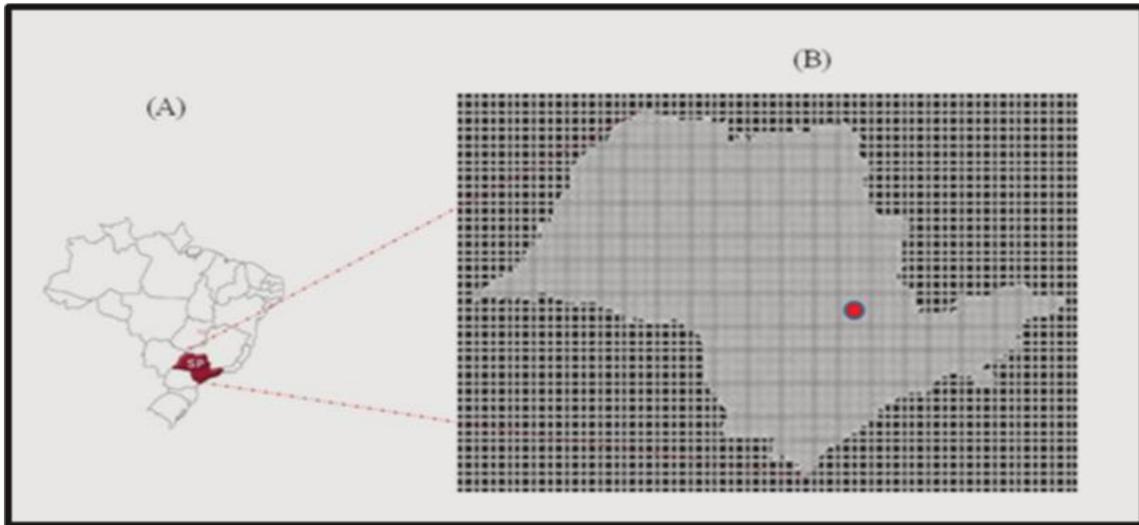
- 1) Análise florística: Verificar quantas e quais espécies permitem o delineamento das eco-unidades pelo método de Torquebiau (1986), e com qual participação percentual estas espécies ocorrem na área amostral;
- 2) Testar a hipótese de que o predomínio de eco-unidades em equilíbrio em Floresta Estacional Semidecidual, seja ela conservada ou alterada, não significa necessariamente que a floresta se encontra em estado maduro, sendo esta condição dependente do predomínio nestas eco-unidades de espécies finais de sucessão secundária;
- 3) Confirmar, ou não, que as eco-unidades em equilíbrio no tipo florestal estudado podem conter elevada proporção de indivíduos pertencentes a espécies iniciais de sucessão secundária (devido à semideciduidade das folhas que aumentaria a permeabilidade à luz).
- 4) Investigar a correspondência entre as fases do ciclo silvigênico e as de sucessão ecológica sugeridas pela classificação das espécies componentes das eco-unidades em grupos funcionais (pioneiras, secundárias iniciais e tardias).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3. MATERIAL E MÉTODOS

3. 1. Área de estudo

O Horto Florestal de Sumaré (HFS), estado de São Paulo, localiza-se nas coordenadas 22°51' Sul e 47°15' Oeste a 570m de altitude (figura 2); encontra-se na Depressão Periférica Paulista na Zona do Médio Tietê e possui topografia suave. O solo da região é do tipo Latossolo Roxo ou Terra Roxa Legítima e Latossolo Vermelho-Amarelo Fase Arenosa. O clima da região é do tipo tropical caracterizado por um período seco com aproximadamente dois meses de duração associado ao inverno (Nimer, 1977) e o clima local, de acordo com o sistema Koppen, é do tipo Cwa.



(Fonte: <http://maps.google.com.br/>. Acesso em 09/01/2012).

Figura 2: (A) Localização do estado de São Paulo no Brasil; (B) Localização de Sumaré no estado de São Paulo; (C) Localização da parcela na área de estudo no Horto Florestal de Sumaré

Atualmente o HFS ocupa uma área de 222,64 ha e de acordo com Vasconcellos-Neto (1980) sua vegetação nativa parece ter sido constituída de Campo Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual. Para classificar a vegetação da área, este autor contou com a opinião de H. F. Leitão Filho, profundo conhecedor de ambos os tipos de vegetação no estado de São Paulo (K. Yamamoto, com.pes.).

A área onde foi realizado o presente estudo mede aproximadamente 25 hectares e contém trechos alterados de floresta estacional semidecidual. Apesar da ocorrência de elementos que podem ser comuns a este tipo florestal e ao cerrado (*e.g. Xylopia aromatica*) optamos por interpretar a vegetação local como Floresta Estacional Semidecidual (FES) alterada (ou em regeneração), pois a maior parte da área possui aparência típica de uma Floresta Estacional Semidecidual secundária, e não de Campo Cerrado.

De acordo com informações de funcionários da Prefeitura de Sumaré, a área foi delimitada para constituir o Horto a aproximadamente 50 anos, tendo sido usada para pastagem de gado e extração de madeira. Mas não dispomos de dados oficiais sobre a data exata do fim das atividades antrópicas na área após a constituição do HFS.

No HFS foram realizados apenas alguns estudos ecológicos de populações de lepidópteros (Vasconcellos-Neto, 1980; Monteiro, 1981; Lopes, 1984; Queiroz 1987), além de um estudo que trata da biologia floral de três espécies de *Aristolochia* (Siqueira, 1988).

3. 2. Coleta de dados

O método de interceptação de linhas para inventário das árvores do dossel proposto por Torquebiau (1986) foi aplicado numa parcela de 3,0 ha (300 x 100 metros) na qual foram dispostas 19 linhas de 300 metros, paralelas e distantes entre si 5,0 metros, no comprimento maior da parcela. Todas as árvores com maior altura ('dominantes') cujas copas interceptavam pelo menos uma das linhas e com diâmetro a altura do peito ($DAP \geq 3,2$ cm) receberam placa de identificação e tiveram anotadas a altura total (Ht), altura do fuste (Hf), coordenadas (x, y) de localização e projeção horizontal referente à cobertura da copa. (figura 3 e 4).

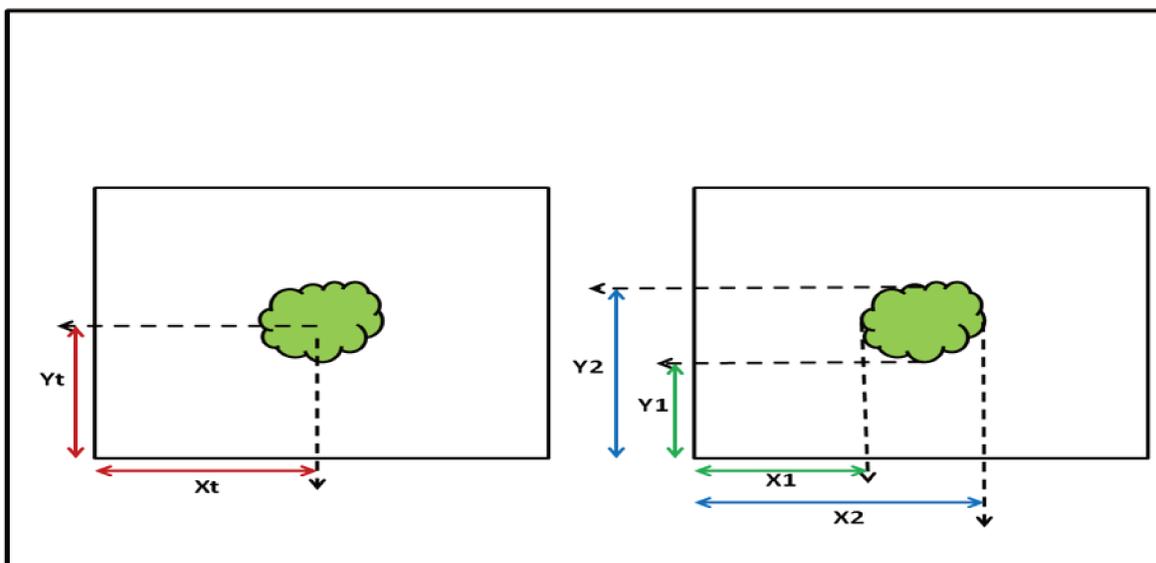


Figura 3: Esquema ilustrativo da construção do sistema de coordenadas x e y para as árvores dominantes em sub-parcelas de 10x10m. X1: início da copa na linha x; X2: Final da copa na linha x; Y1: início da copa na linha y; Y2: Final da copa na linha y. Xt: coordenada x do tronco; Yt: coordenada y do tronco;

Em conformidade com o método, foram usados os valores individuais de H_t , H_f , a relação entre esses valores e os dados sobre a presença ou ausência de reitteração e os sinais de senescência, para classificar os indivíduos nas categorias de árvores do passado (senescentes), do presente (reiteradas, com sinais de reprodução, que depois foram divididas nas subcategorias 1 A, 1B, 2 A e 2B) e do futuro (juvenis não reiterados). As áreas de clareira que interceptaram as linhas também foram amostradas, medidas e incluídas no mapeamento. O conceito de clareira utilizado nesta pesquisa foi o mesmo adotado por Engel (1993), Cardoso - Leite (1995) e Botrel (2007), ou seja, o de aberturas verticais do dossel até o piso florestal com no mínimo 2 m de diâmetro. Os indivíduos adjacentes pertencentes à mesma categoria foram reunidos em eco-unidades, que por sua vez, foram agrupadas em eco-unidades de reorganização (com clareiras, *i.e.*, aberturas $\geq 2m$), desenvolvimento (com árvores do futuro), equilíbrio (com árvores do presente) e degradação (com árvores do passado).

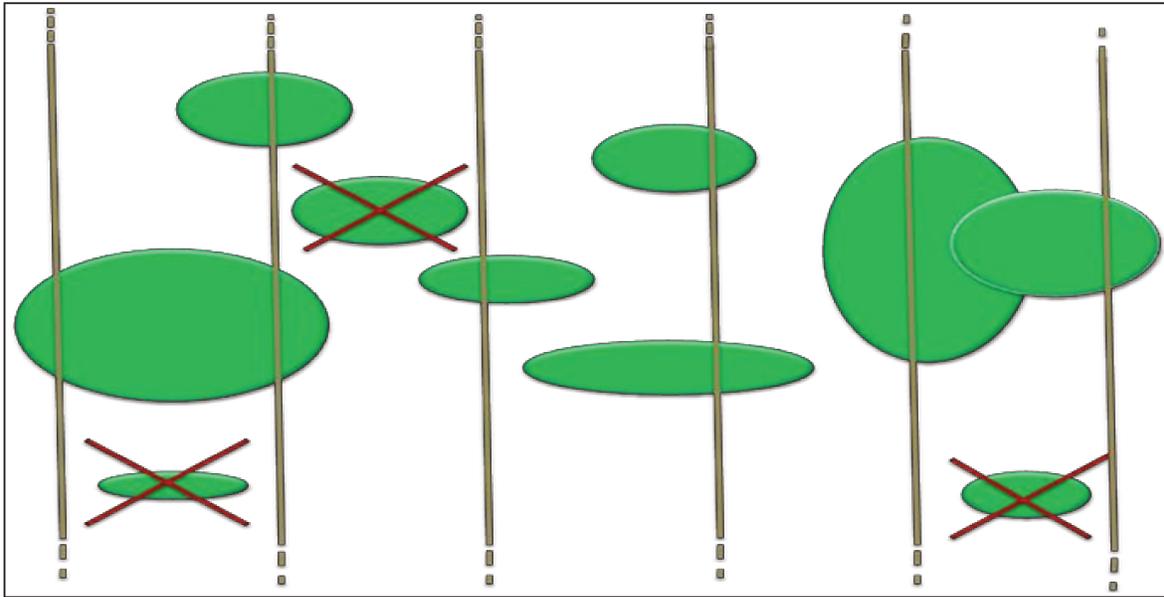


Figura 4: Visualização das superfícies das copas das árvores amostradas de acordo com o método de Torquebiau (1986). As copas das árvores marcadas com X vermelho não foram amostradas por não interceptarem as linhas paralelas da parcela.

