

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL

JOÃO PEDRO RIBEIRO GARCIA DE PAIVA LOPES

Avaliação da restauração ecológica em áreas reflorestadas do
CRHEA/EESC/USP, por meio de indicadores de composição, estrutura e
funcionamento

São Carlos

2017

JOÃO PEDRO RIBEIRO GARCIA DE PAIVA LOPES

Avaliação da restauração ecológica em áreas reflorestadas do
CRHEA/EESC/USP, por meio de indicadores de composição, estrutura e
funcionamento

Monografia apresentada ao curso de Engenharia
Ambiental, da Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientadora: Doutora Janete Brigante

São Carlos

2017

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

I62a Lopes, João Pedro Ribeiro Garcia de Paiva
 Avaliação da restauração ecológica em áreas
 reflorestadas do CRHEA/EESC/USP, por meio de
 indicadores de composição, estrutura e funcionamento /
 João Pedro Ribeiro Garcia de Paiva Lopes; orientadora
 Janete Brigante. São Carlos, 2017.

 Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --
 Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
 São Paulo, 2017.

 1. Restauração ecológica. 2. Avaliação de
 indicadores. 3. Propostas de manejo. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **João Pedro Ribeiro Garcia de Paiva Lopes**

Data da Defesa: 29/06/2017

Comissão Julgadora:

Resultado:

Janete Brigante (Orientador(a))

APROVADO

Victor Eduardo Lima Ranieri

APROVADO

Luciano Elsinor Lopes

APROVADO



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

Dedico este trabalho aos meus pais, pelo amor e generosidade infinitos; às minhas irmãs, pelo apoio, paciência, e por tornarem meus dias tão mais leves; e aos meus amigos de estimação, que carregarei eternamente em minha memória e em meu peito.

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus, que me presenteou com uma família feliz e amorosa, que é meu porto e meu mar, que me apoia incondicionalmente e que é a base e inspiração de tudo aquilo que sou e faço.

Aos meus pais, José Carlos e Maristela, pela serenidade, coragem, amor e dedicação. A eles devo tudo, e palavras são rasas para expressar o meu amor e minha gratidão por tudo o que representam em minha vida.

Às minhas irmãs, Ana e Cacá, pelo amor, amizade, compreensão e pelas risadas. Sou o que sou por causa da luz que as duas têm sobre mim, e não enxergo minha felicidade plena sem elas.

Aos meus amigos de estimação, que estão sempre comigo, tendo partido ou não. Eles são a expressão mais pura e verdadeira de amor incondicional, e sou privilegiado por tê-los por perto.

À Doutora Janete Brigante, por toda a paciência, o apoio, a dedicação, o tempo investido e o aprendizado constante. Agradeço em especial por ter acreditado neste projeto e por ter me recebido de braços abertos. Concretizar este trabalho foi parte da realização de um pequeno sonho, o que só foi possível por meio de sua ajuda. Por isso o meu “muito obrigado” mais sincero.

Ao Professor Doutor Evaldo L. G. Espindola, por todo o conhecimento transmitido, pela ajuda, e por ter me recebido tão bem no CRHEA, em conjunto com a Doutora Janete.

Ao Doutor Augusto Hashimoto de Mendonça, pela amizade, pelo aprendizado e pelo essencial auxílio oferecido à concretização do projeto.

Ao Professor Doutor Marcelo Zaiat e à Silvana A. A. Celestini, pelo apoio oferecido à elaboração, desenvolvimento e apresentação deste trabalho.

Aos Professores Doutores Victor E. L. Ranieri e Luciano E. Lopes, pela composição da banca examinadora.

Aos professores, pesquisadores e funcionários dos Campi da USP de São Carlos e do CRHEA, por todo o estímulo, inspiração e dedicação.

Aos meus amigos e colegas de curso, pela parceria e por reduzirem todos os pesos.

À Universidade de São Paulo, por toda a infraestrutura e pela experiência única e incomensuravelmente enriquecedora, divisora de águas na minha história.

*“Segue o teu destino,
Rega as tuas plantas,
Ama as tuas rosas.
O resto é a sombra
De árvores alheias”*

Fernando Pessoa

RESUMO

LOPES, J. P. R. G. P. **Avaliação da restauração ecológica em áreas reflorestadas do CRHEA/EESC/USP, por meio de indicadores de composição, estrutura e funcionamento.** 2017. 47 f. Monografia (Trabalho de Graduação em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

O estudo foi conduzido no Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA/EESC/USP), localizado no município de Itirapina/SP. As áreas avaliadas correspondem a dois reflorestamentos com mais de dez anos (Áreas 2 e 3) e uma área adotada como ecossistema de referência (Área 1). Os objetivos deste trabalho compreenderam a avaliação ecológica do estágio de restauração de áreas reflorestadas, a identificação de deficiências e a proposição de ações de manejo, com base em indicadores qualitativos e quantitativos de estrutura, composição e funcionamento, e em análises florísticas, fitossociológicas e de similaridade. Foram alocadas três parcelas de 5 x 10 m (50 m² = 150 m² por área) e sub-parcela de 2 x 2 m para estimativa de cobertura por gramíneas exóticas. Registraram-se todos os indivíduos arbóreos com DAP \geq 5,0 cm. A diversidade foi determinada por meio do Índice de Shannon e comparada entre áreas pelo Teste t de Hutcheson, a 5% de significância. A equabilidade foi avaliada pelo Índice de Pielou e a similaridade florística pelos coeficientes de Jaccard e Sorensen. As identificações taxonômicas de Angiospermas seguiram o Angiosperm Phylogeny Group III. Não houve diferença significativa entre valores de diversidade e a similaridade entre espécies arbóreas foi nula. Deficiências e disfunções contribuíram para sustentar a hipótese de que as Áreas 2 e 3 carecem de intervenções para que suas trajetórias alinhem-se à da Área 1, com proposta de oito ações de manejo para o alcance e manutenção de seu caráter autossustentável. Estudo sobre unidades amostrais mais amplas em área foi apontado como essencial para dar consistência e representatividade às análises e propostas, bem como descrição mais completa do ecossistema de referência e monitoramento de indicadores com maior rigor técnico.

Palavras-chave: Restauração ecológica. Avaliação de indicadores. Propostas de manejo.

ABSTRACT

LOPES, J. P. R. G. P. **Ecological restoration assessment at reforested areas at CRHEA/EESC/USP, through composition, structure and functioning indicators.** 2017. 47 f. Monografia (Trabalho de Graduação em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

The study was conducted at the Center for Water Resources and Environmental Studies (CRHEA/EESC/USP), located in the municipality of Itirapina/SP. The assessed areas correspond to Areas 2 and 3, reforested more than ten years ago, and an area adopted as reference ecosystem (Area 1). The objectives of this work were the ecological assessment of the restoration level of reforested areas, the identification of deficiencies and the proposition of management actions, based on qualitative and quantitative indicators of structure, composition and functioning, and on floristic, phytosociological and similarity analyses. Three 5 x 10 m plots (50 m² = 150 m² per area) were allocated, and smaller plots (2 x 2 m = 4 m²) were used to estimate cover by exotic grasses. All arboreal individuals with DAP \geq 5.0 cm were recorded. Diversity was determined using the Shannon Index and compared between areas by the Hutcheson t test, 5% significance. The equability was evaluated through the Pielou Index and the floristic similarity by the Jaccard and Sorensen coefficients. Taxonomic identifications of Angiosperms were based on the Angiosperm Phylogeny Group III. No significant difference among diversity values has been found, as well as similarity among arboreal species. Deficiencies and dysfunctions contributed to support the hypothesis that Areas 2 and 3 need interventions so that their trajectories align with Area 1, and the proposal of eight management actions to reach and maintain their self-sustaining character has been made. Study based on broader sample units was pointed out as essential to make the analyses and proposals more solid and representative, as well as a detailed description of the reference ecosystem and greater technical rigor applied to indicators monitoring.

Keywords: Ecological restoration. Indicators assessment. Management proposals.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Três diferentes abordagens de processos de reparação ambiental e sua relação com a estrutura, o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas	5
Figura 2: Etapas para o planejamento de um projeto de restauração ecológica, incluindo ações de monitoramento e avaliação	8
Figura 3: Localização geográfica do Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA/EESC/USP).....	30
Figura 4: Localização espacial e geográfica das áreas reflorestadas e de referência, no CRHEA/USP	31
Figura 5: Representação gráfica, em colunas, da riqueza específica por família botânica, observada nas três áreas amostrais	46
Figura 6: Representação gráfica, em setores, da porcentagem de contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos das três áreas amostrais.....	47
Figura 7: Presença expressiva de ciporáceas arbustivas e lenhosas, característica das parcelas alocadas na área de referência	48
Figura 8: Representação gráfica, em colunas, da riqueza específica por família botânica, observada na Área 1	52
Figura 9: Representação gráfica, em setores, da porcentagem de contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos da Área 1	53
Figura 10: Aglomeração de indivíduos de espécies de gramíneas exóticas invasoras sobre o solo de parcela da Área 2.....	59
Figura 11: Ramo de <i>Lophantera lactescens</i> , única espécie arbórea nativa não regional registrada na Área 2.....	60
Figura 12: Representação gráfica, em colunas, da riqueza específica por família botânica, observada na Área 2	63
Figura 13: Representação gráfica, em setores, da porcentagem de contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos da Área 2	64
Figura 14: Um dos muitos exemplares de <i>Piptadenia gonoacantha</i> registrados ao longo das parcelas da Área 3, com seu caule em destaque, ao centro	67
Figura 15: Acúmulo de grande quantidade de matéria vegetal seca e morta sobre o solo de uma das parcelas da Área 3	68
Figura 16: Representação gráfica, em colunas, da riqueza específica por família botânica, observada na Área 3	71
Figura 17: Representação gráfica, em setores, da porcentagem de contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos da Área 3	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização conjunta dos indivíduos levantados nas três áreas amostrais (A.1, A.2 e A.3) com base em parâmetros estruturais e ecológicos	43
Tabela 2: Contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos das três áreas amostrais.....	47
Tabela 3: Espécies levantadas na Área 1 e seus respectivos valores de densidade, frequência, dominância, importância, cobertura e diversidade (Shannon)	54
Tabela 4: Valores de área basal característicos da área de referência, de algumas fisionomias do Cerrado, de florestas tropicais nativas e de remanescente conservado de Floresta Estacional Semidecidual, localizado na Estação Ecológica dos Caetetus, SP	55
Tabela 5: Espécies levantadas na Área 2 e seus respectivos valores de densidade, frequência, dominância, importância, cobertura e diversidade (Shannon)	64
Tabela 6: Espécies levantadas na Área 3 e seus respectivos valores de densidade, frequência, dominância, importância, cobertura e diversidade (Shannon)	73
Tabela 7: Valores de Tcalculado e Tcrítico obtidos com a aplicação do Teste t de Hutcheson (1970)	77

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB	–	Área Basal
α	–	Nível de Significância
CAP	–	Circunferência à Altura do Peito
cm	–	Centímetros
CRHEA	–	Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais
DA	–	Densidade Absoluta
DAB	–	Diâmetro na Altura da Base
DAJ	–	Diâmetro à Altura do Joelho
DAP	–	Diâmetro à Altura do Peito
DoA	–	Dominância Absoluta
DoR	–	Dominância Relativa
DR	–	Densidade relativa
EESC	–	Escola de Engenharia de São Carlos
FA	–	Frequência Absoluta
FR	–	Frequência relativa
ha	–	Hectare
H	–	Altura
H'	–	Índice de Diversidade de Shannon
IVC	–	Índice de Valor de Cobertura
IVI	–	Índice de Valor de Importância
J'	–	Índice de Equabilidade de Pielou
m	–	Metros
m ²	–	Metros Quadrados
MT	–	Mato Grosso
PAB	–	Perímetro na Altura da Base
SP	–	São Paulo
USP	–	Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	1
2.	OBJETIVOS.....	4
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1	A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E OUTRAS ABORDAGENS DE REPARAÇÃO AMBIENTAL	5
3.2	ECOSSISTEMA DE REFERÊNCIA E O PLANEJAMENTO E AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO	7
3.3	INDICADORES QUANTITATIVOS E QUALITATIVOS	9
3.4	INDICADORES DE COMPOSIÇÃO	10
3.4.1	Diversidade de Espécies	10
3.4.2	Distribuição de Espécies em Grupos Sucessionais	13
3.4.3	Distribuição de Espécies em Síndromes de Dispersão.....	14
3.5	INDICADORES DE ESTRUTURA	15
3.5.1	Densidade	15
3.5.2	Frequência	16
3.5.3	Dominância.....	16
3.5.4	Índices de Valor de Importância e Cobertura.....	17
3.6	INDICADORES DE FUNCIONAMENTO OU DINÂMICA.....	18
3.6.1	Sucessão Secundária.....	18
3.6.2	Formação de Serapilheira	19
3.7	MÉTODOS DE AMOSTRAGEM	19
3.7.1	Método de Parcelas.....	20
3.8	COEFICIENTES DE SIMILARIDADE FLORÍSTICA.....	21
3.9	TIPOS DE VEGETAÇÃO EM MANIFESTAÇÃO NA ÁREA DE ESTUDO	21
3.9.1	Cerrado	21
3.9.2	Floresta Estacional Semidecidual.....	23
3.10	LEVANTAMENTOS DE COMUNIDADES VEGETAIS DESENVOLVIDOS NA REGIÃO.....	24
4.	METODOLOGIA.....	29
4.1	LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	29

4.2	ÁREAS AVALIADAS.....	30
4.3	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	32
4.3.1	Amostragem	32
4.3.2	Levantamento de Dados	33
4.3.3	Avaliação dos Dados Obtidos	34
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	41
5.1	AVALIAÇÃO GERAL DAS ÁREAS AMOSTRAIS	41
5.2	ÁREA AMOSTRAL 1.....	48
5.2.1	Abordagem Qualitativa.....	48
5.2.2	Abordagem Quantitativa.....	50
5.3	ÁREA AMOSTRAL 2.....	57
5.3.1	Abordagem Qualitativa.....	57
5.3.2	Abordagem Quantitativa.....	59
5.4	ÁREA AMOSTRAL 3	66
5.4.1	Abordagem Qualitativa.....	66
5.4.2	Abordagem Quantitativa.....	69
5.5	TESTE T DE HUTCHESON APLICADO ENTRE ÁREAS	76
5.6	SIMILARIDADE FLORÍSTICA ENTRE ÁREAS	77
5.7	PANORAMA IDENTIFICADO E PROPOSTAS DE INTERVENÇÃO E MANEJO.....	80
6.	CONCLUSÃO.....	87
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88

1. INTRODUÇÃO

A Ecologia da Restauração é exposta por Brancalion *et al* (2012) como uma ciência multidisciplinar, de caráter recente, e cuja aplicação prática, expressa pela restauração ecológica, ainda manifesta carência de maior aprimoramento, tanto técnico quanto científico. De acordo com a Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica - SER (2005, p. 2), a restauração ecológica compreende o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado ou suprimido, caracterizando-se como atividade que inicia ou acelera sua recuperação “[...] com respeito à sua saúde (processos funcionais), à integridade (composição das espécies e estrutura da comunidade) e à sustentabilidade”.

Este último parâmetro, “sustentabilidade”, relaciona-se à capacidade do ecossistema tanto em manter-se (resistência) quanto em recuperar-se (resiliência), estrutural e funcionalmente, diante da manifestação de fenômenos de distúrbio e estresse, e à consequente contribuição para que sua trajetória ecológica seja mantida em estado de equilíbrio dinâmico. Esta, por sua vez, compreende o percurso de desenvolvimento (biótico e abiótico) trilhado por um ecossistema em restauração ao longo do tempo, cujo avanço deve dar-se na direção do estado desejado de restabelecimento de função e estrutura, expresso na concretização dos objetivos e alcance das metas do projeto de restauração (SER, 2004).

Garantir a sustentabilidade de uma área em restauração demanda tempo e é algo passível de ser contemplado somente em longo prazo. Porém, existem metas que podem ser atingidas em curto prazo, como o controle de processos erosivos e elevação da fertilidade do solo, bem como metas que podem ser atingidas em médio prazo, como a regeneração de certas espécies e a elevação tanto da biodiversidade quanto da complexidade estrutural do ecossistema (ENGEL; PARROTA, 2003).

Dessa forma, para que o ecossistema seja considerado restaurado, ele não deve manifestar carência de quaisquer intervenções ou subsídios, perpetuando seu desenvolvimento exclusivamente a partir dos recursos bióticos e abióticos que comporta. Além disso, deve mostrar-se capaz de interagir (biótica, abiótica e culturalmente) com ecossistemas próximos, manter-se estrutural e funcionalmente, restituir-se após eventos normais de perturbação ambiental e aproximar-se o máximo possível da estrutura, composição e funcionamento das comunidades naturais (ENGEL; PARROTA, 2003; SER, 2004).

No Brasil, registros históricos indicam que a trajetória da restauração de ecossistemas teve início no fim do século XIX, por meio da iniciativa de recuperação da vegetação que

recobria os morros da Tijuca, no Rio de Janeiro, onde se localizava a fonte de abastecimento hídrico da população urbana da cidade. Não houve aplicação de conhecimento de caráter técnico - científico para a condução da recuperação, cuja motivação fundamentou-se em uma demanda social, e não ecológica. A restauração de matas ciliares no estado de São Paulo, fundamentada em princípios agrônômicos e empreendida por proprietários rurais, mais de quinhentos anos após o ocorrido no Rio de Janeiro, também foi marcada pela carência de conhecimento técnico - científico. A demanda era idealista e almejava compor uma paisagem mais agradável, embora não se soubesse como fazê-lo (DURIGAN; ENGEL, 2012).

Um novo ciclo de experiências de restauração foi inaugurado dentro e fora do país durante as três últimas décadas do século XX. No Brasil, manifestaram-se demandas pela recuperação de áreas de exploração mineral e pelo reflorestamento das margens de corpos hídricos afetados por represamento, característico de empreendimentos hidrelétricos. Enquanto isso, as bases da ciência da Ecologia da Restauração passaram a ser desenvolvidas em caráter internacional, principalmente a partir de 1980 (DURIGAN; ENGEL, 2012; ENGEL; PARROTA, 2003).

Durante o mesmo período, a demanda pela consolidação do conhecimento teórico relativo à restauração fez com que se recorresse a órgãos de pesquisa e universidades, desencadeando duas linhas centrais de pesquisa. Uma delas dedicou-se à recuperação de matas ciliares (recuperação da cobertura vegetal e da biodiversidade arbórea e de fauna), e a outra à recuperação de áreas mineradas (remediação de solos impactados pela mineração). Segundo Durigan e Engel (2012, p.43), o “I Simpósio sobre Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais”, realizado em 1999 e inserido no contexto da primeira linha de pesquisa, caracterizou-se como marco do “[...] desenvolvimento formal da restauração ecológica no Brasil”. A partir de então e ainda segundo Durigan e Engel (*op.cit.*), o que se seguiu foi “[...] uma maior uniformização conceitual, convergência de abordagens e alinhamento com as tendências internacionais”.

Mais recentemente, durante a última década, os estudos em restauração ecológica no Brasil iniciaram um terceiro ciclo, refletindo crescentes demandas pela regularização ambiental de atividades e mitigação de impactos ambientais; avançando para além de zonas ripárias e por diversos biomas; evoluindo de reflorestamentos compostos quase exclusivamente por árvores exóticas a plantios de elevada diversidade, formados apenas por espécies nativas regionais; dedicando-se à inovação de técnicas e aspectos abordados pela restauração, com especial ênfase sobre o estímulo a processos naturais capazes de auxiliar na recuperação dos ecossistemas (BRANCALION *et al.*, 2012; DURIGAN; ENGEL, 2012).

Tais evoluções e aprimoramentos são, em grande parte, fruto da contínua avaliação de erros e acertos, e consequente revisão e readequação dos métodos aplicados. Segundo Brancalion *et al* (2012, p. 262), destacam-se, nesse sentido, a avaliação e o monitoramento, como reflexo da “[...] necessidade de se repensar a restauração a todo instante” e como ferramentas essenciais à redefinição da trajetória ecológica da área em restauração, caso haja manifestação de declínio ou evidências de reduzidas chances de sustentabilidade.

Procura-se, com isso e por meio deste trabalho, contribuir para a continuidade do aperfeiçoamento dos métodos de restauração ecológica no Brasil, a partir da avaliação (baseada no levantamento de erros e acertos e proposição de ações corretivas) de duas áreas reflorestadas há mais de 15 (quinze) anos no Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA), da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP).

2. OBJETIVOS

Objetiva-se fazer uso de indicadores qualitativos e quantitativos para a caracterização do nível de restauração alcançado por áreas submetidas ao reflorestamento com essências florestais nativas, identificação de possíveis limitações e/ou filtros ecológicos que, quando presentes, direcionam o resultado da restauração para cenários diferentes daqueles do ecossistema de referência, com a proposição de ações corretivas de manejo.

2.1 Objetivos Específicos

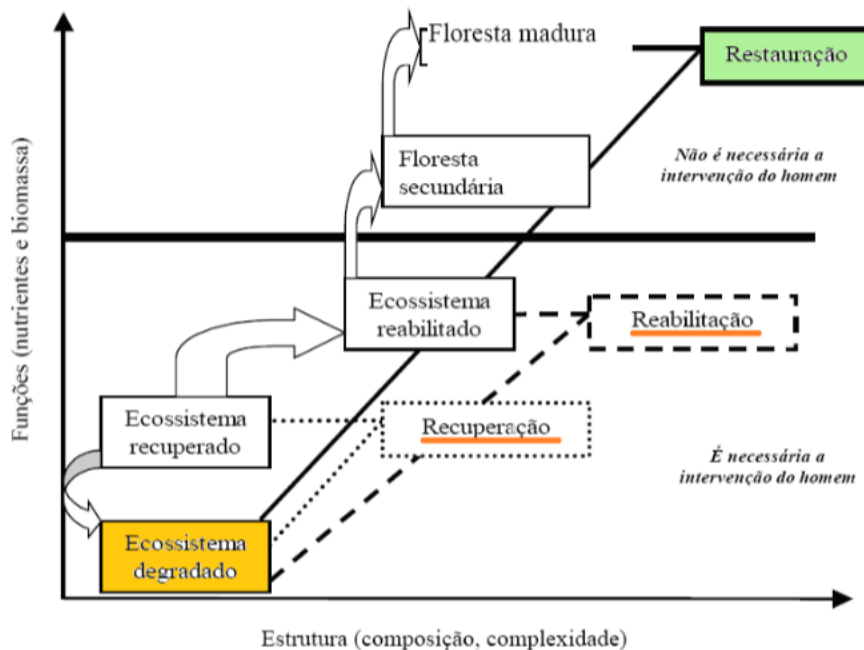
- i)** Caracterização da estrutura, composição e funcionamento das áreas submetidas à restauração a partir de indicadores qualitativos e quantitativos;
- ii)** Avaliação das funções ecológicas atuantes no processo de sucessão secundária em manifestação nas áreas reflorestadas por meio de levantamentos florísticos e análises fitossociológicas e de similaridade;
- iii)** Avaliação ecológica geral das áreas reflorestadas, à luz dos indicadores de restauração florestal, seguida da identificação de possíveis deficiências e consequentes propostas para adequação.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A Restauração Ecológica e Outras Abordagens de Reparação Ambiental

Segundo Engel e Parrota (2003), desde as primeiras iniciativas de reparação de ecossistemas degradados no Brasil, muitos termos foram e continuam sendo utilizados para designar o conjunto de processos naturais estimulados e procedimentos aplicados a tal propósito. Dentre estes termos, os mais frequentemente contemplados compreendem a recuperação, a reabilitação e a restauração, cujos processos designados diferenciam-se basicamente em função das metas e objetivos em foco, e, por consequência, em função da estrutura, funcionamento e estabilidade (ausência da necessidade de intervenções e subsídios) do ecossistema reparado (Figura 1).

Figura 1: Três diferentes abordagens de processos de reparação ambiental e sua relação com a estrutura, o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas



Fonte: Engel e Parrota (2003)

O conceito de recuperação usualmente associa-se ao retorno de áreas intensamente impactadas por atividades de mineração ou obras de construção civil à produtividade, adquirindo forma e utilização atreladas a planos de uso do solo, previamente estabelecidos. Há restauração de alguns processos funcionais e componentes estruturais do ecossistema,

embora limitações bióticas e abióticas, características do comprometimento ambiental da área, limitem o avanço da sucessão secundária (ENGEL; PARROTA, 2003).

Concebida e interpretada, nacional e internacionalmente, de forma independente da restauração ecológica, a recuperação de áreas degradadas fundamenta-se em procedimentos técnicos e objetivos simples, dedicados a restabelecer a produtividade e melhorar o aspecto visual da área afetada, a baixo custo e em reduzido intervalo de tempo. A conjunção de tais fatores inviabiliza a garantia quanto à estabilidade futura da área recuperada (ENGEL; PARROTA, 2003).

Por sua vez, o significado do termo reabilitação assemelha-se ao conceito de recuperação em muitos aspectos, tendo em vista que ambos dedicam-se usualmente à reparação de atributos de ecossistemas degradados, restabelecendo sua produtividade sem o compromisso formal em alcançar similaridade em relação ao ecossistema originalmente afetado. Diferentemente do ecossistema recuperado, contudo, o ecossistema reabilitado deve manifestar sustentabilidade ao longo do tempo, bem como garantia de regeneração das espécies mais representativas (ENGEL; PARROTA, 2003).

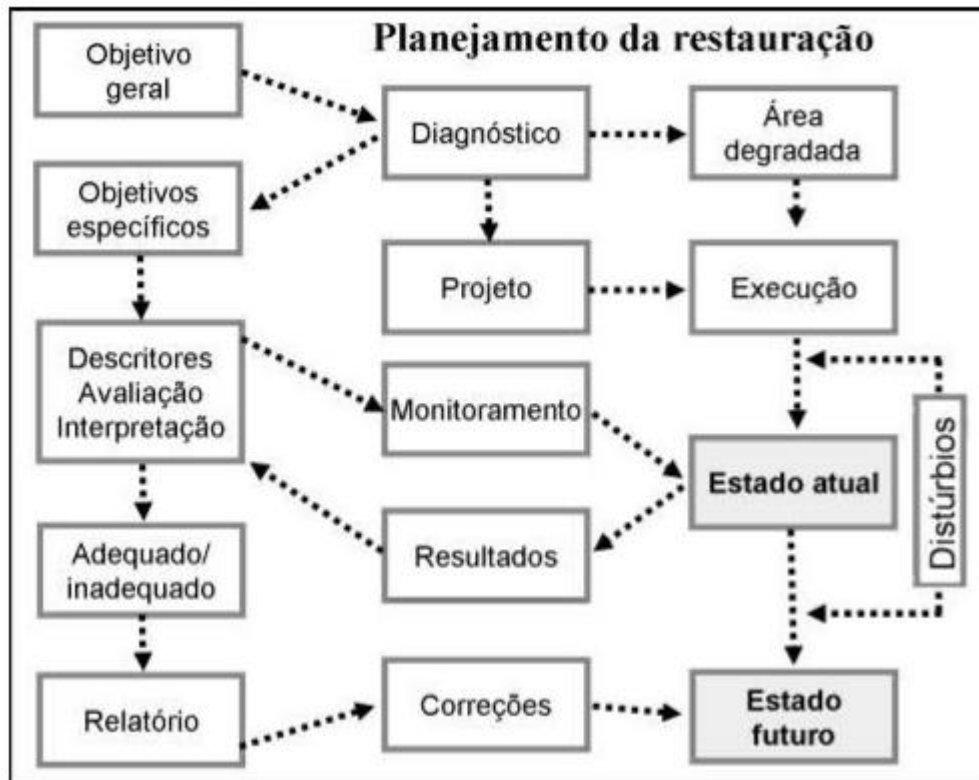
O conceito de restauração foi durante muito tempo interpretado como o retorno do ecossistema que havia sido danificado ao seu estado original, anterior ao processo de degradação. A evolução dos estudos e pesquisas na área permitiu constatar, porém, a impossibilidade de tal prática, fundamentalmente por conta do equilíbrio dinâmico que é inerente aos ecossistemas; pela impossibilidade de reconstituição integral do cenário biótico e abiótico característico dos ecossistemas originais; e pela dificuldade de previsão das transformações estruturais, funcionais e de composição que refletem o fenômeno de sucessão secundária. Com isso, de acordo com o conceito atual, a restauração ecológica busca estimular a dinamicidade de processos naturais característicos dos ecossistemas, de forma direcionada e alinhada aos objetivos e metas do projeto de restauração, e assim viabilizar, a longo prazo, de acordo com Engel e Parrota (2003, p.9), “[...] a recriação de um ecossistema auto-sustentável, estável e resiliente, regulado totalmente por processos naturais”, e que apresente composição, funcionamento e estrutura o mais próximos possível das comunidades naturais.

