

UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA – UNIARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO-MESTRADO/DOCTORADO EM
DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL E MEIO AMBIENTE

**CARACTERIZAÇÃO ARBOREA DE DUAS ESTRUTURAS DE VEGETAÇÃO:
MATA CILIAR E FRAGMENTO DE VEGETAÇÃO LOCALIZADO NA FAZENDA
MONTE LIBANO ARARAQUARA-SP. VISANDO A PROPOSTA DO CORREDOR
ECOLÓGICO**

JOÃO CARLOS RODRIGUES

ORIENTADOR (a): PROF.^a DR. FLÁVIA CRISTINA SOSSAE
CO-ORIENTADOR: PROF. DR. GUILHERME ROSSI GORNI

ARARAQUARA – SP

2018

UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA – UNIARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO-MESTRADO/DOCTORADO EM
DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL E MEIO AMBIENTE

**CARACTERIZAÇÃO ARBOREA DE DUAS ESTRUTURAS DE VEGETAÇÃO:
MATA CILIAR E FRAGMENTO DE VEGETAÇÃO LOCALIZADO NA FAZENDA
MONTE LIBANO ARARAQUARA-SP. VISANDO A PROPOSTA DO CORREDOR
ECOLÓGICO**

JOÃO CARLOS RODRIGUES

Dissertação de Mestrado apresentado à
Disciplina Metodologia da Pesquisa
científica do Programa de Pós-Graduação
Mestrado/Doutorado em
Desenvolvimento Territorial e Meio
Ambiente

ARARAQUARA – SP

2018

FICHA CATALOGRÁFICA

R613c Rodrigues, João Carlos

Caracterização arbórea de duas estruturas de vegetação: mata ciliar e fragmento de vegetação localizado na fazenda Monte Líbano Araraquara-SP visando a proposta do corredor ecológico/João Carlos Rodrigues. – Araraquara: Universidade de Araraquara, 2018.
114f.

Dissertação (Mestrado)- Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente- Universidade de Araraquara-UNIARA

Orientador: Profa.Dra. Flávia Cristina Sossae
Co-Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

1. Levantamento florístico. 2. Fitossociologia. 3. Mata ciliar.
I. Título.

CDU 577.4

AGRADECIMENTOS

Aos meu pai e avos (in memoriam) e mãe, pelo amor, cuidado e amizade que iluminam minha existência;

Aos amigos pelo apoio na revisão, contribuição na tradução do Abstract e ajuda na caminhada da dissertação;

A Prof. Dr.^a Flávia Cristina Sossae e ao Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni, pela amizade, orientação e ensinamentos e pela oportunidade de desenvolver esse trabalho.

Ao Programa de pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente da UNIARA e todos os seus professores, pelo empenho na construção do conhecimento em busca de uma vida melhor;

A Prof.^a Dr.^a Vera Lucia S. Bota Ferrante pela amizade, por partilhar sua experiência em sala de aula e ensinamentos; Ao Prof. Dr. José Maria Gusman Ferraz e Prof. Dr. Oriowaldo Queda pelas contribuições dadas ao artigo para o Exame de Qualificação, as quais foram incorporadas à dissertação;

Prof. Dr. Zildo Gallo que enriqueceram nossas experiências de vida; A Ivani Urbano da secretaria do Programa de pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente da UNIARA, sempre presentes nos auxiliando nas dificuldades do dia a dia;

Silvinha Correa da secretaria do Programa de pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente da UNIARA PPGADR, sempre presente nos auxiliando nas dificuldades do dia a dia;

Um agradecimento especial à minha mulher que contribuiu com seus conhecimentos de informática, na formatação final da dissertação e paciência e minha filha fonte de aprendizado, carinho e amor, que me conduzem a minha caminhada.

RESUMO – As formações ciliares não podem ser discutidas sem considerar sua inserção no contexto do uso e ocupação do solo brasileiro, a degradação das áreas ciliares sempre foi e continua sendo fruto da expansão desordenada das fronteiras agrícolas brasileira. Com a retirada da vegetação nativa o solo fica exposto às intempéries, provocando modificações nos ecossistemas. Para minimizar esses impactos uma das melhores estratégias para recuperação dos solos expostos é através do plantio de mudas que acelera o processo da cobertura vegetal e auxilia a regeneração natural.

O estudo foi realizado em uma área pertencente à fazenda Monte Líbano composta por 53 alqueires situada no município de Araraquara. A amostragem da vegetação arbórea foi composta por 20 parcelas medindo 20 x 50 com intervalos entre os pontos de 20 metros para mata ciliar e a mesma medidas das parcelas com intervalos aleatórios para o fragmento de vegetação. Foram realizados estudos florísticos e fitossociológicos como: parâmetros da frequência, densidade e dominância das duas estruturas de vegetação, caracterizando através do estudo as comunidades vegetais, utilizando os dados obtidos para indicar a importância das plantas arbóreas como subsídios para a conservação ou recuperação das áreas estudadas. As duas áreas estudadas com 20.000m² apresentou 1295 indivíduos arbóreos com 26 famílias e 64 espécies. Também foi identificado e padronizado a nomenclatura específica para cada formação ciliar de acordo com a classificação do IBGE da vegetação brasileira. Em cada parcela foram amostrados todos os indivíduos arbóreos vivos com (PAP) perímetro à altura do peito ou a 1,3m do solo, os indivíduos com PAP = ou > 15 centímetros foram catalogados e identificados. E para análise dos dados foi utilizado o software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2011), onde foram calculados os parâmetros de riqueza das famílias e espécies, foi comparado a diversidade e similaridade entre essas duas comunidades estabelecendo um manejo com maior eficiência para formação de um corredor ecológico.

Palavra-chave: Levantamento florístico; fitossociologia; Mata Ciliar

ABSTRACT - The ciliary formations can not be discussed without considering their insertion in the context of the use and occupation of the Brazilian soil. The degradation of the ciliary areas has always been and continues to be a consequence of the disorderly expansion of the Brazilian agricultural frontiers. Because of the removal of native vegetation, the soil is exposed to the elements, causing changes in ecosystems. To minimize these impacts, one of the best strategies for recovering exposed soils is the planting of seedlings that accelerates the process of plant cover and aids natural regeneration. The analyse was developed in an area belonging to the Fazenda Monte Líbano, composed of 53 alqueires and located in Araraquara county. The sampling of the arboreal vegetation was composed of 20 plots measuring 20 x 50 with intervals between the points of 20 meters for ciliary forest and the same measures of the plots with random intervals for the fragment of vegetation. Floristic and phytosociological analyses were performed as: parameters of frequency, density and dominance parameters of the two vegetation structures, characterizing through the analyse the vegetal communities using the data obtained to indicate the importance of the plants as subsidies for the conservation or recovery of the areas analysed. The two areas analysed with 20,000 m² revealed 1,295 arboreal individuals with 26 families and 64 species. And the specific nomenclature for each ciliary formation was also identified and standardized according to the IBGE classification of Brazilian vegetation. In each plot were sampled all living arboreal individuals with (PAP) perimeter at chest height or 1.3m from the soil, individuals with measures equal to or greater than 15 cm were cataloged and identified. To analyze the data, the software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2011) was used, where the wealth parameters of the families and species were calculated, comparing the diversity and similarity between these two communities, establishing a more efficient management for the formation of an ecological corridor.

Keywords: performing the floristic; phytosociological analyse; ciliary forest

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Localização da área de estudo em relação à área urbana destacando trajeto do córrego Ribeirão das Cruzes.....	33
Figura 2 Localização da Fazenda Monte Líbano demonstrando a áreas de estudo, mata ciliar (C1) e morro (C2) do córrego Ribeirão das Cruzes no município de Araraquara – SP.....	33
Figura 3 Localização da área de estudo - Mata ciliar (C1) em trecho do córrego Ribeirão das Cruzes da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.....	34
Figura 4 Localização da área de estudo – Fragmento de mata (C2) do córrego Ribeirão das Cruzes localizado na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.....	34
Figura 5 Localização do procedimento amostral, C1- número de parcelas localizada na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.....	36
Figura 6 Localização do procedimento amostral, C2 – número de parcelas localizada na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.....	36
Figura 7 Porcentagem de espécies por famílias mais encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	43
Figura 8 Espécies de maior ocorrência na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. <i>Calophyllum brasiliensis</i> (Guanandi), <i>Styrax pohlii</i> (Benjoeiro) e <i>Tapirira guianensis</i> (Peito de pomba).....	43
Figura 9 Espécies de menor ocorrência na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. <i>Tabernaemontana hystrix</i> (Leiteiro), <i>Ficus insipida</i> (Figueira do Brejo) e <i>Genipa americana</i> (Jenipapo).....	44
Figura 10 Porcentagem das espécies por famílias mais encontradas no fragmento de vegetação da Fazenda Monte Líbano Araraquara – SP.....	50
Figura 11 Espécies de maior ocorrência no Fragmento de vegetação – morro (C2) pertencente à Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. <i>Gallesia integrifolia</i> (Pau d’ alho), <i>Albizia polycephala</i> (Angico branco) e <i>Carinaria estrellensis</i> (Jequitibá branco).....	50
Figura 12 Espécies de menor ocorrência no Fragmento de vegetação – morro (C2) pertencente à Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. <i>Croton floribundus</i> (Capixingui), <i>Cedrela fissilis</i> (Cedro rosa) e <i>Aloysia virgata</i> (Lixeira).....	51
Figura 13 Frequência absoluta (AbsFr) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	57

Figura 14 Densidade relativa (RelDe) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	57
Figura 15 Frequência relativa (RelFr) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	58
Figura 16 Dominância relativa (RelDo) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	58
Figura 17 Índice de valor de importância (IVI) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	58
Figura 18 Índice de valor de cobertura (IVC) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.	59
Figura 19 Espécies de maior frequência absoluta na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. <i>Calophyllum brasiliensis</i> (Guanandi), <i>Guarea guidoni</i> (Marinheiro) e <i>Tapirira guianensis</i> (Peito de pomba).	59
Figura 20 Espécies de menor frequência absoluta na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. <i>Ficus insipida</i> (Figueira do Brejo), <i>Tabernaemontana hystrix</i> (Leiteiro) e <i>Nectandra megapotamica</i> (Canelinha).....	60
Figura 21 Frequência absoluta (AbsFr) das espécies encontradas na mata ciliar na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	64
Figura 22 Densidade Relativa (RelDe) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	64
Figura 23 Frequência relativa (RelFr) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.....	64
Figura 24 Número indivíduos (NInd) encontrados na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano Araraquara –SP.....	65
Figura 25 Dominância relativa (RelDo) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	65
Figura 26 Índice de valor de importância (IVI) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	65
Figura 27 Índice de valor de cobertura (IVC) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	66
Figura 28 Frequência absoluta (AbsFr) das famílias encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	69
Figura 29 Frequência relativa (RelFr) das famílias encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	69

Figura 30 Densidade relativa (RelDe) das famílias no Fragmento de vegetação - Morro (C2) da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	69
Figura 31 Dominância relativa (RelDo) das famílias no Fragmento de vegetação - Morro (C2) da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	70
Figura 32 Índice de valor de importância (IVI) das famílias encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	70
Figura 33 Índice de valor de cobertura (IVC) das famílias encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	70
Figura 34 Espécies de maior frequência absoluta no fragmento de vegetação – morro (C2) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. <i>Gallesia integrifolia</i> (Pau d´alho), <i>Carinaria estrellensis</i> (Jequitiba Branco) e <i>Savia dictyocarpa</i> (Guaraiuva).....	71
Figura 35 Espécies de menor frequência absoluta no fragmento de vegetação – morro (C2) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. <i>Moldenhawera floribunda</i> (Cainga), <i>Trema micranta</i> (Pau Pólvora) e <i>Aloysia virgata</i> (lixreira).....	72
Figura 36 Frequência absoluta (AbsFr) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	76
Figura 37 Densidade Relativa (RelDe) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	77
Figura 38 Frequência relativa (RelFr) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	77
Figura 39 Número de amostras (NA _m) das espécies com maior e menor ocorrência encontradas no fragmento de morro da Fazenda Monte Líbano Araraquara – SP.....	77
Figura 40 Número indivíduos (N _{Ind}) encontrados no fragmento de vegetação - morro (C2) na Fazenda Monte Líbano Araraquara – SP.....	78
Figura 41 Dominância relativa (RelDo) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	78
Figura 42 Índice de valor de importância (IVI) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	78
Figura 43 Índice de valor de cobertura (IVC) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação – Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.....	79
Figura 44 Vista da área de estudo –Mata ciliar (C1) do córrego Ribeirão das Cruzes localizado na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.	83
Figura 45 Vista da área de estudo – Fragmento de mata (C2) do córrego Ribeirão das Cruzes localizado na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.....	84

Figura 46 Diagrama ilustrado do rio Ribeirão das Cruzes, localizado na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – São Paulo. A: (C1) Área permanentemente alagada; B: (C2) Área bem drenada; C: (corredor ecológico) Proposta de reflorestamento; D: Área sazonalmente alagada.....	86
Figura 47 Proposta para corredor ecológico ligando a mata ciliar com o fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP.....	89
Figura 48 Vista do corredor ecológico com medidas de 30 x 102 metros ligando a mata ciliar do córrego Ribeirão das Cruzes com o fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP.....	90
Figura 49 Modelo para proposta do plantio no corredor ecológico ligando a mata ciliar do córrego Ribeirão das cruces com o fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP.....	92

LISTA DE TABELA

Tabela 1 Tabela de georreferenciamento em UTM das parcelas, localização (Frente) início da trilha, (Fundo) final da trilha da mata ciliar C1 localizado na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP	37
Tabela 2 Tabela de georreferenciamento em UTM das parcelas, localização (Frente) início da trilha, (Fundo) final da trilha do fragmento C2 localizado na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP	38
Tabela 3 Famílias com maior e menor ocorrência de espécies encontradas na mata ciliar (C1) na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP. Legenda: NSpp = Número de espécies e %Spp = Porcentagem de Espécies.....	41
Tabela 4 Espécies encontradas na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara - SP. Legenda: Classe Sucessional (CL): P = pioneira e secundária inicial, NP = secundária tardia e clímax; Origem (O): E = exótica, N = nativa; Sínd	42
Tabela 5 Famílias com maior e menor ocorrência de espécies encontradas no fragmento de vegetação (C2) na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara- SP. Legenda: NSpp = Número de espécies e %Spp = Porcentagem de Espécies.....	48
Tabela 6 Espécies encontradas no fragmento de vegetação - morro (C2) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara - SP. Legenda: Classe Sucessional (CL): P = pioneira e secundária inicial, NP = secundária tardia e clímax; Origem (O): E = exótico	49
Tabela 7 Parâmetros estatísticos das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. Legenda: NInd = Número de indivíduos; ReIDe = Densidade Relativa; NAm = Número de amostra; AbsFr = Frequência absoluta; ReIFr =	54
Tabela 8 Parâmetros estatísticos das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda da Monte Líbano no município de Araraquara – SP. Legenda: NInd = Numero de indivíduos; ReIDe = Densidade Relativa; NAm = Numero de amostra; AbsFr = Frequência absoluta; ReIFr	60
Tabela 9 Parâmetros estatísticos das Famílias encontradas no fragmento de vegetação – Morro (C2) na Fazenda da Monte Líbano no município de Araraquara – SP. Legenda: NInd = Número de indivíduos; AbsDe= Densidade Absoluta; ReIDe = Densidade Relativa; NAm = Número	67
Tabela 10 Parâmetros estatísticos das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) Legenda: NInd = número de indivíduos; ReIDe = Densidade Relativa; NAm = Numero de amostra; AbsFr = Frequência absoluta; ReIFr = Frequência relativa; ReIDo = Dominância	72

Tabela 11 Comparação da C1 e C2 com maiores e menores valores encontradas na mata ciliar da Fazenda Monte Líbano Araraquara – SP. Classe Sucessional (CL): P = pioneira e secundária inicial, NP = secundária tardia e clímax, Dispersão de sementes (DS): Z = zoocoria	83
Tabela 12 Proposta lista de espécies para plantio no corredor ecológico ligando a mata ciliar com o fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP.....	91
Tabela 13 Avifauna observada na mata ciliar e no fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP	93