Amostras botânicas dos indivíduos (mesmo os estéreis) que compõem as eco-unidades foram coletadas e incorporadas como *voucher* no herbário UEC, e usados para a identificação taxonômica. A identificação taxonômica das espécies vegetais foi realizada através de consulta ao herbário UEC e bibliografia específica e, quando necessário, com a ajuda de especialistas. Foi adotada a proposta de classificação de APG III (2009) para as famílias.

A chave taxonômica das espécies amostradas no presente estudo, encontrada no guia a ser entregue a Prefeitura de Sumaré, foi produzida a partir de caracteres vegetativos e reprodutivos (flor e fruto). Este guia deverá ser complementado futuramente com dados de outras espécies que ocorrem na área estudada, pois não dispomos do inventário completo.

As espécies amostradas foram classificadas com base em informações da literatura e em Gandolfi (2000, p. 45), que propõem as seguintes categorias sucessionais usadas no presente trabalho:

Pioneiras (P): Os indivíduos das espécies pioneiras são mais dependentes de luz em processos como germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência, do que os indivíduos das demais categorias. Em função dessa

dependência seus indivíduos tendem a ocorrer preferencialmente nas clareiras, nas bordas da floresta, ou mesmo em lugares abertos fora da floresta, sendo pouco frequentes no sub-bosque. Eventualmente, no entanto, esses indivíduos também podem ser observados sob a copa de outras árvores, na borda de uma clareira, numa clareira em preenchimento ou então, numa clareira preenchida.

Secundárias Iniciais (Si): As espécies secundárias iniciais apresentam em relação às demais categorias uma dependência intermediária da luz, em processos tais como, germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência. Em função disso, essas espécies podem se desenvolver nas bordas ou no interior das clareiras, nas bordas de uma floresta e também no sub-bosque. No sub-bosque, elas tendem a ocorrer mais frequentemente em áreas menos sombreadas, estando, em geral, ausentes nas áreas de sombra muito densa. Muito dessas espécies podem apresentar grande longevidade, vindo a compor o dossel sobre antigas clareiras, total ou parcialmente preenchidas.

Secundárias Tardias (St): As espécies secundárias tardias são aquelas que em processos como germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência são comparativamente menos dependentes de luz do que os indivíduos das demais categorias. Em função disso, essas espécies tenderiam a apresentar uma maior ocorrência, abundância e permanência no sub-bosque, inclusive em locais de sombra densa. Todavia, estas espécies podem eventualmente sobreviver em clareiras abertas ou em preenchimento. Dentro deste grupo podem se encontrar dois comportamentos bem distintos, espécies que podem permanecer toda a sua vida no sub-bosque (espécies típicas de sub-bosque), ou então, espécies que podem crescer e se desenvolver no sub-bosque, mas que podem alcançar e compor o dossel florestal ou a condição emergente (espécies típicas de dossel).

3. 3. Análise dos dados

Os valores individuais de Hf (altura do fuste) e de Ht (altura total), a relação entre esses valores (para definir o ponto de inversão morfológica) e a relação dos mesmos com o

ponto e a superfície de inversão ecológica, além de dados sobre a presença de reiteração ou de sinais de senescência, foram usados para classificar os indivíduos amostrados em árvores do passado (senescentes), presente (reiteradas e com sinais de reprodução e divididas nas subcategorias 1A, 1B, 2A e 2B) e do futuro (juvenis não reiterados). Os indivíduos emergentes foram eliminados da análise para determinação da altura máxima do dossel e da 'superfície de inversão ecológica', por se encontrarem em número relativamente reduzido. Os indivíduos adjacentes de mesma categoria foram agrupados em eco-unidades de reorganização (clareiras), desenvolvimento (futuro), equilíbrio (presente) e degradação (passado), o que resultou no mapa do mosaico silvático, confeccionado manualmente, segundo Torquebiau (1986). Para verificar como os indivíduos se distribuíam quanto a sua altura, foi feita a distribuição das alturas (frequência absoluta) das árvores do presente e futuro nas seguintes classes: classe 1= 1 a 2 metros, classe 2= 2,1 a 4 metros, classe 3= 4,1 a 6 metros, classe 4= 6,1 a 8 metros, classe 5= 8,1 a 10 metros, classe 6= 10,1 a 12 metros e classe 7= 12,1 a 14 metros.

A avaliação do mapa do mosaico silvático foi realizada mediante análise da área total, proporção relativa e distribuição do conjunto das eco-unidades. A informação taxonômica e a classificação sucessional das espécies foram usadas para a verificação do padrão de distribuição das espécies iniciais de sucessão secundária entre as eco-unidades. Para verificar a existência de relação entre as espécies e as categorias de eco-unidades, foi elaborada uma tabela com as frequências observadas e esperadas das espécies nas diferentes eco-unidades componentes do mosaico silvigênico, sendo que as espécies amostradas com frequência muito baixa foram excluídas das análises (espécies com menos de 10 indivíduos), uma vez que a baixa frequência é inadequada para avaliar a distribuição espacial das mesmas dentro do mosaico silvigênico. Também foi construída uma tabela com as categorias silvigênicas e as frequências observadas e esperadas das categorias sucessionais, para verificar se a existência de relação entre as categorias de eco-unidades e as categorias sucessionais. Na discussão sobre os resultados, procuramos enfatizar comparações com outras análises silvigênicas realizadas no mesmo tipo florestal do nosso estudo, isto é, em florestas estacionais semidecíduais.

Foi aplicado nas duas tabelas o teste do Qui-quadrado (χ^2) que calcula o total de desvios entre o número de ocorrências observadas e o de esperadas, a fim de verificar se as

distribuições das observações foram ou não aleatórias. A fórmula utilizada no cálculo é a seguinte:

$$\chi^2 = \sum \frac{(O - E)^2}{E}$$

O= Frequência Observada

E= Frequência Esperada

Quando o teste do χ^2 apresentou resultado significativo, foi realizada a análise de resíduos ajustados para verificar, na primeira tabela, o comportamento das categorias de eco-unidades em relação a cada espécie amostrada e na segunda tabela a existência de associação entre as categorias de eco-unidades e as categorias sucessionais, de acordo com a seguinte fórmula (Pereira 2001):

$$Z_{res} = \frac{O - E}{\sqrt{E} \sqrt{(1 - TC/TG)(1 - TL/TG)}}$$

O= Frequência Observada

TC= Total da coluna

E= Frequência Esperada

TL= Total da linha

TG= Total geral da tabela

Tanto para verificar a associação entre as variáveis no teste do χ^2 quanto para as categorias de variáveis na análise de resíduos, adotou-se o nível de significância de 1%. Para este nível de significância, o resíduo ajustado, deve ser superior a +2,58 (excesso de ocorrências: associação positiva) ou inferior a -2,58 (falta de ocorrências: associação negativa) para indicar associação entre variáveis.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estudo é apresentado em três partes subseqüentes:

1. Análise florística do mosaico silvático;
2. Mapeamento do mosaico silvático, neste item, a espécie *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. é discutida com maior ênfase devido à sua expressiva ocorrência na área;
3. Avaliação do método quanto à correspondência das ecounidades em desenvolvimento com as fases iniciais de sucessão, e das ecounidades em equilíbrio com as fases tardias de sucessão.

4. 1. Análise florística das espécies componentes do mosaico silvático

Foram amostrados 904 indivíduos (301 indivíduos/ha) pertencentes a 16 espécies. A tabela 1 sintetiza a lista de espécies e a participação percentual de cada uma na área. Devido ao pequeno número de espécies, optamos por não discriminá-las por família, mas por ordená-las segundo a contribuição percentual de indivíduos na área. *Xylopia aromatica* foi a espécie que apresentou o maior número de indivíduos com 403 indivíduos que equivalem a 44,6 % do número total de espécies coletadas. Embora não tenhamos realizado um estudo fitossociológico clássico, foi observada a elevada frequência desta espécie na área. Podemos destacar também o pequeno número de espécies amostradas (16 espécies no total), sendo que *Hymenaea courbaril*, *Tapirira guianensis*, *Ficus guaranitica* e *Ficus obtusifolia* foram representadas por poucos indivíduos, com 9, 7, 5 e 4 cada espécie.

Tabela 1: Espécies componentes do mosaico silvático em um fragmento de floresta estacional semidecidual no Horto Florestal de Sumaré, São Paulo.

| Família | Espécie | N° indivíduos | % indivíduos |
|----------------------------------|------------------------------------------------------|--------------------------|-------------------------|
| Annonaceae | <i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart. | 403 | 44,6 |
| Asteraceae | <i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera | 110 | 12,1 |
| Malvaceae | <i>Luehea grandiflora</i> Mart. | 81 | 9,0 |
| Peraceae | <i>Pera obovata</i> (Klotzsch) Baill. | 67 | 7,3 |
| Lauraceae | <i>Nectandra nitidula</i> Nees & Mart. | 49 | 5,4 |
| Fabaceae- Mimosoideae | <i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr. | 39 | 4,4 |
| Salicaceae | <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | 31 | 3,4 |
| Melastomataceae | <i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud. | 30 | 3,3 |
| Fabaceae- Faboideae | <i>Platypodium elegans</i> Vogel | 25 | 2,8 |
| Fabaceae- Faboideae | <i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. | 23 | 2,5 |
| Bignoniaceae | <i>Tabebuia ochraceae</i> (Cham.) Standl. | 11 | 1,2 |
| Fabaceae- Detarieae | <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. | 10 | 1,1 |
| Fabaceae- Detarieae | <i>Hymenaea courbaril</i> L. | 9 | 1,0 |
| Anacardiaceae | <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | 7 | 0,8 |
| Moraceae | <i>Ficus guaranitica</i> Chodat | 5 | 0,5 |
| Moraceae | <i>Ficus obtusifolia</i> Kunth | 4 | 0,4 |
| Total | | 904 | 100 |

Como não fizemos um inventário florístico completo da área estudada, adotamos como referência (para termos uma noção aproximada do número de espécies), o censo realizado por Cielo Filho & Santin (2002) no Bosque dos Alemães em Campinas, São Paulo, um remanescente urbano de Floresta Estacional Semidecidual, onde foram registradas 80 espécies arbustivo-arbóreas nativas. A escolha deste inventário como referência se deu pelo fato deste fragmento ser alterado e localizado em área urbana e dentro da Depressão Periférica, assim como o Horto Florestal de Sumaré.