3.2 Ecossistema de Referência e O Planejamento e Avaliação da Restauração

A forma ideal para o planejamento de um projeto de restauração ecológica de uma área associa-se à definição de objetivos que permitam embasar e orientar todas as ações que iniciem e/ou acelerem sua recuperação. Os objetivos compreendem ideias que moldam um conjunto de resultados esperados, cujo alcance submete-se à definição e ao cumprimento de medidas concretas, expressas na forma de metas. Neste sentido, a avaliação e o monitoramento destacam-se no contexto da restauração ecológica como procedimentos determinadores do grau de concretização dos objetivos inicialmente estabelecidos (BRANCALION *et al.*, 2012).

Ainda de acordo com Brancalion *et al* (2012, p.265), o primeiro dos procedimentos, a avaliação, é compreendida como “[...] a apreciação ou a análise pontual de indicadores ou variáveis ambientais ou populacionais da área restaurada” ou em restauração, os quais dedicam-se a refletir sua atual situação e auxiliar, assim, no direcionamento da área à trajetória ambiental desejada (Figura 2). Os autores citam que o detalhamento tanto de metas a serem atingidas quanto de modelos de avaliação varia primeiramente em função da realidade e complexidade de interações bióticas e abióticas características do domínio morfoclimático e matriz ecossistêmica onde as áreas a serem restauradas, ou em processo de restauração, encontram-se inseridas, e que o conhecimento e caracterização do ecossistema a ser restaurado desempenha papel fundamental tanto no processo de planejamento quanto de avaliação da restauração, com os ecossistemas de referência destacando-se neste contexto.

Figura 2: Etapas para o planejamento de um projeto de restauração ecológica, incluindo ações de monitoramento e avaliação



Fonte: Brancalion *et al* (2012)

Os ecossistemas de referência usualmente representam estágios mais avançados de desenvolvimento e objetiva-se, com o tempo, que os parâmetros bióticos e abióticos do ecossistema restaurado assemelhem-se aos deles. Quando em sua configuração mais simples, a referência compreende um sítio real, descrição por escrito, ou mesmo uma associação entre ambos, e reflete, de acordo com SER (2004, p.09), “[...] um único estado ou expressão dos atributos de um ecossistema”. Apenas um estado ou expressão, pois a referência simples é resultado de particulares conexões, interações e combinações intra e interespecíficas, bióticas e abióticas, que expressam, mais uma vez segundo SER (2004, p.09), “[...] um dos muitos estados possíveis da variação histórica desse ecossistema”.

Recomenda-se, dessa forma, que a quantidade de informação coletada para a descrição de um ecossistema de referência seja a máxima possível, envolvendo diversas fontes e múltiplos sítios de referência, de forma a representá-lo com verossimilhança e contemplando o máximo de suas diversas expressões. Além disso, esta caracterização deve levar em conta

aspectos abióticos e de biodiversidade (estrutura da comunidade e composição de espécies), bem como elementos estressores naturais do meio (SER, 2004).

Nota-se, dessa maneira, que a devida descrição de particularidades de um ecossistema de referência compõe a base para a elaboração dos objetivos e metas de um projeto de restauração, bem como referência comparativa para os resultados da aplicação de modelos de avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração (SER, 2004). De acordo com Brancalion *et al* (2012), a configuração e o conteúdo de tais modelos de avaliação sujeitam-se principalmente às particularidades do meio investigado, variando também em função do foco de análise. Quando este foco dá-se sobre as possibilidades de sustentabilidade futura da área em restauração, o modelo de avaliação e tipo de indicadores aplicados devem atrelar-se a dados de estrutura, funcionamento e composição da área.

3.3 Indicadores Quantitativos e Qualitativos

Os indicadores característicos de processos de avaliação e monitoramento de áreas em restauração podem ser divididos em função de sua forma de medição, sendo quantitativos ou qualitativos.

Indicadores quantitativos dependem da medição de variáveis que caracterizem a área em restauração, como densidade e mortalidade de indivíduos, ou mesmo a diversidade e riqueza de espécies. A avaliação quantitativa reduz a subjetividade da análise, visto que minimiza a participação da opinião pessoal do avaliador no processo de obtenção de dados. Com isso, são elevadas tanto a replicabilidade do método quanto as possibilidades de comparações estatísticas com resultados obtidos para outras áreas e estudos (BRANCALION *et al.*, 2012).

Indicadores qualitativos dependem da opinião e julgamento do avaliador, visto que não são realizadas medições para a obtenção de resultados. Na tentativa de reduzir o caráter abstrato associado à utilização destes indicadores é possível adotar categorias ou escalas de qualidade que fundamentem as análises, como a avaliação da manifestação de processos erosivos em categorias de baixa, média e alta intensidade, exemplificada por Brancalion *et al* (2012). Os indicadores qualitativos são muitas vezes utilizados para avaliar processos cuja abordagem quantitativa seria custosa, dificultosa e/ou demorada, ou mesmo em análises que dependem exclusivamente de percepções pessoais. Um exemplo, oferecido pelos mesmos autores citados e que se encaixa neste contexto, seria a avaliação de serviços ecossistêmicos culturais.

Tanto indicadores qualitativos quanto quantitativos podem ser utilizados para caracterizar diversos atributos de uma mesma vegetação em restauração, sendo que um mesmo atributo pode ser abordado pelos dois tipos de indicadores. De acordo com Brancalion *et al* (2012), a estrutura, a composição e o funcionamento de comunidades vegetais têm sido os atributos mais frequentemente contemplados por modelos de avaliação de áreas em restauração.

3.4 Indicadores de Composição

De acordo com Brancalion *et al* (2012, p.274), a composição de uma área corresponde “[...] às espécies e aos grupos funcionais que integram a comunidade vegetal.” Alguns dos indicadores listados pelos autores como comumente utilizados para caracterizar este atributo são: número e diversidade de espécies; presença de gramíneas e árvores exóticas invasoras e não invasoras; distribuição das espécies em formas de vida (árvores, arbustos, epífitas, lianas, ervas), em grupos sucessionais (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias, clímaxes), em síndromes de dispersão de sementes (zoocoria, anemocoria, autocoria), em síndromes de polinização, em fixadoras de nitrogênio, entre outros. A seguir são apresentadas características de alguns desses indicadores.

3.4.1 Diversidade de Espécies

Segundo Durigan (2003), a diversidade de espécies em uma comunidade vegetal, também denominada diversidade alfa, corresponde a um indicador de composição da comunidade e representa sua complexidade, relacionando-se ao conjunto de espécies existentes e seu número de indivíduos. A elevação da diversidade de uma comunidade é diretamente proporcional ao aumento do número de espécies e ao aumento da uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies e pela área de estudo. Além disso, e de acordo com a mesma autora, a alta diversidade de espécies vegetais em uma área eleva seu potencial de comportar também elevada diversidade de espécies animais.

Existem diversos índices dedicados a expressar a diversidade de espécies em uma comunidade. Scolforo *et al* (2008) reúne alguns deles, como os índices de diversidade de McIntosh, Czekanowski, Shannon, Simpson e o Coeficiente de mistura de Jentsch. Há ainda o índice de Equabilidade de Pielou, que é derivado do índice de Shannon e dedicado a

avaliar a diversidade de espécies. De acordo com Durigan (2012), o índice de diversidade mais utilizado no Brasil é o de Shannon.

3.4.1.1 Índice de Diversidade de Shannon e O Teste t de Hutcheson

De acordo com Scolforo *et al* (2008, p.117), o índice de diversidade de Shannon fundamenta-se na teoria da informação e oferece “[...] ideia do grau de incerteza em prever a qual espécie pertenceria um indivíduo retirado aleatoriamente da população.” Seu cálculo leva em consideração o número de espécies da comunidade e a forma como os indivíduos se distribuem entre elas (DURIGAN, 2012). É comum encontrar estudos nos quais os valores obtidos para o índice são acompanhados de indicativos da base logarítmica utilizada para o cálculo, como a representar uma unidade de medição de diversidade. O indicativo “nat” corresponde ao uso da base exponencial, “bits” corresponde à base 2 e “decit” à base 10 (DURIGAN, 2003).

Mais de uma base pode ser utilizada para a aplicação da fórmula, porém o uso de tais indicativos deve dedicar-se somente à descrição da forma como o cálculo foi executado, não correspondendo a uma unidade de medição. Como enfatiza Durigan (2003), os valores característicos de índices de diversidade são números puros.

Dentre algumas particularidades do índice de Shannon, criticadas por Durigan (2012), há de se citar a influência que o critério de inclusão de indivíduos (adotado para a amostragem da comunidade) exerce sobre os resultados obtidos, bem como o faz a associação entre número de espécies e forma de distribuição de indivíduos. A alteração do critério de inclusão pode permitir que diversidades distintas sejam quantificadas para uma mesma comunidade. Já a referida associação permite que um mesmo valor de diversidade seja obtido para comunidades de características divergentes quanto ao número de espécies e tamanho de suas populações.

Tendo em vista a maneira como são determinados, os resultados característicos da aplicação do índice de Shannon a comunidades vegetais não podem ser comparados numericamente. Destaca-se, neste contexto, o Teste t de Hutcheson (1970), amplamente utilizado para a comparação estatística entre valores do índice (DURIGAN, 2012). Segundo Gardener (2017), este teste caracteriza-se como uma versão modificada da abordagem clássica oferecida por meio do teste t e disponibiliza um método para a comparação de duas amostras.

Beiguelman (1988) desenvolve abordagem detalhada sobre o teste t em sua versão clássica, o qual se associa à distribuição t de Student, tendo representado uma revolução para os métodos estatísticos de estudo de pequenas amostras. O Teste t de Hutcheson (1970) aplica-se, dessa forma, na configuração de uma análise estatística de comparação entre amostras, duas a duas, e que tem por objetivo identificar a existência ou inexistência de diferença significativa entre os valores de diversidade de Shannon comparados (SCOLFORO *et al.*, 2008). O teste se desenvolve, com isso, a partir da elaboração de duas hipóteses iniciais, uma associada à presença e outra à ausência de divergência entre valores. Condições para a rejeição de uma das hipóteses são estabelecidas e os cálculos associados fundamentam-se na determinação de valores de variância e graus de liberdade, bem como no estabelecimento de um nível de significância para a condução da análise.

3.4.1.2 Índice de Equabilidade de Pielou

De acordo com Scolforo *et al* (2008), a equabilidade corresponde à igualdade relativa de valores de importância característicos de espécies de uma determinada área amostral, refletindo estimativa da maneira como os indivíduos se distribuem entre tais espécies, mais especificamente quanto ao grau de uniformidade desta distribuição. Índices de equabilidade caracterizam-se, dessa forma, como ferramentas também vinculadas à avaliação da diversidade de um meio (SCOLFORO *et al.*, 2008), apresentando menor variabilidade em relação ao critério de inclusão adotado, quando comparados com índices de diversidade como o de Shannon (DURIGAN, 2003).

O índice de Equabilidade de Pielou é obtido a partir do índice de diversidade de Shannon e reflete a razão entre a diversidade característica da área de estudo e a máxima diversidade possível, com base na abundância de espécies (DURIGAN, 2003). Os valores resultantes do índice variam de 0 a 1, e quanto maior o valor atingido maior é a uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies da área. O número 1 como resultado corresponde à máxima uniformidade de distribuição possível (SCOLFORO *et al.*, 2008).

3.4.2 Distribuição de Espécies em Grupos Sucessionais

De acordo com Magnago *et al* (2012), classes ou grupos denominados sucessionais caracterizam-se como conjuntos de espécies arbóreas similares em suas características ou uso de recursos, e que exercem funções semelhantes em um ecossistema, sem que haja qualquer necessidade de conexão filogenética entre membros de um mesmo grupo. Espécies de grupos ou classes distintas são funcionalmente complementares, enquanto espécies de um mesmo grupo são funcionalmente redundantes. Segundo os mesmos autores, a realização desse tipo de agrupamento compõe uma estratégia para se compreender a sucessão ecológica, a resiliência e o funcionamento de comunidades.

De acordo com Durigan (2012), a maior parte dos estudos dedicados à classificação sucessional de espécies fundamenta-se em suas respostas (grau de dependência de luminosidade, velocidade de crescimento, acúmulo de sementes no solo) quando da recuperação de clareiras. E neste contexto, segundo Budowski (1965), as espécies arbóreas podem ser agrupadas em quatro classes sucessionais principais: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax.

As espécies pioneiras tendem a iniciar a colonização de extensas clareiras, apresentando elevadas taxas de crescimento e reprodução, baixa longevidade e dependência de intensa luminosidade para o seu desenvolvimento. São adaptadas a ambientes instáveis e dificilmente encontradas em sub-bosques florestais. As espécies secundárias iniciais apresentam características próximas às das pioneiras, manifestando-se em margens de rios, clareiras naturais e antrópicas. Embora dependam de elevados índices de luminosidade para seu desenvolvimento, apresentam maior tolerância ao sombreamento proporcionado pelo dossel, em relação às pioneiras (MAGNAGO *et al.*, 2012; MARTINS *et al.*, 2012).

Espécies secundárias tardias e clímaxes apresentam preferência pelo crescimento em ambientes de sub-bosque florestal, manifestando, nesta ordem, elevada tolerância e dependência de sombreamento para o seu desenvolvimento, que se dá de maneira lenta e associada a ciclos de vida mais longos que os das espécies dos outros dois grupos. Em complemento, tanto espécies clímaxes quanto secundárias tardias são recomendadas para enriquecer comunidades em estágios iniciais de sucessão, elevando a diversidade das mesmas e auxiliando em seu avanço sucessional (MAGNAGO *et al.*, 2012; MARTINS *et al.*, 2012).

Em seu trabalho, Durigan (2012) discorre a respeito da intensa manifestação do componente subjetivo e da dificuldade encontrada por inúmeros pesquisadores quando da

realização da classificação das espécies em grupos de sucessão ecológica, tendo em vista que são muitas as espécies que não se encaixam perfeitamente em uma categoria específica, ou cujo comportamento que serviu como base para a classificação se manifesta em intensidades variadas (ou mesmo se ausenta) em função das condições microclimáticas e edáficas do meio. Como consequência, a ausência de consenso quanto à classificação é frequente.

Mais especificamente quanto a espécies do Cerrado, Durigan (2012) caracteriza a classificação sucessional como uma abstração pouco útil. Alguns dos argumentos que embasam a posição da autora manifestam-se também em Miachir (2009), apontando que espécies do bioma Cerrado são adaptadas a níveis constantes de luminosidade e, para muitas delas, a rebrota a partir de raízes e troncos tem contribuição relevante sobre o sucesso da reocupação de áreas perturbadas, levando a autora a não enquadrá-las no sistema tradicional de classificação sucessional.

Em suma, quando explorada com precauções, de maneira não conclusiva ou categórica, com a compreensão de que não representa particularidade inerente às espécies, a classificação sucessional de espécies arbóreas pode contribuir para o estudo de dinâmica e estrutura florestais (DURIGAN, 2012).

3.4.3 Distribuição de Espécies em Síndromes de Dispersão

Segundo Odum (1988), a dispersão de populações vegetais compreende o deslocamento de indivíduos, ou de seus elementos de disseminação (esporos ou sementes), interna ou externamente à área ocupada por essas populações, correspondendo à conexão entre a última fase reprodutiva da planta e o início do processo de recrutamento. A dispersão de sementes viabiliza o alcance e a ocupação de novos e diversos habitats, elevando tanto a área potencial de recrutamento de indivíduos quanto as chances de que sejam encontradas condições favoráveis ao seu desenvolvimento. Além disso, o distanciamento entre indivíduos de uma mesma espécie, estimulado por processos de dispersão, tende a contribuir para a elevação da diversidade genética dos descendentes gerados, potencializando as chances de sucessão ecológica.

De acordo com as propriedades morfológicas dos elementos de disseminação das espécies vegetais, estas podem ser classificadas em quatro modos ou síndromes de dispersão: Anemocoria, Autocoria, Hidrocoria e Zoocoria (PIJL¹ 1972 *apud* BARBOSA *et al.*, 2012),

¹ PIJL, L. V. D. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1972. 162 p.

sendo que a última corresponde à única síndrome biótica e dependente, portanto, da participação de seres vivos para a condução do processo de dispersão.

Espécies anemocóricas associam-se ao alcance e colonização de áreas amplas, visto que possuem estruturas que facilitam seu deslocamento por meio da ação do vento, com manifestação favorecida em áreas cuja vegetação apresenta-se menos adensada e com dossel descontínuo. A Autocoria caracteriza-se como síndrome pouco frequente em florestas tropicais, associando-se à manifestação de mecanismos de dispersão influenciados tanto por fenômenos explosivos quanto pela ação da gravidade. Espécies hidrocóricas garantem sua dispersão por meio da interação com ambientes aquáticos (BARBOSA *et al.*, 2012).

A Zoocoria caracteriza-se como a síndrome de dispersão mais frequente em florestas tropicais e fundamenta-se no estímulo sensorial (paladar, olfato e/ou visão) para atrair espécies animais dispersoras. Cores e odores intensos, bem como sabor, composição nutritiva e facilidade de acesso a frutos caracterizam-se como ferramentas dedicadas a tal propósito. Em complemento, a atração de espécies animais dispersoras eleva a frequência e complexidade de interações intra e interespecíficas, contribuindo, segundo Barbosa *et al* (2012, p.92), “[..] para a manutenção do equilíbrio dinâmico das áreas a serem restauradas ou em processo de restauração”.

3.5 Indicadores de Estrutura

A estrutura relaciona-se à organização espacial da comunidade vegetal, sendo caracterizada por indicadores como densidade, frequência e dominância de indivíduos; altura do dossel; presença de indivíduos emergentes; número de estratos; cobertura do solo pela copa das árvores, entre outros (BRANCALION *et al.*, 2012).

3.5.1 Densidade

Segundo Durigan (2012), a densidade é um dos parâmetros mais frequentemente aplicados para a caracterização de comunidades vegetais, visto que é facilmente obtido em estudos por parcelas e pode ser comparado entre áreas e entre unidades amostrais, a partir de seu valor médio (desde que haja igualdade quanto ao critério de inclusão adotado). Tal parâmetro pode ser calculado de forma absoluta e relativa.

A densidade absoluta explicita o número de indivíduos característicos de uma espécie por unidade de área. Já a densidade relativa corresponde à representatividade garantida por cada espécie sobre o número total de indivíduos registrados na área de estudo, em porcentagem (DURIGAN, 2003).

3.5.2 Frequência

De acordo com Durigan (2003), este indicador relaciona-se ao tamanho de uma população e, com maior ênfase, à forma como seus indivíduos estão distribuídos pela área analisada. Bem como ocorre com a densidade, a frequência também pode ser calculada de maneira absoluta e relativa.

A frequência absoluta de uma espécie corresponde à razão, em porcentagem, entre o número de unidades amostrais em que esta se manifesta e o número total de unidades amostrais delimitadas na área de estudo. A frequência relativa de uma espécie expressa a razão entre sua frequência absoluta e o somatório dos valores de frequência absoluta de todas as espécies da comunidade (DURIGAN, 2003).

3.5.3 Dominância

De acordo com Durigan (2003, p.465), a dominância, que expressa o “[...] espaço ocupado pela espécie na comunidade”, pode ser representada por meio de valores tanto de cobertura quanto de área basal.

A cobertura é representada pela razão, em porcentagem, entre a área ocupada pela projeção da parte aérea dos indivíduos e a área amostral total. Em comunidades arbóreas é possível obter um valor médio de diâmetro característico da copa de cada indivíduo (admitindo-se caráter circular para toda copa), determinar a superfície ocupada por cada copa, somar as superfícies geradas por indivíduos de uma mesma espécie e, assim, em porcentagem, calcular a cobertura exercida por cada espécie na área analisada. A cobertura relativa de uma espécie é calculada por meio da divisão entre seu valor de cobertura e a soma dos valores de cobertura de todas as espécies que compõem a comunidade. Em complemento, Durigan (2003) afirma que, por conta da superposição de copas, é muito comum que os valores de cobertura de comunidades florestais ultrapassem a proporção de 100%.

Quanto à área basal, esta é identificada por Durigan (2012) como o melhor parâmetro dedicado a caracterizar a estrutura de comunidades e a compará-las, visto que se vincula

diretamente à biomassa da vegetação e sofre reduzida influência do critério de inclusão de indivíduos adotado. A autora complementa, ainda, que o parâmetro também se destaca como um dos mais frequentemente submetidos a erros de cálculo, como sub, super e hiperestimativas.

A área basal de uma espécie arbórea é calculada por meio do somatório das áreas de seção do(s) tronco(s) de todos os indivíduos desta espécie, com posterior divisão desse valor pela área total amostrada. Por convenção internacional, a medida das áreas de seção deve ser realizada a 1,30 m acima do nível do solo (medida à altura do peito), e os valores de área basal devem ser expressos em $m^2 \cdot ha^{-1}$.

Sendo assim, uma vez representada pela área basal, a dominância absoluta de uma espécie corresponde à razão entre a área basal característica de todos os indivíduos desta espécie e a área total amostrada. Já a dominância relativa de uma espécie equivale, em porcentagem, à representatividade de sua área basal sobre a área basal de toda a comunidade (somatório da área basal de todas as espécies).

A partir dos valores obtidos para os indicadores estruturais de dominância, frequência e densidade, é possível determinar valores de importância ecológica e de cobertura para as espécies que compõem a comunidade vegetal.

3.5.4 Índices de Valor de Importância e Cobertura

Segundo Durigan (2012), índices de valor de importância e de cobertura de espécies foram introduzidos e passaram a ser largamente utilizados no Brasil a partir de 1980. Desde então, é predominante no país o número de estudos que, dedicados à caracterização de comunidades vegetais, tem como base valores de importância e cobertura, e cujo foco dá-se sobre as associações entre espécies vegetais, ou fitossociologia. Ainda segundo a mesma autora, tabelas fitossociológicas compostas por valores relativos e/ou absolutos de densidade, frequência e dominância são frequentemente aplicadas à análise da estrutura horizontal de comunidades, representando, respectivamente, o número, distribuição e porte dos indivíduos das espécies que as compõem.

Estudos fitossociológicos fornecem informações estruturais de uma comunidade e revelam potenciais afinidades entre espécies, bem como a participação destas nas áreas onde estão inseridas (OESTREICH-FILHO, 2014).

Segundo Durigan (2003), o índice de valor de importância é calculado por meio da soma dos valores relativos de densidade, frequência e dominância de uma espécie em uma

comunidade. Para cada espécie é determinado um valor característico de importância ecológica, fundamentado na densidade, distribuição espacial e porte de seus indivíduos. Espécies representadas por indivíduos de elevado porte, abundante e regularmente distribuídos pela área de estudo tendem, dessa forma, a apresentar maiores valores de importância. Ainda segundo a autora, uma das deficiências do índice reside em sua incapacidade de refletir os mecanismos de ocupação adotados por cada espécie na comunidade.

O índice de valor de cobertura é calculado por meio da soma dos valores relativos de densidade e dominância. De acordo com Durigan (2003), a frequência não é levada em consideração no cálculo por caracterizar-se como parâmetro muito variável em função do critério de inclusão adotado e das dimensões da unidade amostral.

3.6 Indicadores de Funcionamento ou Dinâmica

Segundo Brancalion *et al* (2012), o atributo funcionamento corresponde aos processos ecológicos que garantem a sustentabilidade da comunidade vegetal ao longo do tempo. Alguns indicadores passíveis de avaliação para a caracterização do atributo são: mortalidade; predação, chuva e dispersão de sementes; frutificação; polinização; recrutamento; sucessão secundária; formação de serapilheira; acúmulo de biomassa, dentre outros.

3.6.1 Sucessão Secundária

De acordo com Magnago *et al* (2012, p.71), o termo sucessão, quando associado ao contexto de estudos ecológicos, pode ser compreendido como “O processo de alterações graduais e progressivas num ecossistema resultante da ação de fatores abióticos sobre os organismos e da reação destes”. A sucessão primária associa-se à manifestação de tal processo em uma comunidade ainda não colonizada, carente de espécies. A sucessão secundária vincula-se à expressão do fenômeno de sucessão em uma comunidade uma vez existente, porém extraída pela ação de perturbações de origem natural ou antrópica.

Com base no conceito contemporâneo de sucessão exposto por Magnago *et al* (2012) e por Martins *et al* (2012), as comunidades vegetais são compreendidas como sistemas abertos, atrelados a históricos particulares e sujeitos à manifestação frequente de distúrbios, elementos capazes de influenciar a trajetória sucessional e responsáveis por dar à sucessão caráter predominantemente probabilístico, estocástico, em vez de determinístico.

Em complemento, o avanço do processo sucessional em comunidades vegetais caracteriza-se como elemento promotor de modificações na abundância e composição de espécies, redução da intensidade luminosa no sub-bosque, incremento de biomassa e elevação tanto da disponibilidade de nutrientes no solo quanto da complexidade estrutural da vegetação (MAGNAGO *et al.*, 2012).

3.6.2 Formação de Serapilheira

De acordo com Souza (2009), a serapilheira compreende material orgânico de origem animal e vegetal, depositado sobre o solo na forma de folhas, flores, frutos, galhos, fezes e restos de animais. Sua presença e acúmulo promovem alterações microclimáticas que favorecem a germinação, além de configurarem uma barreira física à manifestação de processos erosivos, diminuindo a velocidade de escoamento superficial da água da chuva e facilitando sua infiltração no solo. Já sua decomposição permite que uma série de micro (Fe, Cu, Mn, Zn) e macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg) sejam reincorporados aos recursos edáficos e reaproveitados pelas raízes das plantas, contribuindo para a sustentação da base da cadeia trófica e apresentando caráter essencial para que a sustentabilidade dos ecossistemas seja garantida.

A formação da serapilheira condiciona-se à conjunção de uma variedade de parâmetros físicos e biológicos, representados por características climáticas (intensidade de radiação solar; temperatura média; frequência e nível de precipitação); da região onde o sítio estudado encontra-se inserido (altitude; relevo; propriedades edáficas); da vegetação em manifestação (idade média; particularidades genéticas; grau de adensamento dos indivíduos); do estágio sucessional predominante; da incidência de ventos; da manifestação de herbivoria, dentre outros. Alterações dos níveis naturais de deposição de serapilheira podem refletir a manifestação de distúrbios de origem antrópica, evidenciando a importância de estudos sobre o aporte desse material para a melhor compreensão do funcionamento dos ecossistemas (SOUZA, 2009).

3.7 Métodos de Amostragem

Segundo Durigan (2012), a caracterização e avaliação de comunidades vegetais devem ter como base o foco do estudo e seus principais objetivos, contemplados na forma de perguntas e hipóteses. As respostas que se pretende obter a partir da vegetação devem

orientar, dessa forma, a seleção tanto do(s) método(s) de estudo aplicado(s) quanto dos dados a serem coletados, bem como dos indicadores e ferramentas dedicados à obtenção, análise e interpretação destes. Especificamente quanto aos métodos de caracterização, Durigan (2012, p.299) enfatiza que “O desenho amostral (tamanho, formato, número e distribuição de unidades amostrais)” deve ser estabelecido de maneira a retratar a comunidade estudada com a maior verossimilhança possível.