LISTA DE ABREVIATURAS

item	abreviação	parâmetro
1	%Ram	Porcentagem ramificados
2	%Spp	Porcentagem das espécies
3	AbsDe	Densidade absoluta
4	AbsDo	Dominância absoluta
5	AbsFr	Frequência absoluta
6	AbsVol	Volume absoluto
7	AreaBas	Área basal
8	DiâmMédRam	Diâm. Médio dos Ramos
9	DiâmRam	Diâm. dos Ramos
10	dpAlt	Desvio padrão Altura
11	dpDia	Desvio padrão Diâmetro
12	dpDiâmRam	Desvio padrão Diâmetros dos Ramos
13	dpDist	Desvio padrão da distância
14	dpNInd	Desvio padrão no. indivíduos
15	dpVol	Desvio padrão de volume
16	IVC	Índice de valor de cobertura
17	IVI	Índice do valor de importância
18	MaxAlt	Altura máxima
19	MaxDia	Diâmetro máximo
20	MaxNRam	No. máx. de ramos
21	MaxRam	Maior ramo
22	MaxVol	Volume máximo
23	MédAlt	Altura média
24	MédDia	Diâmetro média
25	MédDist	Distância média
26	MédNRam	Nº média de ramos
27	MédVol	Volume médio
28	MinAlt	Altura mínima
29	MinDia	Diâmetro mínimo
30	MinNRam	Nº. mín. de ramos
31	MinRam	Menor ramo
32	MinVol	Volume mínimo
33	NAlt	Nº para altura
34	NAm	Nº. de amostras
35	NDist	Nº para distâncias
36	NDom	Nº para dominância
37	NInd	Nº de indivíduos
38	NIndRam	Nº de Indivíduos Ramificados
39	NoVol	Nº para volume
40	NSpp	Nº de espécies
41	Obs.	Observações
42	RelDe	Densidade relativa
43	RelDo	Dominância relativa
44	RelFr	Frequência relativa
45	RelVol	Volume relativo
46	TotRam	Nº de ramos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
1.1	Mata Ciliar: definições e aspectos históricos.....	15
1.2	Definições e estudos Fitossociológicos	18
1.3	Recuperação de áreas degradadas: definições e aspectos históricos	19
1.4	Corredor ecológico: definições e aspectos históricos.....	24
2	JUTIFICATIVA.....	28
3	OBJETIVOS	30
3.1	Objetivo Geral	30
3.2	Objetivo específicos	30
4	MATERIAL E MÉTODOS DA PESQUISA.....	31
4.1	Caracterização da Área de estudo	31
4.2	Procedimento Amostral	35
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
5.1	Levantamento Florístico	40
5.1.1	Mata ciliar (C1).....	40
5.1.2	Fragmento de vegetação - Morro (C2).....	47
5.2	ESTUDOS FITOSSOCIOLÓGICOS	53
5.2.1	Mata ciliar (C1) - Família	53
5.2.2	Mata Ciliar (C1) - Espécies	59
5.2.3	Fragmento de Vegetação – Morro (C2) – Famílias.....	66
5.2.4	Fragmento de Vegetação – Morro (C2) – Espécies	71
5.3	Comparação das áreas, mata ciliar (C1) e fragmento de vegetação - Morro (C2) ..	79
5.4	Caracterização da classificação fitofisionômica	84
5.5	Corredor Ecológico.....	86
5.6	Caracterização da Avifauna	92
6	CONCLUSÃO	94
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	97
8	REFERÊNCIAS.....	98

CARACTERIZAÇÃO ARBOREA DE DUAS ESTRUTURAS DE VEGETAÇÃO: MATA CILIAR E FRAGMENTO DE VEGETAÇÃO LOCALIZADO NA FAZENDA MONTE LIBANO ARARAQUARA-SP. VISANDO A PROPOSTA DO CORREDOR ECOLÓGICO

1 INTRODUÇÃO

As matas ciliares têm relevante papel para a manutenção da integridade dos ecossistemas locais, preservando espécies animais e vegetais, e para a conservação dos recursos naturais (LIMA, 2010).

As formações de matas ciliares não podem ser discutidas sem considerar sua inserção no contexto do uso e ocupação do solo brasileiro. A degradação das áreas ciliares sempre foi e continua sendo fruto da expansão desordenada das fronteiras agrícolas. Esta expansão da fronteira agrícola brasileira tem se caracterizado pela inexistência ou ineficiência do planejamento ambiental prévio, que possibilitasse delimitar as áreas que deveriam ser efetivamente ocupadas pela atividade agrícola e as áreas que deveriam ser preservadas em função de suas características ambientais ou mesmo legais (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 1996).

Contudo, os remanescentes ciliares estão sujeitos a intervenções e ameaças constantes, pois se encontram próximos dos grandes centros urbanos brasileiros ou estão envolvidos por vastas plantações de cana-de-açúcar, eucalipto, laranja e formação de pasto para pecuária entre outras práticas. Esses fatores ao longo do tempo, com o aumento da demanda pela produção de alimentos tem levado à diminuição da cobertura vegetal nativa.

As atividades pecuárias associadas ao uso de queimadas e extrativismo florestal são apontadas como as principais causas da fragmentação florestal e degradação dos ecossistemas associados às bacias hidrográficas (PAINE; RIBIC; 2002; CORBACHO et al., 2003).

Com a retirada da vegetação nativa o solo fica exposto às intempéries, provocando modificações nos ecossistemas. Para minimizar esses impactos uma das melhores estratégias para recuperação dos solos expostos é através da implantação de diferentes modelos sucessionais, como o modelo de adensamento, o qual será utilizado neste caso.

O estudo identificou a diversidade vegetal arbórea de duas áreas cada uma com 10 parcelas e com 10.000 m² sendo um fragmento de mata e a outra é uma mata ciliar com heterogeneidade na topografia, umidade e da construção física do solo.

O estudo fitossociológico demonstrou a atual situação dos parâmetros: frequência, densidade, abundância, diversidade e similaridade das famílias e espécies dentro das comunidades.

Estudos florísticos e fitossociológicos são fundamentais para a descrição da biodiversidade das espécies vegetais e para a determinação do desempenho ecológico dos táxons, podendo ser uma ferramenta importante para possíveis recomendações de uso e de conservação dos recursos naturais (KLINGE et al, 1995; AYRES, 1993, WITTMANN et al, 2002; WITTMANN et al, 2010).

A partir das informações obtidas na identificação das comunidades vegetais, foi proposto, segundo a classificação do IBGE da vegetação brasileira, a padronização específica para cada formação, sendo uma formação ribeirinha com influência fluvial e a outra formação ribeirinha sem influência fluvial ou mata ripária.

Para aumento da biodiversidade do ecossistema ciliar, foi proposta a formação do corredor ecológico para expansão da cobertura vegetal, usando modelos alternativos de reconstituição da mata ciliar como: isolamento da área, construção de cerca para evitar possíveis processos de degradação. Será proposto o plantio para adensamento das espécies, como a frequência das espécies apresentou-se baixa na maioria as famílias e espécies, será efetuado o plantio de mudas pioneiras e não pioneiras para acelerar o processo de restauração e aumentar a ocorrência da avifauna para a dispersão de propágulos na área.

Foram comparados os índices de diversidade e similaridade entre as duas comunidades elaborando a recuperação de um trecho de mata ciliar, ou seja, a formação de um corredor ecológico.

A supressão das matas ciliares prejudica a formação de corredores naturais para a fauna e flora nativas, impossibilitando o deslocamento, a dispersão e a reprodução dos animais e plantas, o que resulta na diminuição da biodiversidade local. A mata ciliar também é uma espécie de filtro natural para a água que chega aos mananciais, tornando-a mais limpa, fato que favorece a fauna e flora aquática e facilita seu tratamento para consumo humano (FERREIRA; LIMA, 2012).

A viabilização econômica ambiental no sentido de minimizar o custo do plantio de mudas no campo são fatores importantes para implantação desse projeto ecológico de reconstituição em ambiente ciliar, e incentivar a comunidade rural a preservar as matas ciliares.

O desenvolvimento de estratégias mais coerentes e eficientes para a recuperação de área degradada não deve respaldar a manutenção ou expansão deste processo contínuo de degradação, destacando-se a urgente necessidade da revisão da política agrícola brasileira, que ainda se sustenta num modelo agrícola onde o aumento de produção está baseado principalmente no aumento da área de produção e não no aumento de produtividade desses solos agrícolas já disponíveis (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 1996).

A pesquisa teve como objetivo o estudo da composição florística e fitossociologia da mata ciliar e de um fragmento de vegetação pertencendo ao córrego Ribeirão das Cruzes, que compõe a bacia Tietê Jacaré. Ambas as áreas de estudo ficam localizadas na Fazenda Monte Líbano, na zona rural do município de Araraquara, estado de São Paulo. O córrego percorre um trecho dentro do perímetro urbano onde aumenta a poluição e degradação das matas ciliares, acentuando-se as erosões e assoreamentos em decorrência do acúmulo de sedimentos transportados nos períodos de chuva.

O trabalho adquire importância não só pelo levantamento florístico, mas pelos cálculos estatísticos que demonstram a situação da diversidade das famílias e espécies, além de apresentar uma proposta de reconstituição.

1.1 Mata Ciliar: definições e aspectos históricos

Mata ciliar é um termo genérico usado para qualquer formação vegetal nativa que se encontram as margens de rios, lagos olhos d'água, represas e nascentes. As matas ciliares têm a função de corredor ecológico para avifauna, proteção às margens contra erosões e assoreamentos, auxílio e manutenção da qualidade de água e dos fatores de equilíbrio dos recursos naturais alóctones e autóctones da biodiversidade dessa comunidade vegetal (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 1996).

As matas ciliares são protegidas pelos principais atos jurídicos da lei do novo Código Florestal, conforme a lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. A qual está conceituada como “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilita o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegura o bem-estar das populações humanas (art. 3.º, II, da lei 12.651/2012). Este conceito aplica-se aos tipos vegetacionais formados ao longo dos corpos hídricos supracitados, denominados como “Matas Ciliares”, e que são definidas na referida lei

como área de preservação permanente (APP). No novo Código só as espécies perenes são protegidas num raio de 50 metros (para áreas não desmatadas) e num raio de 0 a 15 metros dependendo do tamanho do imóvel e da existência de outras APP's (áreas desmatadas até 2008). As delimitações das APP'S já eram definidas e delimitadas por meio do ato jurídico do Conselho Nacional do Meio Ambiente (RESOLUÇÃO CONAMA 303 de 20 de 2002), onde define em seu Art. 3º, “Constitui Área de Preservação Permanente a área situada: I – a), b), c), d) e e), idem ao novo código florestal; II - ao redor de nascente ou olho d'água, ainda que intermitente, com raio mínimo de 50 metros de tal forma que proteja, em cada caso, a bacia hidrográfica contribuinte; III - ao redor de lagos e lagoas naturais, em faixa com metragem mínima de: a) 30 metros, para os que estejam situados em áreas urbanas consolidadas; b) 100 metros, para as que estejam em áreas rurais, exceto os corpos d'água com até vinte hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 metros”.

A formação florestal ocorrente nas margens de cursos d'água já recebeu as mais diversas designações, de acordo com as características locais de relevo, solo, declividade, fisionomia ou posição na paisagem, entre outras (VELOSO; GÓES FILHO, 1982) a denominaram de mata aluvional e quando o solo com umidade fazia parte de várzeas, foram chamadas de matas aluvionais fluviais (CAMPOS, 1912) ou de florestas paludosas (LINDMAN; FERRI, 1974; FERNANDES; BEZERRA, 1990).

Para o estado de São Paulo a consagração do termo mata ciliar se deu com Leitão-Filho (1982), definindo-a como floresta latifoliada higrófila, com inundação temporária. A designação mata ciliar tem sido usada como sinônimo do termo floresta de galeria (JOLY, 1970; VELOSO, 1972; BEZERRA DOS SANTOS 1975; GOODLAND, 1975). No entanto, o glossário de ecologia (ACIESP, 1987) diferencia esses termos baseado na largura da faixa florestada e na fisionomia da vegetação das áreas circundantes. De acordo com esse trabalho, florestas de galeria são formações florestais ao longo de cursos d'água, em regiões onde a vegetação original de interflúvio não é florestal. Para as regiões onde a vegetação original do interflúvio também é florestal, o glossário recomenda o termo floresta ciliar ou floresta de beira d'água.

O termo floresta/mata ciliar definido pela ACIESP (1987) tem sido substituído por floresta/mata ripária (BERTONI; MARTINS, 1987; CATHARINO, 1989; MANTOVANI, 1989; RODRIGUES, 1992) reservando o termo floresta/mata ciliar usado na legislação atual, para designações mais genéricas, de uso popular já consagrado, considerando o ecótono ciliar e, portanto, todas as variações florísticas e estruturais de formações florestais ocorrente são ao longo de cursos d'água.

Vários trabalhos apresentaram uma revisão do uso desse termo na designação das formações ciliares. O próprio termo ciliar foi usado inicialmente para designar as formações florestais observadas nos diques marginais de grandes planícies, numa faixa estreita de vegetação, geralmente isoladas da condição de interfluxo por extensas faixas de vegetação herbácea higrófila (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 1996).

As formações florestas ribeirinhas já foram tratadas em diversos trabalhos de classificação vegetal brasileira (DANSEREAU, 1958; KLEIN, 1980; RIZZINI, 1979; RATTER, 1980; VELOSO; GÓES, 1982; EITEN, 1972; RIBEIRO et al., 1983).

A classificação do IBGE da vegetação brasileira (VELOSO et al., 1991; FIBGE, 1992) e a classificação fitofisionômica do bioma cerrado (RIBEIRO; WALTER, 1998) foram aqueles que melhor enfocaram as formações ribeirinhas, incorporando muitas das propostas apresentadas nas classificações anteriores segundo (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 1996).

Essa complexidade de fatores atuando na condição ribeirinha, com frequência e intensidades variáveis no espaço e no tempo, define uma heterogeneidade do ambiente, que se constitui como um mosaico de condições ecológicas distintas, cada qual com suas particularidades fisionômicas, florísticas e ou estruturais. Como exemplo espacial poderíamos citar o gradiente topográfico típico da condição ribeirinha, que define um gradiente de umidade, de fertilidade, de construção física do solo, como uma das causas da heterogeneidade vegetacional (RODRIGUES, 1992; DURIGAN; LEITÃO FILHO, 1995; FELFILI, 1998). Para a condição temporal poderíamos citar como causas importantes da heterogeneidade vegetacional, as pulsações dessas formações ribeirinhas em função das flutuações climáticas ocorridas no Pleistoceno-Holoceno (PRADO; GIBBS, 1993; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995) e da própria fragmentação antrópica dessa condição, em função das perturbações atuais (LIMA, 1989) e daquelas geradas pelas antigas civilizações (BEHLING, 1995).

A zona ripária está intimamente ligada ao curso d'água, mas os seus limites topográficos não são facilmente demarcados. Os limites laterais se estenderiam até o alcance da planície de inundação (GREGORY et al., 1992).

Do ponto de vista ecológico, as zonas ripárias têm sido consideradas como corredor extremamente importante para o movimento da avifauna ao longo da paisagem assim como para a dispersão vegetal. Além das espécies tipicamente ripárias, nelas ocorrem também espécies típicas de terra firme, são também consideradas como fontes importantes de sementes para processo de regeneração natural (TRIQUET et al., 1990; GREGORY et al., 1992).

Esta função ecológica já é, sem dúvida, razão suficiente para justificar a necessidade da conservação das zonas ripárias. A função hidrológica das zonas ripárias na manutenção da

integridade da microbacia hidrográfica, representada por ação direta numa série de processos importantes para a estabilidade da microbacia, para manutenção da qualidade e quantidade de água, assim como para a manutenção do próprio ecossistema aquático (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 1996). E também partes dos nutrientes liberados dos ecossistemas terrestres chega aos cursos d' água através de seu transporte em solução no escoamento subsuperficial. Ao atravessar a zona ripária, tais nutrientes podem ser eficazmente retidos por absorção pelo sistema radicular da mata ciliar, conforme tem sido demonstrado em vários trabalhos (AUBERTIN; PATRIC, 1974; PETERJOHN; CORREL, 1984; MUSCUTT et al., 1993).

1.2 Definições e estudos Fitossociológicos

As primeiras pesquisas abordando as comunidades de plantas e a sua organização surgiram por volta do século XIX, por meio de iniciativas de pesquisadores, como Johann Baptist Emanuel Pohl, Johannes Eugenius Bülow Warming e Alexandervon Humboldt, dentre outros, que foram também os precursores no reconhecimento de grupos de plantas como “unidades de estudo” (IBGE, 1992; TRIMER, 2010). A partir de então, as comunidades vegetais começaram a ganhar destaque, considerando-se a sua utilidade na identificação e na definição dos limites de ecossistemas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974; MATTEUCCI; COLMA, 1982).

Segundo definição de Martins (1989), a fitossociologia envolve o estudo das inter-relações de espécies vegetais dentro da comunidade vegetal no espaço e no tempo, e refere-se ao estudo quantitativo da composição, estrutura, dinâmica, história, distribuição e relações ambientais da comunidade vegetal, sendo justamente esta ideia de quantificação que a distingue de um estudo florístico.

Atualmente, informações sobre fitossociologia tornaram-se precípuas para se definirem políticas de conservação, nos programas de recuperação de áreas degradadas, na produção de sementes e mudas, na identificação de espécies ameaçadas, na avaliação de impactos e no licenciamento ambiental, dentre outros âmbitos (BRITO et al. 2007).

Segundo esta publicação de MARTINS (1989), onde é feito um histórico dos estudos fitossociológicos no Brasil, o autor conclui que, para a região Sudeste, as principais preocupações dos pesquisadores eram: conhecer as florestas antes que acabem e tentar conscientizar que é necessário preservar as que ainda restam; entender as relações com o

ambiente abiótico, condições edáficas e climáticas e uma preocupação especial com relação aos métodos de levantamento e análise, enfatizando a análise numérica.