Botrel (2007) também não realizou inventário florístico no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual cujo mosaico silvigênico ela estudou. Mas Tabanez et al. (2005)

publicaram uma lista de 240 espécies arbóreas ocorrentes em toda a Estação Ecológica de Caetetus, dentro da qual se encontra a parcela cujo mosaico silvigênico foi mapeado por Botrel (2007) através de 47 espécies. O número de espécies arbóreas ocorrentes nesta parcela pode ser menor que aquelas 240 espécies, mas se admitimos que o número não é significativamente menor, então podemos estimar que foram necessários cerca de 20% das espécies ocorrentes na área para constituir o mosaico. Surpreendentemente, se aceitarmos que ocorre um número próximo a 80 espécies arbóreas nativas no Horto Florestal de Sumaré, então as 16 espécies que delinearam o mosaico silvático na nossa área de estudo também corresponderia a cerca de 20% da flora arbórea local. Esta porcentagem pode ser apenas uma coincidência, mas merece ser verificada, pois pode estar relacionada à estrutura das florestas estacionais semidecíduais.

A riqueza de espécies pode ser bastante variável entre diferentes trechos de Floresta Estacional Semidecidual, uma vez que depende de vários fatores, como tamanho das amostragens, do método de coleta usado, dos fragmentos e heterogeneidade do ambiente (por exemplo, tipos de solos nos locais e drenagens). A diferença entre os censos realizados em Campinas (Cielo Filho & Santin 2002, com 80 espécies arbustivo-arbóreas) e em Gália (Tabanez et al. 2005, com 240 espécies arbóreas) pode ser em parte devida à localização geográfica destas áreas, isto é, a riqueza de espécies pode ser ‘naturalmente’ maior na região de Gália, localizada no Planalto Ocidental Paulista e relativamente próxima a áreas de relevo mais acidentado (‘cuestas’), do que na região de Campinas, localizada na Depressão Periférica. Ainda no mesmo município, mas numa área mais montanhosa localizada na transição entre a Depressão Periférica e o Planalto Cristalino Atlântico, um censo realizado por Santos & Kinoshita (2003) num fragmento melhor conservado (que o Bosque dos Alemães) de Floresta Estacional Semidecidual registrou 175 espécies arbustivo-arbóreas. A diferença maior que 100% no número de espécies entre estas duas localidades próximas pode ser devida tanto à localização topográfica e geográfica como ao estado de conservação. Mas parece bastante provável que esta última razão seja particularmente importante para explicar o baixo número de espécies no Bosque dos Alemães, cujo número de espécies nos parece ser o mais próximo do HFS.

O fato de Botrel (2007) ter amostrado 5,2 ha (1,7 vezes o tamanho da parcela de 3,0 ha que estudamos no HFS) pode ter influenciado o número de espécies que compôs o mosaico silvático da parcela na EEC (47 espécies), três vezes maior que o número de espécies componentes do mosaico silvático no HFS (16). Mas novamente, é o estado alterado da floresta que estudamos que parece explicar melhor a alta densidade (301 ind/ha no HFS versus 143, 35 ind/ha na EEC) e o baixo número de espécies que compôs o mosaico silvático da nossa área de estudo. Ainda assim, é notável que o método de Torquebiau (1986) tende a amostrar uma proporção pequena de espécies da área, o que indica que o método não é adequado para amostrar a riqueza de espécies de uma floresta. Entretanto, se a porcentagem de 20% de espécies necessárias para delinear o mosaico de uma floresta revelar-se um padrão, os números de espécies amostrados pelo método de Torquebiau (1986) poderão ser usados para inferir a riqueza, e este dado, combinado com a densidade de árvores, também poderá ser útil para indicar o estado relativo de conservação de áreas florestais de mesma tipologia.

4. 2. Caracterização silvigênica

A altura máxima do dossel adotada foi de 14 metros, uma vez que foram excluídos quatro indivíduos emergentes com 16 metros de altura cada. Assim, a ‘superfície de inversão ecológica’ da floresta foi estabelecida em 7 metros, sendo esta a menor registrada entre os trabalhos de silvigênese já realizados em formações brasileiras e nas áreas de floresta estacional semidecidual (tabela 2). Este resultado pode estar relacionado ao estado de regeneração da floresta e ao fato de que esta regeneração está ocorrendo sob condições de grande disponibilidade de luz

Tabela 2: Sinopse dos trabalhos de silvigenese realizados até o presente por ordem de publicação.

| Autor | Local | Tamanho da parcela (ha) | Área amostrada (ha) | Tipo de vegetação | Maturidade/ Estabilidade | Altura máxima do dossel (m) | Ponto de inversão morfológica (m) | Espaço entre linhas (m) |
|---------------------|-----------------|----------------------------------|----------------------------|----------------------------------|---------------------------------|------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------|
| Torquebiau, 1986 | Indonésia | A= 5,0 B= 2,7 C= 2,5 | - - - | Floresta Ombrófila Densa | Floresta Madura/Estável | 50,0 | 25 | 10,0 |
| Engel & Prado, 1992 | Linhares (ES) | 0,5 | 0,584 | Floresta Ombrófila Densa | Floresta Madura/Estável | 49,0 | 24,5 | 10,0 |
| Cardoso-Leite, 1995 | São Roque (SP) | A= 0,525 B= 0,525 C= 0,525 | - - - | Floresta Estacional Semidecidual | Floresta Madura/Pré-madura | 25,0 | 12,5 | 5,0 |
| Oliveira, 1997 | Piracicaba (SP) | 0,25 | 0,253 | Floresta Estacional Semidecidual | Floresta Instável ou Jovem | 20,0 | 10,0 | 5,0 |
| Botrel, 2007 | Gália (SP) | 5,12 | 5,12 | Floresta Estacional Semidecidual | Floresta Madura | 20,0 | 10,0 | 10,0 |
| Botrel, 2007 | Assis (SP) | 5,12 | 5,1137 | Cerradão | Floresta Madura | 15,0 | 7,5 | 10,0 |
| Cassola, 2008 | Botucatu (SP) | A= 0,5 B= 0,5 C= 0,5 | - - - | Floresta Estacional Semidecidual | Floresta Madura/Pré-madura | A= 27,0 B= 24,0 C= 24,0 | A= 13,5 B= 12,0 C= 12,0 | 5,0 |

Tabela 2: Continuação

| Autor | Local | Tamanho da parcela (ha) | Área amostrada (ha) | Tipo de vegetação | Maturidade/ Estabilidade | Altura máxima do dossel (m) | Ponto de inversão morfológica (m) | Espaço entre linhas (m) |
|--------------|----------------------|--------------------------------|----------------------------|---------------------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------|
| Vanini, 2009 | Ilha do Cardoso (SP) | 10,24 | - | Floresta Ombrófila Densa/ Floresta de Restinga | Floresta Madura/Estável | 25,0 | 12,5 | 10,0 |
| Lima, 2010 | Santo André (SP) | 1,0 (2 sub-parcelas de 0,5) | - | Floresta Ombrófila Densa Montana | Floresta Jovem | Parcela A (20,0) Parcela B (25,0) | Parcela A (10,0) Parcela B (12,5) | 10,0 |

Segundo Torquebiau (1986) 2,5 ha seria a área mínima ideal para estudos de mosaico silvático em floresta tropical na qual fossem encontradas todas as categorias de eco-unidades. No presente estudo foi analisada uma área contínua de 3,0 ha, que se mostrou suficiente para amostrar todos os tipos de categorias de ecounidades. Entre os estudos realizados no Brasil, apenas Botrel (2007), em uma parcela de floresta estacional semidecidual e outra de Cerradão, e Vanini (2009), em uma parcela de floresta de restinga, analisaram uma área maior que a área mínima sugerida por Torquebiau (1986), equivalente a aproximadamente 5 hectares em cada estudo. Os demais estudos analisaram áreas menores: 0,5 ha por Engel (1992); três áreas de 0,525 ha cada por Cardoso-Leite (1995); 0,25 ha por Oliveira (1997); três áreas de 0,5 ha cada por Cassola (2008), e duas sub-parcelas de 0,5 ha cada Lima (2010). No entanto, todos estes estudos geraram resultados satisfatórios, isto é, conseguiram delinear mosaicos silvigênicos que incluem todas as categorias de eco-unidades.

No presente estudo, os 904 indivíduos (301 ind/ha) amostrados se distribuíram em 854 (94,5 %) árvores do presente, 42 (4,6%) árvores do futuro e 8 (0,9%) árvores do passado. Podemos perceber que a categoria de árvores do presente ocorreu em maior proporção e dominou a arquitetura da floresta analisada (figura 5), assim como em outros estudos realizados de silvigênese em Floresta Estacional Semidecidual (tabela 3). As árvores do presente (854 indivíduos) foram classificadas nas subcategorias 2 A (255 indivíduos), 2 B (140 indivíduos) 1 A (205 indivíduos) e 1 B (254 indivíduos). O predomínio do número de árvores do presente também resultou numa maior porcentagem de área ocupada pelas eco-unidades em equilíbrio (84%) do que eco-unidades em desenvolvimento (4,9%), em degradação (1%) e em reorganização (10,1%) (tabela 3), tal como pode ser observado no mapa do mosaico silvigênico (figura 5).

Tabela 3: Número de indivíduos por hectare (N/ha) e proporção (%) de árvores do presente, futuro e passado encontrada na área estudada e em outros trabalhos realizados em Floresta Estacional Semidecidual.

| Local | | Categoria | | | | | | | |
|-------------------------------|----------------------|-----------|------|--------|------|---------|------|--------|-----|
| | | Presente | | Futuro | | Passado | | Total | |
| | | N/ha | % | N/ha | % | N/ha | % | Nha | % |
| São Roque^a | Área A | 289 | 69 | 91 | 22,0 | 40 | 9,0 | 420 | 100 |
| | Área B | 295 | 82,6 | 49 | 13,7 | 13 | 13,6 | 357 | 100 |
| | Área C | 291 | 81 | 51 | 15,0 | 15 | 4,0 | 358 | 100 |
| | Média | 292 | 77 | 64,1 | 17,0 | 22,9 | 6,0 | 379 | 100 |
| Piracicaba^b | Parcela única | 312 | 63 | 132 | 27 | 52 | 10 | 496 | 100 |
| Gália^c | Parcela única | 92,57 | 64,5 | 13,28 | 9,26 | 37,5 | 26,1 | 143,35 | 100 |
| Botucatu^d | Área A | 158 | 52 | 88 | 29 | 58 | 19 | 152 | 100 |
| | Área B | 92 | 19 | 148 | 50 | 54 | 31 | 147 | 100 |
| | Área C | 80 | 40 | 62 | 30 | 62 | 31 | 102 | 100 |
| | Média | 110 | 41 | 100 | 37 | 58 | 22 | 268 | 100 |
| Sumaré^e | Parcela única | 284,3 | 94,5 | 14 | 4,6 | 2,7 | 0,9 | 301 | 100 |

^aCardoso-Leite (1995), ^bOliveira (1997), ^cBotrel (2007), ^dCassola (2008) e ^eEste estudo