Há diversos métodos que podem ser utilizados para realizar a caracterização de comunidades vegetais, dentre eles os Métodos de Bitterlich, de Parcelas, de Quadrantes e a associação entre os Métodos de Quadrantes e de Parcelas (Durigan, 2003). Atualmente, no estado de São Paulo, tanto a Resolução SMA 32, de abril de 2014 (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2014), que estabelece orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica, quanto a Portaria CBRN N° 01, de 2015, que estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica (SÃO PAULO, 2015), baseiam-se na amostragem e caracterização de comunidades vegetais por meio da aplicação do Método de Parcelas. Este método será abordado com maior detalhe em sequência.

3.7.1 Método de Parcelas

O método consiste no uso de trena e bússola para a demarcação de parcelas de mesma forma e dimensão ao longo da área amostral. O número de parcelas deve ser suficiente para representar a realidade da vegetação da área com verossimilhança, enquanto as dimensões de cada uma delas devem ser compatíveis com a estrutura da comunidade. A distância entre cada parcela também é elemento relevante, já que parcelas adjacentes apresentam eficiência sobre a investigação da distribuição espacial de indivíduos, enquanto parcelas alocadas em área ampla e espaçadas entre si tendem a representar mais fielmente a vegetação e elevar os valores de diversidade e riqueza obtidos. Além disso, a experiência acumulada por pesquisadores permite sugerir a demarcação de grande número de parcelas pequenas em vez de pequeno número de parcelas de elevada área (DURIGAN, 2003).

Recomenda-se a delimitação de sub-parcelas quando da amostragem de mais de um estrato vertical para uma mesma vegetação. Cada parcela deve conter uma sub-parcela, a qual deve atrelar-se a um estrato específico e cujas dimensões devem ser inferiores às da primeira. Em complemento, para indivíduos que tocam os limites de cada parcela recomenda-se o estabelecimento de um critério fixo para toda a análise, com base no qual haja inclusão daqueles que tocam os dois mesmos lados de cada parcela e exclusão daqueles que tocam os

dois lados restantes. A correta aplicação do método oferece valores precisos de densidade e dominância (DURIGAN, 2003).

3.8 Coeficientes de Similaridade Florística

A partir dos resultados obtidos por meio da aplicação de métodos de caracterização de comunidades vegetais é possível determinar o nível de semelhança entre as composições florísticas das mesmas e evidenciar, assim, a “proximidade” existente entre vegetações de áreas distintas. Neste contexto, destacam-se os índices ou coeficientes de similaridade, que expressam o nível de semelhança florística que se manifesta entre duas áreas diferentes, ou entre estratos característicos de uma mesma área (DURIGAN, 2003). No Brasil, os dois índices mais comumente aplicados são os de Jaccard e Sorensen, calculados com base na presença e ausência de espécies entre comunidades (DURIGAN, 2012).

O índice de Jaccard expressa a porcentagem do número total de espécies registradas que se manifestam nos dois meios comparados. Já o índice de Sorensen equivale à porcentagem de espécies comuns às duas áreas comparadas em relação à média do número total de espécies de ambas, o que faz com que seu valor seja pouco menor que o dobro do obtido para o índice de Jaccard, para uma mesma comparação (DURIGAN, 2012).

Duas comunidades podem ser consideradas floristicamente semelhantes quando a aplicação do índice de Jaccard resulta em valor superior a 0,25. Já para o índice de Sorensen é preciso que o valor obtido ultrapasse 0,50 para que a similaridade seja alcançada (DURIGAN, 2012).

3.9 Tipos de Vegetação Em Manifestação na Área de Estudo

O Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais encontra-se inserido em área originalmente ocupada pelo bioma Cerrado e entremeada por manchas de Floresta Estacional Semidecidual. Conduz-se, em sequência, à caracterização destes dois tipos de vegetação.

3.9.1 Cerrado

De acordo com Durigan, Leitão-Filho e Rodrigues (1994), o bioma Cerrado estendia-se originalmente por cerca de 20% do território nacional. Atualmente, caracteriza-se como a segunda maior formação vegetal brasileira em extensão (OESTREICH-FILHO, 2014), com

sua expressão em área contínua característica dos estados de Minas Gerais, Bahia, Mato Grosso e Goiás, havendo manifestação de áreas disjuntas em outros estados, como é o caso de São Paulo (DURIGAN *et al.*, 2002). Especificamente para este estado, originalmente o Cerrado ocupava aproximadamente 14% de sua superfície. Há mais de 40 anos, estudos explorados por Giannotti (1988), dedicados à análise de fotografias aéreas obtidas entre os anos de 1971 e 1973, para todo o estado de São Paulo, indicaram que a cobertura vegetal característica do Cerrado recobria apenas 4,36% da superfície do estado. Sua vegetação continua a ser degradada e as principais forças motrizes desse processo compreendem a produção de lenha e carvão, bem como atividades agropecuárias e silviculturais (DURIGAN; LEITÃO-FILHO; RODRIGUES, 1994).

Segundo Durigan *et al* (2002, p.252), a vegetação do Cerrado envolve um “[...] gradiente de fitofisionomias correspondente a um gradiente de biomassa”. Esta formação varia, com isso, do aspecto campestre ao florestal, envolvendo, nesta ordem, as fisionomias de Campo Limpo, Campo Sujo, Campo Cerrado, Cerrado *stricto sensu* e Cerradão (GIANNOTTI, 1988). Há dificuldade no mapeamento de tais fitofisionomias de forma individualizada, tanto pela ausência de clareza de separação quanto por sua alteração em um mesmo local, com o passar do tempo (DURIGAN *et al.*, 2002).

Estudos explorados por Durigan, Leitão-Filho e Rodrigues (1994), dedicados à investigação de fatores edáficos, hídricos, climáticos e associados a intempéries no bioma, evidenciaram que a vegetação do Cerrado é condicionada por propriedades edáficas, de caráter nutricional, associadas a particularidades físico-químicas que diferem os solos de Cerrados e de Florestas Estacionais Semidecíduais, embora as duas formações estejam submetidas a condições climáticas similares no Brasil (REIS² 1971 *apud* DURIGAN; LEITÃO-FILHO; RODRIGUES, 1994). Segundo Oestreich-Filho (2014), os solos do Cerrado são caracterizados por serem distróficos e apresentarem elevados teores de Alumínio, com sua vegetação adaptada à baixa disponibilidade hídrica (xeromorfismo).

O Cerrado *stricto sensu* caracteriza-se como o ecótono entre as fisionomias campestres e a fisionomia florestal da formação, expressa na forma do Cerradão. Dentre algumas características da vegetação é possível identificar a manifestação marcante de dois estratos, sendo um herbáceo-graminoso e outro arbóreo-arbustivo; árvores de troncos e galhos contorcidos; altura dos indivíduos arbóreos variando de 3 a 6 m (MIACHIR, 2009).

²REIS, A. C. S. Climatologia dos cerrados. In: FERRI, M. G. (Coord.) **III Simpósio sobre o cerrado**. Editora E. Blucher & EDUSP, 1971, p. 15-25.

Já o Cerradão manifesta-se como uma fisionomia florestal, associada tanto a maior disponibilidade hídrica e abundância de nutrientes quanto à redução da frequência de manifestação de incêndios e ações de supressão de origem antrópica, em comparação com o Cerrado *stricto sensu* (DURIGAN; LEITÃO-FILHO; RODRIGUES, 1994; MIACHIR, 2009). Três estratos podem ser identificados na fisionomia, sendo eles o herbáceo, o arbustivo e o arbóreo. Este último apresenta-se de forma adensada, com indivíduos de troncos tortuosos e cuja altura varia de 8 a 15 m. Em adição, os solos da formação geralmente são profundos, ácidos e pertencem à classe dos latossolos, havendo similaridade marcante entre as espécies vegetais do Cerradão e do Cerrado *stricto sensu* (IVANAUSKAS; ASSIS, 2012).

Algumas das espécies mais comuns em áreas de Cerradão são pequiizeiro (*Caryocar brasiliense*), copaíba (*Copaifera langsdorffii*), oiti (*Hirtella glandulosa*), pimenta-de-macaco (*Xylopia aromatica*) e sucupira-preta (*Bowdichia virgillioides*) (IVANAUSKAS; ASSIS, 2012).

De acordo com Miachir (2009), a fisionomia de Cerradão manifesta muitas semelhanças com a de Floresta Estacional Semidecidual, tendo em vista as maiores disponibilidades hídrica e de nutrientes das duas formações em relação ao Cerrado *sensu stricto*, assim como os menores índices de luminosidade no sub-dossel. A transição entre os dois tipos vegetacionais tende a manifestar-se de forma gradual, com a geração de amplas áreas onde as duas formações se misturam (IVANAUSKAS; ASSIS, 2012).

3.9.2 Floresta Estacional Semidecidual

Subtipo componente do bioma Mata Atlântica, o mais ameaçado dos ecossistemas florestais brasileiros (DURIGAN *et al.*, 2000), a Floresta Estacional Semidecidual caracteriza-se pela manifestação de grande quantidade de espécies caducifólias, cujas folhas caem durante os períodos de menor disponibilidade hídrica. Segundo Miachir (2009, p. 29), o conceito ecológico desta formação condiciona-se à “[...] dupla estacionalidade climática”, sendo uma tropical, associada a períodos de elevados índices pluviométricos e abundante disponibilidade hídrica, seguidos por períodos de seca; outra subtropical, relacionada a quedas de temperatura durante o inverno, promovendo o fenômeno de seca fisiológica.

De acordo com Ivanauskas e Assis (2012), a mais extensa e contínua área de ocorrência natural de Floresta Estacional Semidecidual remete predominantemente ao Sul e Sudeste brasileiros, abrangendo parte dos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Minas Gerais e Espírito Santo, bem como parte dos estados da Bahia,

Mato Grosso do Sul e Goiás, e parte de países vizinhos, como Argentina e Paraguai (DURIGAN *et al.*, 2000). De maneira especialmente pronunciada, porém, esta formação vegetal destaca-se em regiões localizadas a Oeste da Serra do Mar, com sua área remanescente no estado de São Paulo equivalendo a menos de 5% do que se encontrava até o final do século XIX (MIACHIR, 2009). Segundo Durigan *et al* (2000), dentre as fisionomias florestais em manifestação no estado de São Paulo, a Floresta Estacional Semidecidual foi a que sofreu o mais intenso processo de devastação, em termos de rapidez e extensão em área, fenômeno predominantemente atrelado à expansão da fronteira agrícola.

Dentre algumas características da estrutura arbórea da Floresta Estacional Semidecidual é possível citar o dossel irregular, com altura variando de 15 a 20 m; manifestação de indivíduos emergentes com até 30 m de altura; troncos de cascas grossas; copas amplas e ralas. Em complemento, alguns dos mais expressivos representantes de sua flora são os ipês e os jequitibás (IVANAUSKAS; ASSIS, 2012).

3.10 Levantamentos de Comunidades Vegetais Desenvolvidos na Região

Dentre os estudos desenvolvidos nas proximidades da área de pesquisa, o de Giannotti (1988) dedicou-se à caracterização da composição florística e da estrutura fitossociológica de remanescente de vegetação de Cerrado e de transição entre Cerrado e mata ciliar, localizado na Estação Experimental de Itirapina, SP. No interior da área de estudo foi identificada a manifestação das fisionomias de Cerrado *stricto sensu* e Cerradão, bem como de uma zona de transição para mata ciliar. A amostragem baseou-se na aplicação do método de parcelas, com a alocação de 25 delas pela área, com 10x25m (250 m²) cada uma. Estas foram espaçadas entre si em 50 metros, pelo menos, e distribuídas no interior do Cerrado, com base em distância mínima de 10 m dos caminhos pré-existentes na área e que cortam tal formação. Cada parcela foi subdividida em 4 e foram registrados todos os indivíduos arbustivos e arbóreos portadores de diâmetro medido na região do colo igual ou superior a 3 cm, assim como aqueles cujo diâmetro mensurado foi inferior ao mínimo estabelecido porém a extensão vertical ultrapassou 2 m. Valores de densidade, dominância, frequência, cobertura e importância foram calculados por espécie e por família, com a diversidade da área avaliada por meio do cálculo do Índice de Diversidade de Shannon.

O valor obtido para este índice na área de manifestação exclusiva de Cerrado, que ocupou 19 das 25 parcelas, foi de 3,64. Somente para a área de transição o valor foi de 3,43; e, levando-se em consideração análise conjunta da área do Cerrado e de transição para mata

ciliar, o valor obtido para o índice de Shannon foi de 3,74, com a dominância absoluta total, ou área basal total, resultando em 36,12 m².ha⁻¹. Foram registrados 4.822 indivíduos, 118 espécies, 87 gêneros e 46 famílias. As famílias portadoras dos dez maiores valores de importância foram, em ordem decrescente de IVI: Myrtaceae, Vochysiaceae, Fabaceae, Myrsinaceae, Rubiaceae, Lauraceae, Annonaceae, Anacardiaceae, Melastomataceae, Malpighiaceae. As espécies com os dez maiores valores de importância foram, da primeira para a décima: *Vochysia tucanorum*, *Myrcia lingua*, *Rapanea umbellata*, *Qualea grandiflora*, *Myrcia pallens*, *Ocotea pulchella*, *Xylopia aromatica*, *Tapirira guianensis*, *Dalbergia miscolobium* e *Blepharocalyx acuminatus*.

Durigan, Leitão Filho e Rodrigues (1994) realizaram estudo fitossociológico e estrutural de vegetação de Cerrado frequentemente exposta a incêndios, com localização próxima ao município de Itirapina, SP. O remanescente era alvo de queimadas com frequência média anual, com a última delas tendo ocorrido um ano antes do início do processo de coleta de dados em campo. A amostragem fundamentou-se no método quadrático, com a alocação de 13 parcelas na área, com 20x20m (400 m²) cada uma, agrupadas em dois blocos de 4 e um bloco de 5 quadrados adjacentes. Foram registrados e tiveram alturas estimadas todos os indivíduos com perímetro basal de caule igual ou superior a 15 cm, aos quais foram aplicados os parâmetros densidade, dominância, frequência, composição e diversidade, este último com base no Índice de Shannon.

Ao todo foram identificados 1.134 indivíduos vivos, 44 espécies e 24 famílias. O valor de área basal total determinado foi de 19,74 m².ha⁻¹, e o resultante para o índice de diversidade foi de 3,08. A altura média dos indivíduos arbóreos foi de 3,2 m, com indivíduos emergentes não ultrapassando 9 m. As dez famílias de maior importância ecológica na área foram, da primeira para a décima: Vochysiaceae, Sapotaceae, Ochnaceae, Erythroxylaceae, Fabaceae, Myrtaceae, Bombacaceae, Mimosaceae, Annonaceae e Chrysobalanaceae. Já as espécies com os dez maiores valores de importância foram, da primeira para a décima: *Qualea grandiflora*, *Pouteria ramiflora*, *Ouratea spectabilis*, *Qualea multiflora*, *Erythroxylum suberosum*, *Eriotheca gracilipes*, *Myrcia lingua*, *Pouteria torta*, *Bowdichia virgilioides*, *Stryphnodendron polyphyllum*.

A comparação dos dados obtidos pelos autores para com os de cinco levantamentos desenvolvidos em áreas vizinhas (Mogi-Mirim, Corumbataí, Santa Rita do Passa Quatro e Itirapina), não submetidas a queimadas, evidenciou que os números de indivíduos, espécies e famílias foram inferiores aos encontrados nestas áreas, bem como o valor alcançado para o Índice de Diversidade de Shannon.

Durigan *et al* (2002) desenvolveu estudo sobre dois estratos da vegetação de fragmento de Cerrado *stricto sensu*, com área de cerca de 300ha, localizado em propriedade da Universidade de São Paulo, à margem da Represa do Lobo, no município de Brotas, SP. O estrato superior foi amostrado por meio da alocação de 50 parcelas de 10x10m (100m²) cada, sobre o centro do fragmento e distanciadas ao menos 100 m da margem da represa. Todos os indivíduos com diâmetro medido a 50 cm acima do nível do solo (diâmetro à altura do joelho – DAJ) superior ou igual a 5,0 cm foram registrados e tiveram altura e diâmetro mensurados. Para a caracterização do estrato inferior foram alocadas 50 sub-parcelas de 10x1m (10 m²) no interior de cada uma das 50 parcelas de maior dimensão, com o registro de todos os indivíduos com altura igual ou superior a 50 cm e diâmetro à altura do joelho (DAJ) inferior a 5,0 cm.

Valores de densidade, dominância, frequência, cobertura e importância foram determinados. O índice de Similaridade Florística de Jaccard foi aplicado para realizar comparações entre os dois estratos amostrados e entre o fragmento e outras áreas de Cerrado da região. Os índices de Diversidade de Shannon e de Equabilidade também foram calculados. Especificamente quanto ao estrato superior, os valores obtidos para estes parâmetros foram 3,02 e 80%, respectivamente, tendo sido amostradas 44 espécies e 27 famílias no mesmo. Os indivíduos arbóreos pertencentes ao estrato superior foram caracterizados como de pequeno porte, apresentando área basal total de 7,2 m².ha⁻¹ e extensão vertical máxima de 7 m. Em complemento, as espécies que apresentaram os dez maiores valores de importância neste estrato foram, da primeira para a décima: *Acosmium subelegans*, *Aspidosperma tomentosum*, *Eriotheca gracilipes*, *Styrax ferrugineus*, *Tabebuia ochracea*, *Erythroxylum tortuosum*, *Stryphnodendron obovatum*, *Piptocarpha rotundifolia*, *Ocotea pulchella* e *Annona crassiflora*.

Miachir (2009) realizou a caracterização da vegetação de 104 fragmentos florestais no município de Paulínia, SP, em função dos atributos riqueza, diversidade, sucessão ecológica e síndromes de dispersão. Quatro tipos de formação florestal foram identificados ao longo do estudo, entre eles o Cerrado e a Floresta Estacional Semidecidual, com todos os fragmentos investigados apresentando área superior a 1ha, e o maior deles apresentando 171,74ha. A caracterização da flora fundamentou-se na riqueza de espécies de árvores e arbustos localizados no entorno e em transectos no interior dos fragmentos, tendo sido conduzida por meio de levantamento florístico rápido baseado no tempo de amostragem (a manifestação de cada espécie distinta identificada em intervalos de 15 minutos foi registrada). O índice de Sorensen foi aplicado para avaliar a similaridade florística entre fragmentos.

A formação de Floresta Estacional Semidecidual manifestou-se em 22 dos 104 fragmentos, abrangendo área de 307,07ha, onde foram identificadas 348 espécies, predominantemente zoocóricas. Dentre as 348, 34,52% foram caracterizadas como clímaces, seguidas por espécies secundárias (28,07%). As dez famílias mais representativas em termos de espécies foram: Fabaceae (52), Myrtaceae (44), Lauraceae (20), Euphorbiaceae (17), Rubiaceae (16), Bignoniaceae (15), Rutaceae (14), Meliaceae (12), Malvaceae (12) e Solanaceae (9).

Já o Cerrado apresentou-se em 5 fragmentos, totalizando área de 20,5ha intensamente perturbada por fogo, depósito de resíduos, supressão de vegetação e uso para pastagem. O número total de espécies registradas foi de 95, também majoritariamente zoocóricas (65% delas), com a anemocoria manifestando-se em 23% delas e a autocoria em 12%. O sistema tradicional de classificação sucessional não foi aplicado às espécies de Cerrado pela autora, e as dez famílias com maior contribuição sobre o total de espécies foram: Myrtaceae (18), Fabaceae (16), Asteraceae (7), Euphorbiaceae (5), Rubiaceae (4), Lauraceae (4), Bignoniaceae (4), Arecaceae (4), Solanaceae (3) e Melastomataceae (3).

A autora identificou, ao longo do estudo, que 57 dos 74 fragmentos com área entre 1 e 5ha, envolvendo as quatro formações florestais, apresentaram-se muito degradados, com manifestação do efeito de borda em muitos deles.

Estudos com abordagem semelhante foram também desenvolvidos em áreas de Cerrado pertencentes a outros estados, como exemplifica o de Oestreich-Filho (2014), em que foram analisados dois fragmentos de Cerrado *stricto sensu*, localizados sobre Neossolos Quartzarênicos Órticos nos municípios de Chapada dos Guimarães e Cuiabá, MT. Com área dos fragmentos variando de 605,65ha, para o primeiro município, e 735,5ha, para o segundo, a amostragem desenvolvida fundamentou-se na alocação de 30 a 32 parcelas dispostas de forma aleatória em cada área, cujas dimensões foram de 20x20m (400 m²) para cada uma. Foram registrados, em cada uma das 62 parcelas, todos os indivíduos arbóreos com perímetro a 0,30 m do nível do solo (Perímetro na Altura da Base – PAB) superior ou igual a 15,7 cm, valor equivalente a um Diâmetro na Altura da Base (DAB) igual ou superior a 5,0 cm. Valores de densidade, dominância, frequência, importância, cobertura, diversidade e similaridade foram obtidos para a condução dos estudos fitossociológicos nas duas áreas de Cerrado, com o último destes parâmetros tendo sido contemplado por meio do Índice de Sorensen e do Coeficiente de Similaridade Florística de Jaccard. Dentre os resultados alcançados por Oestreich-Filho (2014), destacou-se a expressiva contribuição exercida pelas

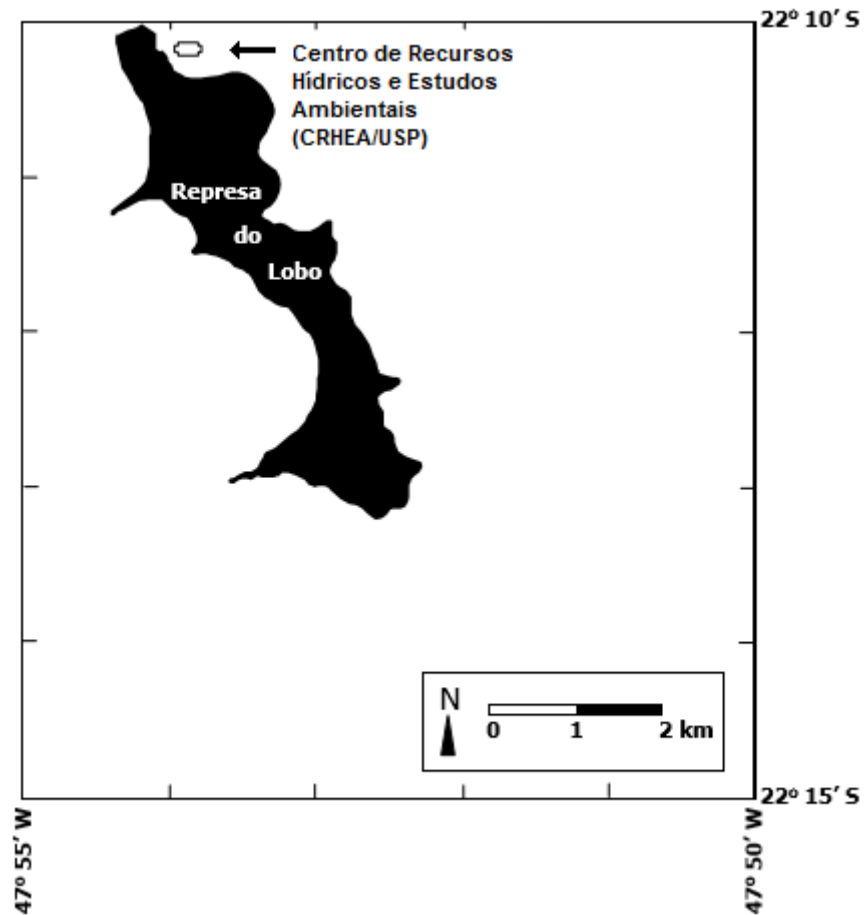
famílias Fabaceae e Myrtaceae sobre o número total de espécies identificadas, a partir de análise tanto individualizada quanto conjunta dos dois fragmentos de Cerrado *stricto sensu*.

4. METODOLOGIA

4.1 Localização e Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi conduzido no Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA), da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, localizado no município de Itirapina/SP, às margens da Represa Carlos Botelho (Represa do Lobo ou Represa do Broa), como ilustrado por meio da Figura 3. De acordo com Delgado *et al* (2004), segundo o sistema de classificação de Köppen (1948), a área está submetida a clima do tipo Cwa, ou seja, mesotérmico úmido de inverno seco. Este clima é caracterizado por apresentar temperaturas mais elevadas no mês de janeiro e temperaturas mais amenas no mês de julho. As chuvas concentram-se de outubro até março e o inverno se estende de abril a setembro. A vegetação nativa é composta predominantemente por fisionomias de Cerrado, ocorrendo manchas de Floresta Estacional Semidecidual acompanhando os solos mais férteis, do tipo Latossolo Vermelho, férrico (VILLELA; MATOS, 1975). Localmente o CRHEA apresenta forte contribuição do Latossolo Vermelho, férrico.

Figura 3: Localização geográfica do Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA/EESC/USP)



Fonte: modificado de Durigan *et al* (2002)

4.2 Áreas Avaliadas

As áreas avaliadas neste estudo corresponderam a dois reflorestamentos e uma área que foi tomada como ecossistema de referência. De acordo com informações cedidas pela administração do CRHEA, nas áreas reflorestadas foram feitos plantios com espécies arbóreas nativas seguindo o modelo ao acaso, mas respeitando-se o espaçamento de 3 m entre linhas e 2 m entre mudas. Medidas de manejo como coroamentos, controle dos capins e adubações foram conduzidas nos primeiros cinco anos da implantação, sendo posteriormente suspensas.

As duas áreas reflorestadas apresentam diferentes dimensões e datas de implantação, porém ambas superiores a 10 anos e com uma diferença de 5 anos entre uma e outra. A Área 2 apresenta 1,046 ha e 20 anos de idade dos plantios; a Área 3 apresenta 0,1068 ha e 15 anos de

idade dos plantios. Já a área de referência, aqui denominada como Área 1, compreende um trecho de 0,60 ha de vegetação secundária em processo contínuo de regeneração natural após 40 anos de abandono. As coordenadas (UTM 23 k, Datum SIRGAS 2000) das áreas de estudo são: Área 1 - 200856,33m E e 7545935,29m S (área de referência); Área 2 - 200954,90m E e 7545717,58m S; Área 3 - 200941,36m E e 7545419,02m S (Figura 4).

Figura 4: Localização espacial e geográfica das áreas reflorestadas e de referência, no CRHEA/USP



Fonte: Google Earth (2017)

Ainda de acordo com informações da administração do CRHEA, em termos do histórico de uso das áreas estudadas, de um modo geral todas tiveram intervenções antrópicas no passado, especialmente utilizadas como pastagem extensiva. Cronologicamente, porém, bem como quanto à frequência e à intensidade de uso, há distinção entre todas as áreas.

Para a Área 1 (referência), o abandono de seu uso ocorreu há mais tempo comparativamente às duas demais áreas. Esta área faz parte de um fragmento maior de

vegetação que se estabelece em um terreno acidentado, compreendendo a calha do Ribeirão do Lobo, após este canal desaguar da Represa do Lobo. Ressalta-se que a regeneração observada na área de referência manifestou-se de maneira natural, sem que ações de intervenção como plantio, adubação e controle de invasoras tenham sido implementadas. O uso anterior da área de referência era pastagem extensiva, porém a área sempre manteve certa densidade de espécies nativas da mata, especialmente nas áreas mais declivosas próximas ao Ribeirão do Lobo, e esta diversidade remanescente certamente auxiliou na rápida retomada da sucessão ecológica ora observada.