No caso do estudo da vegetação, foi optado o modelo estatístico que está presente nos tradicionais métodos de levantamentos por parcelas, cuja unidade amostral possui área fixa, o tempo de coleta das informações é maior com relação os outros modelos de amostragem, mas os resultados dos dados são mais confiáveis. Enquanto esses métodos são rotineiramente utilizados, aceitos e são bem discutidos na literatura (COTTAM; CURTIS, 1956; CAIN; CASTRO, 1971; MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974; GIBBS et al., 1980; MATTEUCCI; COLMA, 1982; DIAS et al., 1989; BROWER et al., 1990; KORNING et al., 1991; MARTINS, 1991; ALDER; SYNNOTT, 1992; REIS; ASSUNÇÃO, 1998; OLIVEIRA, 2000).

Para a conservação das florestas remanescentes e seu manejo adequado, Kageyama (1987) recomenda a adoção de práticas compatíveis com a composição e estrutura destas populações, considerando principalmente a forma de ocorrência das espécies, o modo de reprodução e o relacionamento das mesmas com o ambiente, onde todas as interações estão presentes. Longhi (1997) lembra que o estudo da vegetação não é importante só para a taxonomia vegetal e para a fitogeografia, mas também no âmbito da pesquisa aplicada e da gestão, podendo ser utilizada como fonte de informações para a silvicultura, manejo de bacias hidrográficas, de fauna, conservação do ambiente e interpretação do potencial da terra para uso agropecuário.

1.3 Recuperação de áreas degradadas: definições e aspectos históricos

No Brasil, importantes subsídios para a recuperação de áreas degradadas têm surgido de estudos de ecologia florestal nos diferentes ecossistemas impactados, onde tem se tratado de temas diversos, como composição florísticas, a estrutura de comunidades, a dinâmica de clareiras, a regeneração natural, os parâmetros estruturais e genéticos de populações, (MATTHES, 1992; LEITÃO FILHO, 1993; ARAÚJO et al., 1997).

Numa perspectiva de ecologia de comunidades, poderiam ser investigadas questões como: que níveis de riqueza e de diversidade de espécies permitiriam a perturbação de uma comunidade, ou se a recuperação apenas dos habitats seria suficiente para o restabelecimento

das espécies e das funções do ecossistema, ou ainda, se efetivamente seria possível manipular a sucessão natural para acelerar a recuperação de uma área degradada (PALMER et al., 1997).

No contexto de ecologia de paisagem, poderiam ser avaliados aspectos como o papel de corredores florestados interligando remanescentes de vegetação na facilitação da recuperação, na manutenção ou estabilidade da biodiversidade, (HOBBS et al., 2001; ROSEMBERG et al., 1997; BELL et al., 1997).

A restauração de formações ciliares apresenta suas possibilidades de sucesso ampliadas, quando inserida no contexto da bacia hidrográficas, principalmente quando a restauração tem suas justificativas na questão hídrica, com a matriz regional florestadas cria-se condições necessárias para a chegada e o estabelecimento de propágulos oriundo das áreas de florestas do entorno, reabilitando a própria regeneração natural dessas formações, o manejo adequado do uso dos solos agrícolas do entorno e da própria área a ser recuperada, a preservação da interligação de remanescentes naturais, a proteção de nascentes e olhos d' água (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 1996).

Segundo Barbosa (2006), os estudos de regeneração natural devem ser usados como indicadores da capacidade de resiliência de ecossistemas florestais e da qualidade dos reflorestamentos heterogêneos. Conhecer a estrutura e composição da regeneração natural de comunidades vegetais pode ajudar a compreender o papel dos diferentes tipos de vegetação no recrutamento de plântulas, bem como determinar a técnica de restauração florestal mais adequada para áreas com usos do solo semelhantes (SILVESTRINI, 2012).

Salomão et al. (2014) afirma que os trabalhos de restauração florestal no Brasil começaram a ser executados a partir de 1981, porém no ano de 1996 que foi iniciado o monitoramento com os objetivos de diagnosticar e subsidiar os diversos procedimentos de restauração das áreas degradadas e, também, conhecer a dinâmica dos plantios florestais e da regeneração natural das espécies arbóreas nas mesmas áreas dos reflorestamentos.

A fragmentação de ecossistemas naturais decorre, sobretudo, da ampliação de áreas agrícolas, resultando em isolamento dos habitats remanescentes, comprometendo a dispersão de sementes e a regeneração da vegetação (MAGNAGO et al. 2012). Em muitos casos, a intervenção do homem é necessária para estabilizar e reverter os processos de degradação, acelerando e direcionando a sucessão por meio da restauração ecológica (ENGEL; PARROTTA, 2008), que é definida como o processo e a prática de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). A restauração pode acelerar o processo de regeneração promovendo mudanças microclimáticas, aumentando a complexidade estrutural e a entrada de propágulos e contribuindo para supressão de espécies

invasoras (ENGEL; PARROTTA, 2008). A auto sustentabilidade de ecossistemas florestais depende da manutenção dos processos de regeneração natural das espécies vegetais, especialmente arbóreas, que formam a estrutura que abriga todas as outras espécies e cria condições ambientais para o desencadeamento dos processos ecológicos. Portanto, o estoque de plantas em regeneração natural pode ser utilizado como indicador ecológico relevante para avaliar o funcionamento de ecossistemas naturais ou em restauração, por representar os processos de chegada, estabelecimento e persistência das espécies e, portanto, a sustentabilidade da comunidade arbórea.

No Brasil, a maior preocupação na elaboração de projetos de restauração na última década esteve no conjunto de espécies plantadas, que tem sido objeto de ampla discussão (ARONSON, 2010; BRANCALION et al., 2010; DURIGAN et al., 2010; ARONSON et al., 2011). Enquanto um grupo de cientistas argumenta que o sucesso da restauração depende do plantio de um grande número de espécies com proporções funcionais definidas (BRANCALION et al., 2010), um outro grupo considera que plantar em alta diversidade não garante o sucesso e que até mesmo plantios monoespecíficos podem desencadear a sucessão rumo a ecossistemas saudáveis e biodiversos, especialmente em paisagens favoráveis (DURIGAN et al., 2010). Basta lembrar que alta diversidade no sub-bosque tem sido registrada até mesmo sob plantações florestais puras, em todo o mundo (BROCKERHOFF et al., 2008; VIANI et al., 2010).

Há consenso, no entanto, entre os dois grupos de pesquisadores, de que mais estudos são necessários para elucidar as questões pendentes na Ecologia da Restauração, que possam levar ao aprimoramento de técnicas e normas orientadoras de projetos (BRANCALION et al., 2010; DURIGAN et al., 2010; ARONSON et al., 2011).

Ainda que as pesquisas sobre a restauração de ecossistemas tenham se intensificado nas últimas décadas no Brasil, particularmente sobre matas ciliares (DURIGAN; MELO, 2011; DURIGAN; ENGEL, 2012), os estudos concentram-se, quase que exclusivamente, na região da Mata Atlântica (RODRIGUES et al., 2009; DURIGAN; MELO, 2011). As matas ciliares em região de Cerrado são relativamente pouco conhecidas em sua composição, estrutura e funcionamento e menos ainda em sua restauração (DURIGAN; SILVEIRA, 1999; FELFILI et al., 2005; SANTOS et al., 2007; FELFILI et al., 2008; SAMPAIO et al., 2008; MODNA et al., 2010).

Segundo Salomão (2014), muitas metodologias de restauração ecológica têm sido aplicadas em áreas degradadas para tentar reverter essa situação. As estratégias são focadas em diferentes aspectos da sucessão secundária tal como o plantio de mudas (CAMPOE et al., 2010;

RODRIGUES et al., 2011). Esses plantios são amplamente utilizados no Brasil (RODRIGUES et al., 2009) e combinam espécies de crescimento inicial (pioneiras) com espécies de crescimento tardio (não pioneiras) em diferentes proporções, com objetivo reconstruir a estrutura de floresta e restaurar os processos ecológicos (SILVER et al., 2004; CAMPOE et al., 2010).

O plantio de mudas tem sido assim o método mais utilizado em projetos de restauração, mesmo demandando um alto custo inicial, porém seu sucesso é evidente mesmo dependendo de vários fatores, entre os quais se destacam: o grau de modificação em relação ao ambiente natural, as espécies a serem utilizadas, a obtenção de propágulos e a distribuição dessas espécies no novo ambiente (FERREIRA et al., 2007; CURY; CARVALHO, 2011).

A restauração ativa em ecossistemas naturais busca, dentro de limites razoáveis, a maior semelhança possível entre a área restaurada e os ecossistemas naturais que foram destruídos (ASSIS et al., 2013). Ela é implantada em áreas degradadas e, portanto, pobres em nutrientes (REIS; KAGEYAMA, 2003). Dessa forma, essa restauração ativa da floresta é pensada por ter vários benefícios, tais como proteção dos recursos hídricos, desenvolvimento de zonas tampão para atenuar os efeitos da fragmentação, a criação de um melhor habitat para a vida selvagem e disponibilização de mais áreas de floresta.

Busato et al. (2012) salienta que um bom projeto de restauração deve atingir seu objetivo com custos otimizados e no menor espaço de tempo. Os mesmos autores enfatizam que na prática, muitas vezes a eficácia da restauração é observada somente sob a ótica dos custos, numa abordagem que na maioria das vezes resulta no insucesso do projeto em relação aos seus objetivos de recuperação do ambiente.

Em um projeto convencional de plantio, o custo das mudas representa 10% do custo total da restauração e, juntamente como plantio, soma menos de 50% do custo total do projeto, ou seja, os custos mais altos da restauração estão associados com o manejo e manutenção da área (BUSATO et al., 2012).

Brancaion et al (2010) também relatam em seu estudo que a implantação e manutenção por dois anos de reflorestamentos com espécies nativas (cerca de 1.700 indivíduos/ha) tem um custo variável entre R\$6.000,00 e R\$10.000,00/ha. Outros autores também enfatizam que os custos e o tempo de monitoramento são altos, isto quer dizer que a implantação das mudas é a parte que apresenta os menores custos em projetos de restauração (PARKER, 1997; WHITE; WALKER, 1997; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005).

O encorajamento de iniciativas de restauração é uma prioridade do governo em alguns estados brasileiros (BARBOSA et al., 2003). Os governos do estado de São Paulo já

promoveram uma discussão e publicação de boas práticas de restauração incorporando-as em suas leis. Políticas públicas foram desenvolvidas entre 1998 e 2007 com agências governamentais e de pesquisa e tiveram como resultado, a publicação da Resolução SMA-21, de 21/11/2001, e do Decreto Estadual nº 46.113 (SÃO PAULO, 2001). Essa resolução trata de normas e diretrizes legais detalhadas sobre as espécies, bem como o uso exclusivo de espécies nativas a utilizar, entre outros dispositivos. Posteriormente, a Resolução SMA 21/01 foi alterada e reeditada três vezes nos anos seguintes pela Resolução SMA 47/2003, Resolução SMA-08 de 07/03/2007 e Resolução SMA 08/2008, visando o aumento do número mínimo de espécies exigido para a restauração e indicação de proporções entre grupos funcionais. Conseqüentemente, tornou-se uma importante ferramenta para orientar projetos de restauração e ações de monitoramento e fiscalização dos mesmos (RODRIGUES et al., 2009). Em 2014, outra resolução foi elaborada, a Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), a qual estabelece diretriz e orientações para a elaboração, execução e monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no Estado de São Paulo, além de critérios e parâmetros para avaliar seus resultados e atestar sua conclusão. Dessa forma, essas resoluções são importantes para a restauração ecológica nos ecossistemas.

Kageyama e Gandara (2004) relataram que na busca por iniciativas mais eficientes de restauração, tanto em termos de resultados quanto de custos, os governos se aproximaram aos institutos de pesquisa e às universidades, fundamentando suas recomendações na ecologia das florestas tropicais e formações florestais brasileiras, criando novas estratégias de restauração com base, principalmente, no conceito de sucessão secundária. Neste sentido, tem-se proposto vários modelos de restauração ecológica, na tentativa de estimular ou acelerar o processo sucessional.

A partir dos resultados, a proposta da restauração ativa para recuperação da área, através da implantação (plantio de mudas) com diversidade de espécies e diferentes grupos ecológicos (Pioneiras e Não pioneira), buscando minimizar o custo da implantação, acelerar o processo sucessional e restaurar as funções ecológicas na área em questão.

As atividades que poderão ser definidas para projetos de recuperação de áreas degradadas são muito variáveis e nem todas se aplicam a condição ciliar. Para formações ciliares, as atividades relacionadas com vegetação mais comumente empregadas na tentativa de restauração dos processos ecológicos (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996) são:

- Isolamento da área: prática mais econômica e simples para recuperação de uma determinada área, pode ser o seu isolamento com cercas, evitando a continuação de processo de degradação. Isso ocorre nos casos onde a resiliência da área foi mantida, dada às características do dano

ambiental, preservando os processos naturais da comunidade, com a regeneração de espécies, as interações bióticas etc.

- Enriquecimento de espécies com uso de sementes ou mudas: esta medida consiste em introduzir nos remanescentes de floresta ciliar degradada, espécies que foram extintas localmente em função da degradação ou do processo sucessional em que se encontra o fragmento a ser recuperado.

- Poleiro: implantação de espécies pioneiras atrativas da fauna, pois mantém grande interação com elementos da fauna, que visitam as copas como local de abrigo e alimentação, atuando como polinizadores ou dispersores (GALETTI; STOZT, 1996). Esses animais trazem consigo grande diversidade de propágulos que poderão se implantar na área.

Para manejo das matas ciliares é essencial o conhecimento da fitofisionomia do mosaico ou fragmento a ser estudado, levando em consideração sua heterogeneidade da estrutura quanto ao espaço e tempo, para quantificar e qualificar a diversidade entre as espécies, usando levantamento florístico e a fitossociologia, com os resultados dessas ferramentas de trabalho é propor a forma mais eficiente de promover o aumento da cobertura vegetal da mata ciliar localizada na fazenda Monte Líbano.

A proposta desse trabalho é realizar a recuperação florestal de um trecho com dimensões de 30 metros de largura e 102 metros de comprimento estabelecendo conectividade entre a mata ciliar e um fragmento de mata do córrego Ribeirão das Cruzes, para formação de um corredor ecológico aumentando o fluxo e a diversidade de animais e vegetais existentes nessa área e também para o adensamento da cobertura vegetal nativa.

1.4 Corredor ecológico: definições e aspectos históricos

A conectividade e articulação territorial entre os dois vetores, a hipótese de resposta aponta para um crescente efeito da fragmentação territorial que impede o fluxo das espécies de fauna e flora. A fragmentação territorial é um conceito simples e intuitivo; trata-se da divisão de uma mancha do hábitat em partes pequenas, inclui também a transformação e destruição do hábitat. Formalmente, a fragmentação territorial tem consequências na conectividade e nos mecanismos responsáveis pelas alterações negativas dos processos ecológicos sobre espécies selvagens (COLLINGE, 1996; SERRANO et al., 2002 BOTEQUILHA; AHERN, 2002).

A fragmentação territorial por intermédio do isolamento de habitat até então contínuos resulta no aumento dos fatores de fronteira e no incremento da vulnerabilidade e permissividade dos habitats (WEGENER, 2001).

As consequências negativas da fragmentação territorial materializam-se em sequelas abióticas e bióticas: desertificação e incremento da erosão de solo, vulnerabilidade dos habitats às alterações climáticas ou na extinção de espécies.

No Vocabulário Básico de Recursos Naturais e Meio Ambiente (IBGE, 2005) o corredor é um “termo adotado pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), que abrange as porções de ecossistemas naturais ou semi-naturais que interligam unidades de conservação e outras áreas naturais, possibilitando o fluxo de genes e o movimento da biota entre elas, facilitando a dispersão de espécies, a recolonização de áreas degradadas, a preservação das espécies raras e a manutenção de populações que necessitam, para sua sobrevivência, de áreas maiores do que as disponíveis nas unidades de conservação”.

Pesquisas realizadas por HORSKINS et al. (2006), demonstraram que além da urgência de se estabelecerem medidas de proteção dos remanescentes florestais, torna-se necessário restaurar a interligação entre os fragmentos florestais, para que a reprodução da fauna e da flora possa ocorrer entre indivíduos de diferentes fragmentos florestais.

Os corredores ecológicos são citados desde a década de 1970, como estratégia para a conservação de ecossistemas fragmentados (DIAMOND, 1975; WILSON; WILLIS, 1975; MEFFE; CARROLL, 1997). Vários estudos citam os potenciais benefícios dos corredores entre eles destaca-se a possibilidade de deslocamento das espécies nativas (NOSS, 1983; NOSS; HARRIS, 1986; HILTY et al., 2006; CROOKS; SANJAYAN, 2006; WELDON, 2006).