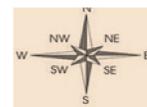
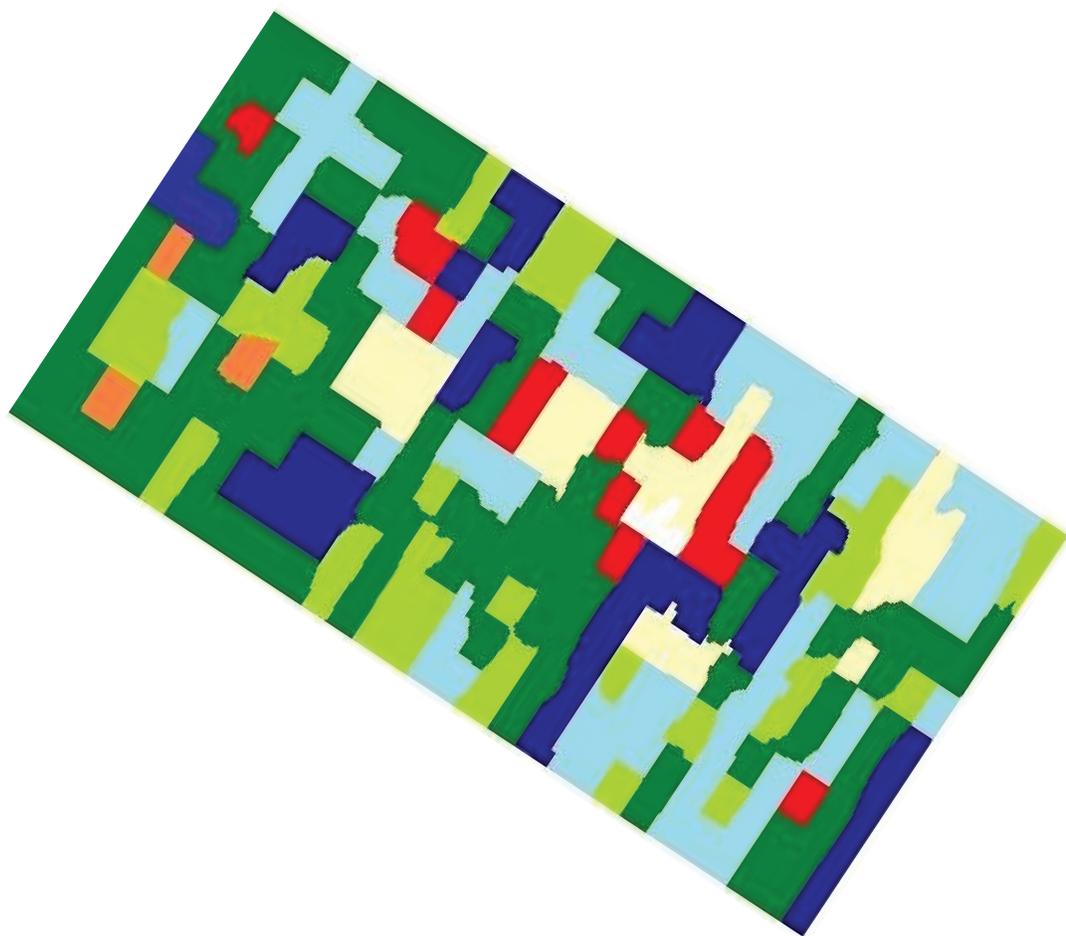
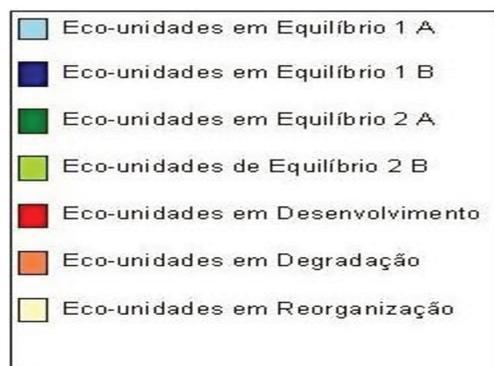


Figura 5: Mosaico silvático em uma área de 3,0 ha de Floresta Estacional Semidecidual em regeneração no Horto Florestal de Sumaré, São Paulo.

Comparando as densidades (ind/ha) amostradas em outros estudos Botrel (2007) sugeriu que, além de variações do tamanho das parcelas amostradas, do espaçamento das linhas de amostragem e da localização da parcela na área de estudo, as diferenças encontradas podem ser interpretadas como variações estruturais existentes de cada tipologia florestal estudada. Ao estudar três fragmentos de floresta estacional semidecidual (A, B e C) com diferentes níveis de perturbação em Botucatu-SP, Cassola (2008) também encontrou tanto um maior número de árvores do presente, como um maior número de árvores amostradas no fragmento A, o que a autora explicou como um reflexo da maior ocupação por clareiras nas duas outras áreas estudadas.

Dentre as eco-unidades em equilíbrio a maior porcentagem da área estudada no HFS foi ocupada pela eco-unidade 2 A (36,7%), insuficiente para ser interpretada como uma matriz onde as outras eco-unidades estariam inseridas, tal como foi encontrado nos estudos de Torquebiau (1986), Cardoso-Leite (1995) e Botrel (2007). De acordo com Torquebiau (1986) a alta porcentagem de eco-unidades 2A pode ser interpretada como um indicativo de área madura, provavelmente formada por árvores que cresceram em aberturas estreitas do dossel. No presente estudo, apesar da grande porcentagem de eco-unidades 2A, não podemos afirmar que a área estudada se encontre no estágio maduro, pois como já observado anteriormente, a maior parte das eco-unidades 2A são formadas por *Xylopia aromatica*, uma espécie pioneira. As áreas totais ocupadas pelas outras eco-unidades dos tipos 2B, 1A e 1B, correspondem respectivamente a 13%, 20,3% e 14% da área amostrada (tabela 4).

Tabela 4: Distribuição de área (%) das eco-unidades constituintes de mosaicos silváticos encontrada na área estudada e em outros trabalhos realizados em Floresta Estacional Semidecidual.

| Local | | Eco-Unidades | | | | | | |
|-------------------------|------------------------------|----------------------|------------------------|-------------------|------|-------|-------|-------------------|
| | | Reorganização (%) | Desenvolvimento (%) | Equilíbrio (%) | | | | Degradação (%) |
| | | | | 1 A | 1 B | 2 A | 2 B | |
| São Roque ^a | Área A ⁺⁺⁺ | 6,4 | 14,5 | 13,8 | 2,8 | 46,8 | 9,3 | 5,7 |
| | Área B ⁺⁺ | 8,3 | 3,9 | 7,7 | 4,4 | 48,6 | 22,2 | 2,5 |
| | Área C ⁺ | 1,2 | 0,7 | 2,2 | 1,5 | 75,7 | 16,5 | 2,2 |
| | Média | 5,3 | 6,4 | 7,9 | 2,9 | 57,0 | 16,0 | 3,5 |
| Piracicaba ^b | Parcela única ⁺⁺⁺ | 10,9 | 10,8 | 20,32 | 6,66 | 27,42 | 18,8 | 5,1 |
| Gália ^c | Parcela única | 6,17 | 2,94 | 1,64 | 2,0 | 60,01 | 12,98 | 14,16 |
| Botucatu ^d | Área A ⁺ | 23,1 | 8,1 | 10,5 | 3,7 | 26,4 | 16,4 | 11,8 |
| | Área B ⁺⁺ | 31,3 | 26,3 | 3,0 | 8,6 | 12,4 | 10,6 | 7,8 |
| | Área C ⁺⁺⁺ | 42,1 | 12,9 | 4,3 | 1,7 | 12,2 | 10,6 | 16,2 |
| | Média | 32,16 | 15,76 | 5,93 | 4,66 | 17,0 | 12,53 | 11,93 |
| Sumaré ^e | Parcela única | 10,1 | 4,9 | 20,3 | 14,0 | 36,7 | 13,0 | 1,0 |

^aCardoso-Leite (1995), ^bOliveira (1997), ^cBotrel (2007), ^dCassola (2008) e ^eEste estudo.
Nível de perturbação: + baixa, ++média e +++alta.

A área ocupada pelas árvores do presente tipo A (1A e 2A) é de 57 % e do tipo B (1B ou 2B) é de 27%. Assim, mais da metade da área é formada por árvores que reiteram tardiamente, isto é, acima de 7 metros que é o ponto de inversão ecológica na floresta estudada. Em geral, as árvores que apresentam fuste alto (1A e 2A) indicam que elas cresceram inicialmente em condições de sombra, enquanto que aquelas de fuste baixo (1B e 2B) indicam que cresceram inicialmente em condições de dossel aberto, ou sob uma matriz florestal baixa (Engel 1993; Torquebiau, 1986).

A área ocupada pelas árvores do presente tipo 2 (2A e 2B) é de 49,7 % e as de tipo 1 (1A e 1B) de 34,3%, ou seja, as árvores mais altas (maiores 7,0 metros) ocupam praticamente metade da parcela estudada (tabela 5).

Tabela 5: Distribuição de área (%) das eco-unidades tipo 1 (1A+1B) e tipo 2 (2A+2B) constituintes de mosaicos silváticos encontrada na área estudada e em outros trabalhos realizados em Floresta Estacional Semidecidual.

| | | Eco-unidades em Equilíbrio | |
|-------------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|-------------------|
| Local | | Tipo 1 (%) | Tipo 2 (%) |
| São Roque^a | Área ⁺⁺⁺ | 16,6 | 56,1 |
| | Área B⁺⁺ | 12,1 | 70,8 |
| | Área C⁺ | 3,7 | 92,2 |
| | Média | 10,8 | 73,0 |
| Piracicaba^b | Parcela única⁺⁺⁺ | 26,98 | 46,22 |
| Gália^c | Parcela única | 3,64 | 72,99 |
| Botucatu^d | Área A⁺ | 14,2 | 42,8 |
| | Área B⁺⁺ | 11,6 | 23,0 |
| | Área C⁺⁺⁺ | 6,0 | 22,8 |
| | Média | 10,59 | 29,53 |
| Sumaré^e | Parcela única | 34,3 | 49,7 |

^aCardoso-Leite (1995), ^bOliveira (1997), ^cBotrel (2007), ^dCassola (2008) e ^eEste estudo.
Nível de perturbação: + baixa, ++ média e +++ alta.

A sub-categoria tipo 2 (2A+2B) é formada pelas árvores do presente mais altas (de acordo com a superfície de inversão ecológica da floresta) e que podem também ser as árvores mais velhas da área analisada, embora se deva considerar que a altura pode ser influenciada pela disponibilidade hídrica e de nutriente do solo. Podemos observar também (tabela 5) que as eco-unidades tipo 2 representam a maior porcentagem das eco-unidades do presente em todos estudos realizados em florestas estacionais semidecíduais. Outra observação interessante é que estudos realizados em áreas mais conservadas e maduras, como em Gália (Botrel, 2007) e na área C de São Roque (Cardoso-Leite, 1995) mostraram uma maior diferença entre as eco-unidades tipo 1 e 2, ou seja, estas áreas são dominadas pelas árvores mais altas da floresta (tipo 2) fato que é coerente com o esperado.