A Área 2, por sua vez, está limitada ao norte pela Rodovia Municipal Domingos Innocentini, que divide a área ocupada pelo CRHEA. Tal limite é marcado pela presença de alambrado e de duas ruas de *Eucalyptus sp.* (Eucalipto). A leste faz-se limite com uma propriedade particular, com as bordas sul e oeste inseridas no CRHEA.

Na Área 2, o plantio se deu em ambiente degradado e utilizado para pastagem de gado. Entre os anos de 2010 e 2011 a Área 2 foi submetida a práticas de controle seletivo de espécies invasoras, mantendo ao máximo as plantas regenerantes no sub-bosque. Já no ano de 2012 houve, inadvertidamente, uma roçada mecanizada no sub-bosque, com o corte de todas as plantas regenerantes. Embora esta ação tenha ocorrido uma única vez durante o ano de 2012, a prática afetou o processo de regeneração.

A Área 3 está localizada na porção central do CRHEA e, por conta disto, encontra-se limitada tanto por benfeitorias quanto por campos abertos e áreas reflorestadas mais recentemente. Da mesma forma, os plantios nesta área se deram em ambiente degradado, utilizado tanto para pastagem quanto para roça de milho. Esta área encontra-se a cerca de 50 m da Represa Carlos Botelho.

4.3 Delineamento Experimental

4.3.1 Amostragem

Para o levantamento de dados de vegetação o método aplicado foi o de parcelas, com a delimitação de três parcelas de 5,0 x 10,0 m ($50,0 \text{ m}^2 = 150 \text{ m}^2$ por área amostral), dispostas aleatoriamente ao longo de um transecto central. Devido à pequena dimensão das áreas foi aplicado um único transecto central, de modo a se evitar ao máximo a amostragem de áreas de borda. Na Área 2 as parcelas distanciaram cerca de 40 metros uma da outra, e na Área 3 as

parcelas foram contíguas. Subparcelas de 2,0 x 2,0 m foram delimitadas no vértice Norte-Leste de cada parcela para a estimativa visual da porcentagem de cobertura do solo por gramíneas exóticas, sendo esta técnica uma adaptação àquela proposta por Brancalion *et al* (2012), para a avaliação rápida de áreas restauradas. A coleta de dados de vegetação foi conduzida durante o mês de agosto de 2015.

4.3.2 Levantamento de Dados

Foram registrados e tiveram seus valores de altura estimados visualmente, em metros, todos os indivíduos arbóreos contemplados pelas parcelas e com circunferência mínima de 15,7 cm, medida com fita métrica a 1,30 m de distância do nível do solo (Circunferência à Altura do Peito – CAP), o que equivale a um diâmetro mínimo de inclusão de 5,0 cm (Diâmetro à Altura do Peito – DAP \geq 5,0 cm). Foram incorporados aos registros todos os indivíduos cortados pelas bordas Norte e Leste das três parcelas de cada área, tendo sido excluídos aqueles cortados pelas outras duas bordas, com base em recomendação de Durigan (2003).

Para cada parcela demarcada e, por conseguinte, para cada área, a presença tanto de cipós e lianas quanto de epífitas foi avaliada qualitativamente com base em quatro categorias de manifestação, inspiradas nos exemplos oferecidos por Brancalion *et al* (2012) e propostas neste estudo, sendo elas: não há; apenas nas bordas da parcela; razoável; intensa, por todo o interior da parcela. A presença de regenerantes em cada área amostral foi avaliada de maneira qualitativa, com o levantamento de algumas das espécies em manifestação neste estrato, de forma assistemática e ao longo da caminhada.

Em complemento e a partir de abordagem quantitativa, para cada área (a partir do obtido para as três parcelas) também foram estimados visualmente a cobertura média exercida pela camada de serapilheira (em porcentagem) e a porcentagem da superfície sombreada pelo dossel, com base na proporção entre a área de solo sombreada e a área total amostrada. A espessura média atingida pela camada de serapilheira foi calculada, em centímetros, por meio de média aritmética aplicada a 7 medições distribuídas aleatoriamente pela área de cada parcela. Cada uma das sete medições foi realizada com escala graduada, com a obtenção de um valor médio por parcela. Média aritmética foi aplicada aos valores obtidos para as três parcelas, com a determinação de um valor médio por área amostral.

Especificamente quanto à estimativa visual da porcentagem de cobertura do solo por gramíneas exóticas, as categorias utilizadas foram: 0 a 25%; 25 a 50%; 50 a 75%; 75 a 100% (BRANCALION *et al.*, 2012).

Para a análise florística e identificação taxonômica das espécies arbóreas não identificadas em campo foram feitas coletas de material botânico, com seu arranjo em exsicatas. O processo de identificação conduziu-se por meio tanto da morfologia comparada quanto da consulta à literatura especializada, expressa por meio dos trabalhos de Aquino e Barbosa (2009); Barbosa *et al* (2015); Circular Técnica, 132 (2007); Gonçalves e Lorenzi (2007); Lorenzi (2003; 2008; 2009a; 2009b); Luciano *et al* (2014); Ramos *et al* (2015); Renner *et al* (2010) e dados disponibilizados no portal virtual do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. As identificações taxonômicas de Angiospermas, exceto Cyatheaceae, Araucariaceae e Podocarpaceae, seguiram o sistema Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009), com os nomes científicos conferidos na Lista da Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Todas as espécies identificadas foram classificadas em virtude de seu grupo de sucessão ecológica, com base em Budowski (1965), bem como quanto à síndrome de dispersão característica, com base em Pijl (1972 *apud* BARBOSA *et al.*, 2012). Aquelas também foram classificadas em nativas regionais, nativas não regionais e exóticas, como recomendado por Brancalion *et al* (2012), com a Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014) e a Lista Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2016) tendo sido consultadas, com o objetivo de identificar a manifestação de tais espécies em alguma categoria de ameaça.

4.3.3 Avaliação dos Dados Obtidos

Tendo em vista a utilização da Área 1 como o ecossistema de referência para este trabalho, a avaliação de todo o banco de dados construído para as Áreas 2 e 3 fundamentou-se na comparação entre estas e a Área 1, no intuito de cumprir com o principal objetivo deste estudo. Análises semelhantes e desenvolvidas em áreas de Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual localizadas próximo da área de estudo também foram utilizadas, em complemento, para se estimar o nível de semelhança entre as características registradas na Área 1 e as de remanescentes de vegetação presentes na região.

4.3.3.1 Análise Florística

Tanto para a área de referência quanto para as Áreas Amostrais 2 e 3 foram avaliadas as contribuições exercidas por cada família identificada ao número total de gêneros, espécies e de indivíduos arbóreos, bem como a representatividade garantida por cada espécie sobre este número.

4.3.3.2 Estrutura Fitossociológica

Todas as espécies arbóreas identificadas no interior das parcelas, e cujos indivíduos satisfizeram a condição de inclusão adotada, foram abordadas quantitativamente e tiveram seus valores absolutos e relativos de densidade, dominância e frequência calculados, bem como o foram seus respectivos valores de importância e cobertura, com base em Durigan (2003). Especificamente quanto à dominância, optou-se pelo cálculo a partir de valores de área basal. As equações usadas são expostas a seguir e os cálculos foram desenvolvidos por meio do software Microsoft Excel, versão 2010.

$$DAi = \frac{ni}{A}$$

Em que:

DAi: densidade absoluta de indivíduos da espécie i (indivíduos.ha⁻¹);

ni: número de indivíduos da espécie i;

A: área total amostrada (ha).

$$DRi = 100 \times \frac{ni}{N}$$

Em que:

DRi: densidade relativa da espécie i (%);

ni: número de indivíduos da espécie i;

N: número total de indivíduos amostrados.

$$FAi = 100 \times \frac{p}{P}$$

Em que:

FAi: frequência absoluta da espécie i (%);

p: número de unidades amostrais (parcelas) em que a espécie i se manifesta;

P: número total de unidades amostrais.

$$FRi = 100 \times \frac{FAi}{\sum_{i=1}^s FAi}$$

Em que:

FRi: frequência relativa da espécie i (%);

s: número total de espécies amostradas na área.

$$ABi = \sum_{i=1}^n DAPi^2 \times \frac{\pi}{4}$$

Em que:

ABi: área basal da espécie i ($m^2 \cdot ha^{-1}$);

DAPI: diâmetro de cada indivíduo da espécie i, medido 1,30 m acima do solo;

n: número total de indivíduos da espécie i.

$$DoAi = \frac{ABi}{A}$$

Em que:

DoAi: dominância absoluta da espécie i;

ABi: área basal da espécie i (m^2);

A: área total amostrada (ha).

$$DoRi = 100 \times \frac{ABi}{\sum_{i=1}^s ABi}$$

Em que:

DoRi: dominância relativa da espécie i (%);

ABi: área basal da espécie i (m^2);

s: número total de espécies amostradas na área.

$$IVIi = DRi + FRi + DoRi$$

$$IVCi = DRi + DoRi$$

Em que:

IVIi: índice de valor de importância da espécie i;

IVCi: índice de valor de cobertura da espécie i.

4.3.3.3 Diversidade

A diversidade de espécies arbóreas característica de cada uma das três áreas estudadas foi avaliada por meio dos índices de Diversidade de Shannon (H') e de Equabilidade de Pielou (J'). Os cálculos desenvolveram-se por meio do software Microsoft Excel, versão 2010, e basearam-se em Durigan (2003).

Os valores relativos ao Índice de Diversidade de Shannon (H') foram determinados para cada uma das três áreas de estudo, com base na aplicação da fórmula expressa em sequência.

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{ni}{N} \times \ln \frac{ni}{N}$$

Em que:

ni: número de indivíduos da espécie i;

N: número total de indivíduos amostrados;

ln: logaritmo neperiano;

s: número total de espécies amostradas na área.

O Índice de Equabilidade de Pielou (J') também foi aplicado para cada uma das três áreas estudadas. A equação utilizada para seu cálculo é exposta em sequência.

$$J' = \frac{H'}{\ln(s)}$$

Em que:

H': índice de diversidade de Shannon;

ln: logaritmo neperiano;

s: número total de espécies amostradas na área.

O valor característico do índice de diversidade de Shannon obtido para a área de referência (Área 1) foi estatisticamente comparado com os valores de diversidade das Áreas 2 e 3, uma a uma, por meio do Teste t de Hutcheson (1970), com base em nível de significância de 5%. Para os cálculos o software Microsoft Excel foi novamente utilizado. As hipóteses, condições e fórmulas necessárias à sua aplicação são expostas em sequência, nesta ordem, e baseiam-se em Scolforo *et al* (2008).

$$\begin{cases} H_0: H'_a = H'_b \\ H_1: H'_a \neq H'_b \end{cases}$$

Em que:

H₀: hipótese nula, segundo a qual não há diferença significativa entre os valores de diversidade comparados;

H₁: hipótese alternativa, segunda a qual há diferença significativa entre os valores de diversidade comparados;

H'_a: valor do índice de diversidade de Shannon obtido para a Área 1;

H'_b: valor do índice de diversidade de Shannon para a Área 2 ou Área 3.

$$\begin{cases} C_1: t_{calculado} \geq t_{tabelado}; \text{rejeição de } H_0 \\ C_2: t_{calculado} < t_{tabelado}; \text{aceitação de } H_0 \end{cases}$$

Em que:

C₁: condição para rejeição de H₀;

C₂: condição para aceitação de H₀;

H₀ e H₁: definidos anteriormente.

$$\sigma_{H'} = \frac{\sum \left(\frac{n_i}{N}\right) \times \left[\ln\left(\frac{n_i}{N}\right)\right]^2 - \left[\sum \left(\frac{n_i}{N}\right) \times \left[\ln\left(\frac{n_i}{N}\right)\right]\right]^2}{N} + \frac{s-1}{2 \times N^2}$$

Em que:

$\sigma_{H'}$: variância do índice de diversidade de Shannon, obtido para cada área;

n_i : número de indivíduos da espécie i ;

N : número total de indivíduos amostrados;

s : número total de espécies amostradas na área.

$$GL = \frac{(\sigma_{H'_a} + \sigma_{H'_b})^2}{\frac{(\sigma_{H'_a})^2}{N_a} + \frac{(\sigma_{H'_b})^2}{N_b}}$$

Em que:

GL : graus de liberdade;

$\sigma_{H'_a}$: variância do índice de diversidade de Shannon, obtido para a área de referência (Área 1);

$\sigma_{H'_b}$: variância do índice de diversidade de Shannon, obtido para a Área 2 ou Área 3;

N_a : número total de indivíduos amostrados na Área 1;

N_b : número total de indivíduos amostrados nas Áreas 2 ou 3.

$$T_{\text{calculado}} = \frac{H'_a - H'_b}{\sqrt{\sigma_{H'_a} + \sigma_{H'_b}}}$$

Em que:

$T_{\text{calculado}}$: valor de T calculado e a ser comparado com o valor de T_{tabelado} , com o objetivo de rejeição de uma das hipóteses levantadas;

H'_a e H'_b : definidos anteriormente;

$\sigma_{H'_a}$ e $\sigma_{H'_b}$: definidos anteriormente.

4.3.3.4 Similaridade Florística

A similaridade entre espécies arbóreas características da área de referência (Área 1) e das áreas amostrais 2 e 3 foi determinada com base em Durigan (2003), por meio da aplicação dos índices de Sorensen e Jaccard, cujas respectivas equações são apresentadas a seguir.

$$S = \frac{2 \times c}{(a + b)}$$

$$Cj = \frac{c}{(a + b - c)}$$

Em que:

S: índice de similaridade florística de Sorensen;

Cj: coeficiente de similaridade florística de Jaccard;

a: número total de espécies presentes em uma área;

b: número total de espécies presentes na outra área;

c: número de espécies comuns às duas áreas comparadas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Avaliação Geral das Áreas Amostrais

Baseando-se na seleção apenas de indivíduos arbóreos, portadores de diâmetro, medido a 1,30 m de distância vertical do solo (ou diâmetro à altura do peito - DAP), igual ou superior a 5,0 cm, foram levantadas, nas Áreas 1, 2 e 3, 17 famílias, 26 gêneros e 31 espécies, perfazendo um total de 57 indivíduos vivos, dentre identificados e não identificados, nativos e exóticos. Em complemento, somam-se aos citados 5 indivíduos arbóreos mortos registrados, totalizando assim, entre vivos e mortos, 62 indivíduos pertencentes aos 450 m² característicos da união das parcelas das três áreas.

A consulta aos levantamentos desenvolvidos por Giannotti (1988); Durigan, Leitão Filho e Rodrigues (1994) e Durigan *et al* (2002), em áreas próximas ao Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais, permitiu notar que todos os números alcançados neste estudo, em termos de famílias, gêneros, espécies e indivíduos, foram inferiores aos característicos desses levantamentos. Como principais hipóteses dedicadas a justificar tal fenômeno aventam-se tanto o critério de inclusão adotado, que não é comum entre os levantamentos, quanto a área contemplada pelas unidades amostrais alocadas. Os 450 m² investigados neste estudo correspondem a apenas 9% da área abrangida pelas parcelas de Durigan *et al* (2002), a menor dentre os três estudos referenciados. Com base em Durigan (2003), a ampliação da área de amostragem tende a resultar em também maior número e diversidade de espécies encontradas.

Do total de indivíduos vivos, 4 não foram completamente identificados, sendo que dois deles foram identificados até o nível de Família, enquanto para os outros dois não foi possível realizar a identificação por meio das metodologias descritas.

Obteve-se, com isso, um conjunto de 53 indivíduos cujos gêneros e espécies foram devidamente caracterizados. Destes, 9 indivíduos pertencem a espécies exóticas (naturais de áreas não pertencentes ao território brasileiro) e também invasoras. São elas *Leucaena leucocephala* (Leucena), com 7 indivíduos, e *Tecoma stans* (Ipê-de-jardim), com 2 indivíduos. Dentre os 44 indivíduos restantes, 2 pertencem a espécies nativas não-regionais, quais sejam *Lophantera lactescens* (Chuva-de-ouro) e *Samanea tubulosa* (Alfarobo).

A seguir, foi feita a caracterização geral de todos os 57 indivíduos registrados, com base em suas Famílias botânicas, classes de sucessão ecológica, síndromes de dispersão, altura (H) máxima e área basal (AB) (Tabela 1). A interpretação dos dados apresentados por

meio da Tabela 1 permite a obtenção de grande quantidade de informações ecológicas a respeito das três áreas amostrais estudadas. Inicialmente, em termos de categoria ecológica (ou classe sucessional), dentre as espécies nativas regionais e não regionais, 58% foram caracterizadas como pioneiras, 31% como secundárias (entre secundárias iniciais e secundárias tardias), e 11% foram classificadas como clímaxes. Depreende-se que ocorre, pois, como já esperado, uma participação de 89% das espécies características de estágios iniciais a intermediários da sucessão secundária (pioneiras e secundárias).

Ainda quanto a esta classificação, as únicas espécies exóticas e invasoras encontradas no estrato arbóreo, *Leucaena leucocephala* (Leucena) e *Tecoma stans* (Ipê-de-jardim), não foram contempladas, visto que esse sistema tradicional de classificação em categorias ecológicas não se aplica a espécies exóticas (MIACHIR, 2009).

Tabela 1: Caracterização conjunta dos indivíduos levantados nas três áreas amostrais (A.1, A.2 e A.3) com base em parâmetros estruturais e ecológicos

Família/Espécie/Autor	Classe Sucessional	Síndrome Dispersão	H máx. (m)	Indivíduos			A.B. (m ² .ha ⁻¹)
				A.3	A.2	A.1	
Anacardiaceae							
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	PIO	ZOO	5,0	1	0	0	1,52
Annonaceae							
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	PIO	ZOO	12,0	0	0	1	1,07
Bignoniaceae							
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	CL	ANE	9,0	0	1	0	4,89
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	SEC	ANE	9,0	0	1	0	1,36
<i>Tabebuia ochraceae</i> (Cham.) Standl.	SEC	ANE	5,0	1	0	0	0,17
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss Ex Kunth	N.A.	ANE	4,0	2	0	0	0,66
Euphorbiaceae							
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	PIO	ZOO	6,0	1	0	0	0,19
Fabaceae-Caesalpinioideae							
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	SEC	ZOO	9,0	0	1	0	5,02
<i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i> (Hayne) Y. T. Lee & Langenh.	SEC	ZOO	8,5	0	2	0	6,03
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	PIO	AUT	8,0	0	3	0	7,24
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	PIO	AUT	9,0	0	0	2	0,63
Fabaceae-Faboideae							
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	SEC	ANE	4,3	0	1	0	0,64
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	PIO	ANE	9,0	0	1	0	2,53
Fabaceae-Mimosoideae							
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	PIO	AUT	9,0	0	0	5	6,86
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) R. de Wit	N.A.	AUT	9,0	7	0	0	4,88
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	PIO	AUT	10,0	2	0	0	7,94
<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W. Grimes	PIO	ZOO	6,0	1	0	0	2,49
Lauraceae							
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	PIO	ZOO	15,0	0	0	4	4,48
Malpighiaceae							
<i>Lophantera lactescens</i> Ducke	SEC	AUT	10,0	0	1	0	1,92
Malvaceae							
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	PIO	AUT	11,0	0	1	0	3,23
Meliaceae							
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	CL	ZOO	6,0	0	0	1	0,39
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	SEC	ANE	7,5	0	1	0	2,66
Moraceae							
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	PIO	ZOO	8,0	0	0	2	0,87
Myrsinaceae							
<i>Rapanea gardneriana</i> (A. DC.) Mez	PIO	ZOO	8,7	0	0	1	0,85

Continua...

Tabela 1: Continuação

Família/Espécie/Autor	Classe Sucessional	Síndrome Dispersão	H Máx. (m)	Indivíduos			A.B. (m ² .ha ⁻¹)
				A.3	A.2	A.1	
Myrtaceae							
<i>Eugenia uniflora</i> L.	CL	ZOO	8,0	0	0	1	0,14
Espécie Não Identificada N°01	N.I.	N.I.	8,5	0	0	2	1,65
Rutaceae							
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	SEC	ZOO	10,5	0	0	4	3,33
Salicaceae							
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	PIO	ZOO	8,5	0	0	2	0,53
Verbenaceae							
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	PIO	ZOO	10,0	2	0	0	11,38
Famílias Não Identificadas							
Espécie Não Identificada N°02	N.I.	N.I.	5,0	0	1	0	2,36
Espécie Não Identificada N°03	N.I.	N.I.	12,0	0	1	0	3,23

CL: clímax; PIO: pioneira; SEC: secundária (inicial ou tardia); ANE: anemocórica; AUT: autocórica; ZOO: zoocórica; N.A.: não se aplica; N.I.: não identificada.

No que diz respeito à classificação dos indivíduos em síndromes de dispersão de sementes (autocoria, anemocoria e zoocoria), 50% deles foram caracterizados como zoocóricos, 25% como anemocóricos e 25% como autocóricos. Tal cenário é característico de florestas tropicais, em que a zoocoria corresponde a mais frequente síndrome de dispersão (BARBOSA *et al.*, 2012). Dentre as 14 espécies zoocóricas registradas, 8 foram identificadas na área de referência, ou Área 1, e as demais nas Áreas 2 e 3.

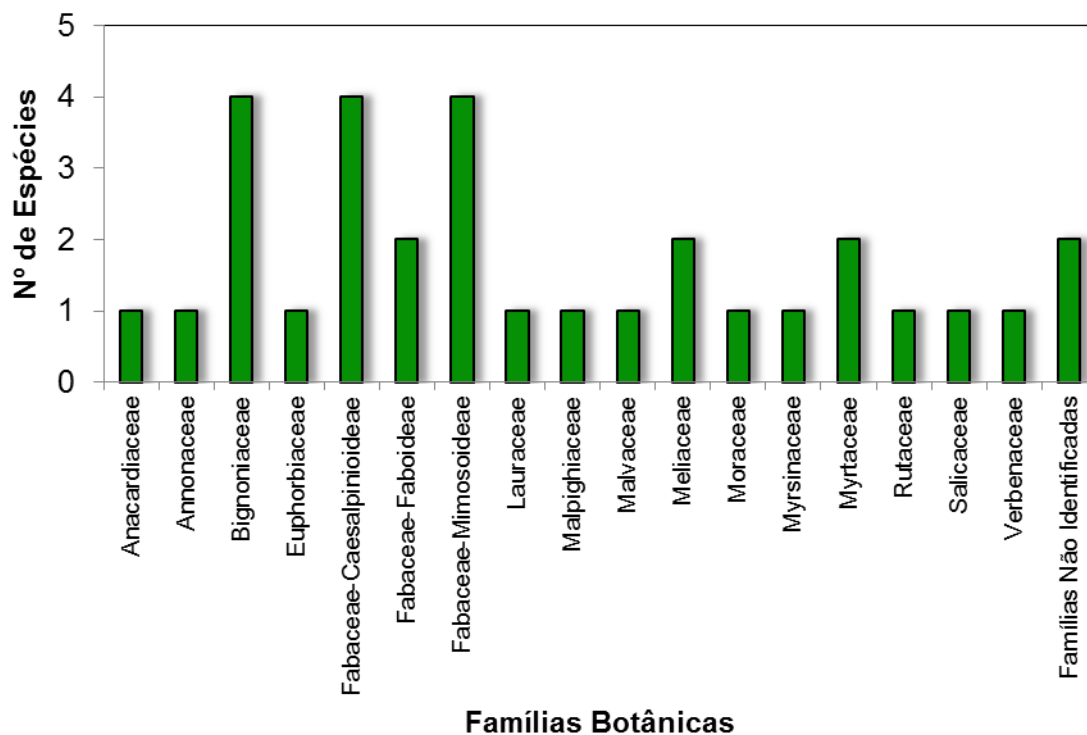
A predominância da zoocoria sobre as demais síndromes indica potencial de interação com a fauna e de consequente intensificação do estabelecimento de conexões interespecíficas. Tal fenômeno contribui significativamente para a elevação da complexidade das interações bióticas e abióticas que a área comporta, bem como sobre a facilitação de fluxos genéticos entre populações de plantas. Como consequência, a biodiversidade do meio é incrementada e o ritmo sucessional é acelerado (MIACHIR, 2009; MAGNAGO *et al.*, 2012). Segundo Durigan e Engel (2012, p.47), “[...] espécies animais, especialmente as dispersoras de sementes de plantas nativas, são as verdadeiras engenheiras da restauração”.

A respeito das 17 famílias levantadas, 4 delas foram identificadas dentre as 6 mais bem representadas em estudos no bioma Cerrado (OESTREICH-FILHO, 2014). Foram elas Annonaceae, Bignoniaceae, Fabaceae e Myrtaceae. Em complemento, dentre as 10 famílias apontadas por Miachir (2009) como caracterizadoras de Florestas Estacionais Semidecíduais do estado de São Paulo, 8 foram registradas neste estudo, sendo elas Bignoniaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Lauraceae, Malvaceae, Meliaceae, Myrtaceae e Rutaceae.

Quanto à distribuição de gêneros por famílias, enquanto 71% destas foram representadas por apenas 1 gênero, as famílias Fabaceae-Mimosoideae e Fabaceae-Caesalpinioideae garantiram as maiores contribuições, com 4 gêneros cada. A família Fabaceae, contemplada por suas três subfamílias Caesalpinioideae, Faboideae e Mimosoideae, teve grande representatividade quanto aos 26 gêneros identificados, contribuindo com 38,5% do total. Em sequência destacaram-se as famílias Bignoniaceae e Meliaceae, com 2 gêneros (8%) cada, em que o gênero *Tabebuia* (Família Bignoniaceae) apresentou a maior frequência de registro, tendo sido amostrado três vezes. Segundo Souza (2014), espécies de alguns dos gêneros da família Fabaceae são capazes de associar-se a microrganismos responsáveis pelo processo de fixação biológica de nutrientes. Quando conduzido de maneira eficiente, tal processo é capaz de elevar o caráter nutritivo do substrato e contribuir, assim, para a regeneração da vegetação. Por isso, a manifestação da família Fabaceae é apontada como potencialmente positiva pela autora.

Os valores de altura máxima registrados para as 31 espécies levantadas variaram de 4,0 m (*Tecoma stans*) a 15,0 m (*Ocotea corymbosa*), enquanto os valores de área basal variaram de 0,14 m².ha⁻¹ (*Eugenia uniflora*) a 11,38 m².ha⁻¹ (*Citharexylum miryanthum*). A grande representatividade apresentada pela família Fabaceae quanto aos gêneros também é identificada aqui quanto às espécies (Figura 5). Assim, das 31 espécies avaliadas, a família Fabaceae contribuiu com 10 espécies (32%), seguida da família Bignoniaceae, com 4 espécies (13%), e das famílias Meliaceae e Myrtaceae, com 2 espécies, respectivamente (6,5%). A maior contribuição oferecida ao total de espécies também se vinculou à família Fabaceae nos trabalhos de Giannotti (1988), nas 19 parcelas alocadas sobre vegetação de Cerrado; Miachir (2009), nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual; e Oestreich-Filho (2014). O papel destacado exercido pela família Fabaceae dentre as principais famílias botânicas é apontado por Souza e Lorenzi (2005) como característico da maior parte dos ecossistemas do Brasil, onde ocorrem aproximadamente 200 gêneros e 1.500 espécies associadas a esta família.