Os corredores ecológicos já fazem parte da legislação ambiental brasileira, desde a Lei Federal Nº 9.985/2000, que estabeleceu o Sistema Nacional de Conservação (SNUC), em cujo artigo 2.^a se define corredores ecológicos: porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligado a unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam, para sua sobrevivência, áreas com extensão maior do que aquelas das unidades individuais.

Tewksbury et al. (2002) demonstraram, com base em parcelas experimentais, que o estabelecimento de corredores, por aumentar a área efetiva de habitats previamente isolados, facilitou o movimento de indivíduos entre as parcelas, incrementado as interações animal-planta, como a polinização e a dispersão de sementes.

Há muitas definições de corredores ecológicos na literatura científica, além da citada por (HILTY et al. 2006). Um ponto em discussão na literatura é a largura mínima que torna um corredor ecológico eficiente, em função do efeito de borda adentrado nos corredores ecológicos (JANZEN, 1986; CSUTI, 1991). Efeitos de borda geralmente são encontrados a 200 m da borda física (TEMPLE; CARY, 1988) às vezes a 600 m da borda (SCHROTH et al., 2004). Assim, utilizando a estimativa de 600 m, apenas corredores com largura maior que 1,2 Km conterão habitat livre dos efeitos da borda.

No entanto, Primack e Rodrigues (2001) afirmam que os principais efeitos de borda teriam apenas 35 m de largura. Estas definições podem ser agrupadas em duas categorias de acordo com a estrutura ou a funcionalidade do corredor na paisagem. As definições estruturais, também chamadas de definições de padrão, salientam a linearidade da forma do corredor ecológico e sua distinção fisionômica em relação à matriz; e as definições funcionais, também chamadas de definições de processo, referem-se aos elementos na paisagem e sua suposta facilitação ao movimento de organismos. Da mesma forma que para os corredores, há dois tipos de conectividade considerados na literatura: a conectividade estrutural, que considera somente os aspectos físicos da paisagem, e a conectividade funcional, que considera a interação da paisagem e dos organismos nela presentes, sendo dependente da capacidade de dispersão do organismo e sua capacidade de usar a matriz e o hábitat (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007).

Com base em Korman (2003), os corredores ecológicos são usados como estratégia conservacionista desde o início do século XX, principalmente para aves. A referida autora cita trabalho realizado em Queensland, Austrália, que sugere que remanescentes lineares, floristicamente diversificados e apresentando pelo menos de 30 a 40 metros de largura, podem funcionar como hábitat e, provavelmente, como corredores de movimento para a maioria dos mamíferos arbóreos daquela região.

Segundo Wegener (2001) o desenvolvimento das tecnologias de computação incrementou significativamente as possibilidades na escolha, tratamento e apresentação da informação geográfica como instrumento no desenvolvimento de modelos de análise e planejamento de redes de corredores ecológicos. A tecnologia de Detecção Remota (DR) e as ferramentas de Sistema de Informações Geográficas (SIG) oferecem possibilidades e abordagens estruturadas na análise espacial, com uma ampla capacidade em gerar e tratar dados com os mais diversos detalhes e resolução espacial e espectral.

Contudo o modelo proposto da reconstituição do corredor ecológico pode permitir, de forma mais efetiva, em menor tempo em relação à regeneração natural e com menor custo

econômico, aumentar o grau de conectividade entre os fragmentos, elevando a diversidade biológica.

2 JUTIFICATIVA

Com o processo de urbanização, as matas ciliares vêm sofrendo pressão antrópica e a vegetação que ocupa normalmente esta área apresenta alta variação em termos de estrutura, composição e distribuição espacial das espécies (MARTINS, 2001). Do ponto de vista ecológico, as matas ciliares têm sido consideradas como corredores extremamente importantes para o movimento da fauna ao longo da paisagem, assim como para a dispersão vegetal. Além das espécies tipicamente ripárias, nelas ocorrem também espécies típicas de terra firme podendo ser consideradas como fontes importantes de sementes para o processo de regeneração natural.

De acordo com Kageyama (1987) e Lima (1989) a intervenção humana em área de mata ciliar, além de ser proibida pela legislação federal, causa uma série de danos ambientais, pois elas atuam como barreira física, regulando os processos de troca entre os ecossistemas terrestres e aquáticos e desenvolvendo condições propícias à infiltração.

A falta da cobertura vegetal no córrego se dá devido crescimento das cidades sendo que por lei, as margens deveriam ter seus limites preservados em no mínimo 15 metros. O não cumprimento é o desmatamento acarreta perda da diversidade, erosão e assoreamento devido à impermeabilização do solo pela pavimentação e contaminação da água por resíduos sólidos domésticos.

Os fatores de degradação e poluição das áreas urbanas atingem as zonas rurais onde provocam erosão, assoreamento do córrego e perda da vegetação além da contaminação da água pela aplicação de agrotóxicos lançados nas culturas.

A presença da mata ciliar reduz significativamente a possibilidade de contaminação dos cursos d'água por sedimentos, resíduos de adubos e agrotóxicos agrícolas, conduzidos pelo escoamento superficial da água no terreno.

Sabendo-se da importância da conservação e recuperação das matas ciliares para a manutenção e melhoria da qualidade de vida do homem e dos ecossistemas em que vive, verificamos ausência da mata ciliar do córrego Ribeirão das Cruzes em alguns pontos da cidade, que foi causado devido à degradação promovida pelo setor imobiliário e a dominância das espécies exóticas arbóreas invasoras.

Por ser uma propriedade rural na qual o córrego Ribeirão das Cruzes está presente e receber impactos das atividades agropecuária, devido prévia experiência na coleta e produção de mudas nativas observou-se a necessidade de realizar um diagnóstico da flora da mata ciliar e fragmento de mata, presentes na propriedade, tendo como finalidade avaliar e propor uma

alternativa de criação de um corredor ecológico unindo a mata ciliar com o fragmento de mata, visando aumentar a diversidade da vegetação, bem como maior fluxo gênico entre as espécies vegetais e animais presentes em ambas as áreas de estudo.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

O presente trabalho tem como objetivo realizar o diagnóstico da flora de uma área de mata ciliar do córrego Ribeirão das Cruzes de um fragmento de vegetação, propondo a restauração vegetal para conectividade entre os dois ambientes.

3.2 Objetivo específicos

- . Realizar o levantamento florístico identificando as espécies vegetais que compõem a mata ciliar e um fragmento de vegetação pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara - SP;
- . Verificar quantitativamente a composição, estrutura, dinâmica, distribuição da comunidade vegetal do fragmento e da mata ciliar.
- . Caracterizar, através do estudo fitossociológico, as comunidades vegetais utilizando os dados obtidos para indicar a importância das plantas como subsídios para a conservação ou recuperação da área em estudo.
- . Propor a formação de um corredor ecológico conectando a mata ciliar e o fragmento de vegetação através da sugestão de plantio de mudas pertencentes ao bioma.

4 MATERIAL E MÉTODOS DA PESQUISA

4.1 Caracterização da Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área total de sete hectares pertencente à fazenda Monte Líbano composta por 53 alqueires situada no município de Araraquara - São Paulo, na Rodovia SP 255 Comandante João Ribeiro de Barros Km 88, com coordenadas geográficas UTM 166318 7583046 (Figuras 1 e 2).

O município de Araraquara localiza-se na região central do estado de São Paulo, a 21° 47'31" de latitude e 48° 10'52" de longitude. Possui média de 646m acima do nível do mar. Clima quente temperado pela classificação Köppen e Geiger a temperatura média é 20,4 ° C, caracterizado por duas estações antes bem definidas, o verão com temperaturas altas com média entre 31° C a 47° e pluviosidade média anual é de 1352mm, atualmente baixa prejudicando a agricultura (ARARAQUARA, 2004).

A área total do município é 1.005,968 km² com cerca 80 km² ocupados pelo espaço urbano. A vegetação original dominante foi o cerrado, entremeado de formações florestais e campos. Conhecida como "Morada do Sol" (do tupi "ara", que significa claridade, luz do dia e "quara", toca, buraco, morada), é considerada uma das cidades mais arborizadas do país, com 34,2 m² de área verde por habitante (ARARAQUARA, 2004).

O município está situado numa área integrante do planalto Ocidental, planalto arenítico-basáltico, formado pelos derrames de lavas processadas durante o Triássico ou Jurássico com camadas intercaladas de arenitos do Mesozoico. Como consequência da estrutura geológica, o relevo é levemente ondulado. A topografia se apresenta com características tabulares, pouco onduladas, aplainadas pelo trabalho da rede hidrográfica, comandada pelo Rio Mogi-Guaçu e cursos d'água da bacia do Rio Tietê (ARARAQUARA, 2004).

A vegetação primária do município era de Floresta Latifoliada Tropical que apresentava diversas espécies como a peroba, o pau d'alho, a figueira branca, vegetação característica das áreas de solos do tipo Latosolo Roxo (ARARAQUARA, 2004).

Segundo o Departamento Autônomo de Água e Esgoto do município de Araraquara-SP (DAAE, 2004), o Rio Ribeirão das Cruzes está localizado a noroeste da cidade, possui uma sub-bacia de 173 km² dentro do perímetro urbano e recebe a contribuição dos córregos do Marivan, Serralhal, Cupim, Paiol, Laranjal e do Ribeirão do Lajeado. É responsável por 30% do abastecimento público do município de Araraquara, desemboca diretamente no rio Jacaré-

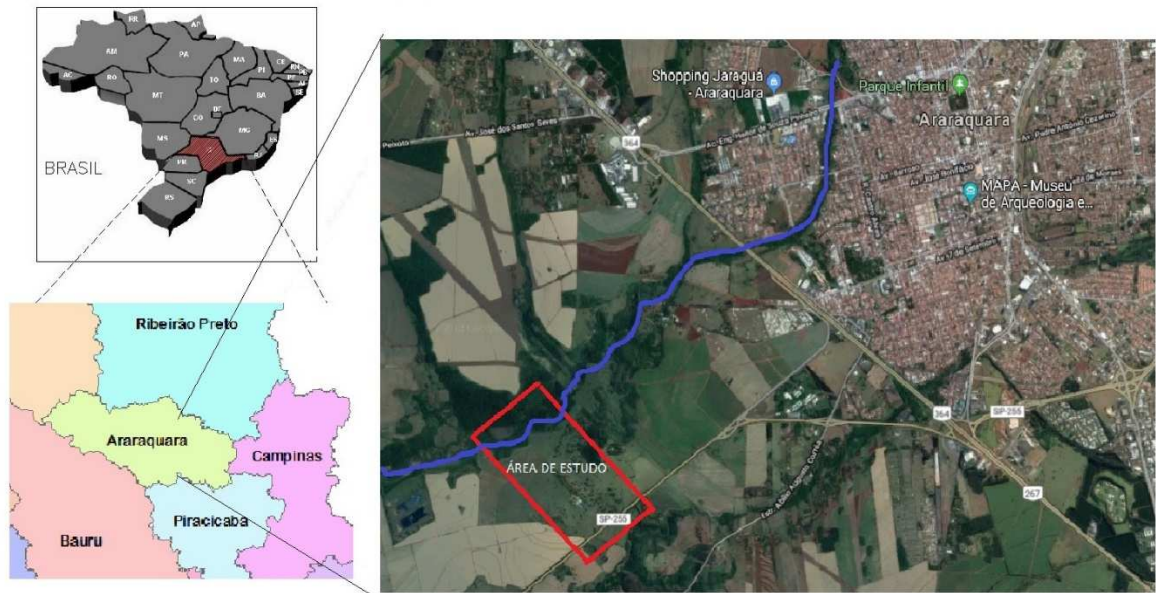
Guaçu, afluente direto do Rio Tietê. O Rio Jacaré-Guaçu por vez é um importante afluente do Rio Tietê, sendo assim o Ribeirão das Cruzes e o córrego Marivan situam-se na bacia hidrográfica dos Rios Jacaré-Guaçu e Tietê pertencendo assim à unidade de gerenciamento de recursos hídricos Tietê Jacaré.

A área em estudo é composta por uma mata ciliar (C1) e um fragmento de vegetação em um terreno com elevação de 120 metros e 391 metros em relação ao (C2), sofreu várias perturbações antrópicas, como a retirada da vegetação para exploração de café, a plantação de laranja e as práticas agrícolas inadequadas ou inadequação da área agricultável. Posteriormente, a área passou por um processo de abandono e nos dias atuais está sendo utilizada como área de pastagem para pecuária de engorda.

Atualmente, uma parte da área com 2 alqueires foi isolada e retirado o gado para o plantio do Mogno Africano *Khaya ivorensis* (Figura 3). Nesta área se localiza a mata ciliar hidrófila (C1) do córrego Ribeirão das Cruzes onde se encontra a primeira unidade amostral com uma área de 10.000m², o solo permanece alagado durante ano todo e com vegetação livre de efeito de borda, apresenta uma topografia plana com 503 metros de altitude e coordenadas geográficas UTM 165819 758220 (Figura 4).

A outra área é um fragmento de mata mesófila ou ripária e a segunda unidade amostral também possui uma área de 10.000m² que se estende até o planalto da mata ciliar (C2) (conhecida pelos antigos como morro da uva), possui solo seco e a vegetação se encontra com efeito de borda. Essa área ao longo do tempo vem sofrendo perturbações, nos dias atuais está sendo utilizada como pasto rotativo para pecuária de reprodução, havendo uma fragmentação da mesma por conta desses processos antrópicos. Apresenta uma topografia elevada de 623 metros de altitude e georreferenciada UTM 166824 7583611 (Figura 5).

Figura 1 Localização da área de estudo em relação à área urbana destacando trajeto do córrego Ribeirão das Cruzes



Fonte: Imagem Aérea Google Maps, coordenadas geográficas UTM 166318 7583046, acesso em janeiro 2018

Figura 2 Localização da Fazenda Monte Líbano demonstrando a áreas de estudo, mata ciliar (C1) e morro (C2) do córrego Ribeirão das Cruzes no município de Araraquara – SP



Fonte: Imagem Aérea Google Maps, coordenadas geográficas UTM 166318 7583046, acesso em junho 2017

Figura 3 Localização da área de estudo - Mata ciliar (C1) em trecho do córrego Ribeirão das Cruzes da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP



Fonte: Imagem aérea Google Maps, coordenada geográfica UTM 165819 758220, acesso em junho 2017

Figura 4 Localização da área de estudo – Fragmento de mata (C2) do córrego Ribeirão das Cruzes localizado na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP



Fonte: Imagem aérea Google Maps, coordenada geográfica UTM 166824 7583611, acesso em junho 2017

4.2 O Procedimento Amostral

Para identificação das espécies foi realizado levantamento florística e estudos estatísticos fitossociológico utilizando o software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2011), e estudos de caracterização fitofisionômico, utilizamos o método de parcelas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG 1974), em uma distância de 200 metros ao longo da margem da mata ciliar (C1), pelo fácil acesso e por apresentar maior cobertura vegetal ao longo do rio.

O levantamento florístico identificou as espécies que ocorrem nas duas áreas estudadas (C1 e C2) que representam uma importante etapa no conhecimento real dos ecossistemas e fornecer informações básicas através de estudos quantitativos dos indivíduos identificados.

A amostragem da vegetação arbórea (C1) foi composta por 10 parcelas medindo 20 x 50 metros com intervalos entre os pontos de 20 metros (Figura 6). As parcelas foram marcadas da borda da mata até a margem do rio, três trilhas foram feitas dentro de cada parcela.

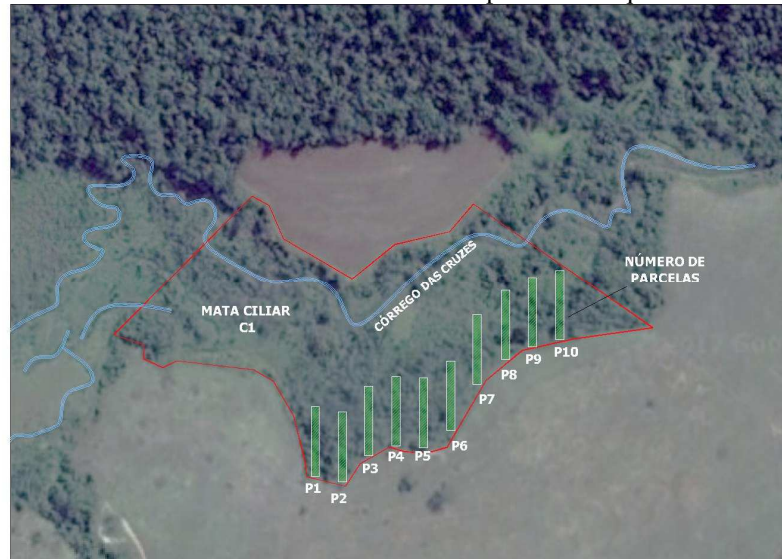
Para o fragmento de morro (C2) que apresenta uma topografia elevada, as parcelas foram alternadas circundando o fragmento, iniciando na borda e em seguida para o interior com o objetivo de obter maior eficiência na amostragem dos indivíduos. Foram amostradas 10 parcelas aleatórias medindo 20 x 50 metros, apresentando o mesmo procedimento amostral (figura 7).