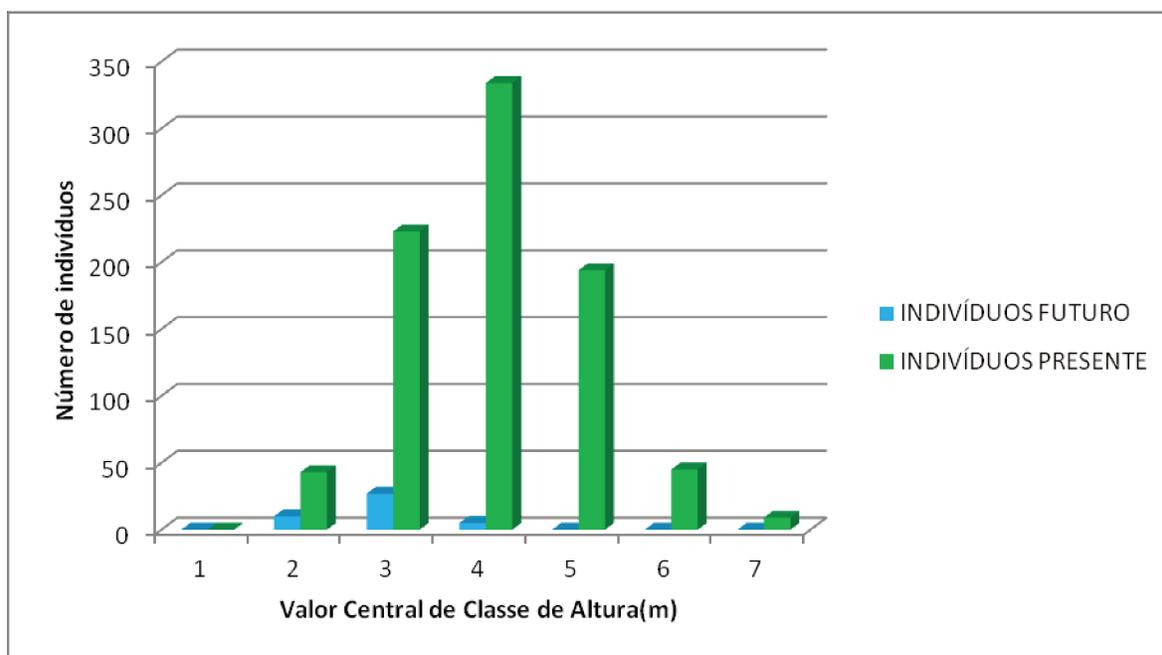
No presente estudo encontramos contribuições percentuais das eco-unidades dos tipos 1 e 2 mais próximos aos estudos de Oliveira (1997), realizado numa área perturbada em Piracicaba. Em ambos os estudos, talvez como efeito das perturbações sofridas, as contribuições percentuais destas eco-unidades são relativamente mais próximos entre si do que as encontradas nas áreas mais conservadas. No HFS também encontramos, quando comparada a outros estudos, a maior porcentagem de área de eco-unidade tipo 1 (34,3%), que é formada por árvores que podem ter sofrido com a ação de distúrbios mais antigos e que cresceram sob intensa luminosidade.

Considerando o histórico de uso da área com exploração de madeira e criação de gado há pelo menos 50 anos, além da observação de campo de que as copas das árvores amostradas raramente se tocam, esperávamos encontrar um mosaico com predomínio de eco-unidades em desenvolvimento ou em equilíbrio com muitos indivíduos do presente do tipo B (árvore baixa com fuste baixo) devido à grande entrada de luz. De fato, apesar do predomínio das árvores do presente, mais da metade delas possui ramificação acima do ponto de inversão ecológica (57%) e são mais alta que a superfície de inversão ecológica da floresta (49,7 %). Mas devemos observar também que embora a proporção das árvores tipo B (árvore baixa com fuste baixo), sejam menores que as tipo A, elas também representam uma porcentagem considerável da área das eco-unidades (27%), o que indica que muitas das árvores amostradas no estudo cresceram em condições de grande luminosidade, como borda de mata e clareiras. Além disso, esta porcentagem da área ocupada por árvores do tipo B é a maior de todos os estudos

realizados em floresta estacional semidecidual (Cardoso-Leite, 1995, Oliveira, 1997, Botrel, 2007 e Cassola, 2008). Mas há uma ressalva importante em toda esta análise, que se refere ao modelo de crescimento da espécie mais abundante na área *Xylopia aromatica*. Voltaremos a tratar deste assunto mais adiante.

Quando observamos o histograma de distribuição das alturas das árvores do presente e do futuro (figura 6), podemos observar que, assim como nos estudos de Torquebiau (1986), Engel & Prado (1992) e Cardoso-Leite (1995), Oliveira (1997), Botrel (2007) e Cassola (2008), os indivíduos do futuro se concentram abaixo da superfície de inversão ecológica da floresta estudada (7,0 metros). Engel & Prado (1992) observam que abaixo da altura da superfície de inversão ecológica da floresta os níveis energéticos não são suficientes para que as árvores do futuro passem para a categoria de árvores do presente. Mas esta explicação precisa ser verificada mediante acompanhamento do desenvolvimento das árvores do futuro.

Figura 6: Distribuição das alturas (frequências absolutas) das árvores da categoria do presente e do futuro no Horto Florestal de Sumaré, SP. Classe 1= 1 a 2 metros; Classe 2= 2,1 a 4 metros; Classe 3=4,1 a 6 metros; Classe 4= 6,1 a 8 metros; Classe 5= 8,1 a 10 metros; Classe 6= 10,1 a 12 metros; e Classe 7 12,1 a 14 metros.



Também podemos observar na figura 6 que as árvores do presente se encontram distribuídas por quase todas as classes de altura representadas, com grande porcentagem

ocupando as classes intermediárias de alturas, ao contrário do encontrado nos estudos de Torquebiau (1986), Engel & Prado (1992) e Cardoso-Leite (1995) em que a maioria das árvores do presente ocupou as maiores classes de altura. Após comparar a relação entre as diferentes proporções de eco-unidades em equilíbrio tipo 1 (1A e 1B) em formações florestais (Floresta Ombrófila, Mata de Tabuleiros e Floresta Estacional Semidecidual), Botrel (2007) sugere que é a extensão, e talvez o tipo de perturbação, que influenciam a proporção destas eco-unidades e não o tipo florestal em que elas se encontram. A autora ainda sugere que a proporção e a distribuição espacial de categorias de eco-unidades podem ser úteis para diferenciar florestas quanto aos estados de perturbação.

As eco-unidades em reorganização, formadas pelas clareiras ou *chablis* e que segundo Torquebiau (1986) indicam as partes da floresta em renovação, no presente estudo foram maiores do que a média dos três fragmentos estudados por Cardoso-Leite (1995) e do fragmento estudado por Botrel (2007), aproximado ao estudo de Oliveira (1997) e aproximadamente três vezes menor que a média de três fragmentos estudados por Cassola (2008). Esta última autora faz uma observação importante quando analisa o significado da porcentagem de eco-unidades em reorganização encontradas em uma área. Na área C do seu estudo, ao associar a porcentagem de eco-unidade em reorganização com a estrutura fitossociológica, a autora observou uma alta colonização por lianas e trepadeiras nas eco-unidades em reorganização que impediam o estabelecimento de novas plantas. Assim, ao contrário de uma fase de renovação da floresta, as eco-unidades em reorganização neste caso representaram áreas em processo de degradação, o qual só poderia ser sustentado se a floresta conseguisse reverter a colonização pelas lianas e trepadeiras. No HFS não foi encontrada colonização por lianas e trepadeiras nas eco-unidades em reorganização, sendo então que estas eco-unidades podem representar de fato as áreas de renovação da floresta.

Quando comparamos as porcentagens de eco-unidades em degradação e de desenvolvimento com as de outros estudos realizados em floresta estacional semidecidual (tabela 4), notamos que as eco-unidades em degradação ocuparam no HFS a menor área total (1%), seguidas das eco-unidades em desenvolvimento (4,9%), que foi maior apenas do que o valor de 2,94% que Botrel (2007) obteve na EEC. Ou seja, estes valores mostram que existem poucas árvores do futuro e do passado. Segundo Engel (1993), a análise do mosaico

silvigênico permite verificar se as eco-unidades em degradação são repostas pelas eco-unidades em desenvolvimento. A pequena porcentagem de eco-unidades em degradação talvez seja o reflexo do fato das árvores do passado caírem no solo e formarem clareiras que constituem as eco-unidades em reorganização. Já a pequena porcentagem de eco-unidades em desenvolvimento indica que pode ser necessário um aumento artificial dessa porcentagem – para acelerar ou mesmo assegurar a recuperação da vegetação desta área. Isto é, pode ser necessário, um manejo através do plantio, nas eco-unidades em reorganização, de mudas de árvores ocorrentes nas florestas estacionais semidecíduais da região.

4. 3. Mosaico silvigênico X fatores bióticos (florísticos e ecológicos)

A tabela 6 apresenta a porcentagem de espécies pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias, segundo classificação fornecida por Gandolfi (2000) no presente estudo.

Tabela 6: Porcentagem de indivíduos de espécies componentes do mosaico silvigênico que pertencem aos grupos ecológicos no Horto Florestal de Sumaré, SP.

| Grupo Ecológico | Pioneira | Secundária inicial | Secundária tardia |
|------------------------|-----------------|---------------------------|--------------------------|
| | 58,5 % | 30% | 11,5% |

Podemos notar que as espécies pioneiras representam a maior porcentagem amostrada na área aqui estudada. Alguns autores consideram uma porcentagem maior que 50% de espécies tardias como um critério para definir a maturidade de uma floresta (Dislich et al., 2001). Assim, como a porcentagem de espécies tardias no presente estudo foi de 11,5%, podemos concluir que a área estudada não se encontra madura.

Na tabela 7 encontram-se as espécies arbóreas que ocorreram com 10 indivíduos ou mais no trecho estudado no presente estudo, bem como a classificação em categorias sucessionais e a distribuição dos seus indivíduos nas diferentes categorias de eco-unidades do mosaico silvigênico. Nesta tabela, as espécies estão ordenadas segundo o grupo ecológico e dentro de cada grupo, por ordem decrescente o número de indivíduos.