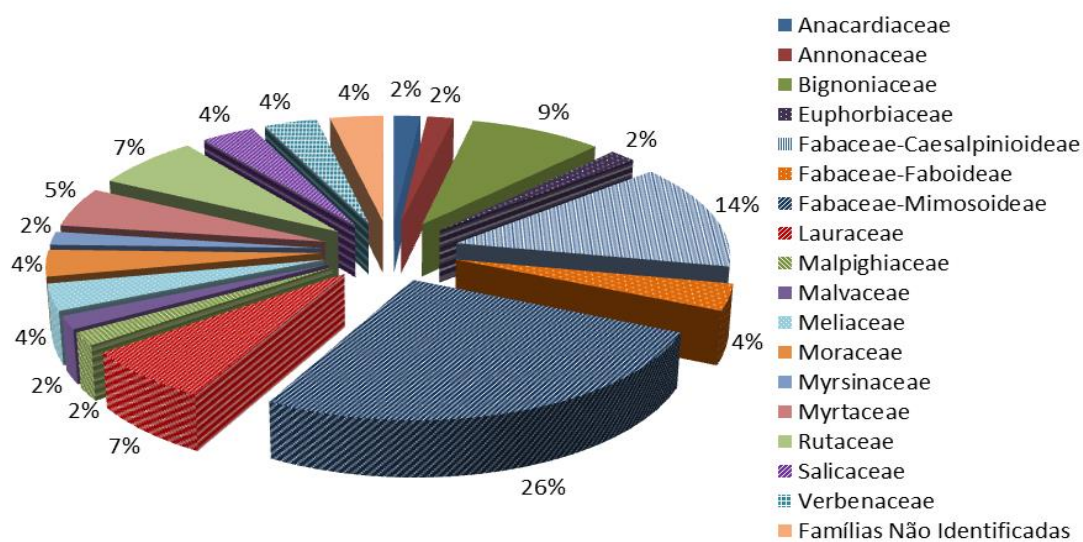
Figura 5: Representação gráfica, em colunas, da riqueza específica por família botânica, observada nas três áreas amostrais



De forma semelhante ao ocorrido para a representatividade em termos de gêneros e espécies, a família Fabaceae teve grande contribuição para o total de 57 indivíduos vivos amostrados (Tabela 2 e Figura 6). A soma das contribuições das suas três subfamílias agregou 25 indivíduos (44%). Destaca-se, em especial, a família Fabaceae-Mimosoideae, que contribuiu individualmente com 26% do total de indivíduos (15 dos 25 indivíduos citados). Em sequência, destacaram-se as famílias Fabaceae-Caesalpinioideae e Bignoniaceae, com 8 e 5 indivíduos, respectivamente, bem como as famílias Lauraceae e Rutaceae, com 4 indivíduos cada.

Tabela 2: Contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos das três áreas amostrais

Famílias Botânicas	Número indivíduos	Porcentagem do total (%)
Anacardiaceae	1	2
Annonaceae	1	2
Bignoniaceae	5	9
Euphorbiaceae	1	2
Fabaceae-Caesalpinioideae	8	14
Fabaceae-Faboideae	2	4
Fabaceae-Mimosoideae	15	26
Lauraceae	4	7
Malpighiaceae	1	2
Malvaceae	1	2
Meliaceae	2	4
Moraceae	2	4
Myrsinaceae	1	2
Myrtaceae	3	5
Rutaceae	4	7
Salicaceae	2	4
Verbenaceae	2	4
Famílias Não Identificadas	2	4
TOTAL	57	100

Figura 6: Representação gráfica, em setores, da porcentagem de contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos das três áreas amostrais

5.2 Área Amostral 1

5.2.1 Abordagem Qualitativa

De todas as áreas avaliadas, a de referência foi a que ofereceu maior dificuldade de locomoção devido à presença marcante de ciporáceas arbustivas e lenhosas (Figura 7). Além deste fato, também a riqueza de plantas de diferentes hábitos, estimulada por clareiras ocasionadas pela queda de árvores adultas, criou um sub-bosque denso em alguns pontos, dificultando os deslocamentos.

Figura 7: Presença expressiva de ciporáceas arbustivas e lenhosas, característica das parcelas alocadas na área de referência



Quanto ao enquadramento da presença de epífitas (musgos e líquens, prioritariamente) em uma das quatro categorias adotadas (não há; apenas nas bordas das parcelas; razoável; intensa, por todo o interior das parcelas), pode-se dizer que, pelos 150 m² que compõe a área das três parcelas avaliadas, sua presença foi razoável, observando-se mais de três espécies diferentes tanto para os musgos quanto para os líquens. Epífitas têm sua manifestação favorecida por ambientes sombreados, o que neste caso foi garantido pelo dossel existente, além da umidade atmosférica influenciada pela proximidade do Ribeirão do Lobo.

Magnago *et al* (2012), destacando dezenove parâmetros geralmente aplicados à caracterização de estágios sucessionais no domínio da Mata Atlântica, elencaram a abundante

manifestação de epífitas como um dos componentes característicos de estágios sucessionais mais avançados.

A avaliação da presença de cipós e lianas pela área também se baseou nas mesmas quatro categorias supracitadas, sendo que estes foram identificados de forma intensa, por todo o interior das parcelas, com a manifestação de espécies herbáceas e lenhosas.

Miachir (2009), ao realizar a caracterização da vegetação remanescente de 104 fragmentos florestais no município de Paulínia, SP, identificou cenário similar no que concerne aos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual: a conjugação entre a elevação da intensidade luminosa (associada à queda de grande parte das folhas dos indivíduos arbóreos durante a estação seca) e perturbações ambientais de origem antrópica fez com que lianas se manifestassem de forma intensa em áreas pertencentes a praticamente todos os fragmentos. A presença de lianas em desequilíbrio foi utilizada nos estudos de Miachir (2009), dessa forma, como um indicador de degradação de cada fragmento. Neste mesmo contexto, Magnago *et al* (2012) discorrem sobre a necessidade de manejo de espécies nativas de cipós e lianas que atinjam valores de densidade ou biomassa excessivos. Os autores atentam para a correlação estabelecida por diversos pesquisadores entre a elevação da biomassa de espécies de tais populações e a desaceleração do avanço sucessional em florestas secundárias.

A manifestação de cipós e lianas, citada como intensa na Área 1, foi avaliada de forma pontual neste estudo, o que dificulta confirmar se está ocorrendo aumento das suas populações, com reflexos negativos sobre a sucessão secundária do fragmento, ou redução das populações como resultado da competição pelo aumento da biomassa arbórea e do sombreamento. Monitoramentos destas populações de cipós e lianas em médio prazo poderiam oferecer o real cenário da participação destes hábitos de vida no desenvolvimento do sistema como um todo.

Quanto às espécies arbustivas observadas, estas pertencem a grupo de espécies tolerantes à sombra, indicando tratar-se de um sub-bosque com sombreamento e umidade suficientes para o desenvolvimento de espécies adaptadas. As arbustivas umbrófilas foram encontradas nas três parcelas, com destaque para *Piper aduncum* L. (Jaborandiba), da família das Piperaceae. Confirmando as condições microclimáticas citadas para o sub-bosque, também foram registrados indivíduos da família das Orchidaceae, como a orquídea terrestre *Oeceoclades maculata* (Lindley), e espécies da família Palmaceae.

Ao longo das parcelas foram identificadas, também e com frequência, espécies de árvores, arbustos e cipós em regeneração, destacando-se, entre as arbóreas, *Tabernaemontana*

hystrix Steud. [*Peschiera fuchsiifolia* (A. DC.) Miers], *Ocotea corymbosa* (Canela-corvo) e *Zanthoxylum rhoifolium* (Mamica-de-cadela), sendo que as duas últimas foram também identificadas como adultas no estrato arbóreo.

5.2.2 Abordagem Quantitativa

No ecossistema de referência foram levantados 30 indivíduos arbóreos, sendo 5 mortos e 25 vivos, estes pertencentes a 10 famílias, 10 gêneros e 11 espécies. Houve dificuldade para a identificação de 2 dos 25 indivíduos, ambos idênticos em seus caracteres vegetativos e atribuídos, portanto, a uma mesma espécie. Estes dois indivíduos foram classificados até o nível de família.

Outro indicador importante para a caracterização do ecossistema de referência foi a presença de serapilheira. A abrangência de sua cobertura sobre o solo foi estimada visualmente em 90%, configurando distribuição homogênea pela área. Já sua espessura foi estimada em 1,6 cm. Destaca-se, contudo, que o parâmetro espessura não foi homogêneo, visto que as medições individuais (não médias) variaram de 0,2 a 4,5 cm.

Também foram avaliados os indicadores nível de sombreamento do solo e grau de cobertura por gramíneas exóticas. Para o indicador sombreamento do solo, as porcentagens obtidas foram de 70 a 80% de sombreamento. É importante destacar que o ecossistema de referência está inserido em zona de transição Cerrado/Floresta Estacional Semidecidual, e que o levantamento foi conduzido durante o mês de agosto, característico da estação com baixos índices pluviométricos e intensa deciduidade, o que pode ter influenciado temporariamente a porcentagem de sombreamento obtida.

Quanto ao grau de cobertura do solo por gramíneas exóticas, no ecossistema de referência não foi registrada a presença destas espécies. A ausência completa destas gramíneas sugere que o fragmento, por meio da paulatina elevação da complexidade estrutural e do aumento da competição entre espécies nativas e exóticas, naturalmente desenvolveu barreiras à entrada destas plantas, que são potencialmente comprometedoras da fisionomia que ele comporta. O elevado nível de sombreamento (atrelado ao fechamento do dossel) apresenta importante barreira para as gramíneas exóticas invasoras, altamente dependentes de luz para o seu desenvolvimento (FREITAS; PIVELLO, 2005; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010).

Quanto à classificação das espécies identificadas em grupos de sucessão ecológica, as pioneiras apresentaram maior representatividade, com 7 espécies, ou 70% do total. Apenas

uma espécie foi classificada como secundária inicial e duas classificadas como clímaxes, com estas representando 20% do total. A união da secundária às pioneiras agregou 80% das espécies, proporção próxima à alcançada para as três áreas em conjunto.

Percebe-se, assim, com base apenas nas proporções obtidas e nas já citadas precauções recomendadas por Durigan (2012) ao se explorar dados de classificação sucessional de espécies, que a área de referência aparentemente apresenta-se em um estágio majoritariamente inicial de sucessão, em que as espécies de ciclo de vida curto, crescimento rápido, altas taxas reprodutivas e dependentes de elevados índices de luminosidade predominam sobre espécies de crescimento lento, longevas e tolerantes à sombra (MAGNAGO *et al.*, 2012)

A análise da Área 1 exige certa atenção, contudo, pois a porcentagem de espécies exclusivamente pioneiras é em muito superior à de espécies das outras duas classes. E nota-se, com isso, que o sombreamento promovido pelo dossel e estimado em 70 a 80% é predominantemente gerado por essas espécies. Esse desequilíbrio pode contribuir para colocar em risco as chances de perpetuação do fragmento, visto que a disponibilidade de espécies capazes de suceder ecologicamente as pioneiras é reduzida, com base no critério de inclusão adotado.

Considerando válido o cenário representado por meio da análise do estágio sucessional utilizando o parâmetro categoria ecológica, eventos naturais de mortalidade das espécies pioneiras podem vir a atrelar-se à redução tanto de biomassa quanto de contribuições sobre a camada de serapilheira, elevação dos índices de luminosidade no interior da área e consequentes alterações microclimáticas, conduzindo o fragmento, dessa forma, em sentido oposto ao da sucessão (MAGNAGO *et al.*, 2012). Tais modificações apresentam potencial para comprometer o desenvolvimento das poucas espécies secundárias e clímaxes presentes, bem como inibir o recrutamento de outras. Além disso, a maior luminosidade, compatível com uma possível desestruturação futura do dossel, pode facilitar a entrada de espécies exóticas e invasoras no meio, como as gramíneas de origem africana, desequilibrando os valores de biodiversidade, riqueza, estrutura, habitats e interações ecológicas que a fisionomia comporta e inibindo, com isso, o processo sucessional (FREITAS; PIVELLO, 2005; MARTINS *et al.*, 2012).

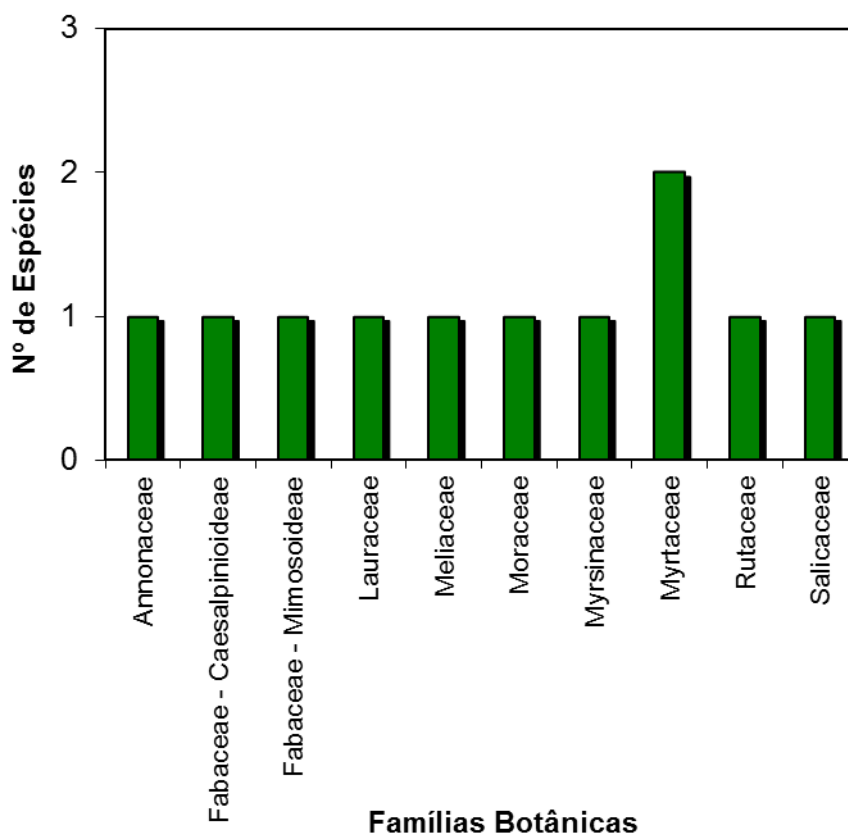
Quanto à classificação em grupos de síndromes de dispersão, a proporção de manifestação de espécies zoocóricas foi superior à evidenciada quando da análise conjunta das três áreas, totalizando 80% das espécies registradas. A importância do papel desempenhado por tal síndrome de dispersão sobre a elevação da biodiversidade, intensificação de fluxos gênicos e aceleração do ritmo de sucessão já foi contemplada

anteriormente (MIACHIR, 2009; MAGNAGO *et al.*, 2012), revelando, no que concerne exclusivamente a este critério de análise, o potencial de perpetuação e de interação do fragmento com outros remanescentes. Não foram registradas espécies anemocóricas na área e as espécies autocóricas perfizeram 20% do total.

5.2.2.1 Análise Florística

A contribuição dada pelas famílias identificadas ao número total de gêneros foi completamente uniforme, visto que cada uma das 10 famílias contribuiu com 1 gênero. O cenário apresentou-se de forma bastante semelhante quanto à contribuição de famílias para o total de espécies. Como pode ser visto por meio da Figura 8, dentre as 10 famílias identificadas apenas uma, a família Myrtaceae, contribuiu com duas espécies, enquanto as 9 restantes contribuíram com somente uma espécie cada. Ressalta-se que os dois indivíduos já mencionados na abordagem quantitativa, pertencentes a uma mesma espécie e identificados somente até o nível de família, são da família Myrtaceae.

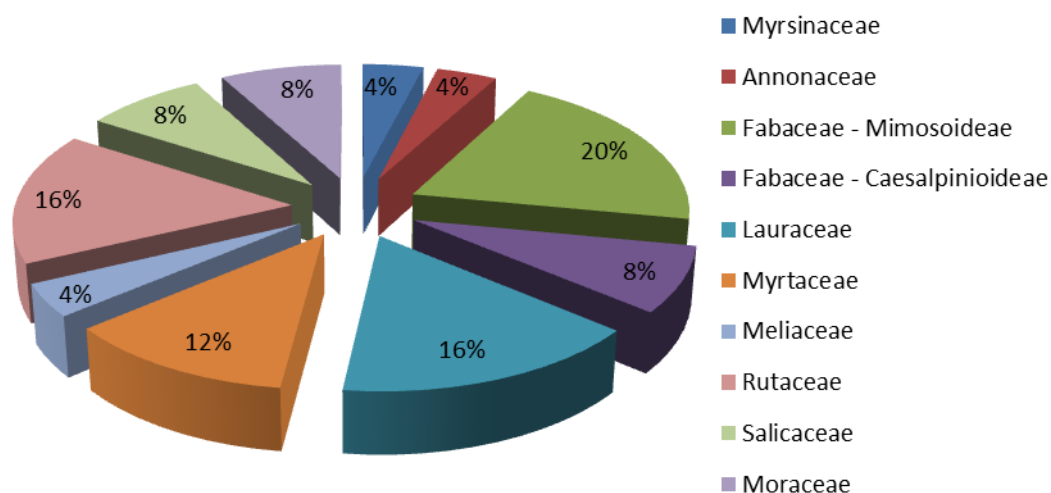
Figura 8: Representação gráfica, em colunas, da riqueza específica por família botânica, observada na Área 1



A família Myrtaceae também exerceu a maior contribuição sobre o número total de espécies no estudo desenvolvido por Miachir (2009), sobre fragmentos de Cerrado do município de Paulínia, SP. E esta mesma família destacou-se pela maior importância ecológica registrada dentre todas as famílias levantadas por Giannotti (1988), em vegetação de Cerrado do município de Itirapina, SP.

No que concerne à contribuição de cada família para o total de indivíduos, os resultados mostraram que as famílias Fabaceae-Mimosoideae, Lauraceae, Rutaceae e Myrtaceae garantiram a maior representatividade de indivíduos, englobando 64% (16) deles, quando em conjunto. Suas individuais e respectivas contribuições foram 5 (20%), 4 (16%), 4 (16%) e 3 (12%). A família Myrtaceae, única com duas espécies, garantiu a quarta maior contribuição ao total de indivíduos (Figura 9).

Figura 9: Representação gráfica, em setores, da porcentagem de contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos da Área 1



5.2.2.2 Aspectos Estruturais e Fitossociológicos

Com o objetivo de realizar a caracterização fitossociológica e estrutural das espécies registradas na Área 1, os dados de Densidade Absoluta (D.A.); Densidade Relativa (D.R.); Frequência Absoluta (F.A.); Frequência Relativa (F.R.); Dominância Absoluta (Do.A.); Dominância Relativa (Do.R.); Índice de Valor de Importância (I.V.I); Índice de Valor de

Cobertura (I.V.C.) e Índice de Diversidade de Shannon (H') foram agrupados em sequência, para cada espécie e em ordem decrescente de I.V.I (Tabela 3).

Tabela 3: Espécies levantadas na Área 1 e seus respectivos valores de densidade, frequência, dominância, importância, cobertura e diversidade (Shannon)

ESPÉCIE/AUTOR	D.A. (ind.ha ⁻¹)	D.R. (%)	F.A. (%)	F.R. (%)	Do.A. (m ² .ha ⁻¹)	Do.R. (%)	I.V.I.	I.V.C.	Shannon (H')
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	333	20,0	67	14,3	6,86	32,99	67,27	52,99	-0,322
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	267	16,0	67	14,3	3,33	16,01	46,30	32,01	-0,293
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	267	16,0	33	7,14	4,48	21,55	44,70	37,55	-0,293
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	133	8,0	67	14,3	0,63	3,03	25,31	11,03	-0,202
Espécie Não-Identificada N°01	133	8,0	33	7,14	1,65	7,93	23,07	15,93	-0,202
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	133	8,0	33	7,14	0,87	4,18	19,32	12,18	-0,202
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	133	8,0	33	7,14	0,53	2,53	17,67	10,53	-0,202
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	67	4,0	33	7,14	1,07	5,16	16,31	9,16	-0,129
<i>Rapanea gardneriana</i> (A. DC.) Mez	67	4,0	33	7,14	0,85	4,08	15,22	8,08	-0,129
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	67	4,0	33	7,14	0,39	1,86	13,00	5,86	-0,129
<i>Eugenia uniflora</i> L.	67	4,0	33	7,14	0,14	0,69	11,83	4,69	-0,129
TOTAL	1.667	100	467	100	20,80	100	300	200	2,232

Dentre as 11 espécies registradas na Área 1, aquela de maior extensão vertical identificada foi *Ocotea corymbosa*, com dois indivíduos destacando-se pelos seus 15,0 m de altura, valor 8,0 m superior ao máximo encontrado por Durigan *et al* (2002), em estudo sobre fragmento de Cerrado *stricto sensu* localizado no município de Brotas, SP. Já a altura média de todos os indivíduos arbóreos levantados na Área 1 foi de aproximadamente 8,5 m, ou seja, 5,3 m superior ao valor médio encontrado por Durigan, Leitão Filho e Rodrigues (1994) para fragmento de Cerrado frequentemente exposto a incêndios, localizado no município de Itirapina, SP.

Das 11 espécies, 4 (36%) foram representadas por apenas 1 indivíduo. Em contraponto, nota-se que as espécies que mais contribuíram para a densidade da área foram *Enterolobium contortisiliquum*, *Zanthoxylum rhoifolium* e *Ocotea corymbosa*, com 5, 4 e 4 indivíduos, respectivamente. A soma dos valores relativos de densidade, dominância e frequência compôs o valor de importância de cada espécie na área. A soma apenas dos valores relativos de densidade e dominância compôs o valor de cobertura de cada uma. Sendo assim, os três maiores valores de importância e cobertura da Área 1 remetem às três espécies citadas, com a primeira delas destacando-se pelo maior número de indivíduos (5) e pela maior contribuição em área basal (6,86 m².ha⁻¹), superior ao dobro da contribuição oferecida por *Zanthoxylum rhoifolium*.

Todas as espécies identificadas são nativas regionais e nenhuma delas consta na Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014) ou na Lista Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2016).

Quanto ao valor de dominância absoluta total da área (ou área basal total), o resultado alcançado foi de 20,80 m².ha⁻¹, próximo ao valor de 19,74 m².ha⁻¹, encontrado por Durigan, Leitão Filho e Rodrigues (1994) em área de Cerrado frequentemente exposta a queimadas no município de Itirapina, SP.

Durigan (2012) elenca valores de área basal frequentemente encontrados e característicos de algumas fisionomias do bioma Cerrado e de florestas tropicais nativas, com base em medições à altura do peito. Neste mesmo contexto, Durigan *et al* (2000) apresentam estimativas de área basal para indivíduos arbóreos de trecho de Floresta Estacional Semidecidual em bom estado de conservação, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP, com base em medições a 1,30 m do solo e em critérios de inclusão diversos. Dentre estes, o diâmetro à altura do peito (D.A.P.) mínimo de 5 cm, idêntico ao utilizado neste estudo. Tais dados foram reunidos e organizados por meio da Tabela 4, à qual foi adicionado o valor de área basal obtido para a Área 1, no presente estudo.

Tabela 4: Valores de área basal característicos da área de referência, de algumas fisionomias do Cerrado, de florestas tropicais nativas e de remanescente conservado de Floresta Estacional Semidecidual, localizado na Estação Ecológica dos Caetetus, SP

Fitofisionomia	Área Basal (m ² .ha ⁻¹)
Campo Cerrado	≤ 8
Cerrado <i>stricto sensu</i>	8 a 15
Cerradão	15 a 22
Floresta Estacional Semidecidual (DAP ≥ 5 cm)	31
Florestas tropicais nativas	Em torno de 35, raramente ultrapassando 50
Presente estudo (ecossistema de referência)	20,8

Fonte: Durigan *et al* (2000) e Durigan (2012)

A partir da análise comparativa do valor de dominância absoluta (área basal total) obtido para a Área 1 em relação aos dados expostos, é possível notar-se, em função exclusivamente deste parâmetro, que a vegetação estudada assemelha-se a um Cerradão. Somam-se a esta suspeita a predominância de espécies pioneiras identificadas no fragmento e o fato de tratar-se de vegetação secundária em processo de regeneração.

Acredita-se, dessa forma, que a semelhança com a fisionomia de Cerradão remeta muito provavelmente a um estágio ainda inicial de sucessão. E a proximidade entre os valores

de área basal da Área 1 e de fragmento exposto a incêndios, estudado por Durigan, Leitão Filho e Rodrigues (1994), pode ser usada para reforçar esta posição. Caso a sucessão secundária concretize-se ao longo do tempo na área de referência, há tendência de que a biomassa seja incrementada (MAGNAGO *et al.*, 2012), e que, assim, a área basal representativa da Área 1 aproxime-se do valor característico do remanescente de Floresta Estacional Semidecidual citado.

O valor calculado para o Índice de Diversidade de Shannon (H') foi de 2,232, número pertencente ao intervalo característico da maior parte das medidas associadas ao índice, que variam de 1,5 a 3,5, raramente ultrapassando 4,5 (PIELOU³ 1975 *apud* OESTREICH-FILHO, 2014).

Neste contexto, estudos desenvolvidos em áreas próximas alcançaram valores bastante superiores ao encontrado para o índice de diversidade. São eles os de Giannotti (1988), ligado ao estudo florístico e fitossociológico de vegetação de Cerrado e de transição entre Cerrado e mata ciliar na Estação Experimental de Itirapina, SP; Durigan, Leitão Filho e Rodrigues (1994), dedicado à análise estrutural e fitossociológica de fragmento de vegetação de Cerrado frequentemente exposto a queimadas, próximo ao município de Itirapina, SP; e Durigan *et al* (2002), voltado à caracterização de área de Cerrado no município de Brotas, SP. Para o primeiro estudo, os valores de diversidade de Shannon obtidos foram de 3,64 para a área de Cerrado e 3,43 para a área de transição entre Cerrado e mata ciliar. O valor característico do índice obtido por meio do segundo estudo foi de 3,08, e para o terceiro foi de 3,02.

Embora a comparação entre valores de índices de diversidade só seja possível quando os métodos de amostragem e critérios de inclusão entre levantamentos forem idênticos (SCOLFORO *et al.*, 2008) (o que não se manifesta entre este estudo e os três supracitados), o valor de diversidade determinado para a Área 1 foi inferior até mesmo quanto ao característico de fragmento constantemente impactado por incêndios.

Dentre as principais justificativas para tal fenômeno aventam-se o passado recente de episódios de supressão da Área 1, que se estruturou por meio de regeneração natural a partir de ambiente degradado e antropizado, e que, como já mencionado, acredita-se configurar-se em estágio inicial de sucessão, durante o qual o reduzido número de espécies é esperado para ecossistemas tropicais (DURIGAN *et al.*, 2010). Em adição, aventam-se as pressões de isolamento exercidas pela ampla área ocupada pela Represa do Lobo (formada há mais de 80 anos), como identificado por Durigan *et al* (2002), e pressões de fragmentação exercidas pela

³ PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: John Wiley, 1975. 165 p.

presença da Rodovia Municipal Domingos Innocentini, que divide a área de referência das duas outras áreas amostrais. Ambos, fragmentação e isolamento, são elementos comprometedores do fluxo de dispersores e polinizadores (DURIGAN; LEITÃO FILHO; RODRIGUES, 1994; DURIGAN *et al.*, 2002), bem como geradores de efeito borda, que, segundo Miachir (2009), é capaz de contribuir para o desaparecimento de espécies.

Em complemento, atribui-se também como uma das principais causas para o valor de diversidade encontrado tanto a extensão do fragmento adotado como área de referência quanto o número de parcelas e área total abrangida pelas mesmas para representá-lo, que equivale a apenas 2,7% da área média envolvida por parcelas nos estudos de Durigan *et al* (2002); Durigan, Leitão Filho e Rodrigues (1994), e Giannotti (1988).

Levando-se em consideração que o cálculo do Índice de Diversidade de Shannon baseia-se na equabilidade e na abundância de espécies (riqueza) da área estudada (DURIGAN, 2012), parcelas com área reduzida e em pequeno número, inseridas em fragmentos também reduzidos, tendem a contemplar baixo número de indivíduos e baixa diversidade de espécies, diminuindo, assim, o valor resultante para o índice (MIACHIR, 2009).