As parcelas foram delimitadas com estacas sendo definidas a partir dos pontos onde se observou a maior concentração de vegetação. Definidos com intervalos e aleatoriamente para obter maior eficiência na amostragem das parcelas e procurou-se evitar a vegetação exterior dos fragmentos onde houve efeito de borda.

A escolha do fragmento de mata se deu devido à sua localização estar mais próximo à mata ciliar, propondo assim uma conectividade entre as duas.

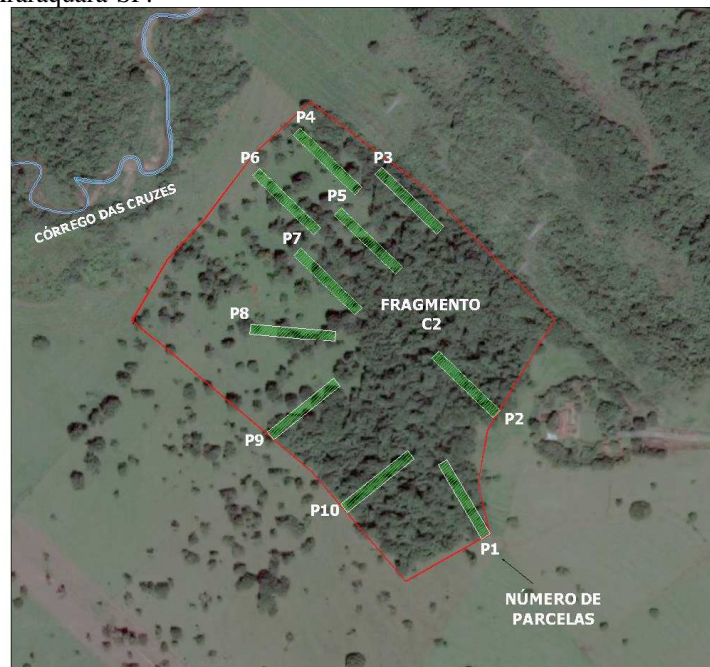
Para classificação fitofisionômica da amostragem C1 e C2 foi utilizado o parâmetro das nomenclaturas proposto por Rodrigues; e Leitão-Filho (1996).

Figura 5 Localização do procedimento amostral, C1- número de parcelas localizada na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.



Fonte: Imagem aérea Google Maps, coordenada geográfica 165819 7582204, acesso em junho 2017

Figura 6 Localização do procedimento amostral, C2 – número de parcelas localizada na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.



Fonte: Imagem aérea Google Maps, coordenada geográfica UTM 166511 7583481, acesso em junho 2017

As parcelas das áreas C1 e C2 foram georreferenciadas em UTM nos pontos das coletas (Tabela 1 e 2), utilizando GPS Garmin modelo eTrex Legend H com grau de variação de 4 a 8 m.

No levantamento fitossociológico foi utilizada uma área total de mata de 40.000 m² e para amostragem das parcelas uma área total de 20.000 m².

Em cada parcela foram amostrados todos os indivíduos arbóreos vivos, com perímetro à altura do peito ou a 1,3m do solo (PAP) igual ou maior que 15 cm, para os quais foram medidos o PAP e a altura. Os indivíduos perfilhados acima do solo e abaixo do PAP foram incluídos quando as ramificações obedecem ao critério de inclusão (PAP).

A identificação dos táxons foi realizada durante as visitas de campo, utilizando um binóculo de (4x30mm) para observação das folhas, flores e frutos em árvores muito altas e literaturas como: sistema de classificação das famílias botânicas proposto pela APG III (Angiosperm Phylogeny Group III) e manual de identificação (LORENZI, 2009). Os táxons duvidosos foram identificados através de uma chave interativa de identificação “on-line” (Departamento de Botânica IB/UNICAMP) ou montagem de exsiccatas que foram enviadas para o Departamento de Botânica da ESALQ/USP para identificação.

Tabela 1 Tabela de georreferenciamento em UTM das parcelas, localização (Frente) início da trilha, (Fundo) final da trilha da mata ciliar C1 localizado na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP

TABELA GEORREFERENCIAMENTO UTM				
PARCELA C1	FRENTE		FUNDO	
P1	22K0785586	22K0785568	22K0785604	22K0785615
	UTM7584370	UTM7584442	UTM7584420	UTM7584385
P2	22K0785627	22K0785640	22K0785635	22K0785654
	UTM7584441	UTM7584445	UTM7584388	UTM7584395
P3	22K0785673	22K0785691	22K0785663	22K0785668
	UTM7584400	UTM7584407	UTM7584451	UTM7584436
P4	22K0785713	22K0785729	22K0785709	22K0785711
	UTM7584410	UTM7584414	UTM7584453	UTM7584475
P5	22K0785740	22K0785754	22K0785739	22K0785716
	UTM7584426	UTM7584446	UTM7584570	UTM7584487
P6	22K0785764	22K0785770	22K0785730	22K0785741
	UTM7584463	UTM7584482	UTM7584495	UTM7584511
P7	22K0785785	22K0785787	22K0785767	22K0785785
	UTM7584497	UTM7584498	UTM7584531	UTM7584543
P8	22K0785821	22K0785844	22K0785814	22K0785856
	UTM7584520	UTM7584520	UTM7584550	UTM7584571
P9	22K0785866	22K0785895	22K0785859	22K0785872
	UTM7584526	UTM7584536	UTM7584556	UTM7584583
P10	22K078591	22K0785939	22K0785911	22K0785943
	UTM7584541	UTM7584542	UTM7584568	UTM7584584

Fonte: Elaborada pelo próprio autor (2017)

Tabela 2 Tabela de georreferenciamento em UTM das parcelas, localização (Frente) início da trilha, (Fundo) final da trilha do fragmento C2 localizado na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP

TABELA GEORREFERENCIAMENTO UTM				
PARCELA C2	FRENTE		FUNDO	
P1	22K786703	22K0786707	22K0786702	22K0786678
	UTM7584931	UTM7584914	UTM7584991	UTM7524948
P2	22K0786745	22K0786738	22K0786701	22K0786698
	UTM7584808	UTM7584786	UTM7584842	UTM7584801
P3	22K0786609	22K0786587	22K0786569	22K0786548
	UTM7584716	UTM7584695	UTM758749	UTM7584726
P4	22K0786701	22K0786689	22K0786655	22K0786644
	UTM7584637	UTM7584617	UTM7584651	UTM7584635
P5	22K0786839	22K0786812	22K0786783	22K0786768
	UTM7584863	UTM7584841	UTM7584894	UTM7584867
P6	22K0786788	22K0786722	22K0786716	22K0786695
	UTM7584506	UTM7584512	UTM7584552	UTM7584547
P7	22K0786743	22K0786761	22K0786729	22K0786740
	UTM758483	UTM758468	UTM7584388	UTM7584385
P8	22K0786797	22K0786817	22K0786794	22K0786809
	UTM7584408	UTM7584415	UTM7584328	UTM7584312
P9	22K0786900	22K0786938	22K0786927	22K0786953
	UTM7584403	UTM7584403	UTM7584337	UTM7584332
P10	22K0786911	22K0786903	22K0786941	22K0786948
	UTM7584440	UTM7584458	UTM7584460	UTM7584485

Fonte: Elaborada pelo próprio autor (2017)

Foram calculados os índices de frequência, densidade e dominância a diversidade e a similaridade foram comparadas entre as duas comunidades para estabelecer uma proposta de manejo com maior eficiência na recuperação.

Densidade ou abundância é uma relação do número de indivíduos por unidade de área. Os indivíduos de cada espécie, registrados nas parcelas amostrais são somados para cálculos estatísticos, e o resultado é expresso por unidade de área considerada mais conveniente (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

A densidade é expressa em indivíduos por hectares (ind/ha). A densidade ou abundância absoluta (DA) corresponde ao número de indivíduos de cada espécie por unidade de área. A somatória das densidades absolutas resulta no valor de densidade total (DA_t). A densidade relativa (DR) é medida da porcentagem que a espécie representa na densidade total. As fórmulas para os cálculos são as seguintes:

$$DA = (n_i / A) 10.000$$

$$DR = 100(n_i) / N$$

$$DA_t = \sum DA$$

Onde:

n_i , é o numero de individuos da espécie i ;

A , é a área total amostrada em m^2 ;

N , é o número total de indivíduos amostrados;

\sum , somatório.

Os índices de diversidade levam em consideração não apenas o número de espécies em uma comunidade, mas também as densidades relativas de cada espécie. A diversidade foi calculada para cada componente estudado, segundo o índice de Shannon.

$$H' = - \sum [p_i (\ln p_i)]$$

$$P_i = n_i / N$$

Onde:

H' , significa índice de diversidade;

\ln , é logaritmo natural;

n_i , é o número de indivíduos da espécie i ;

N , é o número total de indivíduos amostrados.

Para quantificar a similaridade de comunidades, podem ser utilizados os índices de similaridade, entre os quais se destacam os coeficientes de similaridade de Jaccard (SJ_{ij}) que podem ser obtidos pelo emprego das seguintes fórmulas (MULLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974):

$$SJ_{ij} = \frac{c}{a+b-c} ; \quad SO_{ij} = \frac{2c}{a+b}$$

Onde:

a = número de espécies ocorrentes na parcela 1 ou comunidade 1 ,

b = número de espécies ocorrentes na parcela 2 ou comunidade 2 ,

c = número de espécies comuns às duas parcelas ou comunidades.

Para análise dos dados foi utilizado o software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2011), obtendo dados estatísticos mais confiáveis em um menor tempo, considerando-se vantagem de ser um excelente programa para inventário florestal.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Levantamento Florístico

5.1.1 Mata ciliar (C1)

Para auxiliar e tornar mais dinâmica a descrição dos resultados adotamos as tabelas e figuras para melhor visualização e, ainda, optamos por trabalhar listando as famílias e as espécies com maior e menor representação numérica (n).

No levantamento florístico na Mata Ciliar do córrego das Cruzes (C1) foram amostradas 33 espécies pertencentes a 19 famílias com 837 indivíduos, cujas famílias representadas em maior número de espécies são: Fabaceae (20,59%), Meliaceae (8,82%) e Myrtaceae (8,82%) e as famílias representadas por menor número de espécies são: Lauraceae (2,94%), Apocynaceae (2,94%) e Rubiaceae (2,94%) (Tabela 3 e Figura 8).

As espécies com maior ocorrência foram *Calophyllum brasiliensis* (guanandi, n=191 indivíduos), *Styrax pohlii* (benjoeiro, n=107), *Tapirira guianensis* (peito de pombo, n=93), *Cedrela odorata* (cedro do brejo, n=94), *Handroanthus umbellatus* (ipê amarelo do brejo, n=81), *Magnolia ovata* (pinha do brejo, n=72) e *Guarea guidonia* (marinheiro, n= 65) e as com menor ocorrência *Ficus insipida* (Figueira do brejo, n=1 indivíduo), *Tabernaemontana hystrix* (leiteiro, n=1) e *Genipa americana* (genipapo, n=1) (Figura 9 e 10).

Com relação à síndrome de dispersão e a classificação das espécies quanto a sucessão ecológica foi verificado que, das 33 espécies encontradas, 60,60% são zoocóricas e 39,40% são anemocóricas, sendo 51,52% não pioneiras e 48,48% pioneiras (Tabelas 4).

O padrão de dispersão de sementes não só determina a área potencial de recrutamento das plantas, mas também serve como base para os processos subsequentes, tais como a competição, predação e reprodução (NATHAN E MULLER-LANDAU, 2000).

Tal abordagem é importante para compreender o funcionamento dessas florestas e seu processo de regeneração, sendo a dispersão o meio para controlar e manter a diversidade biológica e pré-requisito para a continuidade dos ecossistemas (MIKICH E SILVA, 2001).

O conhecimento florístico das florestas tropicais e o estudo de interações ecológicas como a dispersão de sementes constitui importante ferramenta para a conservação ajudando a compreender a estrutura e a dinâmica das comunidades e o seu processo de regeneração (HOWE E SMALLWOOD 1982, KINOSHITA et al. 2006).

Diversos autores elaboram classificações de grupos ecológicos sucessionais baseando-se em observações demográficas, germinação, resposta à luz e outras (BUDOWSKI, 1965; DENSLOW, 1980; WHITMORE; 1982; MARTÍNEZ-RAMOS; 1985; GOMEZ-POMPA; VÁSQUEZ-YANEZ, 1981). Através de características como taxa de incremento diamétrico, mecanismos de dispersão, tamanho de sementes, dureza da madeira e outras, Budowski (1965) identifica quatro grupos de espécies: pioneiras, secundária inicial (P), secundária tardia e climácicas (NP). Em nosso estudo optamos por considerar pioneiras (P) incluindo as pioneiras e secundárias iniciais e não pioneiras (NP) as secundárias tardias e climácicas.

Tabela 3 Famílias com maior e menor ocorrência de espécies encontradas na mata ciliar (C1) na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP. Legenda: NSpp = Número de espécies e %Spp = Porcentagem de Espécies

Famílias	NSpp	%Spp
Meliaceae	3	8,82
Calophyllaceae	1	2,94
Anarcadiaceae	1	2,94
Magnoliaceae	2	5,88
Styracaceae	1	2,94
Fabaceae	7	20,59
Bignoniaceae	2	5,88
Araliaceae	1	2,94
Euphorbiaceae	2	5,88
Myrtaceae	3	8,82
Primulaceae	1	2,94
Lecythidaceae	1	2,94
Arecaceae	1	2,94
Urticaceae	1	2,94
Moraceae	1	2,94
Apocynaceae	1	2,94
Melastomataceae	1	2,94
Rubiaceae	1	2,94
Lauraceae	1	2,94

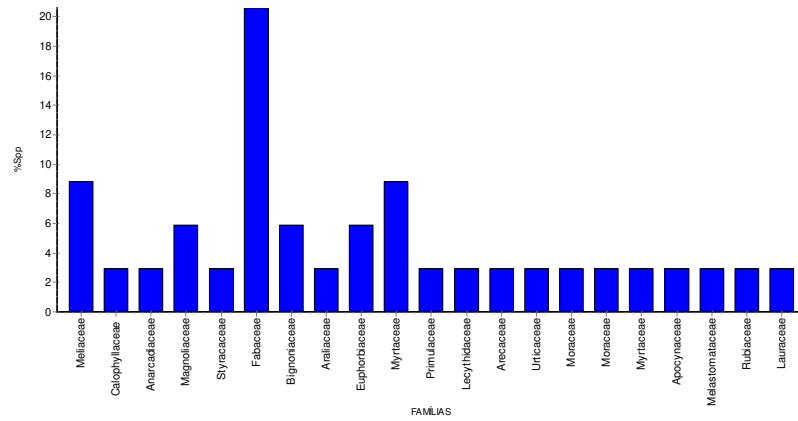
Fonte: Elaborada pelo próprio autor (2017)

Tabela 4 Espécies encontradas na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara - SP. Legenda: Classe Sucessional (CL): P = pioneira e secundária inicial, NP = secundária tardia e clímax; Origem (O): E = exótica, N = nativa; Sínd

Família	Espécie	Nome popular	CL	O	DS	N
Anarcadiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	Peito de pombo	P	N	Z	93
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana hystrix</i>	Leiteira	P	N	Z	1
Araliaceae	<i>Dendropanas cuneatus</i>	Maria mole	P	N	A	19
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Palmeira jerivá	NP	N	Z	2
Bignoniaceae	<i>Handroanthus umbellatus</i>	Ipê amarelo do brejo	NP	N	A	81
	<i>Tabebuia insignis</i>	Ipê branco do brejo	NP	N	A	4
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliensis.</i>	Guanandi	NP	N	Z	191
Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i>	Tapiá	P	N	Z	7
	<i>Croton urucurana</i>	Sangra d'água	P	N	A	10
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i>	Farinha seca	P	N	A	1
	<i>Bauhinia forficata</i>	Pata de vaca	P	N	A	1
	<i>Centrolobium tomentosum</i>	Araribá	NP	N	A	3
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Tamboril	P	N	Z	3
	<i>Inga vera</i>	Ingá do brejo	P	N	Z	17
	<i>Machaerium hirtum</i>	Pau de angu	NP	N	A	2
	<i>Pterogyne nitens</i>	Amendoim bravo	P	N	A	4
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	Canelinha	NP	N	Z	2
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	Jequitiba branco	NP	N	A	6
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i>	Pinha do brejo	NP	N	Z	72
Melastomataceae	<i>Huberia semiserrata</i>	Jacatirão-do-brejo	NP	N	A	2
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	Canjarana	P	N	Z	19
	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro do brejo	NP	N	A	94
	<i>Guarea guidonia</i>	Marinheiro	NP	N	Z	65
	<i>Ficus adhatodifolia</i>	Figueira	P	N	Z	1
Moraceae	<i>Ficus insipida</i>	Figueira do brejo	P	N	Z	1
Myrtaceae	<i>Eugenia myrcianthes</i>	Pessego do mato	NP	N	Z	2
	<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga	NP	N	Z	1
	<i>Myrcia selloi</i>	Cambuí	NP	N	Z	5
	<i>Psidium guajava</i>	Goiaba	P	N	Z	1
Primulaceae	<i>Myrsine garderiana</i>	Capororoca	P	N	Z	15
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Jenipapo	NP	N	Z	1
Styracaceae	<i>Styrax pohlii</i>	Benjoeiro	NP	N	A	107
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	Embaúba	P	N	Z	4
TOTAL IND. ESPÉCIE						837

Fonte: Elaborada pelo próprio autor (2017)

Figura 7 Porcentagem de espécies por famílias mais encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



Fonte:

Figura 8 Espécies de maior ocorrência na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. *Calophyllum brasiliensis* (Guanandi), *Styrax pohlii* (Benjoeiro) e *Tapirira guianensis* (Peito de pomba).