Tabela 7: Espécies (%) ocorrentes no Horto Florestal de Sumaré (com 10 ou mais indivíduos) nas eco-unidades que compõem o mosaico silvático e seus grupos ecológicos (GE) (P-pioneira, Si- Secundária Inicial e St-Secundária Tardia).

| Espécie | Eco-unidade | | | | | |
|-------------------------------|-------------|------|--------|--------|------|-------|
| | GE | Degr | Desenv | Equil | Reor | N°ind |
| <i>Xylopi aromatica</i> | P | 1,48 | 0,24 | 98,28 | 0,00 | 403 |
| <i>Luehea grandiflora</i> | P | 0,00 | 0,00 | 100,00 | 0,00 | 81 |
| <i>Casearia sylvestris</i> | P | 9,68 | 0,00 | 90,32 | 0,00 | 31 |
| <i>Gochnatia polymorpha</i> | Si | 2,73 | 0,18 | 97,09 | 0,00 | 110 |
| <i>Nectandra nitidula</i> | Si | 0,00 | 20,40 | 79,60 | 0,00 | 49 |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> | Si | 0,00 | 2,56 | 97,44 | 0,00 | 39 |
| <i>Miconia albicans</i> | Si | 0,00 | 0,00 | 100,00 | 0,00 | 30 |
| <i>Platypodium elegans</i> | Si | 0,00 | 0,00 | 100,00 | 0,00 | 25 |
| <i>Tabebuia ochraceae</i> | Si | 0,00 | 0,00 | 100,00 | 0,00 | 11 |
| <i>Pera obovata</i> | St | 0,00 | 24,81 | 75,19 | 0,00 | 67 |
| <i>Dalbergia miscolobium</i> | St | 0,00 | 0,00 | 100,00 | 0,00 | 23 |
| <i>Copaifera langsdorffii</i> | St | 0,00 | 0,00 | 100,00 | 0,00 | 10 |

Dentre as 12 espécies da tabela 7, três foram classificadas como Pioneiras (P; 515 ind.), seis como Secundárias Iniciais (Si; 264 ind.) e três como Secundárias Tardias (St; 100 ind.). Nenhuma espécie foi registrada em eco-unidades de reorganização, que representam as clareiras, pois os indivíduos associados às clareiras apresentaram DAP menor do que 3,2 cm, e como este era um dos critérios para inclusão na amostragem, não foram coletados. Todas as 12 espécies apresentaram mais de 75 % dos indivíduos nas eco-unidades em equilíbrio, ou seja, portando reiteração e sinais de maturidade reprodutiva. A espécie mais abundante na área, *Xylopi aromatica* (403 ind.) foi classificada como pioneira. A secundária inicial mais abundante foi *Gochnatia polymorpha* com 110 indivíduos, enquanto que *Pera obovata* foi a espécie mais abundante entre as secundárias tardias (St) com 67 indivíduos. *Copaifera langsdorffii* (St), *Dalbergia miscolobium* (St), *Luehea grandiflora* (P), *Miconia albicans* (Si), *Platypodium elegans* (Si) e *Tabebuia ochraceae* (Si) apresentaram exclusividade a eco-unidade em equilíbrio. Isto indica que as categorias de eco-unidades em nossa área de estudo seriam dependentes da composição florística, embora independentes do grupo ecológico das espécies, assim como mostra o teste do qui quadrado (χ^2) que aplicamos para verificar a

existência de associação entre as espécies e as categorias de eco-unidades que foi significativo no nível de 1 %.

Todas as 12 espécies apresentaram associação com pelo menos uma categoria ou sub-categoria de eco-unidade, ao contrário do que foi encontrado por Botrel (2007). A associação entre espécies e categorias de eco-unidades também é evidenciada pela análise de resíduos ajustados (tabela 8).

Tabela 8: Cruzamento das categorias de eco-unidades x espécies com suas frequências observadas (FO), frequências esperadas (FE) e valores dos resíduos ajustados (RA - valores absolutos superiores a 2,58 em destaque).

| Espécie | | Eco-unidade | | | | | |
|-------------------------------|----|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|-------------|
| | | 1 A | 1 B | 2 A | 2 B | Des. | Deg. |
| <i>Casearia sylvestris</i> | FO | 0,00 | 28,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 3,00 |
| | FE | 7,20 | 8,79 | 8,89 | 4,34 | 1,48 | 0,28 |
| | RA | -3,12 | 7,79 | -3,59 | -2,29 | -1,27 | 5,22 |
| <i>Copaifera langsdorffii</i> | FO | 0,00 | 0,00 | 4,00 | 6,00 | 0,00 | 0,00 |
| | FE | 2,32 | 2,83 | 2,87 | 1,40 | 0,47 | 0,09 |
| | RA | -1,75 | -2,00 | 0,79 | 4,21 | -0,71 | -0,305 |
| <i>Dalbergia miscolobium</i> | FO | 0,00 | 3,00 | 8,00 | 12,00 | 0,00 | 0,00 |
| | FE | 5,34 | 6,52 | 6,60 | 3,22 | 1,10 | 0,20 |
| | RA | -2,67 | -1,65 | 0,65 | 5,34 | -1,08 | -0,46 |
| <i>Gochnatia polymorpha</i> | FO | 3,00 | 46,00 | 11,00 | 38,00 | 9,00 | 3,00 |
| | FE | 25,56 | 31,2 | 31,57 | 15,41 | 5,26 | 1,00 |
| | RA | -5,45 | 3,35 | -4,636 | 6,63 | 1,78 | 2,14 |
| <i>Luehea grandiflora</i> | FO | 28,00 | 33,00 | 3,00 | 17 | 0,00 | 0,00 |
| | FE | 18,82 | 22,97 | 23,25 | 11,35 | 3,87 | 0,73 |
| | RA | 2,53 | 2,20 | -4,40 | 1,76 | -2,06 | -0,90 |
| <i>Miconia albicans</i> | FO | 1,00 | 29,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | FE | 6,97 | 8,50 | 8,61 | 4,20 | 1,43 | 0,27 |
| | RA | -2,63 | 8,45 | -3,53 | -2,25 | -1,24 | -0,53 |
| <i>Nectandra nitidula</i> | FO | 5,00 | 23,00 | 3,00 | 8,00 | 10,00 | 0,00 |
| | FE | 11,38 | 13,90 | 14,06 | 6,864 | 2,34 | 0,44 |
| | RA | -2,22 | 2,97 | -3,59 | 0,48 | 5,27 | -0,69 |
| <i>Pera obovata</i> | FO | 7,00 | 25,00 | 11,00 | 7,00 | 17,00 | 0,00 |
| | FE | 15,57 | 19,00 | 19,23 | 9,38 | 3,20 | 0,61 |
| | RA | -2,57 | 1,69 | -2,31 | -0,87 | 8,21 | -0,81 |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i> | FO | 7,00 | 10,00 | 9,00 | 12,00 | 0,00 | 1,00 |
| | FE | 9,06 | 11,06 | 11,19 | 5,46 | 1,86 | 0,35 |
| | RA | -0,8 | -0,39 | -0,79 | 3,08 | -1,43 | 1,10 |
| <i>Platypodium elegans</i> | FO | 0 | 2 | 12 | 10 | 0 | 0 |
| | FE | 5,57 | 6,80 | 6,88 | 3,36 | 1,14 | 0,21 |
| | RA | -2,73 | -2,21 | 2,33 | 3,95 | -1,11 | -0,47 |
| <i>Tabebuia ochraceae</i> | FO | 0 | 5 | 3 | 3 | 0 | 0 |
| | FE | 2,55 | 3,12 | 3,15 | 1,54 | 0,52 | 0,10 |
| | RA | -1,84 | 1,27 | -0,10 | 1,27 | -0,74 | -0,32 |
| <i>Xylopia aromatica</i> | FO | 153,00 | 45,00 | 188,00 | 10,00 | 6,00 | 1,00 |
| | FE | 93,64 | 114,3 | 115,7 | 56,46 | 19,27 | 3,67 |
| | RA | 9,52 | -10,4 | 10,83 | -9,06 | -4,21 | -1,90 |

Dentre as espécies pioneiras, *Casearia sylvestris*, mostrou associação positiva com as eco-unidades em equilíbrio 1B e em degradação e negativa com as eco-unidades em equilíbrio 1A e 2A; *Luehea grandiflora* apenas mostrou associação negativa com as eco-unidades em equilíbrio 2 A; e *Xylopia aromatica* mostrou associação positiva com as eco-unidades em equilíbrio tipo A e negativa com 1B e 2B e em desenvolvimento. O esperado era encontrar associação das espécies pioneiras com as eco-unidades em reorganização, pois como lembra Denslow et al. (1990), as espécie pioneiras devem estar associadas às clareiras. Mas como já observamos anteriormente, não foram amostrados indivíduos em eco-unidades em reorganização, pois estavam abaixo do critério de inclusão de amostra no presente estudo. Assim como foi observado por Botrel (2007) na EEC, *Casearia sylvestris* se associou positivamente com as eco-unidades em degradação, o que autora atribui ao fato das árvores que compõem o dossel das eco-unidades em degradação possuírem copa danificada, o que permite o aumento na entrada de luz nas camadas inferiores e favorecer a ocorrência de espécies pioneiras.

As espécies classificadas como secundárias tardias *Copaifera langsdorffii* e *Dalbergia miscolobium* mostraram o comportamento esperado para este grupo ecológico, ou seja, associação com as eco-unidades em equilíbrio no caso, as eco-unidades tipo 2B. Entre as espécies secundárias tardias, *Pera obovata*, mostrou apenas associação positiva com as eco-unidades em desenvolvimento, o que também está coerente com a sua classificação ecológica.

Dentre as espécies classificadas como secundárias iniciais observamos que todas se associam positivamente com as eco-unidades em equilíbrio, no caso com as eco-unidades dos tipos 1B e/ou 2B. Apenas *Nectandra nitidula* se associou positivamente com as eco-unidades em equilíbrio e também com as eco-unidades em desenvolvimento. Analogamente ao que foi encontrado para *Esenbeckia leiocarpa* por Botrel (2007), na ECC, a associação de *Nectandra nitidula* com estes dois tipos de eco-unidades pode indicar que ela seja uma espécie com amplo espectro de tolerância à sombra.

Ainda em relação às espécies secundárias iniciais, com exceção de *Piptadenia gonoacantha* que não mostrou associação negativa com nenhuma eco-unidade, todas as espécies deste grupo ecológico mostraram associação negativa com pelo menos um tipo de eco-unidade do tipo A (1A ou 2A). Esta associação também parece ser coerente com a

definição de secundárias iniciais de Gandolfi (2000) que são espécies que se desenvolvem em condições intermediárias de luz, condições estas que não são oferecidas pelas eco-unidades tipo A, que formam um dossel fechado.

O cruzamento entre as categorias de eco-unidades e as sucessionais também resultou significativo no nível de 1 % para o teste do qui-quadrado (χ^2) e, ao contrário do encontrado por Botrel (2007) na EEC, a maioria das eco-unidades apresentou associação com alguma categoria sucessional (tabela 9).