A partir dos valores de riqueza e de diversidade foi determinado o Índice de Equabilidade de Pielou (SCOLFORO *et al.*, 2008) para a Área 1 como sendo 0,93, aproximadamente. Este índice varia de 0 a 1, e quanto mais próximo de 1 maior é a uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies (SCOLFORO *et al.*, 2008). O resultado alcançado remete a elevada uniformidade, o que pode ser em parte justificado por 4 das 11 espécies da área terem sido representadas por 1 indivíduo, e outras 4 por 2 indivíduos.

5.3 Área Amostrai 2

5.3.1 Abordagem Qualitativa

Ao longo do levantamento realizado na Área 2 presenciaram-se indivíduos de *Panicum maximum* (capim-colonião) e *Brachiaria* (Syn. *Urochloa*) spp. (capim-braquiária) distribuídos por toda a área, porém de forma heterogênea, sendo que em alguns pontos tais gramíneas exóticas invasoras aglomeraram-se e formaram verdadeiros “colchões” sobre o solo (Figura 10). Freitas e Pivello (2005), ao estudarem a manifestação de gramíneas exóticas invasoras sobre glebas de Cerrado do Parque Estadual de Vassununga, no estado de São Paulo, discutiram com detalhe sobre características reprodutivas e vegetativas de gramíneas

de origem africana, como as citadas, que, uma vez sobre fisionomias nacionais de Campos e Cerrados, manifestam-se como vantagens adaptativas sobre as espécies nativas.

De acordo com os autores, aquelas espécies teriam sido introduzidas no Brasil de forma acidental ou como formações forrageiras, invadindo ecossistemas naturais de caráter aberto, em especial o Cerrado. Além do clima característico desta fisionomia ser em muito semelhante ao de seus ecossistemas de origem (as savanas), Freitas e Pivello (2005) elencam algumas particularidades biológicas das gramíneas de origem africana que as tornam invasoras muito bem sucedidas em biomas como o Cerrado: crescimento e reprodução acelerados; produção de abundante quantidade de sementes (em sincronia com períodos chuvosos), de elevada capacidade de dispersão e germinação; resistência ao ataque por insetos; capacidade para rebrotar e regenerar; eficácia na realização da fotossíntese, ideal para a ocupação de áreas amplas e intensamente iluminadas.

O marcante potencial de expansão vegetativa característico de tais gramíneas, identificado na Área 2 como os mencionados “colchões” sobre o solo, é contemplado por estudo explorado por Freitas e Pivello (2005), segundo o qual as gramíneas africanas tendem a formar camadas de ramos e folhas tão espessas a ponto de permitir que apenas 1% da luminosidade ambiente atinja o solo. Tal fenômeno, ainda de acordo com o mesmo estudo, pode comprometer o processo de germinação e recrutamento de espécies nativas e configurar-se, assim, como entrave à regeneração natural do meio.

A ocupação de áreas por espécies exóticas invasoras, como as gramíneas africanas, também é apontada por Magnago *et al* (2012) como um dos mais relevantes fenômenos que podem conter a regeneração natural, com o contínuo manejo de tais espécies sendo recomendado para que sua erradicação da fisionomia invadida seja alcançada.

Figura 10: Aglomeração de indivíduos de espécies de gramíneas exóticas invasoras sobre o solo de parcela da Área 2



Quanto à presença de epífitas, a categoria adotada foi a de manifestação razoável, com líquens e musgos apresentando-se em diversidade pela área. Foi possível, inclusive, observar uma pluralidade de espécies de líquens associados a um mesmo indivíduo arbóreo. Já a presença de cipós e lianas se deu predominantemente nas bordas das parcelas, com apenas espécies herbáceas tendo sido encontradas, e com baixa frequência.

Em adição, o caminhar ao longo das três parcelas permitiu notar a manifestação da orquídea terrestre *Oeceoclades maculata* (Lindley), assim como na Área 1, e de regenerantes pela área, com diversos indivíduos de *Anadenanthera* spp. (Angico) tendo sido identificados neste estrato. A germinação de espécies da família Palmaceae também foi registrada, bem como na área de referência. Neste local, no entanto, credita-se tal fenômeno essencialmente aos procedimentos de varrição do entorno da área do CRHEA e deposição em locais externos e internos ao fragmento em regeneração. Tal deposição conduz propágulos e sementes ao sistema.

5.3.2 Abordagem Quantitativa

Ao longo das três parcelas da Área Amostrada 2 foram levantados 15 indivíduos arbóreos vivos, com 6 famílias, 9 gêneros e 12 espécies tendo sido identificados. Levando-se em consideração estes quatro atributos, a Área 2 superou a área de referência exclusivamente quanto à riqueza apresentada, com uma espécie a mais, apenas. Além disso, Meliaceae e Fabaceae-Caesalpinioideae foram as únicas famílias comuns às duas áreas, não havendo,

contudo, gêneros comuns dentre aqueles identificados. A similaridade entre espécies dos dois fragmentos será abordada mais adiante.

Dentre os 15 indivíduos, 13 foram identificados em nível de gênero e espécie, com apenas 1 destes tendo sido atribuído à espécie *Lophantera lactescens* (Chuva-de-ouro), única nativa não regional presente na Área 2 e única representante da família Malpighiaceae entre as três áreas amostrais (Figura 11).

Do total de indivíduos vivos, dois não puderam ser identificados. Devido a seus caracteres vegetativos serem completamente distintos entre si, estes foram atribuídos a duas famílias diferentes. Ademais, na área avaliada não houve registro de qualquer indivíduo arbóreo morto.

Figura 11: Ramo de *Lophantera lactescens*, única espécie arbórea nativa não regional registrada na Área 2



No que concerne à estimativa da espessura média da camada de serapilheira, o cálculo do valor médio total resultou em 1,1 cm, ou seja, 0,5 cm inferior ao encontrado para a área de referência. A análise das medições individuais revelou, entretanto, que essa espessura tende a apresentar-se de forma não homogênea ao longo da área, visto que os valores variaram de 0,3 a 4,0 cm, de forma semelhante ao observado na Área 1.

A similaridade entre áreas também se fez valer quanto à estimativa visual do nível médio de cobertura do solo por serapilheira. Homogeneamente distribuída pelas parcelas, esta camada teve sua cobertura estimada em 90%.

Divergência notável quando da comparação entre as camadas de serapilheira das Áreas 1 e 2 consistiu, contudo, em sua origem. Diferentemente da primeira, em que não houve manifestação de gramíneas exóticas, a Área 2 teve a cobertura promovida por tais espécimes estimada visualmente em 75 a 100%, para duas das três parcelas avaliadas, complementando a impressão qualitativa exposta sobre tal cobertura. A formação da camada de serapilheira, por consequência, teve origem na junção entre fragmentos arbóreo-arbustivos e folhas secas das gramíneas exóticas *Panicum maximum* (capim-colonião) e *Brachiaria* (Syn. *Urochloa*) spp. (capim-braquiária), com a maior ou menor contribuição de cada componente variando ao longo da área.

Em adição, a estimativa visual do nível de sombreamento do solo promovido pelo dossel da Área 2 alcançou valores entre 55 e 70%, os quais estão sujeitos a certa variação ao longo do ano, tendo em vista a queda de parte das folhas do dossel (característica da grande representatividade de espécies decíduas e semidecíduas no estrato arbóreo) durante o período de levantamento, como mencionado para a Área 1. Além disso, de acordo com a caracterização da Área 2, a borda Norte das três parcelas foi delimitada paralelamente às duas fileiras de indivíduos de *Eucalyptus sp* (Eucalipto), que separam a área de estudo da Rodovia Municipal Domingos Innocentini. Certamente a presença destes indivíduos, que atualmente atingem mais de vinte metros de altura, exerce certa contribuição sobre a proporção de sombreamento alcançada, apesar de os mesmos estarem alinhados no sentido Leste-Oeste, o que reduz, em parte, os seus efeitos de sombreamento sobre a área em restauração.

De qualquer forma, o nível de sombreamento alcançado foi inferior ao encontrado para a área de referência e pode ser utilizado para justificar, em parte, a presença de gramíneas exóticas no fragmento, cujo interior encontra-se exposto a índices de luminosidade visualmente superiores aos encontrados na Área 1.

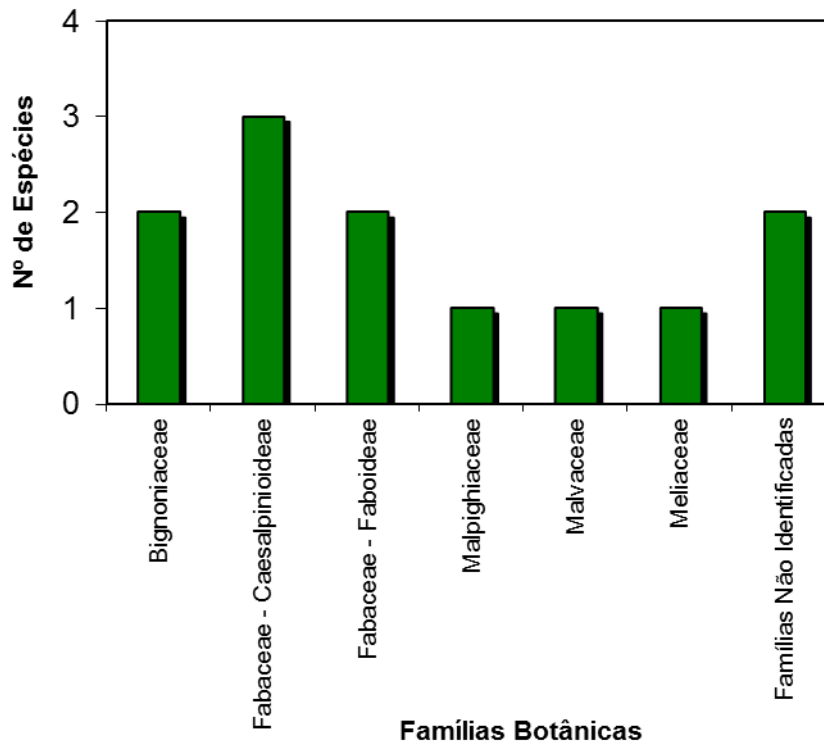
No que diz respeito à categorização das espécies identificadas na Área 2 em classes de sucessão ecológica, 3 (30%) são pioneiras, 6 (60%) são secundárias (entre iniciais e tardias) e apenas uma (10%) foi classificada como clímax. Como é possível notar, as Áreas Amostrais 1 e 2 assemelham-se quanto ao número total de espécies identificadas, embora diverjam quanto à distribuição destas em classes de sucessão. Para a Área 2 há predomínio de espécies secundárias, enquanto as pioneiras são maioria na Área 1. Este fato se explica pela introdução intencional de espécies não pioneiras no ato dos plantios.

Divergência marcante entre tais áreas reside também na comparação entre a distribuição de espécies por síndromes de dispersão de sementes. Na Área 2 foram encontradas duas espécies zoocóricas (20%), três autocóricas (30%) e 5 (50%) anemocóricas, enquanto 80% das espécies da Área 1 são zoocóricas e nenhuma realiza dispersão por anemocoria. Estas diferenças se devem ao fato de que houve plantio programado para a Área 2, com a oportunidade de ser feita uma seleção mais diversa em termos tanto de síndrome de dispersão quanto de categoria ecológica.

5.3.2.1 Análise Florística

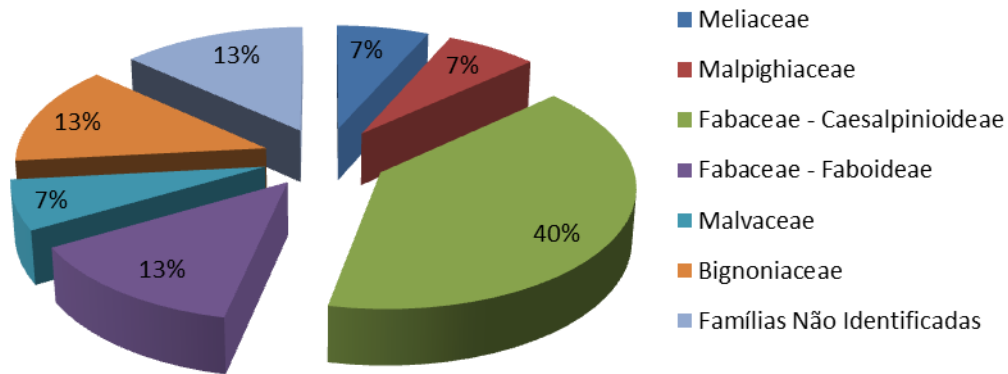
A uniformidade na contribuição de cada família para o número total de gêneros, característica da área de referência, não se reproduziu na Área 2. Nesta, 67% das famílias foram amostradas com apenas um gênero, e a família Fabaceae, representada por suas subfamílias Caesalpinioideae e Faboideae, contribuiu com 56% dos 9 gêneros identificados. Esta mesma família teve grande representatividade quanto ao total de espécies identificadas, como é evidenciado por meio da Figura 12. A família Fabaceae contribuiu com 42% do total de espécies, com Fabaceae-Caesalpinioideae sendo a única representada por três delas. A família Myrtaceae, única representada por duas espécies na Área 1, não foi identificada nas parcelas deste fragmento.

Figura 12: Representação gráfica, em colunas, da riqueza específica por família botânica, observada na Área 2



Avaliando-se a contribuição exercida por cada família sobre o total de indivíduos vivos, nota-se que, de forma semelhante ao ocorrido com o total de gêneros e espécies, a família Fabaceae garantiu maior contribuição sobre o total de indivíduos da Área 2, reunindo 8 (53%) dos 15 registrados, como mostra a Figura 13. Fabaceae-Caesalpinioideae destacou-se, mais uma vez, ao contribuir individualmente com 6 indivíduos. A família Fabaceae também garantiu a maior contribuição para o total de indivíduos da Área 1, embora por meio da subfamília Mimosoideae, não identificada neste fragmento.

Figura 13: Representação gráfica, em setores, da porcentagem de contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos da Área 2



5.3.2.2 Aspectos Estruturais e Fitossociológicos

De forma semelhante ao estabelecido na Área 1, elaborou-se a Tabela 5, exposta a seguir, que permite realizar caracterização estrutural e fitossociológica das espécies arbóreas registradas na Área 2, em ordem decrescente de valor de importância.

Tabela 5: Espécies levantadas na Área 2 e seus respectivos valores de densidade, frequência, dominância, importância, cobertura e diversidade (Shannon)

ESPÉCIE/AUTOR	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (m ² .ha ⁻¹)	DoR (%)	IVI	IVC	Shannon (H')
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	200	20,0	33	8,3	7,24	17,60	45,94	37,60	-0,322
<i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i> (Hayne) Y. T. Lee & Langenh.	133	13,3	33	8,3	6,03	14,67	36,34	28,01	-0,269
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	67	6,7	33	8,3	5,02	12,22	27,22	18,89	-0,181
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	67	6,7	33	8,3	4,89	11,90	26,90	18,56	-0,181
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	67	6,7	33	8,3	3,23	7,86	22,86	14,53	-0,181
Espécie Não-Identificada N°03	67	6,7	33	8,3	3,23	7,85	22,85	14,52	-0,181
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	67	6,7	33	8,3	2,66	6,46	21,46	13,13	-0,181
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	67	6,7	33	8,3	2,53	6,16	21,16	12,82	-0,181
Espécie Não-Identificada N°02	67	6,7	33	8,3	2,36	5,74	20,74	12,41	-0,181
<i>Lophantera lactescens</i> Ducke	67	6,7	33	8,3	1,92	4,67	19,67	11,34	-0,181
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	67	6,7	33	8,3	1,36	3,30	18,30	9,97	-0,181
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	67	6,7	33	8,3	0,64	1,56	16,56	8,22	-0,181
TOTAL	1.000	100	400	100	41,10	100	300	200	2,396

Levando-se em consideração a extensão vertical máxima atingida pelas espécies da Área 2, a Espécie Não-Identificada N°03 destacou-se pelos seus 12 m de altura, seguida por *Bastardiopsis densiflora*, com 11 m. Tais valores são inferiores ao registrado para a área de referência, porém superiores ao encontrado por Durigan *et al* (2002) em área de Cerrado *stricto sensu*, no município de Brotas, SP. Já a altura média dos indivíduos arbóreos da Área 2, estimada em 8,2 m, assemelhou-se em muito ao valor obtido para a Área 1, de 8,5 m.

Diferentemente do que foi registrado para a área de referência, em que 36% (4) das espécies foram representadas por apenas 1 indivíduo, na Área 2 esse número chegou a 10, ou 83% delas. Com isso, apenas duas espécies desta área apresentaram mais de 1 indivíduo, sendo elas *Peltophorum dubium* e *Hymenaea courbaril*, com 3 e 2, respectivamente.

A frequência não apresentou variação, e os maiores valores de densidade e dominância remetem às duas espécies supracitadas, que, por conseguinte, atingiram os maiores valores de importância e cobertura na área. *Peltophorum dubium* destacou-se por sua importância ecológica, neste contexto, visto que seus valores para estes parâmetros superaram os de *Hymenaea courbaril* em quase dez unidades.

Embora não tenha havido semelhança entre a Área 2 e a de referência quanto aos gêneros e espécies portadores dos maiores valores de importância e cobertura, tanto *Peltophorum dubium* e *Hymenaea courbaril* (maiores IVI e IVC na Área 2) quanto *Enterolobium contortisiliquun* (maiores IVI e IVC na área de referência) pertencem à família Fabaceae. Em adição, a densidade total de indivíduos da Área 2 apresentou-se 40% inferior ao valor característico deste parâmetro para a área de referência.

A consulta às listas nacional e estadual de espécies da flora ameaçadas de extinção permitiu notar que apenas uma dentre as dez espécies identificadas faz parte das duas listas, sendo ela *Cedrela fissilis* (Cedro), categorizada como “vulnerável” por enfrentar um elevado risco de extinção na natureza (BRASIL, 2014; SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2016). Os critérios utilizados para tal classificação são detalhadamente descritos no portal virtual do Centro Nacional de Conservação da Flora e estão disponíveis para consulta por meio do link “Lista Vermelha”.

De acordo com os dados do Centro, a conjunção entre a exploração madeireira, à qual a espécie foi submetida, e a degradação e conversão de seus habitats naturais em áreas urbanas e de uso agropecuário permite estimar que *Cedrela fissilis* tenha sofrido declínio populacional de aproximadamente 30%, durante as três últimas gerações, tornando-se, com isso, membro integrante das listas nacional e estadual de espécies ameaçadas.

O valor de dominância absoluta total (ou área basal total) característico da Área 2 foi de $41,1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, aproximadamente duas vezes superior ao encontrado para a área de referência e cerca de 5 unidades superior ao encontrado por Giannotti (1988) em fragmento de Cerrado e de transição entre Cerrado e mata ciliar, na Estação Experimental de Itirapina, SP. Ao comparar tal valor com os elencados por Durigan (2012), nota-se que a área basal total da Área 2 é pouco superior à característica de uma floresta tropical nativa. Sabe-se, contudo, que esta não é a realidade da área e que há diversas barreiras que devem ser transpostas (como exemplo a presença massiva de gramíneas exóticas invasoras) para que sua trajetória alinhe-se a um estágio de maturidade como o citado.

De qualquer forma, a predominância de espécies secundárias em relação a pioneiras, fruto do plantio programado ao qual a Área 2 foi submetida, pode ser utilizada para justificar, em parte, o fenômeno contemplado, já que o avanço da sucessão secundária é compatível com incrementos na biomassa total do meio (MAGNAGO *et al.*, 2012). Além disso, parte da justificativa pode remeter às dimensões e vizinhança da própria área. Com reduzida extensão Norte-Sul e inserida em zona intensamente antropizada, fazendo limite, ao Norte, com a Rodovia Municipal Domingos Innocentini, a Área 2 está submetida a intenso efeito de borda. Com seus limites mais expostos a ventos, variações de temperatura e níveis de luminosidade e umidade, em comparação com a área interna, a estrutura da comunidade florestal tende a ser alterada (MIACHIR, 2009) e a área basal incrementada, por conta da exposição prolongada aos raios solares (MURCIA, 1995).

Os valores obtidos para os Índices de Diversidade de Shannon (H') e de Equabilidade de Pielou (SCOLFORO *et al.*, 2008) foram 2,396 e 0,96, nesta ordem. O primeiro valor será estatisticamente comparado com o obtido para a área de referência mais adiante. O segundo credita-se ao fato de 10 dentre as 12 espécies levantadas na área terem sido representadas por apenas 1 indivíduo. Configurou-se, assim, elevada uniformidade de distribuição de indivíduos entre as espécies. Superior, inclusive, à encontrada na Área 1.

5.4 Área Amostral 3

5.4.1 Abordagem Qualitativa

A análise da Área 3 permitiu notar a manifestação de epífitas de forma muito pouco representativa, tanto em densidade quanto em diversidade, com baixa frequência de

observação de indivíduos e consequente aproximação da categoria de ausência total. O mesmo fenômeno foi identificado quanto à presença de cipós e lianas. Cenário distinto do encontrado na área de referência, em que a presença destas formas de vida se deu de maneira significativa e diversa, principalmente quanto aos cipós, espalhados por todo o interior das parcelas.

Espécies de orquídeas terrestres como *Oeceoclades maculata* (Lindley), arbustivas de sombra da família Piperaceae e espécies da família Palmaceae foram observadas ao longo do levantamento, embora de maneira pouco expressiva e irregular. A presença das últimas pode estar atrelada tanto à dispersão realizada pela fauna quanto aos procedimentos de varrição, que, como também observado na Área 2, conduzem matéria orgânica (sementes e propágulos) dos arredores para o interior da área.

A leve declividade característica do terreno onde o fragmento se encontra não contribuiu com qualquer dificuldade ao caminhar por e entre parcelas, ao longo do qual as espécies *Leucaena leucocephala* (Leucena), *Mimosa bimucronata* (Espinheiro de Maricá) e *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr. (Pau-jacaré) foram observadas em abundância (Figura 14), um reflexo da característica disseminante das mesmas. Especificamente quanto a esta última espécie, sua manifestação de maneira expressiva é atrelada por Souza e Lorenzi (2005) a áreas ambientalmente perturbadas.

Figura 14: Um dos muitos exemplares de *Piptadenia gonoacantha* registrados ao longo das parcelas da Área 3, com seu caule em destaque, ao centro



Em contraponto, indivíduos de Capim-colonião e Capim-braquiária foram observados com baixa frequência, de forma esparsa, aproximando-se do cenário de ausência total de tais gramíneas, característico da área de referência.

Destaca-se na Área 3 a presença de expressiva quantidade de matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição sobre o solo. A camada de serapilheira acumulada foi visivelmente superior à das Áreas 1 e 2, embora tenha se destacado a quantidade de matéria vegetal morta representada por galhos secos e troncos de indivíduos arbóreos jovens mortos, espalhados de forma heterogênea pelo fragmento (Figura 15).

Figura 15: Acúmulo de grande quantidade de matéria vegetal seca e morta sobre o solo de uma das parcelas da Área 3



Quanto às espécies em manifestação no estrato regenerante, foram identificadas as nativas *Trichilia silvatica* C. DC. (Cafezinho), *Inga edulis* Mart. (Ingá) e *Guarea guidonia* L. Sleumer (Marinheiro), bem como as exóticas *Murraya paniculata* (L.) Jack (Murta) e *Syzygium cumini* (L.) Skeels (Jambolão), com a manifestação desta última também no entorno da Área 3, na forma de uma fileira de indivíduos em fase reprodutiva, plantados há alguns anos. Além destas, *Copaifera langsdorffii* (Óleo de Copaíba), *Machaerium stipitatum* (Sapuva), *Bauhinia longifolia* (Pata-de-vaca), *Eugenia uniflora* (Pitanga) e *Zanthoxylum rhoifolium* (Mamica de Cadela) também foram identificadas, com as duas primeiras tendo sido observadas no estrato arbóreo da Área 2, e as três últimas no estrato arbóreo da Área 1.

Dentre todas as regenerantes registradas, *Tabebuia ochracea* (Ipê-amarelo) foi a única encontrada também no estrato arbóreo da Área Amostrai 3.

5.4.2 Abordagem Quantitativa

Na Área Amostrai 3 foram registrados 17 indivíduos pertencentes a 5 famílias, 8 gêneros e 8 espécies. Todos estes valores foram inferiores aos registrados na área de referência, cujo número de famílias foi o dobro do encontrado na Área 3. A família Fabaceae-Mimosoideae foi a única comum às duas áreas, não havendo similaridade entre os gêneros identificados. Dos 17 indivíduos, 7 foram atribuídos à espécie *Leucaena leucocephala* (Leucena) e 2 à espécie *Tecoma stans* (Ipê-de-jardim), as duas únicas espécies não originárias do território brasileiro encontradas entre as três áreas de estudo. A espécie *Samanea tubulosa* (Alfarobo) também foi encontrada, única nativa não regional registrada na Área 3.

Com base no critério de inclusão adotado não foram registrados indivíduos mortos, embora estes tenham sido observados com frequência ao longo da área, como descrito qualitativamente. Todos os 17 indivíduos registrados na Área 3 foram identificados até o nível de espécie.

Com relação à cobertura do solo pela camada de serapilheira, esta foi visualmente estimada em 100% para as três parcelas, valor 10% superior ao da área de referência. Já a estimativa de sua espessura média total resultou em aproximadamente 3,0 cm, valor 1,4 cm superior ao encontrado na Área 1. Não houve divergência relevante, contudo, quanto à heterogeneidade da espessura dessa camada ao longo das duas áreas, visto que a diferença entre o maior e o menor valor registrados na Área 3 foi de 4,0 cm, apenas 0,3 cm inferior à identificada na área de referência.

Reforçando o que foi exposto qualitativamente, a proporção de cobertura do solo por gramíneas exóticas foi de 0 a 25%, tendo em vista que a estimativa aplicada resultou em valores que variaram de 1 a 2%. Indivíduos de Capim-colonião e Capim-braquiária foram identificados, porém de forma incipiente, com sua contribuição sobre o volume acumulado de serapilheira sendo praticamente insignificante.

A estimativa visual do nível de sombreamento do solo variou de 50 a 85% entre as parcelas. Tal amplitude contribuiu para sustentar a hipótese de ausência de homogeneidade de sombreamento na Área 3 e, por consequência, de descontinuidade do dossel formado.

Quanto à distribuição de espécies em classes de sucessão ecológica, há de se reiterar que *Leucaena leucocephala* e *Tecoma stans*, como as duas espécies exóticas da área, não se

enquadraram nesse sistema tradicional de classificação (MIACHIR, 2009). Com isso, 5 (83%) das 6 espécies identificadas restantes foram categorizadas como pioneiras e uma, apenas, como secundária tardia. Não foram registradas espécies clímax e o cenário é um pouco mais preocupante do que o encontrado na Área 1, quanto à predominância de pioneiras.

Como já explanado e segundo Magnago *et al* (2012), a evolução da sucessão secundária fundamenta-se na substituição de espécies ao longo do tempo, com cada fase desse processo atrelando-se à predominância de grupos de espécies com papéis semelhantes no ecossistema. Percebe-se, com isso, que o risco não reside sobre a maior expressividade do número de espécies do grupo das pioneiras na área, já que esse é fenômeno natural em fragmentos em fase inicial de sucessão (MAGNAGO *et al.*, 2012). O risco reside na quase exclusividade de espécies de tal grupo, com conseqüente carência daquelas que as sucedam ecologicamente. Tal cenário, uma vez reflexo fiel da realidade inerente à Área 3, é potencialmente comprometedor da capacidade de perpetuação e evolução do fragmento, como apontado para o contexto da área de referência.