*Calophyllum
brasiliensis*



Styrax pohlii



Tapirira guianensis

Fonte: Imagem Google, dezembro 2017

Figura 9 Espécies de menor ocorrência na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. *Tabernaemontana hystrix* (Leiteiro), *Ficus insipida* (Figueira do Brejo) e *Genipa americana* (Jenipapo)



Tabernaemontana hystrix



Ficus insipida



Genipa americana

Fonte: Imagem Google, dezembro 2017

As três espécies representadas com maior número de indivíduos foram *Calophyllum brasiliensis*, *Styrax pohlii* e *Tapirira guianensis* são espécies típicas de terrenos alagados e a elevada ocorrência de indivíduos da mesma espécie pode estar relacionada com a síndrome de dispersão e a capacidade reprodutiva das espécies, ou seja, a quantidade de sementes e a taxa de germinação de cada espécie dentro da mata ciliar do córrego das Cruzes (LORENZI; HARRI, 2014).

De acordo com (DURIGAN; LEITÃO FILHO, 1995) *Calophyllum brasiliensis* é uma espécie exclusiva de terrenos alagados. Segundo (LORENZI; HARRI, 2014) essa espécie apresenta uma produção de com aproximadamente 160 sementes por quilo a taxa de germinação é superior a 50% e pertence à classe secundária tardia, síndrome de zoócoria, dispersas por morcegos, tucanos e também por hidrocória esses fatores facilitam a dominância de algumas espécies identificadas, o que pode justificar a grande quantidade de indivíduos que constatamos no presente estudo.

Trabalhos realizados com espécies que são abundantes na área de estudo, como *Calophyllum brasiliensis* (MARQUES, 1994), demonstraram que suas sementes germinaram em lugares com alagamento. As sementes da maioria das plantas terrestres perdem sua viabilidade quando permanecem submersas por um período prolongado (HOOK, 1984).

As sementes que possivelmente caíssem dentro das poças d'água ou perderiam sua viabilidade, ou seriam carregadas pela água em movimento, enquanto as sementes depositadas sobre um acúmulo de sedimentos e terra que se forma no meio das raízes das árvores poderiam

germinar, mantendo o aspecto de agrupamento da vegetação (HOOK, 1984). Isto poderia explicar em parte o fato do elevado número de indivíduos da espécie *Calophyllum brasiliensis* na mata ciliar estudada.

A consequência do aumento ou diminuição do número de indivíduos é a particularidade da espécie quanto às características do solo e o aumento do nível de água do rio e a flutuação do lençol freático fatores importantes que selecionam a ocorrência de espécies adaptadas ou com preferência a condições de alagamento periódico do solo, (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2001).

As espécies encontradas na mata ciliar (C1) com menor número de indivíduos apresentam preferência por solos secos ou não apresentam dispersores como a espécie *Tabernaemontana hystrix*, característica de cerrado segundo (LORENZI; HARRI, 2014), esses fatores que selecionam algumas espécies encontradas na comunidade da mata ciliar.

Algumas das espécies identificadas na mata ciliar (C1) que chamaram a atenção como *Ficus insipida* e *Genipa americana* apresentam preferência por solos alagados e apresenta apenas um indivíduo por espécie podendo apresentar dificuldades na síndrome de dispersão ou a presença de plantas alógamas.

A planta família Moraceae pode ser dióicas ou monóicas. Quando monóicas, podem apresentar inflorescências unissexuadas ou bissexuadas, esta última característica de todas as espécies americanas de *Ficus*. Quando dióicas, podem ser androdióicas ou ginodióicas (Corner, 1962; Datwyler & Weiblen, 2004).

A planta *Genipa americana* pode ser monóica ocorrendo árvores machos. Contudo, Crestana (1988, 1993) a considera planta funcionalmente dióica e Bawa et al. (1985), trabalhando em florestas tropicais da Costa Rica, observaram que a espécie apresenta dioicia funcional. Sistema reprodutivo: o jenipapeiro se reproduz por apomixia e alogamia (Crestana, 1993).

As espécies arbóreas alógamas são aquelas que apresentam sempre em seus sistemas reprodutivos mecanismos que impedem ou dificultam a autofecundação. Em alguns casos pode ocorrer uma pequena taxa de autofecundação, porém, a fecundação cruzada, realizada pela polinização é predominante, com taxas superiores a 95% (GOUVEIA, 2007).

Também podem apresentar espécies em florestas tropicais, em sua maioria, são alógamas, ou seja, necessitam trocar pólen para que haja a sua polinização (BAWA, 1985a), sendo que está troca é fundamentalmente realizada por animais (BAWA, 1985b) destacando-se insetos, morcegos e aves.

As duas espécies não foram estudadas a nível de reprodutivo para afirmar a conclusão, é apenas uma das hipóteses para explicar a presença de um indivíduo das espécies, já que apresentam preferência por solos alagados.

O processo de nucleação, ou seja, presença da vegetação no entorno da área estudada, que atua na dispersão de sementes por anemocoria, hidrocoria ou zoocoria. A interação entre plantas e animais em florestas tropicais é muito intensa, sendo determinante para a estruturação do ecossistema, pois trata de relações fundamentais tais como polinização, dispersão de sementes (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2001).

Os animais também têm uma participação muito importante na polinização e dispersão de sementes (HOME; SMALLWOOD, 1982), apesar da anemocoria ser bastante comum, porém em matas ciliares a zoocoria cresce significativamente em importância em relação a mata adjacente (DURIGAN, 1989).

Contudo esses fatores citados como: preferência por solo com presença de água, dificuldades na autofecundação, presença de fontes de propágulos ao entorno da área estudada e síndrome de dispersão de sementes são hipóteses que podem explicar a variação da frequência das espécies, sendo que algumas espécies características do ambiente estudado poderiam ser encontradas em maior quantidade de indivíduos, como exemplo: *Ficus insipida* e *Genipa americana*, segundo Lorenzi; Harri (2014) são espécies características de ambiente com predomínio de água no solo.

Foram identificadas cinco espécies na mata ciliar do córrego Ribeirão das Cruzes algumas espécies com risco ou ameaçadas de extinção, de acordo com a Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, revogando a Instrução Normativa nº 6 de 23 de setembro de 2008, que apresenta a lista de espécies ameaçadas de extinção, verificamos na mata ciliar (C1) as espécies *Tapirira guianensis*, *Handroanthus umbellatus*, *Calophyllum brasiliensis*, *Pterogyne nitens* e *Cedrela odorata*.

5.1.2 Fragmento de vegetação - Morro (C2)

No levantamento florístico foram amostradas 39 espécies pertencentes a 16 famílias com 458 indivíduos, cujas famílias com maior número de espécies encontradas que compõe as áreas de estudo são Fabaceae (45%), Malvaceae (7,5%), Apocynaceae (7,5%) e as famílias representadas em menor número de espécies Cannabaceae (1%), Euphorbiaceae (1%), Verbenaceae (1%) (Tabela 5 e Figura 11).

As espécies com maior ocorrência são *Gallesia integrifolia* (Pau d'alto, n= 102 indivíduos), *Albizia polycephala* (Angico branco, n= 49), *Carinaria estrellensis* (Jequitiba branco, n=27), e as espécies com menor ocorrência *Cedrela fissilis* (Cedro rosa, n=1), *Croton floribundus* (Capixingui, n=1) e *Aloysia virgata* (Lixeira, n=1), (Figura 12 e 13)

Com relação à dispersão das sementes foram verificados que das 39 espécies encontradas 64,10% anemocóricas e 35,90% zoocóricas. Das espécies encontradas todas são nativas, sendo 51,28% não pioneiras e 48,72% pioneiras (Tabela 6).

Um dos fatores que contribuem para o declínio da diversidade e aumento da homogeneidade dos indivíduos é a presença da sua fragmentação e está situado a 120 metros acima da mata ciliar, e se encontra isolada das outras áreas no entorno que dificulta a dispersão de propágulos por anemocoria e zoocoria atualmente é utilizada para pecuária, que contribuiu para degradação da regeneração da vegetação arbórea e compactação do solo.

Para Pires et al., (2012) e Santos et al., (2015), o estudo de bacias hidrográficas mostra-se cada vez mais necessário na correlação com as Áreas de Preservação Permanente (APPs), pois, a existência de conflitos entre uso e ocupação e o descumprimento da legislação nessas áreas, põem em risco a integridade dos recursos hídricos, afetando a qualidade da água, devido à dinâmica fluvial e ao escoamento superficial da água ao longo da bacia de drenagem.

A fragmentação de uma área de vegetação natural ou reflorestada cria barreiras para a flutuação do número de indivíduos entre os fragmentos, já que o movimento de algumas espécies depende da habilidade de dispersão e do comportamento migratório para a configuração interna das populações no ambiente (RICKLEFS, 1996; VALERI, 2004).

Tabela 5 Famílias com maior e menor ocorrência de espécies encontradas no fragmento de vegetação (C2) na fazenda Monte Líbano no município de Araraquara- SP. Legenda: NSpp = Número de espécies e %Spp = Porcentagem de Espécies

Famílias	NSpp	%Spp
Fabaceae	18	45
Phytolaccaceae	1	2,5
Lecythidaceae	1	2,5
Phyllanthaceae	1	2,5
Bignoniaceae	1	2,5
Lauraceae	1	2,5
Malvaceae	3	7,5
Rutaceae	1	2,5
Apocynaceae	3	7,5
Meliaceae	2	5
Rubiaceae	1	2,5
Arecaceae	1	2,5
Rhamnaceae	1	2,5
Euphorbiaceae	1	2,5
Cannabaceae	1	2,5
Verbenaceae	1	2,5

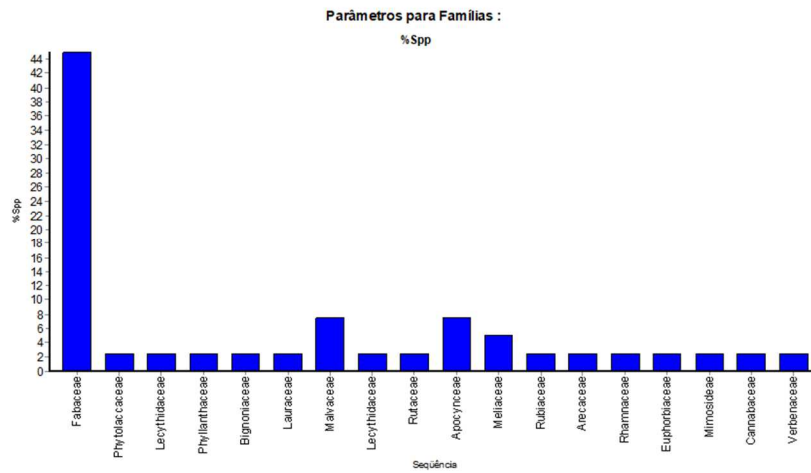
Fonte: Elaborada pelo próprio autor (2017)

Tabela 6 Espécies encontradas no fragmento de vegetação - morro (C2) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara - SP. Legenda: Classe Sucessional (CL): P = pioneira e secundária inicial, NP = secundária tardia e clímax; Origem (O): E = exótico

Família	Espécies	Nome popular	CL	O	DS	N
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Peroba rosa	NP	N	A	3
	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Peroba poca	NP	N	A	3
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Guatambú	NP	N	A	2
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Jerivá	NP	N	Z	3
Bignoniaceae	<i>Tabebuia avellanedae</i>	Ipê roxo	NP	N	A	10
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	Pau polvora	P	N	Z	3
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Capixingui	P	N	A	1
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Copaiba	NP	N	Z	1
	<i>Centrolobium tomentosum</i>	Araribá	NP	N	A	8
	<i>Erythrina verna</i>	Mulungu	P	N	A	10
	<i>Holocalyx balansae</i>	Alecrim	NP	N	Z	4
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Embira de sapo	P	N	A	3
	<i>Machaerium hirtum</i>	Pau de angu	NP	N	A	1
	<i>Machaerium stipitatum</i>	Sapuvinha	NP	N	A	16
	<i>Moldenhawera floribunda</i>	Caingá	NP	N	Z	4
	<i>Myroxylon peruiferum</i>	Cabreúva vermelha	NP	N	A	13
	<i>Peltophorum dubium</i>	Canafístula	P	N	A	5
	<i>Pterogyne nitens</i>	Amendoim bravo	P	N	A	13
	<i>Anadenanthera peregrina</i>	Angico do cerrado	P	N	A	6
	<i>Acacia polyphylla</i>	Monjoleiro	P	N	A	1
	<i>Albizia polycephala</i>	Angico branco	P	N	A	49
	<i>Albizia niopoides</i>	Farinha seca	P	N	A	4
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Tamboril	P	N	Z	2
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pau jacaré	P	N	A	4
<i>Senna multijuga</i>	Pau cigarra	P	N	A	18	
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i>	Canela ferrugem	NP	N	Z	9
Lecythidaceae	<i>Carinaria estrellensis</i>	Jequitiba branco	NP	N	Z	27
	<i>Cariniana legalis</i>	Jequitiba rosa	NP	N	Z	15
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	Paineira rosa	P	N	Z	7
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Mutambo	P	N	Z	4
	<i>Heliocarpus popayanensis</i>	Algodoeiro	P	N	A	23
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro rosa	NP	N	A	1
	<i>Trichilia clauseni</i>	Catigua vermelho	NP	N	Z	23
Phyllanthaceae	<i>Savia dictyocarpa</i>	Guaraiuva	P	N	A	15
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	Pau d'alho	NP	N	A	102
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	Saguaraji	P	N	Z	17
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Jenipapo	NP	N	Z	4
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Pau Marfim	NP	N	A	23
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i>	Lixeira	P	N	A	1
TOTAL IND. ESPÉCIES						458

Fonte: Elaborada pelo próprio autor (2017)

Figura 10 Porcentagem das espécies por famílias mais encontradas no fragmento de vegetação da Fazenda Monte Líbano Araraquara – SP



Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 11 Espécies de maior ocorrência no Fragmento de vegetação – morro (C2) pertencente à Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. *Galesia integrifolia* (Pau d' alho), *Albizia polycephala* (Angico branco) e *Carinaria estrellensis* (Jequitibá branco).



Galesia integrifolia



Albizia polycephala



Carinaria estrellensis

Fonte: Imagem Google, dezembro 2017

Figura 12 Espécies de menor ocorrência no Fragmento de vegetação – morro (C2) pertencente à Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. *Croton floribundus* (Capixingui), *Cedrela fissilis* (Cedro rosa) e *Aloysia virgata* (Lixeira).



Croton floribundus



Cedrela fissilis



Aloysia virgata

Fonte: Imagem Google, dezembro 2017

As espécies identificadas no fragmento de vegetação (C2) apresentam preferência por solos secos com boa drenagem segundo Lorenzi e Harri (2014). Na área de estudo foi apresentado alguns fatores que dificultam a regeneração e o aumento do número de indivíduos dentro das espécies, como a presença da pecuária e a dificuldade da entrada de novas espécies por estar isolado das outras vegetações no seu entorno.

A espécie *Galesia integrifolia*, é uma espécie exclusiva de terrenos secos e no presente trabalho verificamos que ela apresenta o maior número de indivíduos da comunidade do fragmento. Segundo (LORENZI; HARRI, 2014) com capacidade produtiva e estratégias de reprodução das espécies e ainda possui uma alta produção de frutos aproximadamente 15.200 sementes por quilos, sua taxa de germinação é superior a 80% e ela pertence à classe secundária tardia, apresentando preferência por terrenos secos e profundos, além de rápido crescimento no campo, ampla dispersão pelo vento. Esses fatores provavelmente contribuem para uma alta frequência e dominância da espécie no fragmento de vegetação.

Em florestas tropicais, o banco de sementes é dominado principalmente por espécies que apresentam sementes relativamente pequenas e que iniciam o processo de sucessão secundária em áreas abandonadas após o uso do solo (GUEVARA SADA; GÓMEZ-POMPA, 1972; LAWTON; PUTZ, 1988; DALLING et al., 1998). No entanto, a disponibilidade de sementes, dentre outros fatores, é afetada pela forma e tempo de uso da terra. No caso das áreas que foram intensamente utilizadas para a pecuária, onde houve pisoteio constante e queimadas anuais para o controle de ervas daninhas, sementes de poucas espécies são encontradas (UHL et al., 1988; MÔNACO et al., 2003).