Tabela 9: Cruzamento das categorias de eco-unidades x categorias sucessionais com suas frequências observadas (FO), frequências esperadas (FE) e valores dos resíduos ajustados (RA - valores absolutos superiores a 2,58 em destaque).

| Eco-unidade | | | P | Si | St |
|-----------------|----|--|--------------|--------------|--------------|
| 1 A | FO | | 181,00 | 16,00 | 7,00 |
| | FE | | 119,66 | 61,11 | 23,23 |
| | RA | | 9,95 | -7,87 | -4,08 |
| 1 B | FO | | 106,00 | 115,00 | 28,00 |
| | FE | | 146,05 | 74,59 | 28,36 |
| | RA | | -6,89 | 6,60 | -0,08 |
| 2 A | FO | | 191,00 | 38,00 | 23,00 |
| | FE | | 147,81 | 75,48 | 28,70 |
| | RA | | 6,54 | -6,10 | -1,34 |
| 2 B | FO | | 27,00 | 71,00 | 25,00 |
| | FE | | 72,15 | 36,84 | 14,01 |
| | RA | | -8,91 | 7,25 | 3,36 |
| Degradação | FO | | 4,00 | 4,00 | 0,00 |
| | FE | | 4,67 | 2,40 | 0,91 |
| | RA | | -0,50 | 1,04 | -0,96 |
| Desenvolvimento | FO | | 6,00 | 19,00 | 17,00 |
| | FE | | 24,63 | 12,58 | 4,78 |
| | RA | | -5,98 | 2,21 | 6,08 |
| Reorganização | FO | | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | FE | | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | RA | | 0,00 | 0,00 | 0,00 |

Por não termos amostrado espécies nas clareiras da área estudada, não podemos avaliar a existência da associação esperada entre as eco-unidades pioneiras e categorias em

reorganização. Entretanto, ao contrário do esperado, encontramos associação positiva da categoria pioneira com as eco-unidades em equilíbrio tipo A e negativa com as eco-unidades tipo B e em desenvolvimento. O que seria mais plausível de encontrarmos era a associação positiva das pioneiras com as eco-unidades que se desenvolveram ou estão se desenvolvendo sob maior quantidade de luz, tais com as eco-unidades tipo B e em desenvolvimento. Assim como sugerido por Botrel (2007), este tipo de associação talvez possa ser explicada pelo fato das espécies de fuste longo que compõem o dossel superior (árvores do presente do tipo A) da floresta estacional semidecidual apresentarem caducifolia sazonal. Assim, em algum momento de maior permeabilidade de luz em suas copas, estas árvores podem ter propiciado maior entrada de luz, o que teria permitido o desenvolvimento dos indivíduos pioneiros sob elas.

Mas o fator mais importante que pode explicar este tipo de associação positiva das eco-unidades em equilíbrio tipo A com as pioneiras, é a forte associação positiva de *Xylopia aromatica* com estas eco-unidades, o que é representada pelos altos valores de resíduos ajustados da espécie (9,52 com 1A e 10,83 com 2A), como observamos na tabela 8. A espécie *X. aromatica*, devido à sua arquitetura, permite uma grande entrada de luz através de sua copa, o que pode garantir o desenvolvimento de pioneiras (inclusive de juvenis de sua própria espécie) sob o seu dossel.

A associação positiva das secundárias tardias *Copaifera langsdorffii* e *Dalbergia miscolobium* com as eco-unidades em equilíbrio do tipo 2 já era esperada, pois estas possuem um dossel mais fechado devido à presença de árvores altas com copas mais amplas e íntegras. Já a associação com eco-unidades do tipo B (2B) pode ser explicada por eventos fortuitos na área que promoveram entrada de luz nas fases iniciais do crescimento das árvores, induzindo reiteração relativamente precoce. Mas também pode ser devido ao modelo arquitetural geneticamente determinado destas duas espécies de Fabaceae.

Por último, nos dedicamos a buscar possíveis explicações para a abundância de *Xylopia aromatica* na área, assim como a influência de seu modelo arquitetural nos resultados desta pesquisa.

Dos 904 indivíduos amostrados na área, 403 deles (45%) pertencem à espécie *Xylopia aromatica*, sendo que 343 destas (85%) são árvores do presente do tipo A (1 A ou 2 A).

Consta na literatura que esta espécie é uma árvore típica de cerrado *stricto sensu* que também pode ocorrer no cerradão. Ela é uma das espécies mais comuns em levantamentos florísticos e fitossociológicos de cerrado, com altos valores de importância (Mantovani, 1987, Giannotti, 1988). Análises em herbários mostram que é uma espécie que também pode ocorrer em florestas estacionais semidecíduais adjacentes aos cerrados, tal como verificamos em nossa área de estudo. A espécie é perenifólia, pioneira e geralmente encontrada em áreas perturbadas como beira de estradas ou clareiras, sendo abundante em cerrados com alta luminosidade. Estudos fenológicos realizados em Itirapina, São Paulo, mostraram período de floração de novembro a abril e de frutificação de dezembro a maio (Almeida et al., 1998), mas há registros de floração e frutificação dessa espécie em todos os meses do ano (Dias, 1988). A espécie apresenta o modelo arquitetural de Roux, (Hallé et al., 1978) que é caracterizado pelo crescimento monopodial acompanhado pela emissão de ramos laterais (plagiotrópicos) espiralados e inseridos regularmente no tronco, sendo que estes ramos laterais – que portam folhas dísticas e inflorescências axilares - e possuem tempo de vida limitado. Os ramos mais velhos (inferiores) sofrem queda, o que promove o ‘alongamento’ relativo do fuste. Assim, é possível que árvores do presente que classificamos no tipo A (1A ou 2A) podem ser, de fato, árvores do tipo B, isto é, que reiteraram abaixo da metade de sua altura total. Mas isso não invalida a classificação geral das árvores das categorias tipo 1 e 2, muito menos da espécie *X. aromatica* classificadas como do presente, quando assim necessário, por apresentarem sinais de atividade reprodutiva.

As estruturas populacionais são influenciadas pela ação de fatores bióticos e/ou abióticos sobre as taxas de crescimento e mortalidade (Hutchings, 1998; Hay et al., 2000). Hoffmann (1999) observa que quando se comparam espécies com propagação vegetativa com aquelas que não apresentam esse tipo de reprodução, as primeiras apresentam maior taxa de crescimento populacional e menor taxa de mortalidade. Oliveira & Silva (1993) também observaram que o padrão fenológico de uma espécie proporciona um maior sucesso reprodutivo e um aumento no tamanho de uma população. Segundo Silberbauer-Gottsberger et al. (1977) *X. aromatica* apresenta alta capacidade de rebrota após a eliminação da parte aérea por fogo ou por geada. Segundo Miranda-Melo et al. (2007) a rebrota é uma estratégia de resistência da planta frente a perturbações, como geada e fogo. Como sabemos que a área estudada no HFS, sofreu com a ação de queimadas, a alta capacidade de rebrota de *X.*

aromatica talvez possa ser apontada como uma característica, que lhe garante uma vantagem competitiva em relação as outras espécies da área estudada, o que estaria refletida no seu alto número de indivíduos que, segundo nossas observações de campo, é distribuído em grande parte da área amostrada. Um estudo da estrutura populacional da espécie *X. aromatica* poderia confirmar a hipótese apontada acima.

5. CONCLUSÃO

5. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo nos permitem chegar as seguintes conclusões:

A análise florística das espécies amostradas no mosaico silvático nos evidenciou que o método de Torquebiau (1986) tende a amostrar uma proporção pequena de espécies da área, o que sugere que o método não seja eficiente para amostrar a riqueza de espécies de uma floresta. Entretanto, a associação entre o número de espécies componentes do mosaico e a densidade de indivíduos pode ser sugerida como um indicativo do grau de perturbação de uma área florestal, onde o menor número de espécies e a maior densidade indicariam maior grau de perturbação.

A análise do mosaico silvigênico gerado pelo método proposto por Torquebiau (1986) nos mostrou, assim como em outros trabalhos de silvigênese, que o trecho estudado no Horto Florestal de Sumaré se encontra em estágio de equilíbrio, devido à alta proporção de árvores do presente (94,5% do número de indivíduos amostrados e 84% da área total das eco-unidades. Este predomínio das eco-unidades em equilíbrio indicam boa capacidade de recuperação da área estudada, mas a baixa porcentagem de eco-unidades em desenvolvimento associada com a baixa riqueza (aparente) de espécies componentes do mosaico, podem indicar que a área precisa de uma ajuda para regenerar-se adequadamente como uma floresta estacional semidecidual, através do plantio de espécies nativas.

Já a análise florística e a de grupos funcionais nos mostrou que a área estudada pode estar em equilíbrio, porém não em estágio maduro, devido principalmente à grande quantidade da espécie *Xylopia aromatica* distribuída por todas as eco-unidades do mosaico silvático (45% dos indivíduos amostrados são desta espécie). Estas análises nos permitem corroborar a hipótese proposta de que a grande porcentagem de eco-unidades em equilíbrio não significa necessariamente que a área esteja no estágio maduro, e salientar a importância de estudos de florística e fitossociologia associados aos de silvigênese.

Os resultados obtidos também são muito importantes para evidenciar a importância do conhecimento taxonômico no estudo silvigênico, tal como foi observado por Torquebiau

(1986) e, sobretudo, da análise do modelo de crescimento das árvores que compõem as eco-unidades.

Embora não tenhamos registrado a associação das espécies pioneiras com as eco-unidades em reorganização, encontramos algumas divergências na distribuição prevista de algumas espécies de acordo com sua classificação sucessional nos demais tipos de eco-unidades. O mesmo tipo de situação foi registrado na Estação Ecológica de Caetetus por Botrel (2007), a qual sugere explicar estas divergências pela deciduidade foliar sazonal das espécies que constituem o dossel das florestas estacionais semidecíduais e que produzem padrões espaciais mais complexos que em florestas ombrófilas densas. Também sugerimos que uma revisão da classificação ecológica das espécies nos grupos funcionais fosse revista com estudos de auto-ecologia das espécies, principalmente devido ao grande número de espécies existentes nas florestas tropicais.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para finalizar o presente estudo gostaríamos de fazer algumas observações finais importantes:

Verificamos que quase metade (45%) das espécies amostradas no presente estudo foi da espécie *Xylopia aromatica*. Como observado por Torquebiau (1986), algumas espécies, como por exemplo, da família Myristicaceae em sua área de estudo, não apresentam reiteração adaptativa. Para estes casos de espécies que não apresentam reiteração, o autor sugere que o pesquisador se utilize de caracteres que possam diferenciar as categorias, como por exemplo, a presença de atividade reprodutiva. No presente estudo, como já observado nas discussões, os indivíduos de *X. aromatica* foram devidamente classificados nas suas devidas categorias e sub-categorias de acordo com as orientações de Torquebiau (1986) e as observações de campo.

Apesar das falhas em caracterizar o estágio silvigênico (predomínio de eco-unidades em equilíbrio não significam maturidade), o método tem o mérito de apontar medidas para o manejo e recuperação de uma floresta. O presente trabalho gerou resultados importantes para o manejo da área do HFS, mostrando a necessidade enriquecimento da área estudada com espécies nativas, além de instrumentos úteis para Educação Ambiental a serem usados pela prefeitura de Sumaré.

Salientamos a importância dos estudos de florística e fitossociologia associados ao método proposto por Torquebiau (1986) que podem refinar nossa interpretação da dinâmica florestal e ampliar nosso conhecimento sobre os processos silvigênicos em florestas estacionais e outras formações mais abertas.

A Prefeitura de Sumaré se comprometeu em manter a área estudada para preservação ambiental e pesquisa, o que será de grande importância, pois será possível futuramente a realização de um inventário florístico completo da mesma e um acompanhamento do processo silvigênico na área, que complementarão o presente estudo.

Por fim ressaltamos a necessidade da realização de mais estudos de análise do mosaico silvático, mesmo porque a maioria dos estudos com este caráter no Brasil foi realizada no estado de São Paulo e não foram aplicados a todos os tipos florestais existentes.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, S. P.; PROENÇA, C. E.; SANO S. M.; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: espécies vegetais úteis**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998, 464p.