Espécies que seriam capazes de suceder as pioneiras quase inexitem nas parcelas, sob o critério de inclusão adotado. Somando-se a tal aspecto a heterogeneidade de sombreamento estimado e a já mencionada expressiva mortalidade de indivíduos arbóreos jovens, é possível suspeitar a respeito da fragilidade ambiental da Área 3. Acredita-se encaixar-se neste cenário a hipótese defendida por Miachir (2009, p.98), de que “[...] o padrão de ocorrência das espécies de acordo com as classes sucessionais é influenciado também pelo estado de conservação” dos fragmentos em que elas se manifestam.

Ainda neste contexto, há de se dizer que algumas das espécies características do estrato regenerante pertencem a classes de sucessão mais avançadas e podem vir a contribuir, futuramente, para o enriquecimento e adensamento do estrato arbóreo, sucedendo as espécies pré-existentes. Sua velocidade de crescimento é inferior à de espécies pioneiras, contudo, bem como o índice de luminosidade ideal exigido para seu desenvolvimento (MAGNAGO *et al.*, 2012), inviabilizando tal contribuição a curto prazo e tornando-a dependente da manifestação de dossel suficientemente contínuo e microclima adequado. A dúvida reside na capacidade da área, com base em sua configuração atual, em fornecer e manter tais atributos ao longo do tempo.

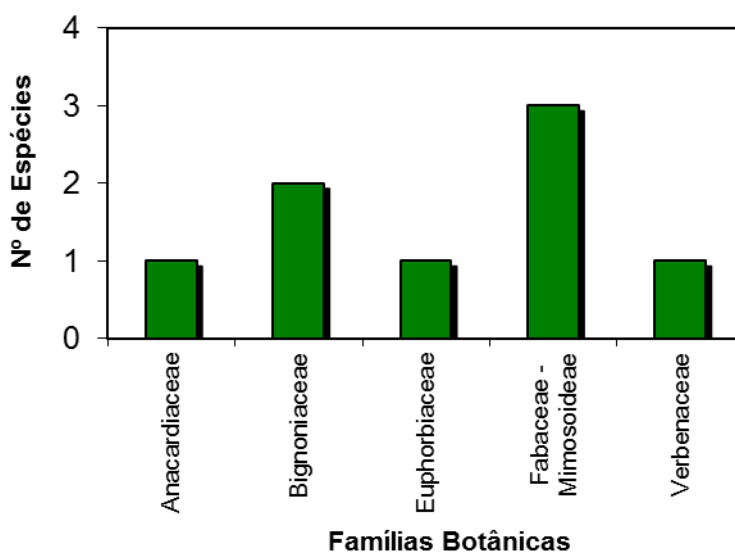
No que diz respeito à categorização das espécies em síndromes de dispersão de sementes, 50% delas foram classificadas como zoocóricas, proporção inferior à registrada na área de referência, enquanto os 50% restantes dividiram-se igualmente entre autocóricas e anemocóricas.

5.4.2.1 Análise Florística

A contribuição oferecida pelas famílias identificadas ao número total de gêneros não apresentou uniformidade semelhante à característica da Área 1. As famílias Fabaceae-Mimosoideae e Bignoniaceae destacaram-se pela maior contribuição, com 3 e 2 gêneros, respectivamente. As três famílias restantes, correspondendo a 60% do total, foram amostradas com apenas 1 gênero.

Por meio da Figura 16 é possível observar a contribuição de cada família ao número total de espécies. Diferentemente do observado na área de referência, em que a família Myrtaceae contribuiu com o maior número de espécies, na Área 3 foi a família Fabaceae-Mimosoideae que se destacou, seguida pela família Bignoniaceae.

Figura 16: Representação gráfica, em colunas, da riqueza específica por família botânica, observada na Área 3

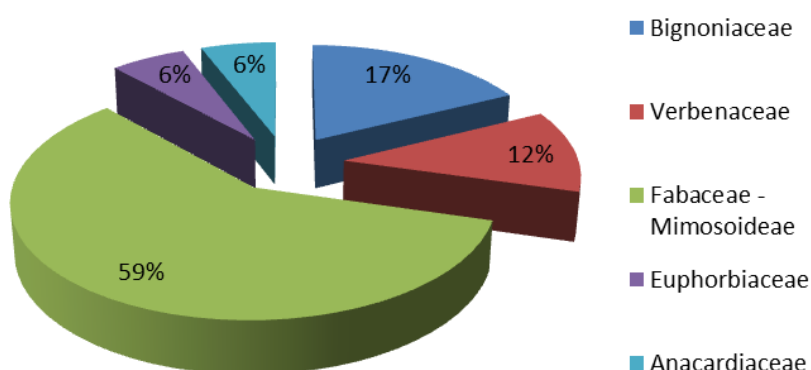


Em relação à distribuição de indivíduos pelas famílias identificadas, por meio da Figura 17 evidencia-se que a família Fabaceae-Mimosoideae, que já havia se destacado por suas contribuições ao total de gêneros e espécies, exerceu também a maior representatividade sobre o número total de indivíduos da área, agregando 10 (59%) deles. Nota-se, inclusive, que nenhuma das famílias identificadas nas outras duas áreas manifestou representatividade tão expressiva.

Em adição, o valor mencionado (10) equivale ao dobro do registrado para a mesma família na área de referência, em que a contribuição de Fabaceae-Mimosoideae sobre o total

de indivíduos também foi a mais destacada. Tendo em vista que tal família não se manifesta na Área Amostral 2, suas contribuições à Área 1 e principalmente à Área 3 foram as responsáveis por associar Fabaceae-Mimosoideae ao maior número de indivíduos, a partir de análise conjunta dos três fragmentos.

Figura 17: Representação gráfica, em setores, da porcentagem de contribuição de cada família botânica para o total de indivíduos vivos da Área 3



5.4.2.2 Aspectos Estruturais e Fitossociológicos

De maneira semelhante ao desenvolvido para as Áreas 1 e 2, a exploração de particularidades estruturais e fitossociológicas das espécies da Área 3, evidenciadas por meio da Tabela 6, permitiu observar que, no que concerne tanto à altura média de todos os indivíduos arbóreos identificados quanto à máxima altura registrada, os valores coletados foram inferiores aos observados para a área de referência. Um adicional de 1,4 m à altura média seria necessário para que o valor atingisse os 8,5 m da Área 1. Quanto à altura máxima observada, as espécies *Citharexylum myrianthum* e *Mimosa bimucronata* se destacaram por seus 10,0 m cada, valor 5,0 m inferior ao máximo registrado na área de referência, característico da espécie *Ocotea corymbosa*.

Mesma inferioridade não foi notada, contudo, quanto à proporção de espécies representadas por apenas 1 indivíduo, que atingiu 50% na Área 3, cerca de 14% a mais que a encontrada na área de referência. Os 50% restantes, compostos por quatro espécies,

contribuíram com maior expressividade para que se alcançasse um valor total de densidade absoluta correspondente a 68% daquele característico da Área 1.

Tabela 6: Espécies levantadas na Área 3 e seus respectivos valores de densidade, frequência, dominância, importância, cobertura e diversidade (Shannon)

ESPÉCIE/AUTOR	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (m ² .ha ⁻¹)	DoR (%)	IVI	IVC	Shannon (H')
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) R. de Wit	467	41,2	100	27,3	4,88	16,70	85,15	57,88	-0,365
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	133	11,8	33	9,1	11,38	38,92	59,78	50,69	-0,252
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	133	11,8	33	9,1	7,94	27,15	48,00	38,91	-0,252
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss Ex Kunth	133	11,8	67	18,2	0,66	2,27	32,22	14,04	-0,252
<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W. Grimes	67	5,9	33	9,1	2,49	8,51	23,49	14,39	-0,167
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	67	5,9	33	9,1	1,52	5,20	20,17	11,08	-0,167
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	67	5,9	33	9,1	0,19	0,65	15,63	6,54	-0,167
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	67	5,9	33	9,1	0,17	0,59	15,56	6,47	-0,167
TOTAL	1.133	100	367	100	29,24	100	300	200	1,787

Das quatro espécies mencionadas, três delas destacaram-se por seus valores de importância e cobertura na Área 3: *Leucaena leucocephala*, *Citharexylum myrianthum* e *Mimosa bimucronata*, com estas duas já tendo sido destacadas pela máxima altura atingida na área. O valor de importância característico da primeira delas foi mais de 25 unidades superior ao segundo maior registrado, com o valor de cobertura tendo sido aproximadamente 7 unidades superior.

Além disso, no presente estudo, *Leucaena leucocephala* foi a única espécie representada por 7 indivíduos e amostrada com frequência absoluta de 100%, ou seja, ao longo das três parcelas estruturadas na Área 3. A análise e comparação de seu valor de dominância absoluta ao de outras espécies desta e das outras duas áreas permitiu notar, contudo, que sua área basal total é inferior à de sete espécies, de uma amostra de trinta. Como os índices calculados (I.V.I. e I.V.C.) levam em conta valores relativos de dominância, tal particularidade teve contribuição pouco menos expressiva sobre os resultados do que teria se os valores absolutos do parâmetro fossem utilizados no cálculo.

Salienta-se, todavia, que a espécie citada apresentou os mais elevados valores de I.V.I e I.V.C. dentre todos os calculados para as três áreas. E, uma vez pertencente à família Fabaceae-Mimosoideae, é possível compreender o destacado papel desempenhado por *Leucaena leucocephala* para que esta família tenha sido representada pelo maior número de indivíduos, quando da análise das três áreas em conjunto (a espécie contribuiu individualmente com quase 50%).

Em comparação com a área de referência, não houve semelhança entre gêneros e espécies que se destacaram por seus valores de importância e cobertura. A semelhança restringiu-se à família Fabaceae-Mimosoideae, à qual pertence tanto *Enterolobium contortisiliquum* quanto *Leucaena leucocephala* e *Mimosa bimucronata*. A primeira apresentou os maiores valores de I.V.I e I.V.C. na área de referência, com as duas últimas tendo se destacado na Área 3 pelo mesmo motivo, como já descrito.

As listas nacional e estadual de espécies da flora ameaçadas de extinção (BRASIL, 2014; SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2016) foram consultadas e nenhuma das oito espécies identificadas pertence a qualquer categoria de ameaça. Há de se dizer, neste contexto, que *Leucaena leucocephala* e *Tecoma stans* (exóticas e invasoras) não constam em nenhuma das duas listas pela mesma razão de não terem sido enquadradas em classes de sucessão ecológica.

De acordo com Assis *et al* (2013), podem ser compreendidas como exóticas todas as espécies introduzidas em regiões distintas daquelas de sua ocorrência natural, englobando, portanto, tanto aquelas originárias de outros países quanto nativas não-regionais. Segundo os mesmos autores, a aplicação de espécies exóticas em projetos de restauração de ecossistemas data do início desse tipo de atividade no Brasil, período em que não havia diretrizes e critérios técnicos, ou mesmo restrições de ordem jurídica, que levassem em consideração a origem das espécies utilizadas para a restauração. Especificamente quanto a *Leucaena leucocephala*, inicialmente introduzida no Brasil com o objetivo de ser cultivada como forrageira (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010), o levantamento de 44 projetos de restauração de matas ciliares do estado de São Paulo, implantados entre os anos de 1957 e 2008 e aplicados em regiões anteriormente ocupadas por Floresta Estacional Semidecidual, permitiu a identificação da espécie em 9 dos 44 plantios (ASSIS *et al.*, 2013).

A problemática associada à aplicação de espécies exóticas em plantios de restauração é compatível com a gerada pela introdução de gramíneas de origem africana em território brasileiro, abordada por Freitas e Pivello (2005). Quando em território distinto daquele de ocorrência natural de uma espécie, as particularidades reprodutivas e vegetativas desta podem manifestar-se de maneira diferencialmente vantajosa para sua perpetuação naquele meio. No contexto de projetos de restauração, tais particularidades facilitam o escape da espécie da área restaurada e a invasão e ocupação de fragmentos naturais remanescentes próximos, com as espécies *Leucaena leucocephala* e *Tecoma stans* destacando-se neste cenário, no Brasil (ASSIS *et al.*, 2013). É muito provável que a expressiva presença de *Leucaena leucocephala* ao longo da Área 3 seja reflexo dessa realidade, bem como a manifestação de *Tecoma stans*

(SER, 2005), como o quarto maior valor de importância e o quinto maior valor de cobertura da Área 3, com sua associação à primeira agregando 53% de todos os indivíduos identificados na área.

A conjugação entre máxima frequência e maior número de indivíduos por espécie, característica de *Leucaena leucocephala* na Área 3, evidencia tanto a completa adaptação às condições impostas pelo meio (clima, temperatura, pluviosidade, disponibilidade de nutrientes no solo) quanto a capacidade de competir com espécies nativas e sobrepujá-las ao longo desse processo (SER, 2004), representando, de acordo com Assis *et al* (2013, p. 600), uma ameaça “[...] à integridade dos ecossistemas”. O caráter invasor manifestado por tal espécie é reiterado pelos estudos de Miachir (2009), dedicados à caracterização da vegetação de 104 fragmentos remanescentes, localizados no município de Paulínia, SP, a partir dos quais *Leucaena leucocephala* foi identificada em 29 fragmentos.

Segundo Assis *et al* (2013, p. 606), a restauração ecológica objetiva, “[...] dentro de limites razoáveis, a maior semelhança possível entre a área restaurada e os ecossistemas naturais que foram destruídos”. A presença de espécies exóticas e invasoras torna-se, dessa forma, incompatível com os propósitos básicos da restauração, com o devido manejo (redução ou eliminação) das mesmas apontado por Miachir (2009) e por SER (2004) como necessário à condução da restauração de ecossistemas degradados. Tal manejo deve ser cauteloso, expressar-se de forma gradual e ser muito bem embasado em experiências prévias e técnicas consolidadas, de modo a evitar que a retirada de tais espécies promova impacto significativamente negativo sobre a estrutura da comunidade, sobre os recursos edáficos, sobre a regeneração natural de espécies nativas ou sobre o sombreamento garantido pelo dossel (SER, 2004; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010).

Em continuidade, o valor de dominância absoluta total (ou área basal total) alcançado na Área 3 foi de 29,24 m².ha⁻¹, aproximadamente 8,4 unidades superior ao encontrado na área de referência, ou 141% desse valor. Levando-se em consideração os dados elencados por Durigan (2012), tal valor de área basal é superior ao característico de Cerradões e inferior ao característico de florestas tropicais nativas. Em comparação com os dados de Durigan *et al* (2000), o mesmo valor assemelha-se ao estimado para a comunidade arbórea em remanescente bem conservado de Floresta Estacional Semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

A partir do que foi observado para a Área 3, contudo, a referida suspeita a respeito de sua fragilidade ambiental, reforçada pela dominância ecológica exercida por espécie exótica invasora na área, permite desvincular a manifestação de valor de dominância absoluta tão

expressivo de um estágio de elevada maturidade sucessional, e creditá-lo, principalmente, às reduzidas dimensões características da Área 3, a partir de raciocínio semelhante ao estabelecido para a Área 2. Com área equivalente a aproximadamente um décimo desta, a Área 3 sujeita-se a um notável efeito de borda, cuja capacidade de incrementar a área basal e, conseqüentemente, alterar a estrutura da comunidade vegetal já foi abordada (MIACHIR, 2009; MURCIA, 1995).

Já no que concerne aos Índices de Diversidade de Shannon (H') e de Equabilidade de Pielou (SCOLFORO *et al.*, 2008), os valores obtidos foram de 1,787 e 0,86, respectivamente, sendo os menores registrados para as três áreas. O primeiro deles será estatisticamente comparado com o valor obtido para a área de referência em sequência. O segundo, como o menor dentre os três valores de Equabilidade determinados, indica ausência de uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies, com manifestação de dominância exercida por uma ou algumas espécies (SOUZA, 2014). A espécie *Leucaena leucocephala* exerce tal dominância, neste caso, como já abordado.

5.5 Teste t de Hutcheson Aplicado Entre Áreas

O Teste t de Hutcheson (1970) foi aplicado para realizar a comparação entre os valores de Índice de Diversidade de Shannon calculados. Isso foi possível visto que os métodos e critérios adotados para amostrar e mensurar os indivíduos arbóreos foram idênticos para as três áreas estudadas (SCOLFORO *et al.*, 2008). Sua aplicação foi identificada nos trabalhos de Nunes *et al* (2003); Oliveira-Filho *et al* (2004); Rode *et al* (2009); Scolforo *et al* (2008) e Souza (2014), em que os dois primeiros e o último dedicaram-se ao estudo de áreas ocupadas por Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual, ou pela transição entre estas duas formações, como é o caso deste estudo. Tendo em vista o objetivo central do trabalho desenvolvido, as comparações foram realizadas entre a área de referência, Área 1, e as Áreas Amostrais 2 e 3, uma por vez.

Como evidenciaram as Tabelas 3, 5 e 6, expostas, os valores de diversidade calculados para tais áreas foram 2,232; 2,396 e 1,787, nesta ordem. Comparação exclusivamente numérica dos resultados evidencia que os dois primeiros valores distanciam-se em aproximadamente dois décimos, com o terceiro distanciando-se do primeiro em cerca de quatro décimos. Somente a aplicação do teste t de Hutcheson (1970), contudo, é capaz de avaliar estatisticamente tais diferenças, caracterizá-las como significativas ou não, e, com

isso, atestar conclusivamente a respeito da semelhança ou dessemelhança entre os valores de diversidade comparados (DURIGAN, 2012).

O nível de significância (α) adotado para a realização do teste foi de 0,05, valor comumente utilizado (GARDENER, 2017) e característico dos trabalhos de Scolforo *et al* (2008) e Souza (2014). O valor de $T_{\text{crítico}}$, ou T_{tabelado} , foi obtido tanto por meio de Beiguelman (1988) quanto pela aplicação da função estatística INV.T.BC, característica do software Microsoft EXCEL.

A formulação característica da aplicação do teste foi utilizada e a Tabela 7 reúne os valores resultantes para $T_{\text{calculado}}$ e $T_{\text{crítico}}$, relativos às duas comparações realizadas.

Tabela 7: Valores de $T_{\text{calculado}}$ e $T_{\text{crítico}}$ obtidos com a aplicação do Teste t de Hutcheson (1970)

Áreas cujos valores de diversidade (H') foram comparados	$T_{\text{calculado}}$	$T_{\text{crítico}}$
Área 1 e Área 2	0,678	2,042
Área 1 e Área 3	1,680	2,042

Como recomenda a metodologia do teste (HUTCHESON, 1970), quando o valor de $T_{\text{calculado}}$ for inferior ao de $T_{\text{crítico}}$ se aceita a hipótese nula que, no caso, corresponde à inexistência de diferença significativa entre os valores de diversidade comparados. Levando-se em consideração três casas decimais, os valores de $T_{\text{calculado}}$ foram ambos inferiores ao de $T_{\text{crítico}}$. Este, por sinal, resultou no mesmo valor para os dois casos, uma vez que o nível de significância se manteve ($\alpha=0,05$), bem como os graus de liberdade determinados (aproximadamente 30 para as duas comparações).

Verificou-se, dessa forma, a ausência de diferença significativa entre os valores de diversidade de Shannon (H') da área de referência e das áreas amostrais. Em outras palavras, as variações existentes entre a área de referência e as duas áreas amostrais, quanto aos números de espécies e de indivíduos de cada espécie, não foram suficientes para diferenciá-las.

5.6 Similaridade Florística Entre Áreas

No que diz respeito à determinação da similaridade florística entre espécies da área de referência e das Áreas 2 e 3, uma a uma, os Índices de Sorensen e Jaccard foram aplicados (DURIGAN, 2003). Não foram identificadas espécies comuns entre tais áreas, porém, pertencentes ao estrato arbóreo. Na realidade, embora as fórmulas destes índices tenham sido

aplicadas apenas para realizar os dois pares de comparações mencionados, a observação atenta da Tabela 1, mais especificamente da manifestação das espécies levantadas em suas respectivas áreas amostrais, permite notar que também não há espécies comuns entre as Áreas 2 e 3.

Enfatiza-se que a referida análise levou em consideração apenas espécies arbóreas identificadas, portadoras de diâmetro à altura do peito (D.A.P.) igual ou superior a 5,0 cm e presentes no interior das parcelas demarcadas. Por isso, não é possível atestar conclusivamente a respeito da ausência de similaridade florística no estrato arbóreo. Acredita-se que alterações como a elevação do número e área das parcelas, bem como redução do valor de D.A.P. mínimo de inclusão poderiam modificar drasticamente os resultados obtidos, não somente quanto à similaridade.

O que se manifestou no estrato regenerante deve ser contemplado neste contexto. Como mencionado ao final da abordagem qualitativa realizada sobre a Área 3, três das espécies de seu estrato regenerante foram também encontradas no estrato arbóreo da área de referência, com duas tendo sido encontradas no estrato arbóreo da Área 2. Sabe-se, portanto, que há similaridade florística entre as áreas amostrais. Porém, o levantamento de espécies regenerantes não foi aplicado de forma metódica e criteriosa, como o foi o de espécies arbóreas. Os indivíduos daquelas espécies foram registrados ao longo do caminhar no interior das parcelas, de forma assistemática, sem que tenha havido tempo hábil para listar e identificar todos os encontrados. Por esta razão foi necessário abordá-los de forma apenas qualitativa.

Nota-se, dessa forma e para o caso deste estudo, que a verossimilhança dos resultados da análise de similaridade florística seria comprometida se tais indivíduos fossem contemplados, já que a comparação se fundamentaria sobre um banco de dados incompleto, com possibilidade concreta de geração de resultados incompatíveis com a realidade das áreas.

De qualquer forma, mesmo levando-se em consideração apenas as espécies arbóreas identificadas sob o critério de inclusão adotado, o resultado alcançado é relevante. A associação entre a presença da Rodovia Municipal Domingos Innocentini e a presença da Represa Carlos Botelho (Represa do Lobo), já apontada anteriormente como elemento promotor da fragmentação e do isolamento das áreas, pode ter significativa contribuição sobre este cenário. De acordo com Magnago *et al* (2012), a reduzida interação entre fragmentos de vegetação remanescente e áreas em que o processo de sucessão secundária encontra-se em manifestação é característica de paisagens severamente fragmentadas. Ainda segundo

Magnago *et al* (2012, p. 73), tal fenômeno é capaz de comprometer “[...] a dispersão de sementes e de animais e, conseqüentemente, a regeneração do ecossistema”.

Especificamente quanto às Áreas 2 e 3, as intervenções antrópicas às quais as duas já foram submetidas podem ter contribuído para este cenário de dissimilaridade. Como já descrito, o sub-bosque da Área 2 foi alvo de procedimento de roçada mecanizada no ano de 2012, com conseqüente supressão de todas as plantas do estrato regenerante. Estas, atualmente, poderiam contribuir para a composição do estrato arbóreo. Além disso, o reduzido número de espécies zoocóricas identificadas nesta mesma área atrela-se a uma também reduzida atração da fauna dispersora, capaz de introduzir sementes de espécies características da área de referência, por exemplo, em que a Zoocoria apresenta-se como a síndrome de dispersão preponderante. Há de se citar, ainda para a Área 2, a manifestação expressiva de gramíneas exóticas invasoras em seu interior, já responsabilizadas pela formação de “colchões” sobre o solo e conseqüente comprometimento da germinação de sementes de espécies nativas (FREITAS; PIVELLO, 2005; MAGNAGO *et al.*, 2012), tanto características da área quanto dispersas pelo vento e/ou fauna.

Embora a Área 3 não tenha sofrido supressão de sub-bosque semelhante à sofrida pela Área 2, a associação entre suas reduzidas dimensões e o efeito de borda ao qual a mesma é submetida (cercada por campo aberto, pela represa e por construções) configura-se como elemento influenciador da composição de espécies de sua comunidade, bem como das interações entre elas (MIACHIR, 2009; SOUZA, 2014), com o efeito de borda já apontado por Miachir (2009) como capaz de contribuir para o desaparecimento de espécies. Em adição, é muito provável que a destacada manifestação de espécies arbóreas exóticas e invasoras na área, representadas por *Tecoma stans* e principalmente por *Leucaena leucocephala* (espécie de maior importância ecológica e portadora do maior valor de cobertura da Área 3), reflita o resultado de processos de competição travados entre espécies nativas e aquelas mencionadas, em que as últimas superaram as primeiras. A dominância exercida por espécies exóticas sobre os indivíduos componentes do estrato arbóreo reduz as chances de manifestação de similaridade florística com áreas como a de referência, carente de espécies não nativas.

Em complemento, o grupo de espécies utilizadas no plantio de restauração aplicado nas Áreas 2 e 3 também deve ser apontado como provável responsável pelo resultado obtido. Os fatores elencados não são suficientes, todavia, para justificar por completo o fenômeno de dissimilaridade identificado entre as espécies registradas no estrato arbóreo. Levantamentos aprofundados, que contemplem sistematicamente todos os estratos dos fragmentos, e

certamente mais abrangentes em área são necessários para que se possa dar maior embasamento e verossimilhança aos resultados alcançados.

5.7 Panorama Identificado e Propostas de Intervenção e Manejo

A partir dos resultados obtidos e da avaliação desenvolvida, a consulta aos nove atributos elencados por SER (2004) como característicos de ecossistemas restaurados contribui para sustentar a hipótese de que as Áreas Amostrais 2 e 3 carecem de uma série de intervenções para que suas respectivas trajetórias ecológicas alinhem-se a um cenário próximo daquele apresentado pelo ecossistema de referência, a Área 1. E levando-se em consideração a sustentabilidade ambiental, a longo prazo, o que foi obtido sugere também a necessidade de algumas ações de gestão e manejo no interior da Área 1.

Primeiramente, em relação à área de referência, o principal aspecto negativo identificado ao longo da avaliação e caracterizado, portanto, como possivelmente comprometedor do processo de sucessão secundária em manifestação foi a forte dominância exercida por espécies pioneiras no estrato arbóreo. Em complemento, o valor de diversidade (Shannon) alcançado foi inferior ao obtido para os três estudos desenvolvidos na região e explorados de forma comparativa (DURIGAN *et al.*, 2002; DURIGAN; LEITÃO FILHO; RODRIGUES, 1994; GIANNOTTI, 1988). Quanto aos resultados obtidos por meio da aplicação dos indicadores restantes, a realidade apresentada pela Área 1 apresentou-se aparentemente satisfatória, havendo similaridade entre famílias botânicas mais representativas quando da comparação com outros levantamentos desenvolvidos na região, ou sobre a mesma formação vegetal.

No que diz respeito à análise dos cenários apresentados pelas Áreas 2 e 3, optou-se por explorar individualmente as deficiências (ou mesmo a total carência) de compatibilidade para com cada um dos nove atributos elencados por SER (2004, p.4):

“1. O ecossistema restaurado contém um conjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência, fornecendo uma estrutura apropriada de comunidade.”
- A análise de similaridade florística desenvolvida permitiu notar que não houve espécies semelhantes em manifestação no estrato arbóreo entre as Áreas 2 e 3 e a Área 1, com base na área investigada e no critério de inclusão adotado. A semelhança se deu exclusivamente em relação a um reduzido número de Famílias botânicas.

“2. O ecossistema restaurado consiste de espécies indígenas até o máximo grau possível [...]” - Este não corresponde ao cenário encontrado nas Áreas 2 e 3. Na primeira

delas foi identificada uma espécie nativa não regional (*Lophantera lactescens*) e expressiva manifestação das gramíneas exóticas e invasoras *Panicum maximum* (capim-colonião) e *Brachiaria* (Syn. *Urochloa*) spp. (capim-braquiária), enquanto na Área 3 foram registrados alguns indivíduos de tais gramíneas, duas espécies arbóreas exóticas e invasoras (*Leucaena leucocephala* e *Tecoma stans*) e a espécie nativa não regional *Samanea tubulosa*.

A variedade e profundidade de abordagem dos indicadores utilizados neste estudo são insuficientes para que a realidade apresentada pelas Áreas 2 e 3 seja analisada perante tanto o atributo 3: “Todos os grupos funcionais necessários para o desenvolvimento contínuo e, ou estabilidade do ecossistema restaurado se encontram representados [...]”, quanto o atributo 4: “O ambiente físico do ecossistema restaurado possui a capacidade de suportar as populações reprodutivas das espécies necessárias para sua estabilidade contínua ou desenvolvimento ao longo da trajetória desejada”.