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

BATISTA, E. A. **Influência dos fatores edáficos na estrutura da vegetação de cerrado da Reserva Biológica de Mogi-Guaçu**. 1998. Tese (Doutorado em Ciências)- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 1988.

BERTONI, J. E.; MARTINS, F. R. Composição florística de uma floresta ripária na Reserva Estadual de Porto Ferreira, SP. **Acta Botânica Brasílica**, Feira de Santana, BA, v.1, p. 17-26, 1987.

BOTREL, R. T. **Análise Silvigênica em Floresta Estacional Semidecídua e em Cerradão no Estado de São Paulo**. 2007. 340 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal)- Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2007.

BRANDANI, A.; HARTSHORN, G.S.; ORIANI, G.H. Internal heterogeneity of gaps and species richness in Costa Rica wet forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.68, p.99-119, 1988.

BROKAW, N.; BUSING, R. T. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. **Tree**, v.15, 183-188, 2000.

CARAGLIO, Y. & EDELIN, C.; Architecture et dynamique de croissance du platane. *Platanus hybrida* Brot. (Platanaceae) {Syn. *Platanus acerifolia* (Aiton) Willd.}, **Bulletin de La Societe botanique de France, Lettres botanique**, 137, v.(4/5), p.279-291,1990.

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

CASSOLA, H. **Aspectos da estrutura fitossociológica e silvigênica em fragmentos de floresta estacional semidecídua com diferentes histórias de perturbação em Botucatu, SP**. 2008. 86 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 86 p., 2008.

CIELO FILHO, R.; SANTIN, D. A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano - Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.25, n.3, p.291-301, 2002.

COSTA, M.; MANTOVANI, W. Composição e estrutura de clareiras em mata mesófila na Bacia de São Paulo. In: **II Congresso Nacional sobre Essências Nativas**, São Paulo, SP, Instituto Florestal (Ed.) Revista do Instituto Florestal, v.1, p.173-178, 1992.

CREMERS, G. L'architecture des Marantaceae en Guyane française. **Bulletin de la Societe botanique de France, Lettres botaniques**, 139, v.2, 141-154, 1992.

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

DENSLOW, J. S.; SCHULTZ, J. C.; VITOUSEK, P. M.; STRAIN, B. R. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments, **Ecology**, v.71, p.165-179, 1990.

DIAS, M. C. **Estudos Taxonômicos do gênero *Xylopia* L. (Annonaceae) no Brasil Extra Amazônico**. 1988. 183 f. Dissertação (Mestrado em Biologia), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1988.

DISLICH, R.; CERSÓSIMO, L.; MANTOVANI, W. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano-SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, n.3, p.321-332, 2001.

EDELIN, C. Quelques aspects de l'architecture végétative des Conifères. **Bulletin de la Societe botanique de France, Lettres botanique**, 128, v.3, p.177-188, 1981.

ENGEL, V. L.; PRADO, P. I. K. L. Aspectos da silvigênese de uma Mata Pluvial Atlântica em Linhares, ES. In: **Anais do Congresso Nacional sobre Essências Nativas**, São Paulo, SP, Instituto Florestal (Ed.) Revista do Instituto Florestal, v.4, p.173-178, 1992.

ENGEL, V. L. Silvigênese, dinâmica de fragmentos e a conservação de florestas tropicais. **Série técnica florestal**, Botucatu, SP, v.1, p.1-21, 1993.

GANDOLFI, S. **Estudo Florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, Município de Guarulhos-SP**. 1991. 232 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1991.

GANDOLFI, S. **História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, São Paulo, Brasil**. 2000, 520 f. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2000.

GIANNOTTI, E. **Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação de cerrado e de transição entre cerrado e mata ciliar da Estação Experimental de Itirapina, SP.** 1988. 213 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

GOMES, B. R.; MARTINS, F. R.; TAMASHIRO, J. Y. Estrutura do cerradão e da transição entre cerradão e floresta paludícola num fragmento da International Paper do Brasil Ltda, em Brotas, SP, **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, SP, v. 27, p.248-262, 2004.

GUARATINI, M. T. G.; GOMES, E. P. C.; TAMASHIRO, J. Y. & RODRIGUES, R. R. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.31, n.2, p. 323-337, 2008.

HALLÉ, F.; OLDEMAN, R. A. A.; TOMLINSON, P.B. **Tropical trees and forests: An architectural analysis.** Berlin-New York: Springer-Verlag, 1978, 441p.

HAY, J. D.; BIZERRIL, M. X.; CALOURO, A. M.; COSTA, E. M. N.; FERREIRA, A. A.; GASTAL, M. L. A.; GOES JÚNIOR, C. D.; MANZAN, D, J.; MARTINS, C. R.; MONTEIRO, J. M. G.; OLIVEIRA, S.A.; RODRIGUES, M. C. M.; SEYFARTH, J. A. S.; WALTER, B. M. T. Comparação do padrão da distribuição espacial em escalas diferentes de espécies nativas do cerrado em Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, SP, v.23, p. 341-437, 2000.

HOFFMANN, W. A. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model. **Ecology**, v.80, p.1354-1369, 1999.

HUTCHINGS, M. J. Structure of plant population. In: Crawley, M. J. (Ed.). **Plant Ecology**. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific Pub.,1998, p. 325-358.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional semidecidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, SP. v.23. n.3, p 291-304, set., 2000.

LIMA, M. E. L. **Avaliação da estrutura do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Montana do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, São Paulo, Brasil.** 2010.131 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, SP, 2010.

LOPES, F. S. **Padrões de dispersão e utilização de recursos em uma população de *Heliconius erato phyllis* (Lepdoptera, Nymphalidae).** 1984.134 f. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, SP, 1984.

MANTOVANI, W. **Análise florística e fitossociológica do estrato herbáceo-subarbustivo do cerrado na reserva biológica de Moji Guaçu e em Itirapina, SP.**

1987. 203 f. Tese (Doutorado em Biologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1987.

MIRANDA-MELLO, A. A., MATINS, F.R.; SANTOS, F. A. M. Estrutura populacional de *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. e de *Roupala montana* Aubl. em fragmentos de cerrado no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n. 3, p. 501-507, jul-set, 2007.

MONTEIRO, F. R. **Regulação populacional em Ithomiinae (Lep.: Nymphalidae): Ecologia da Interação parasitóide x hospedeiro.** 1981. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1981.

NEGRELLE, R. R. B. Sprouting after uprooting of canopy trees in the Atlantic Rain Forest of Brazil. **Biotropica**, v.27, p.448-454, 1995.

NIMER, E. Clima In: **Geografia do Brasil: Região Sudeste**, Rio de Janeiro: SERGRF-IBGE, v.3,1977, p.51-89.

OLDEMAN, R. A. A. Architecture and energy exchange of dicotyledonous trees in the forest. In: Tomlinson, P. B.; Zimmermann, M. H. (Eds.). **Tropical trees as living systems.** Cambridge University Press, 1978, p. 535-560.

OLDEMAN, R. A. A. Quelques aspects quantifiables de l'arborigenèse e de la silvigenèse. **Oecologia Plantarum**, v.14, n.3, p. 289-312, 1979.

OLDEMAN, R. A. A. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.C.; CHADWICK, A. C. (Eds.). **Tropical Rain Forest and Management.** Oxford: Black, 1983, p. 139-150.

OLIVEIRA, P. E.; SILVA, J. C. S. Reproductive biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) in the cerrados of central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.9, p. 67-79, 1993.

OLIVEIRA, R. E. **Aspectos da dinâmica de um fragmento florestal.** 1997 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 1997.

ORIAN, G.H. The influence of tree-fall in tropical forests in tree species richness. **Tropical Ecology**, v.23, p.255-279, 1982.

PEREIRA, J. C. R. **Análise de dados qualitativos: Estratégias Metodológicas para as Ciências da Saúde, Humanas e Sociais.** São Paulo: Edusp, 2001, p. 156.

PINHEIRO, M. H. O.; MONTEIRO, R. Florística Estacional Semidecidual, localizada em ecótono savânico-florestal, no município de Bauru, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, São Paulo, SP, v.22, n.4, p.1085-1094, 2008.

QUEIROZ, R. B. **Variação de Terpenos e seu papel na defesa contra herbívoros em *Hyptis suaveolens* (L.) POIT. (LABIATAE)**. 1987. 159 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1987.

RODRIGUES, R. R.; SHEPERD, G. J. Fatores condicionados de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.) **Mata Ciliares: uma abordagem interdisciplinar**. São Paulo: Edusp, 2000.

RUSSEL, E. W. B. The use of theory in land management decisions: the New Jersey Pine Barrens. **Biological Conservation**, v.68, p.263-268, 1994.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, SP, v.17, n.3, p.325-341, 2003.

SCHNITZER, S.A.; CARSON, W. P. Tree fall gaps and maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, v.82, p.913-919, 2001.

SCHNITZLER, A.; CLOSSET, D.; GAFTA, D.; CRISTEA, V.; SCHWOEHERER, C. Dynamique des populations et mosaïque forestière en Hêtraie-Sapinière naturelle preserve. Une comparaison entre Vosges et carpates. **Revue d'Écologie, Terre et la vie**, V.59, p. 213-228, 2004.

SCHUPP, E. W.; HOWE, H. F.; AUSPURGER, C. K.; LEVEY, D.J. Arrival and survival in tropical tree fall gaps. **Ecology**, v.70, p.562-564, 1989.

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.

SILVA, L. A.; SOARES, J. J. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, SP, v.16, n.2, 205-216, 2002.

SIQUEIRA, M. R. **Biologia Floral de três espécies de *Aristolochia* (ARISTOLOCHIACEA)**. 1988. 87 f. Dissertação (Mestrado em Biologia), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1988.

TABANEZ, M. F.; DURIGAN, G.; KEROGHLIAN, A.; BARBOSA, A. F.; FREITAS, C. A.; SILVA, C. E. F.; SILVA, D. A.; EATON, D. P.; BRISOLLA, G.; FARIA, H. H.; MATTOS, I. F. A.; LOBO, M. T.; BARBOSA, M. R.; ROSSI, M.; SOUZA, M. G.; MACHADO, R. B.; PFEIFER, R. M.; RAMOS, V.S.; ANDRADE, W. J.; CONTIERI, W. A. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Caetetus, **Instituto Florestal, Série Registros**, n.29, p.1-104, 2005.

TORQUEBIAU, E.F. Mosaic patters in dipterocarp rain forest in Indonesia and their implications for practical forestry. **Journal of Tropical Ecology**, v.2, p.301-325, 1986.

VANINI, A. **Análise Silvigênica para caracterização de trecho de Floresta Alta de Restinga e sua relação com o solo**. 2009. 147f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2009.

VASCONCELLOS-NETO, J. V. **Dinâmica de populações de Ithomiinae (Lep., Nymphalidae) em Sumaré, SP**. 1980.206 f. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, SP, 1980.

YAMAMOTO, L. F., KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Florística dos componentes arbóreos e arbustivo de um trecho da Floresta Estacional Semidecídua Montana, município de Pedreira, estado de São Paulo, **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, SP, v.28, n.1, p.191-202, jan.-mar., 2005.

WHITMORE, T. **Tropical Rain Forest of the Far East**. Oxford: Clarendon Press, 1975, 352 p.