“5. O ecossistema restaurado aparentemente funciona de modo normal, de acordo com seu estado ecológico de desenvolvimento, não existindo sinais de disfunção.” - Acredita-se que os valores de dominância absoluta total (ou área basal total) obtidos para as Áreas 2 e 3 possam representar uma disfunção em manifestação nesses dois ecossistemas. O primeiro deles corresponde a aproximadamente duas vezes o obtido para a Área 1 e, com base na referência consultada (Durigan, 2012), é superior àquele característico de florestas tropicais nativas. O valor de área basal obtido para a Área 3 também superou o da Área 1, em praticamente 9 unidades, com a hipótese da significativa contribuição desempenhada pelo efeito de borda e a conseqüente maior exposição aos raios solares sobre tal fenômeno tendo sido aventada ao longo do estudo. Em complemento, o acúmulo de grande quantidade de matéria vegetal seca e morta sobre o solo da Área 3, característica de indivíduos arbóreos jovens mortos, também pode ser interpretada como uma disfunção neste contexto, e indicativo de que alguns dos processos funcionais que garantem a saúde de tal ecossistema talvez estejam comprometidos.

“6. O ecossistema restaurado foi integrado adequadamente com a matriz ecológica ou a paisagem, com a qual interage através de fluxos e intercâmbios abióticos e bióticos.” - Não é possível discorrer a respeito do desempenho das Áreas 2 e 3 perante este atributo, tendo em vista que os dados obtidos por meio dos indicadores e da avaliação aplicada não contemplam adequadamente tais interações, fluxos e intercâmbios. Nota-se, contudo, que a associação entre o papel fragmentador e isolador desempenhado pela Rodovia Municipal Domingos Innocentini e pela Represa Carlos Botelho, nesta ordem, e a ausência de similaridade florística entre espécies do estrato arbóreo das três áreas estudadas contribui para tangenciar o contexto

abordado pelo atributo número 6 e sustentar a hipótese de que a integração das áreas restauradas para com remanescentes vegetacionais que compõem a paisagem pode apresentar-se abalada.

“7. As ameaças potenciais à saúde e à integridade do ecossistema restaurado foram eliminadas ou reduzidas ao máximo possível.” - A avaliação conduzida permitiu a identificação de uma série de possíveis ameaças a tais atributos nas Áreas 2 e 3, notadamente passíveis de redução. Especificamente para a primeira delas, se destacaram a manifestação massiva de gramíneas exóticas e invasoras, apontadas ao longo do estudo como potencialmente comprometedoras da regeneração natural e do processo de sucessão, bem como a reduzida proporção de espécies zoocóricas, já apontadas também como capazes de contribuir para elevar o fluxo genético e a complexidade de interações entre áreas, acelerando, dessa forma, o ritmo sucessional. Para o caso particular da Área 3, credita-se a maior ameaça potencial tanto à destacada manifestação de espécies arbóreas exóticas e invasoras (sendo alarmante a dominância exercida por *Leucanea leucocephala* sobre os indivíduos da área), quanto à quase exclusividade de espécies pioneiras compondo o estrato arbóreo. Além disso, embora não se manifeste internamente ao fragmento, no estrato arbóreo, a presença dos indivíduos da espécie exótica *Syzygium cumini* (Jambolão), plantados em linha no entorno da Área 3, também pode configurar-se como uma ameaça potencial à integridade do ecossistema, tendo em vista a elevada capacidade disseminante da espécie e a já identificada manifestação de alguns de seus exemplares no estrato regenerante da Área 3.

Em adição, como possíveis ameaças comuns às duas áreas é possível mencionar o efeito de borda, ao qual se acredita que ambas encontrem-se submetidas, assim como discontinuidades do dossel apresentado, garantindo um sombreamento inferior ao característico da área de referência e potencialmente comprometedor dos processos de regeneração, como já apontado ao longo do texto. Destacar tais ameaças é especialmente importante para a realidade apresentada pela Área 2, onde há manifestação da espécie arbórea *Cedrela fissilis*, ameaçada e considerada vulnerável tanto em caráter estadual quanto nacional.

A avaliação do desempenho das Áreas 2 e 3 em relação aos atributos 8: “O ecossistema restaurado é suficientemente resiliente [...]” e 9: “O ecossistema restaurado é auto-sustentável [...]” é dependente de análise de maior complexidade em relação à desenvolvida, com a necessidade de que fosse avaliada uma gama diferenciada de indicadores, ao longo do tempo, por meio de processos de monitoramento. Nota-se, contudo, que todas as desconformidades listadas em relação aos atributos explorados sugerem um

distanciamento dos ecossistemas representados pelas Áreas 2 e 3 em relação a um cenário ideal de restauração, podendo-se ao menos suspeitar do caráter auto-sustentável das mesmas.

Sendo assim, com base em tudo o que foi constatado ao longo dos processos de levantamento e avaliação conduzidos, e principalmente nas deficiências expostas anteriormente, estruturaram-se oito propostas de intervenção e manejo, a serem aplicadas nas três áreas em conjunto ou individualmente, de acordo com o contexto abordado por cada proposta. O conjunto de ações sugeridas direciona-se a contribuir tanto para o alinhamento dos ecossistemas contidos em tais áreas às suas respectivas trajetórias ecológicas, acelerando a recuperação de sua saúde, integridade e sustentabilidade (restauração), quanto para, segundo SER (2004, p.3), “[...] garantir o bem-estar constante do ecossistema restaurado”, o que configura o manejo. Além disso, os custos de ações corretivas e de reparação tendem a ser diretamente proporcionais ao intervalo de tempo decorrido para a identificação de sua necessidade (SER, 2005), com o levantamento de tais propostas contribuindo também para a redução dos custos associados ao manejo. As oito propostas são listadas a seguir.

- i) **Manejo contínuo visando à erradicação de gramíneas exóticas invasoras**, como *Panicum maximum* (capim-colonião) e *Brachiaria* (Syn. *Urochloa*) spp. (capim-braquiária), com foco sobre a Área 2 e como recomendado por Brancalion *et al* (2012); Durigan e Engel (2012); Magnago *et al* (2012) e SER (2004, 2005).
- ii) **Controle de espécies arbóreas exóticas e invasoras**, como *Leucaena leucocephala* (Leucena) e *Tecoma stans* (Ipê-de-jardim), especialmente dedicado à Área 3 e de acordo com recomendações de Assis *et al* (2013); Brancalion *et al* (2012); Miachir (2009) e SER (2004). Recomenda-se, também, o controle da população de *Syzygium cumini*, espécie exótica em manifestação no entorno da Área 3 e já apontada como potencialmente comprometedora da composição e estrutura da comunidade vegetal do fragmento. **Condução concomitante de estudos biológicos e ecológicos** também é proposta, com o objetivo de verificar e garantir que tal controle mantenha-se associado à mínima perturbação possível sobre o desenvolvimento de espécies nativas e sobre a saúde e integridade do ecossistema como um todo.
- iii) **Identificação espacial do indivíduo de *Cedrela fissilis* na Área 2 e caracterização específica de vulnerabilidades**, para que medidas corretivas

possam ser tomadas (caso necessárias) e a preservação e reprodução da espécie possam ser estimuladas. Acredita-se que a implementação da primeira proposta (i) possa contribuir positivamente com este processo.

- iv) **Enriquecimento dos ecossistemas das Áreas 2 e 3 com espécies arbóreas regionais**, como recomendado por SER (2004, 2005), de modo a elevar a saúde genética da comunidade vegetal e torná-la, assim, mais adaptada e resiliente aos fenômenos estressores naturais do meio. Tal procedimento seria potencialmente positivo para a Área 3 (ao longo da qual foram observados indivíduos arbóreos jovens mortos), principalmente quando combinado à implementação da segunda proposta (ii).
- v) **Enriquecimento dos ecossistemas das Áreas 2 e 3 com espécies vegetais nativas regionais de outras formas de vida em relação às arbóreas**, como arbustos, ervas e epífitas, como recomendado por Martins, Miranda Neto e Ribeiro (2012). O principal objetivo desta proposta é contribuir para a elevação da diversidade e da atração sobre a fauna, bem como preencher o sub-bosque com espécies locais e tornar o ecossistema mais resistente à ocupação por exóticas invasoras.
- vi) **Enriquecimento dos ecossistemas das Áreas 2 e 3 com espécies zoocóricas nativas**, com o objetivo de atrair a fauna, como recomendado por Durigan e Engel (2012).
- vii) **Enriquecimento dos ecossistemas das Áreas 1 e 3 com espécies vegetais nativas de classes sucessionais avançadas**, como secundárias tardias e clímaces, como recomendado por Magnago *et al* (2012) e Martins *et al* (2012). O objetivo da proposta é reduzir a discrepância quanto à manifestação de espécies pioneiras e contribuir, com isso, para que o avanço sucessional não seja limitado.
- viii) **Ampliação em área dos ecossistemas contidos nas Áreas 1, 2 e 3**, com o objetivo tanto de torná-los capazes de atrair e comportar maior diversidade de flora e fauna, quanto de minimizar o impacto proporcionado pelo efeito de borda sobre a composição, estrutura e interação entre as espécies. Este procedimento é recomendado para as três áreas, embora mais enfaticamente para as Áreas 2 e 3, já que a Área 1 está inserida em um fragmento maior. Acredita-se que a concretização de tal proposta seria essencial para melhorar a

saúde da Área 3, aparentemente fragilizada e portadora da menor área dentre as três estudadas.

De acordo com SER (2005, p.8), “A restauração ecológica ficará sem sentido, a menos que haja uma garantia razoável de que o projeto do local será protegido e gerido adequadamente em um futuro indefinido”. Nota-se, dessa forma, que somente a partir de um comprometimento formal por parte dos funcionários, usuários e administradores do Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais será possível evitar retrocessos sobre o nível de restauração ora alcançado, como foram as iniciativas de supressão do sub-bosque da Área 2, em 2012, e fazer tornar factível a implementação das propostas de manejo e intervenção listadas.

É importante se enfatizar, neste contexto, que a descrição do ecossistema de referência deste estudo fundamentou-se sobre a caracterização de apenas um sítio, a Área 1, e que a trajetória ecológica trilhada por uma área restaurada ou em restauração partilha da mesma dinamicidade e variabilidade de processos e interações que compõem uma referência, englobando, segundo SER (2004, p.7), “[...] uma gama ampla, porém limitada de possíveis expressões ecológicas no transcorrer do tempo”, cuja completude de descrição é, ainda, inviável.

Reforça-se, assim, que as observações estabelecidas quanto à restauração alcançada pelas áreas de estudo são insuficientes para afirmar categoricamente a respeito da concretização dos riscos e ameaças levantados, os quais residem exclusivamente no campo das hipóteses. Seu embasamento pode ser enriquecido e o potencial de concretização melhor explorado por meio da composição de uma referência a partir de um mais diverso e qualificado aporte de fontes e sítios, de maneira a torná-la, de acordo com SER (2005, p.11), “[...] suficientemente completa para acomodar a amplitude das extremidades potenciais que possam ser razoavelmente esperadas”. Da mesma forma, o acompanhamento de indicadores com maior rigor técnico e ao longo do tempo, configurando procedimentos de monitoramento, permitiria contribuir para tal processo e permitir que os nove atributos de ecossistemas restaurados expostos por SER (2004) fossem explorados com maior segurança. Possíveis ações de intervenção e manejo seriam, dessa forma, mais bem direcionadas e potencialmente mais eficazes.

Especificamente quanto à exploração de indicadores com maior rigor técnico, acredita-se que alguns indicadores utilizados neste estudo, entre quantitativos e qualitativos, poderiam ter sido abordados por meio de metodologia mais consistente. Destacou-se, neste

contexto, a maneira como o sombreamento do solo proporcionado pelo dossel foi estimado, visto que a análise visual, embora executada sempre pelo mesmo avaliador, é demasiadamente superficial, carregada de subjetividade e apresenta abertura para a manifestação de erros, comprometendo a credibilidade dos resultados obtidos e gerando insegurança para a condução de análises comparativas.

Tendo em vista o papel contundente desempenhado pelo sombreamento sobre a regeneração natural no sub-bosque e sobre o controle de gramíneas exóticas (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010), bem como a amplitude de estimativas de porcentagem de sombreamento verificada para as Áreas 2 e 3, sugere-se a avaliação deste indicador estrutural de forma mais criteriosa, com base em medições ao longo do tempo, que considerem a angulação de incidência dos raios solares e não somente a estação com os menores índices pluviométricos e associada, portanto, aos maiores índices de perda foliar, como ocorreu neste estudo, para as Áreas 1 e 2. Durigan (2012) expõe em seu trabalho cinco métodos distintos para a determinação da proporção do terreno ocupada pela projeção vertical do dossel, com apenas um deles associando-se a estimativas visuais, e outros dois tendo sido aplicados nos estudos de Durigan *et al* (2002) e Souza (2014).

Em complemento, acredita-se que o acúmulo da camada de serapilheira sobre o solo também se aplique ao mesmo cenário, carecendo de análise de maior rigor técnico. Como apontado por Souza (2009), a simples identificação de acúmulo de matéria orgânica sobre o solo, na forma de serapilheira, já é um indicativo das taxas de decomposição e estabelecimento de condições nutritivas e microclimáticas que favorecem a germinação e a consequente elevação da produtividade primária do sistema. Neste aspecto, a determinação de um valor aproximado de espessura da camada de serapilheira presta-se a tal identificação. A problemática reside, contudo, nas reduzidas possibilidades comparativas associadas, tendo em vista que grande parte dos estudos retrata o aporte de serapilheira em termos de produção anual, em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, e a carência de comparação dificulta a atribuição de significado aos resultados obtidos.

Recomenda-se, dessa forma, a abordagem do aporte de serapilheira sobre o solo na forma de produção anual, em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, o que demanda a condução de análise ao longo do tempo, como recomendado para a estimativa do sombreamento proporcionado pelo dossel. O estudo de Souza (2009) contempla valores de produção anual característicos de alguns tipos vegetais, bem como metodologias associadas a esta abordagem e à condução de análises químicas dedicadas à determinação de micro e macronutrientes contidos na serapilheira.

6. CONCLUSÃO

Com base na aplicação dos indicadores qualitativos e quantitativos de estrutura, composição e funcionamento selecionados, no levantamento florístico desenvolvido e nas análises fitossociológicas e de similaridade conduzidas é possível dizer que o estágio de restauração alcançado pelas áreas estudadas foi suficientemente caracterizado, a avaliação ecológica do processo de sucessão secundária em manifestação foi devidamente concretizada e os objetivos propostos para a condução deste estudo foram satisfatoriamente cumpridos.

A adoção da Área 1 como o ecossistema de referência e a exploração de todos os indicadores escolhidos para o levantamento de suas particularidades biológicas e ecológicas associadas permitiu a condução de análises comparativas em relação às Áreas 2 e 3, a identificação de dissimilaridades e de aparentes deficiências do processo de restauração, assim como viabilizou o levantamento de filtros ecológicos em potencial e elementos possivelmente comprometedores da saúde, da integridade e/ou da sustentabilidade destas áreas, incompatíveis com o alcance e manutenção de seu caráter autossustentável, em longo prazo, caso sua manifestação seja desencadeada ou deixe de ser controlada ou erradicada. A proposição de ações de intervenção e manejo foi devidamente incorporada a este contexto, desta forma, no intuito de contribuir para a implementação tanto de ações de controle e erradicação quanto de enriquecimento da comunidade vegetal.

O desenvolvimento de investigações semelhantes, porém fundamentadas na alocação de um maior número de unidades amostrais, de dimensões e distribuição mais amplas, capazes de contemplar variados estratos e formas de vida da comunidade vegetal, foi identificado como elemento essencial para elevar a representatividade dos dados obtidos e garantir maiores consistência e direcionamento às constatações e comparações realizadas, bem como às hipóteses e propostas estruturadas. A descrição de um ecossistema referencial a partir de um mais completo e diversificado aporte de fontes também contribuiria substancialmente para tais melhorias, assim como o monitoramento de indicadores de caráter quantitativo (quando possível) com base em maior rigor técnico.

Há de se reiterar, em complemento, que a realidade de degradação de remanescentes florestais a partir de ações antrópicas, como as que se manifestaram nas três áreas estudadas há mais de dez anos, ou aquela inadvertidamente promovida na Área 2, em 2012, infelizmente é comum no Brasil, e todo o esforço empenhado em projetos de pesquisa, fiscalização e iniciativas na área só será efetivo se for acompanhado de uma reeducação ambiental e da conscientização do papel do ser humano como parte da natureza.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP 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**, London, v.161, n.2, p.105-121, 2009. Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/downloads/APG1.pdf>>. Acesso em: 22 de fevereiro de 2017.
- AQUINO, C.; BARBOSA, L. M. Classes sucessionais e síndromes de dispersão de espécies arbóreas e arbustivas existentes em vegetação ciliar remanescente (Conchal, SP), como subsídio para avaliar o potencial do fragmento como fonte de propágulos para enriquecimento de áreas revegetadas no rio Mogi-Guaçu, SP. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.33, n.2, p.349-358, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v33n2/a16v33n2>>. Acesso em: 21 de fevereiro de 2017.
- ASSIS, G. B. et al. Uso de espécies nativas e exóticas na restauração de matas ciliares no estado de São Paulo: 1957 – 2008. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.4, p.599-609, jul./ago. 2013. Disponível em:< <http://www.scielo.br/pdf/rarv/v37n4/03.pdf>>. Acesso em: 04 de abril de 2017.
- BARBOSA, J. M. et al. Ecologia da dispersão de sementes em florestas tropicais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 2.ed. Viçosa, MG: UFV, 2012. p.85-106.
- BARBOSA, L. M. et al. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. Em Anais do VI Simpósio de Restauração Ecológica. Coordenação Especial para Restauração de Áreas Degradadas, Núcleo de Pesquisa RBASP & PEFI, Centro de Pesquisa Jardim Botânico e Reservas, **Instituto de Botânica**, São Paulo, Brasil, 2015. Disponível em:< http://botanica.sp.gov.br/files/2016/01/Lista_de_especies_de_SP_CERAD-IBT-SMA_2015.pdf>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2017.
- BEIGUELMAN, B. A distribuição normal. In: BEIGUELMAN, B. **Curso prático de bioestatística**. Ribeirão Preto: Revista Brasileira de Genética, 1988. p. 102-104.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: UFV, 2012. p. 262-293.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Reconhece a Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção. Portaria n.443, de 17 de dezembro de 2014. Publicado na DOU de 18-12-2014, Seção I, Pág.110-121. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/static/pdf/portaria_mma_443_2014.pdf>. Acesso em: 22 de fevereiro de 2017.
- BUDOWSKI, G. Distribution of Tropical American Rain Forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-42, jan. - mar.1965. Disponível em:< <http://www.sidalc.net/repdoc/A5453i/A5453i.pdf>>. Acesso em: 09 de junho de 2017.

CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA. **Lista vermelha**. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>>. Acesso em: 11 de fevereiro de 2017.

CIRCULAR TÉCNICA, 132. Colombo: Embrapa Florestas, 2007. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPF-2009-09/42344/1/Circular132.pdf>>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2017.

DELGADO, J. M. et al. Plano de Manejo Integrado das Unidades de Itirapina – SP. São Paulo: IF, 2004. 153 p. (Série Registros, n.27).

DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H.F.; RODRIGUES, R.R. 1994. Phytosociology and structure of a frequently burnt cerrado vegetation in SE-Brazil. **Flora** **189**:153-160. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0367253017305820> >. Acesso em: 06 de abril de 2017.

DURIGAN, G. et al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.4, p.371-383, dez. 2000. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/rbb/v23n4/a03v23n4.pdf>>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2017.

DURIGAN, G. et al. Caracterização de dois estratos da vegetação em uma área de Cerrado no município de Brotas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** [online], v.16, n.3, p.251-262, 2002. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/abb/v16n3/15392.pdf>>. Acesso em: 11 de fevereiro de 2017.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba, Ed. da Universidade Federal do Paraná, Fundação O Boticário de proteção à natureza, 2003. p.455-479.

DURIGAN, G; ENGEL, V. L. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: UFV, 2012. p.41-68.

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 2.ed. Viçosa, MG: UFV, 2012. p.294-325.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 3-25.

Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em:<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 10 de junho de 2017.

FREITAS, G. K. De ; PIVELLO, V.R. A Ameaça das Gramíneas Exóticas à Biodiversidade. **O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação – Parque Estadual de Vassununga**. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SP, p. 234-248, 2005. O desafio da conservação dos recursos naturais na região – A ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. Disponível em: <<http://ecologia.ib.usp.br/lepac/conservacao/Artigos/cap22.pdf>>. Acesso em: 03 de abril de 2017.

GARDENER, M. Community Ecology. In: GARDENER, M. **Statistics for Ecologists Using R and Excel: Data Collection, Exploration, Analysis and Presentation**. Exeter, United Kingdom: Pelagic Publishing, 2017. 324 p. Disponível em:<<http://www.dataanalytics.org.uk/Publications/S4E2e%20Support/exercises/Comparing%20shannon%20diversity.htm>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2017.

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. 213p. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1988. Disponível em:<<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=000048540&fd=y>>. Acesso em: 10 de abril de 2017.

GONÇALVES, E. G.; LORENZI, H. **Morfologia vegetal: organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares**. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2007. 416 p.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, v.29, p.151-154, Oct.1970. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022519370901244>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2017.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS. **Identificação de Espécies Florestais**. Disponível em: <<http://www.ipef.br/identificacao/>>. Acesso em: 18 de janeiro de 2017.

IVANAUSKAS, N. M.; ASSIS, M. C. Formações florestais brasileiras. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 2.ed. Viçosa, MG: UFV, 2012. p.107-140.

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

LORENZI, H. et al. **Árvores exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas**. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2003. 368p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5.ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008. 1 V.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 3.ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2009a. 2 V.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 1.ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2009b. 3 V.

LUCIANO, F. W. et al. Teores de carbono em espécies da Floresta ombrófila mista e efeito do grupo ecológico. **CERNE**, Lavras-MG, v.20, n.4, p.613-620, 2014. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/744/74432626015.pdf>>. Acesso em: 21 de fevereiro de 2017.

MAGNAGO, L.F.S. et al. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: UFV, 2012. p.69-100.

MARTINS, S. V. et al. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 2.ed. Viçosa, MG: UFV, 2012. p.21-52.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: UFV, 2012. p.17-40.

MIACHIR, J. I. **Caracterização da vegetação remanescente visando à conservação e restauração florestal no município de Paulínia – SP**. 2009. 135 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009. Disponível em: <http://lerf.eco.br/img/publicacoes/2009_12%20Caracteriza%C3%A7%C3%A3o%20da%20vegeta%C3%A7%C3%A3o%20remanescente%20visando%20%C3%A0%20conserva%C3%A7%C3%A3o%20e%20restaura%C3%A7%C3%A3o%20florestal%20no%20munic%C3%ADpio%20de%20Paul%C3%ADnia%20-%20SP.pdf>. Acesso em: 06 de março de 2017.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, n.2, p.58-62, fev. 1995. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/49757343_Edge_Effects_in_Fragmented_Forests_Implications_for_Conservation>. Acesso em: 08 de junho de 2017.

NUNES, Y. R. F. et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v.17, n.2, p. 213-229, 2003. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062003000200005>. Acesso em: 13 de fevereiro de 2017.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988. 434 p.

OESTREICH-FILHO, E. **Fitossociologia, diversidade e similaridade entre fragmentos de cerrado stricto sensu sobre neossolos quartzarênicos órticos, nos municípios de Cuiabá e Chapada dos Guimarães, estado de Mato Grosso, Brasil**. 2014. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) – Faculdade de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá. 2014. Disponível em:<<http://www.ufmt.br/ufmt/unidade/userfiles/publicacoes/4cee2f0125b1aeca9dd563566dd2ddc.pdf>>. Acesso em: 13 de fevereiro de 2017.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.27, n.2, p.291-309, abr./jun. 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbb/v27n2/v27n2a09.pdf>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2017.

RAMOS, V. S. et al. **Árvores da floresta estacional semidecidual**: guia de identificação de espécies. 2.ed. São Paulo: EDUSP, 2015. 320p.

RENNER, R. M. et al. **Comportamento de espécies florestais plantadas pelo Programa Mata Ciliar no estado do Paraná**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2010. 36p. (Documentos / Embrapa Florestas, ISSN 1517-526X; 196). Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/878572/1/Doc.196ProgramaMataCiliar.pdf>>. Acesso em: 13 de fevereiro de 2017.

RODE, R. et al. Comparação florística entre uma floresta ombrófila mista e uma vegetação arbórea estabelecida sob um povoamento de *Araucaria angustifolia* de 60 anos. **CERNE**, Lavras-MG, v.15, n.1, p.101-115, jan./mar. 2009. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/744/74413015013.pdf>>. Acesso em: 07 de março de 2017.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. Portaria CBRN n.01, de 2015. Publicado no Diário Oficial do Estado de São Paulo em 17 de janeiro de 2015 – Poder Executivo – Seção I, São Paulo, São Paulo, 125 (11) 45,46. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/cbrn/2016/12/2015_1_15_Procotolo_monitoramento_restauracao_vfinal.pdf>. Acesso em: 22 de fevereiro de 2017.

SCOLFORO, J. R. et al. Diversidade, equabilidade e similaridade no Domínio da Caatinga. In: MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T.(Ed.). **Inventário florestal de Minas Gerais - Floresta Estacional Decidual**: Florística, estrutura, diversidade, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e áreas aptas para manejo florestal. Lavras: UFLA, 2008. cap. 6, p.117-134. Disponível em: <<http://www.inventarioflorestal.mg.gov.br/publicacoes/decidual/capitulo06.pdf>>. Acesso em: 14 de fevereiro de 2017.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. Gabinete do Secretário. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. Resolução SMA n.32, de 03 de abril de 2014. Publicada no DOE de 05-04-2014, Seção I, Pág.36-37. Disponível em: <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-032-2014-a.pdf>>. Acesso em: 22 de fevereiro de 2017.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. Gabinete da Secretária. Publica a segunda revisão da lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. Resolução SMA n.57, de 05 de junho de 2016. Publicada no DOE de 30-06-2016, Seção I, Pág.69-71. Disponível em:<<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-057-2016-subst-300616.pdf>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2017.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. 2004. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. Tucson, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 19 de fevereiro de 2017.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL, CLEWELL, A.; RIEGER, J.; MUNRO, J. **Diretrizes para desenvolver e gerenciar projetos de restauração ecológica**. Tucson, 2005. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 19 de fevereiro de 2017.

SOUZA, L. M. D. **A regeneração natural como indicador de sustentabilidade em áreas em processo de restauração**. 2014. 127 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal – Restauração de Áreas Degradadas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2014. Disponível em: <<http://repositorio.ufla.br/bitstream/1/4797/1/TESE%20Regenera%C3%A7%C3%A3o%20natural%20como%20indicador%20de%20sustentabilidade%20em%20%C3%A1reas%20em%20processo%20de%20restaura%C3%A7%C3%A3o.pdf>>. Acesso em: 13 de fevereiro de 2017.

SOUZA, M. C. S. D. **Monitoramento de sistemas agroflorestais para recuperação de áreas degradadas da floresta ombrófila densa: caso de Paraty - RJ**. 2009. 83 f. Dissertação (Mestrado em Agroecologia e Desenvolvimento Rural) – Universidade Federal de São Carlos. Araras, 2009. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/81/2594.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 03 de junho de 2017.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2005. 640 p.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.20, n.3, p.533-552, jul./set. 2010. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/2067/1246>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2017.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. 1ª ed. São Paulo: McGraw Hill do Brasil, 1975. 245 p.