No presente estudo florístico realizado no fragmento de vegetação (C2) foram levadas em consideração algumas espécies com alta dominância e a dificuldade da entrada ou dispersão de sementes devido a topografia de 120 metros com relação à mata ciliar. Segundo (TOUMISTO; POULSEN, 2000; WEBB; PEART, 2000; COSTA, et al. 2005), a topografia é considerada uma importante variável que influencia a distribuição de espécies e a estrutura das florestas tropicais, pois comumente está correlacionada às mudanças nas propriedades do solo, particularmente no regime de água e na fertilidade. A regeneração é afetada pela pecuária assim como fertilidade e escassez de água no solo são fatores que selecionam o aumento e diminuição dos indivíduos dentro da comunidade estudada.

Foram identificadas no fragmento de vegetação (C2) 10 espécies ameaçadas ou com risco de extinção, de acordo com a Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, como *Aspidosperma polyneuron*, *Copaifera langsdorffi*, *Pterogyne nitens*, *Carinaria estrellensis*, *Carinaria legalis*, *Cedrela fissilis*, *Piptadenia gonoacantha*, *Savia dictyocarpa*, *Gallesia integrifolia* e *Balfourodendron riedelianum*.

Essa identificação vem para reforçar a importância da preservação, uma das principais causas da extinção das espécies nativas é a degradação e a fragmentação dos ambientes naturais, consequência da abertura de grandes áreas para a agricultura e formação de pastagens, expansão urbana. São fatores que reduzem os habitats e aumentam o grau de isolamento das populações, diminuindo o fluxo genético entre elas, provocando perda da variabilidade genética e diminuindo a capacidade de sobrevivência dos animais. A endogamia provoca a redução das populações dos animais isolados.

5.2 ESTUDOS FITOSSOCIOLÓGICOS

5.2.1 Mata ciliar (C1) - Família

Os cálculos estatísticos foram analisados utilizando o software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2011), para avaliar o número dos indivíduos quanto, densidade, frequência, dominância, valor de importância e valor de cobertura das famílias e das espécies destacando os três maiores valores e os três menores valores.

Densidade ou abundância é uma relação do número de indivíduos por unidade de área. Os indivíduos de cada espécie, registrados nas parcelas amostrais são somados para cálculos estatísticos, e o resultado é expresso por unidade de área considerada mais conveniente (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

A densidade é expressa em indivíduos por hectares (ind/ha). A densidade ou abundância absoluta (DA) corresponde ao número de indivíduos de cada espécie por unidade de área. A somatória das densidades absolutas resulta no valor de densidade total (DA_t). A densidade relativa (DR) é medida da porcentagem que a espécie representa na densidade total.

Os estudos foram realizados na mata ciliar do córrego Ribeirão das Cruzes da fazenda Monte Líbano, as coletas de dados foram realizadas em 10 parcelas em uma área de 10.000m², tendo sido observados (NInd) 276 indivíduos, pertencentes a 19 famílias, entre as quais 33 espécies foram identificadas.

As famílias que apresentaram maior número de indivíduos (NInd) foram Meliaceae (n= 63 indivíduos), Calopphyllaceae (n= 40) e Anacardiaceae (n= 34). Em contraste Moraceae (n= 1 indivíduo), Apocynaceae (n= 1), Melastomatoceae (n= 1), Rubiaceae (n= 1) e Lauraceae (n= 1) apresentaram menor número de indivíduos (Tabela 7).

Tabela 7 Parâmetros estatísticos das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. Legenda: NInd = Número de indivíduos; RelDe = Densidade Relativa; NAm = Número de amostra; AbsFr = Frequência absoluta; RelFr =

FAMÍLIAS	NInd	RelDe	NAm	AbsFr	RelFr	RelDo	IVI	IVC	NSpp	%Spp
Meliaceae	63	22,83	10	100,00	10,00	33,51	66,34	56,34	3	8,82
Calophyllaceae	40	14,49	10	100,00	10,00	13,55	38,04	28,04	1	2,94
Anarcadiaceae	34	12,32	9	90,00	9,00	15,92	37,24	28,24	1	2,94
Magnoliaceae	23	8,33	10	100,00	10,00	12,19	30,53	20,53	2	5,88
Styracaceae	26	9,42	9	90,00	9,00	5,45	23,87	14,87	1	2,94
Fabaceae	16	5,80	7	70,00	7,00	8,15	20,95	13,95	7	20,59
Bignoniaceae	20	7,25	7	70,00	7,00	3,70	17,94	10,94	2	5,88
Araliaceae	13	4,71	9	90,00	9,00	1,56	15,27	6,27	1	2,94
Euphorbiaceae	13	4,71	7	70,00	7,00	1,48	13,19	6,19	2	5,88
Myrtaceae	7	2,17	5	50,00	5,00	0,39	7,57	2,57	3	8,82
Primulaceae	7	2,54	3	30,00	3,00	1,25	6,78	3,78	1	2,94
Lecythidaceae	4	1,45	3	30,00	3,00	0,56	5,01	2,01	1	2,94
Arecaceae	2	0,72	2	20,00	2,00	0,44	3,17	1,17	1	2,94
Urticaceae	2	0,72	2	20,00	2,00	0,08	2,80	0,80	1	2,94
Moraceae	1	0,36	1	10,00	1,00	0,11	1,47	0,47	1	2,94
Apocynaceae	1	0,36	1	10,00	1,00	0,08	1,44	0,44	1	2,94
Melastomataceae	1	0,36	1	10,00	1,00	0,06	1,42	0,42	1	2,94
Rubiaceae	1	0,36	1	10,00	1,00	0,06	1,42	0,42	1	2,94
Lauraceae	1	0,36	1	10,00	1,00	0,03	1,39	0,39	1	2,94

Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

As famílias que apresentaram maior frequência absoluta (AbsFr), que é o número de ocorrências de uma determinada espécie nas diferentes parcelas alocadas, foram Calophyllaceae (100%), Magnoliaceae (100%) e Meliaceae (100%) e as que apresentaram menor frequência absoluta foram Apocynaceae (10%), Rubiaceae (10%) e Lauraceae (10%), (Tabela 7 e Figura 14).

A densidade relativa (RelDe) que é a presença de cada espécie em relação ao número total de indivíduos de todas as espécies dentro de cada família foram Meliaceae (22,83%), Calophyllaceae (14,49%) e Anarcadiaceae (12,32%) e a com menor densidade relativa foram Apocynaceae (0,36%), Rubiaceae (0,36%) e Lauraceae (0,36%) (Figura 15).

Também a frequência relativa (RelFr) das famílias, que foi obtida pela soma total das frequências absolutas, para as famílias encontradas foram Calophyllaceae e (10%), Magnoliaceae (10%) e Meliaceae (10%) e as que apresentaram menor frequência relativa foram Apocynaceae (1%), Rubiaceae (1%) e Lauraceae (1%), (Figura 16).

O maior valor da dominância relativa (RelDo), que expressa a influência de cada espécie na comunidade através de sua biomassa, e a participação em relação à área basal total de indivíduos da mesma espécie, foram apresentados pelas famílias Meliaceae (33,51%), Anacardiaceae (15,92%) e Calophyllaceae (13,55%) e as famílias Apocynaceae (0,06%), Rubiaceae (0,06%) e Lauraceae (0,03%), demonstraram os menores (Figura 17).

No Índice de valor de importância (IVI) que é calculado pela soma da densidade relativa, dominância relativa com a frequência relativa das espécies amostradas, as famílias que apresentam maiores valores foram Meliaceae (66,34%), Calophyllaceae e (38,04%) e Anacardiaceae (37,24%) e os menores valores Apocynaceae (1,42%), Rubiaceae (1,42%) e Lauraceae (1,39%) (Figura 18).

O Índice de cobertura (IVC) é o somatório dos parâmetros relativos de densidade e dominância das espécies amostradas, informando a importância ecológica da espécie em termos de distribuição horizontal, baseando-se, contudo, apenas na densidade e na dominância, sendo que as famílias que apresentaram os maiores valores foram Meliaceae (56,34%), Anacardiaceae (28,24%) e Calophyllaceae (28,04%) e os menores valores do índice de cobertura, Apocynaceae (0,42%), Rubiaceae (0,42%) e Lauraceae (0,39%), (Tabela 7 e Figura 19).

Como já descrito nos resultados estatísticos podemos observar que para todos os parâmetros calculados as famílias Meliaceae, Calophyllaceae e Anacardiaceae, destacaram-se em função dos valores elevados da frequência, densidade e dominância. Em contrapartida, destacaram-se pelos baixos valores para todos os parâmetros calculados as famílias Apocynaceae, Rubiaceae e Lauraceae. A família Magnoliaceae evidencia-se nos parâmetros da frequência absoluta (100%) e frequência relativa (10%), devido a ocorrências da espécie *Magnolia ovata* nas dez parcelas amostradas.

As três Famílias, Meliaceae (63 indivíduos), Calophyllaceae (40) e Anacardiaceae (34) foram proeminentes na comunidade por serem representadas por um número de indivíduos muito superior às demais famílias. E as famílias Apocynaceae (1 indivíduo), Rubiaceae (1) e Lauraceae (1) representaram o menor número de indivíduos comparado com as demais famílias. As famílias Meliaceae com três espécies, Magnoliaceae com duas espécies, Calophyllaceae, Anacardiaceae e Styracaceae apresentaram apenas uma espécie. Já a família Fabaceae apresentou maior riqueza com sete espécies e índice de importância de 20,95%,

mostrando que nem sempre as famílias com maior riqueza apresentam um maior número de indivíduos. Neste estudo, as famílias que apresentaram maior número de indivíduos indicaram características e preferência por solos alagados periodicamente e, as famílias com menor número de indivíduos, indicaram preferência por solos secos e bem drenados.

As famílias estudadas em florestas inundáveis nas regiões Sudeste e Sul do Brasil segundo (TONIATO et al., 1998) que apresentam maior riqueza foram Myrtaceae, com nove espécies, Lauraceae com seis, Meliaceae com cinco, Euphorbiaceae com quatro e Fabaceae com três. Com duas espécies foram amostradas as famílias Anacardiaceae, Moraceae, Mimosaceae e Arecaceae. As demais famílias foram representadas por apenas uma espécie. Ainda, as famílias Burseraceae e Clusiaceae (Calophyllaceae) apresentaram os maiores números de indivíduos, respectivamente 203 e 207, o que corresponde a cerca de 21% do total.

As famílias que mais se destacaram no presente estudo foram aquelas citadas como típicas das florestas higrófilas de São Paulo, de acordo com o trabalho de Leitão-Filho (1982) e Ivanauskas et al. (1997) Clusiaceae (Calophyllaceae), Burseraceae, Anacardiaceae, Euphorbiaceae e Magnoliaceae, importantes famílias neste tipo florestal, representaram juntas 55% do total de indivíduos amostrados na área de estudo.

Torres et. al. (1992) definem *Calophyllum brasiliensis* e *Guarea guidonea* como espécies peculiares em florestas de brejo. Em relação à *Callophyllum brasiliensis*, segundo Marques (1994) esta é uma espécie extremamente tolerante à saturação hídrica do solo, podendo permanecer nestas condições por um longo período. Esta característica possibilita a sua ocorrência em um gradiente de umidade, que vai desde solos úmidos e periodicamente inundáveis até solos permanentemente encharcados e brejosos. Neste último caso, o guanandi muitas vezes tem vantagem seletiva sobre outras espécies, com destaque nos parâmetros quantitativos.

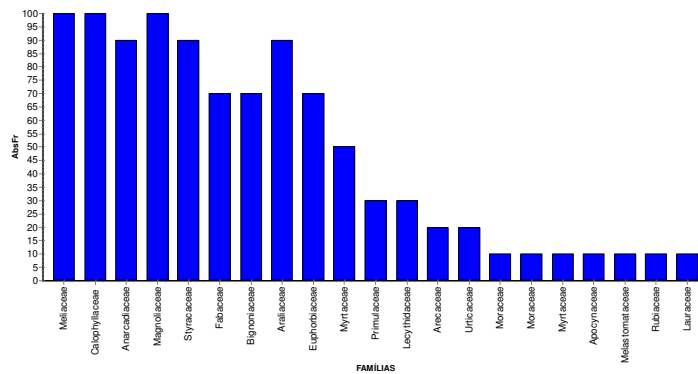
O índice valor de importância analisado indicou maior participação das famílias Meliaceae com (66,34%), Calophyllaceae (38,04%), Anarcadiaceae (37,24%), Magnoliaceae (30,53%), Styracaceae (23,87%) e Euphorbiaceae (13,19%) em contraste com Família Myrtaceae (1,44%) e Lauraceae (1,39%). A família Meliaceae apresenta uma significativa diferença na estatística em todos os índices em relação a família Lauraceae, (Tabela 7).

Na mata de brejo, as famílias de maiores valores de IVI, em sequência decrescente, foram Calophyllaceae (Clusiaceae, antiga família) (57,40%), Burseraceae (37,50%), Arecaceae (15,92%), Meliaceae (10,46%), Styracaceae (17,41%) e Magnoliaceae (15,45%). As duas primeiras deveram seu destaque principalmente à alta densidade populacional, respectivamente, das espécies *Calophyllum brasiliensis* e *Protium almecega*. Semelhante ao encontrado nos

demais levantamentos do estado de São Paulo (TONIATO; LEITÃO FILHO; RODRIGUES,1998), as famílias Myrtaceae, Meliaceae e Lauraceae foram as mais ricas em espécie. Porém, não foram representadas por grande número de indivíduos.

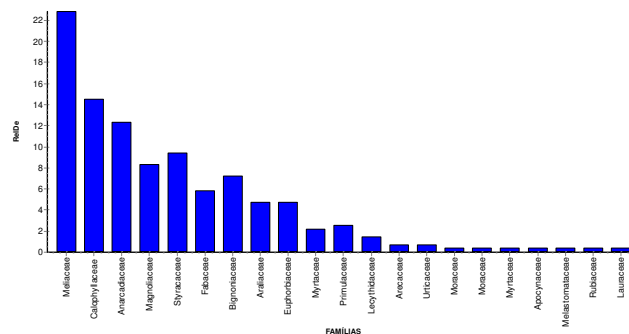
Considerada a organização da família, os resultados dessa comparação confirmam as conclusões de Leitão Filho (1982), que citou Calophyllaceae (Clusiaceae, antiga família), Annonaceae, Magnoliaceae e Euphorbiaceae como de ocorrência comum no primeiro estrato nas matas de brejo do estado de São Paulo.

Figura 13 Frequência absoluta (AbsFr) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



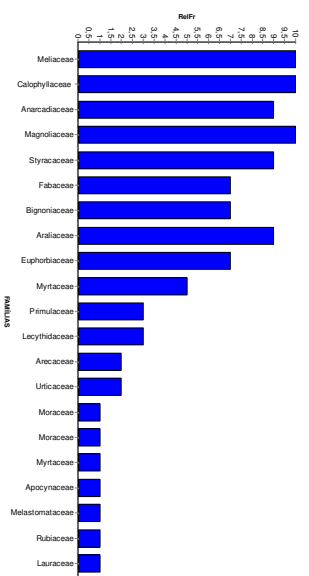
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 14 Densidade relativa (RelDe) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



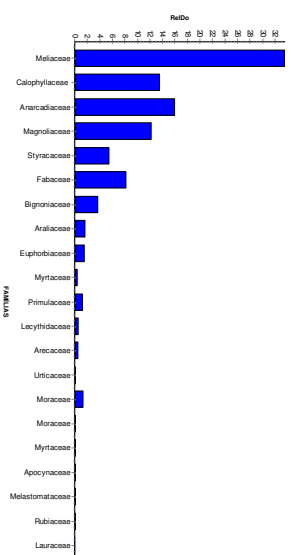
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 15 Frequência relativa (RelFr) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



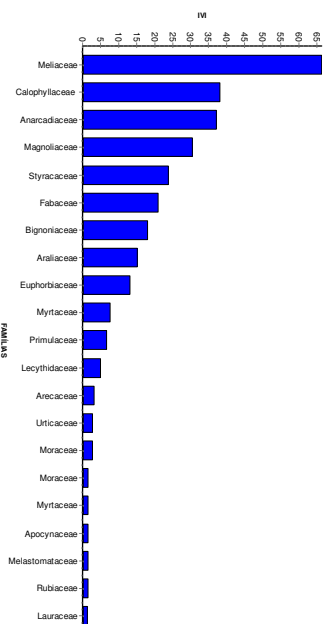
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 16 Dominância relativa (RelDo) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



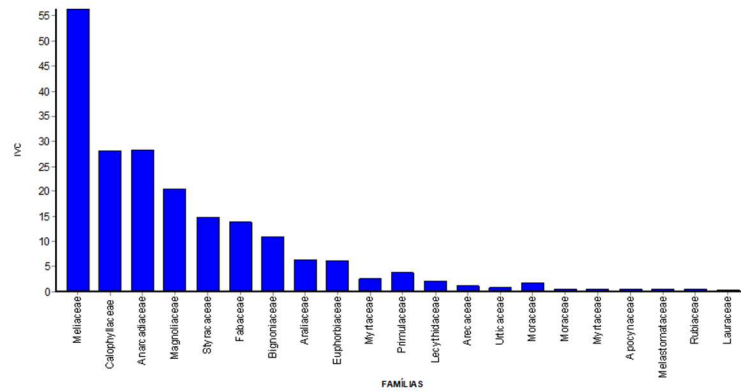
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 17 Índice de valor de importância (IVI) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 18 Índice de valor de cobertura (IVC) das famílias encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP.



Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

5.2.2 Mata Ciliar (C1) - Espécies

As espécies que apresentaram maior número de indivíduos (NInd) foram *Calophyllum brasiliensis* (n= 40 indivíduos), *Guarea guidonia* (n= 40), *Tapirira guianensis* (n= 34), *Magnolia ovata* (n= 21), *Styrax pohlii* (n= 26) e *Cedrela odorata* (n= 29). E as espécies *Genipa americana* (n= 1 indivíduo), *Tabernaemontana hystrix* (n= 1), *Bauhinia forficata* (n= 1), *Ficus insipida* (n= 1) apresentaram menor valor de indivíduos (Tabela 8 e Figuras 20, 21 e 25).

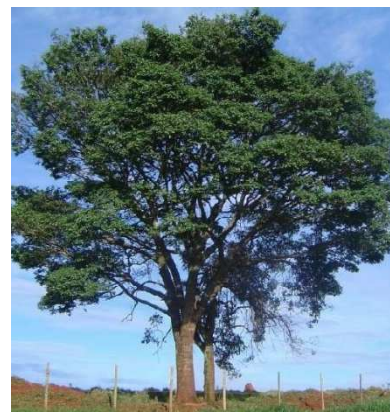
Figura 19 Espécies de maior frequência absoluta na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. *Calophyllum brasiliensis* (Guanandi), *Guarea guidoni* (Marinheiro) e *Tapirira guianensis* (Peito de pomba).



*Calophyllum
brasiliensis*



Guarea guidoni



Tapirira guianensis

Fonte: Imagem Google, dezembro 2017

Figura 20 Espécies de menor frequência absoluta na mata ciliar (C1) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. *Ficus insipida* (Figueira do Brejo), *Tabernaemontana hystrix* (Leiteiro) e *Nectandra megapotamica* (Canelinha).



Ficus insipida



Tabernaemontana hystrix



Nectandra megapotamica

Fonte: Imagem Google, dezembro 2017

Tabela 8 Parâmetros estatísticos das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda da Monte Líbano no município de Araraquara – SP. Legenda: NInd = Numero de indivíduos; ReIDe = Densidade Relativa; NAM = Numero de amostra; AbsFr = Frequência absoluta; ReIF

ESPÉCIES	NInd	RelDe	NAM	AbsFr	RelFr	RelDo	IVI	IVC
<i>Cedrela odorata</i>	29	10,51	9	90,00	7,32	25,11	42,93	35,61
<i>Calophyllum brasiliensis.</i>	40	14,49	10	100,00	8,13	13,55	36,17	28,04
<i>Tapirira guianensis</i>	34	12,32	9	90,00	7,32	15,92	35,56	28,24
<i>Magnolia ovata</i>	21	7,61	9	90,00	7,32	9,75	24,68	17,36
<i>Guarea guidonia</i>	24	8,70	10	100,00	8,13	7,02	23,85	15,72
<i>Styrax pohlii</i>	26	9,42	9	90,00	7,32	5,45	22,19	14,87
<i>Handroanthus umbellatus</i>	18	6,52	6	60,00	4,88	3,50	14,90	10,02
<i>Dendropanas cuneatus</i>	13	4,71	9	90,00	7,32	1,56	13,59	6,27
<i>Cabralea canjerana</i>	10	3,62	4	40,00	3,25	1,38	8,26	5,00
<i>Croton urucurana</i>	6	2,17	6	60,00	4,88	0,63	7,68	2,81
<i>Alchornea sidifolia</i>	7	2,54	5	50,00	4,07	0,85	7,45	3,39
<i>Inga vera</i>	5	1,81	4	40,00	3,25	1,80	6,87	3,62
<i>Pterogyne nitens</i>	3	1,09	1	10,00	0,81	4,33	6,23	5,42
<i>Myrsine garderiana</i>	7	2,54	3	30,00	2,44	1,25	6,22	3,78
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	3	1,09	3	30,00	2,44	1,40	4,93	2,49

ESPÉCIES	NInd	RelDe	NAm	AbsFr	RelFr	RelDo	IVI	IVC
<i>Cariniana estrellensis</i>	4	1,45	3	30,00	2,44	0,56	4,45	2,01
<i>Myrcia selloi</i>	3	1,09	2	20,00	1,63	0,18	2,89	1,26
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	2	0,72	2	20,00	1,63	0,44	2,79	1,17
<i>Centrolobium tomentosum</i>	2	0,72	2	20,00	1,63	0,31	2,66	1,04
<i>Ficus adhatodifolia</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	1,34	2,52	1,71
<i>Eugenia myrcianthes</i>	2	0,72	2	20,00	1,63	0,12	2,47	0,84
<i>Cecropia pachystachya</i>	2	0,72	2	20,00	1,63	0,08	2,43	0,80
<i>Tabebuia insignis</i>	2	0,72	1	10,00	0,81	0,20	1,74	0,92
<i>Albizia niopoides</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,18	1,35	0,54
<i>Ficus insipida</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,11	1,29	0,47
<i>Machaerium hirtum</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,10	1,27	0,46
<i>Psidium guajava</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,10	1,27	0,46
<i>Eugenia uniflora</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,08	1,26	0,44
<i>Tabernaemontana hystrix</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,08	1,25	0,44
<i>Huberia semiserrata</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,06	1,23	0,42
<i>Genipa americana</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,06	1,23	0,42
<i>Bauhinia forficata</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,03	1,21	0,39
<i>Nectandra megapotamica</i>	1	0,36	1	10,00	0,81	0,03	1,20	0,39

Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Das coletas realizadas nas 10 parcelas, distribuídas na mata ciliar (C1), foram amostradas 33 espécies. As que apresentaram maior frequência absoluta (AbsFr) foram *Calophyllum brasiliensis* (100%), *Guarea guidonia* (100%), *Tapirira guianensis* (90%), *Magnolia ovata* (90%), *Styrax pohlii* (90%) e *Cedrela odorata* (90%) e as que demonstraram menor frequência absoluta *Genipa americana* (10%), *Tabernaemontana hystrix* (10%), *Bauhinia forficata* (10%), *Nectandra megapotamica* (10%) e *Ficus insipida* (10%) (Figura 22).

A densidade relativa (RelDe) que é a presença de cada espécie em relação ao número total de indivíduos de todas as espécies dentro de cada família, na (C1) verificamos que as espécies que apresentaram, maiores valores para densidade relativa são *Calophyllum brasiliensis* (14,49%), *Tapirira guianensis* (12,32%) e *Cedrela odorata* (10,51%) e com menores valores para densidade relativa *Ficus insipida* (0,36%), *Tabernaemontana hystrix* (0,36%) e *Nectandra megapotamica* (0,36%), (Figura 23).

Com relação aos valores da frequência relativa (RelFr), que foi obtida pela soma total das frequências absolutas, para cada espécie, constatamos o *Calophyllum brasiliensis* (8,13%), *Guarea guidonia* (8,13%) e *Tapirira guianensis* (7,32%) que apresenta os maiores valores e *Ficus insipida* (0,81%), *Tabernaemontana hystrix* (0,81%) e *Nectandra megapotamica* (0,81%) apresenta os menores valores (Figura 24).

Os valores da dominância relativa (RelDo), expressa a influência de cada espécie na comunidade através de sua biomassa, e a participação em relação à área basal total de indivíduos da mesma espécie, na (C1) observamos que *Cedrela odorata* (25,11%), *Tapirira guianensis* (15,92%) e *Calophyllum brasiliensis* (13,55%), apresentaram os maiores valores e os menores *Genipa americana* (0,06%), *Bauhinia forficata* (0,03%) e *Nectandra megapotamica* (0,03%), (Figura 26).

O Índice de valor de importância (IVI) é o somatório dos parâmetros relativos de densidade, dominância e frequência das espécies amostradas, informando a importância ecológica da espécie em termos de distribuição horizontal, e na mata ciliar do córrego Ribeirão das Cruzes (C1) as espécies que apresentaram os maiores valores são *Cedrela odorata* (42,93%), *Calophyllum brasiliensis* (36,17%) e *Tapirira guianensis* (35,56%) enquanto os menores valores ficaram com as espécies *Genipa americana* (1,23%), *Bauhinia forficata* (1,21%) e *Nectandra megapotamica* (1,20%), (Figura 27).

O Índice de valor de cobertura (IVC) é o somatório dos parâmetros relativos de densidade e dominância das espécies amostradas, informando a importância ecológica da espécie em termos de distribuição horizontal, baseando-se, contudo, apenas na densidade e na dominância, e as espécies com maiores valores são *Cedrela odorata* (35,61%), *Tapirira guianensis* (28,24%), *Calophyllum brasiliensis* (28,04%), *Magnolia ovata* (17,36%), *Styrax pohlii* (14,87%) e *Guarea guidonia* (15,72%) , e os menores valores *Genipa americana* (0,42%), *Bauhinia forficata* (0,39%), *Nectandra megapotamica* (0,39%) e *Ficus insipida* (0,47) (Tabela 8 e Figura 28).

Os levantamentos fitossociológicos realizados em florestas higrófilas no estado de São Paulo (TORRES et al, 1994; COSTA 1996; IVANAUSKAS et al.; 1997), as espécies identificadas foram: *Magnolia ovata*, *Dendropanax cuneatum*, *Calophyllum brasiliensis*, e *Tapirira guianensis* ocorreram em todos os levantamentos, sendo que as três últimas espécies apareceram com destaque em todos os levantamentos e representadas sempre por muitos indivíduos. *Styrax pohlii*, *Syagrus romanzoffiana*, *Guarea macrophylla*, *Citronella gongonha*, *Cecropia pachystachya*, *Ficus insipida*, *Tabebuia insignis*, *Cedrela odorata*, *Alchornea triplinervia*, *Machaerium aculeatum*, ocorreram neste estudo e em pelo menos mais

de um dos demais levantamentos. Sendo assim, todas as espécies aqui citadas podem ser consideradas típicas, ou pelo menos comuns em florestas higrófilas.

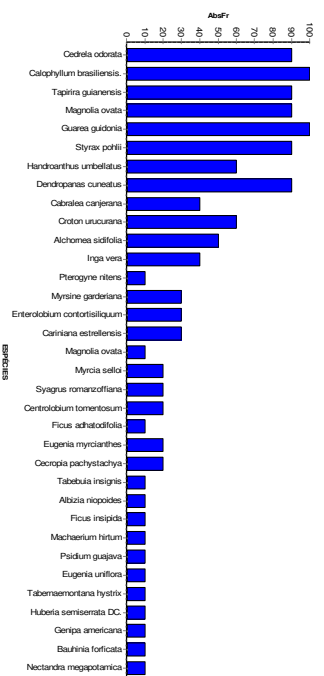
As espécies, *Calophyllum brasiliensis*, *Cedrela odorata*, *Ficus insipida*, *Tabebuia insignis* e *Magnolia ovata*, ocorreram em outras matas de brejo e em florestas ripárias (RODRIGUES, 1992; DURIGAN, 1994; TORRES et al., 1994; IVANAUSKAS et al, 1997), foram amostradas em muito poucos trabalhos em matas mais secas, sugerindo sua preferência por locais mais úmidos. Observou-se que várias espécies citadas tenham sido comuns as áreas de estudo (C1).

No presente estudo, Meliaceae, Calophyllaceae, Anarcadiaceae e Magnoliaceae estiveram entre as de maior IVI e IVC devido, respectivamente, às espécies *Calophyllum brasiliensis*, *Talauma ovata*, *Cedrela odorata*, *Guarea guidonia* e *Tapirira guianensis*. A família Fabaceae foi representada por sete espécies (*Albizia niopoides*, *Bauhinia forficata*, *Centrolobium tomentosum*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Machaerium hirtum*, *Inga vera* e *Pterogyne nitens*), estando entre a de maior riqueza. A espécie *Inga vera*, no entanto, foi representada com maior número de indivíduos. A presença, abundância, riqueza específica e importância das famílias podem constituir elementos chave de diferenciação entre unidades fitogeográficas.

A heterogeneidade florística e estrutural existente entre os remanescentes florestais do estado de São Paulo já foi mencionada por diversos autores. A composição florística varia bastante de uma região para outra (BERTONI et al., 1982), entre áreas próximas, e mesmo entre diferentes trechos de áreas contínuas (PAGANO; LEITÃO FILHO, 1987; RODRIGUES et al., 1989), em função das diferentes condições de solo e topografia (RODRIGUES 1992), ocorrência e frequência de alagamentos (JOLY, 1991) e perturbações variadas como fogo, abate seletivo, fragmentação e outros. Além disso, como apontam Pagano et al. (1995), as diferenças acentuadas observadas em trechos muito próximos são características estruturais das florestas semidecíduas.

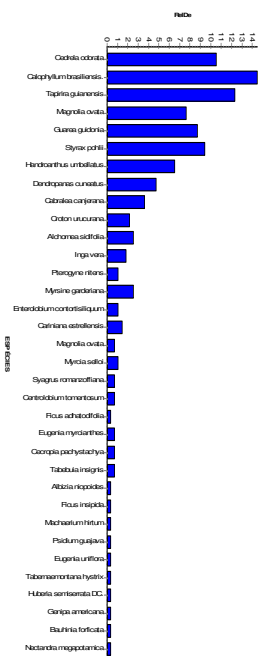
Na composição florística do rio Jacaré-Pepira com 174 km de extensão, compreendendo uma área de 2600km², os componentes lenhosos das formações ciliares resultaram na identificação de 316 espécies pertencentes a 67 famílias no estudo de Zickel (1995). No estudo discutido por Tabacchi et al., (1990), o grande número de espécies encontradas nos remanescentes estudados na bacia do Jacaré-Pepira, assim como o padrão complexo de variações florísticas entre as áreas, é típico de ecossistemas tropicais.

Figura 21 Frequência absoluta (AbsFr) das espécies encontradas na mata ciliar na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



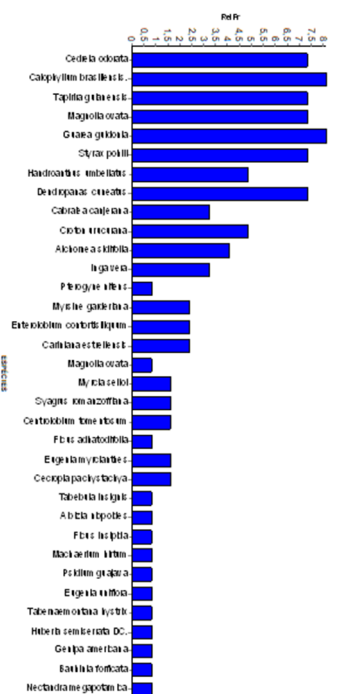
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 22 Densidade Relativa (RelDe) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



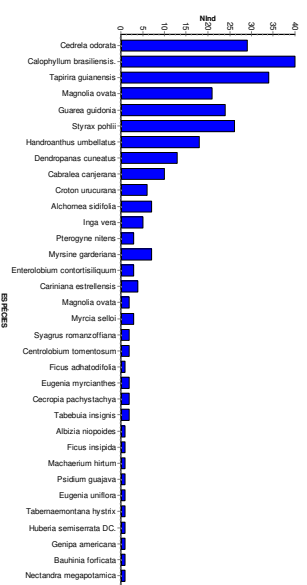
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 23 Frequência relativa (RelFr) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP



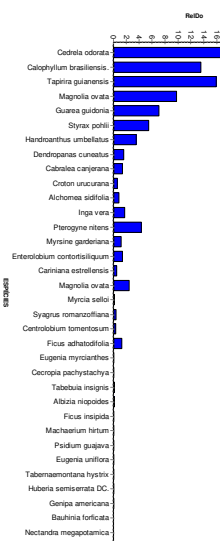
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 24 Número indivíduos (NInd) encontrados na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano Araraquara –SP



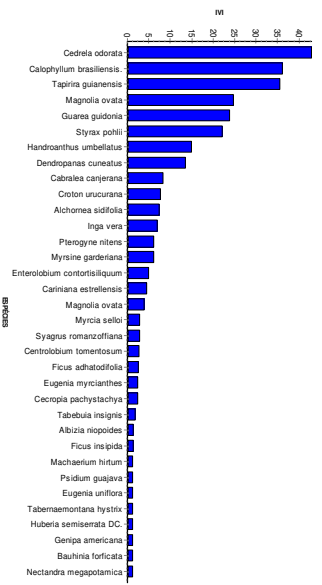
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 25 Dominância relativa (RelDo) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



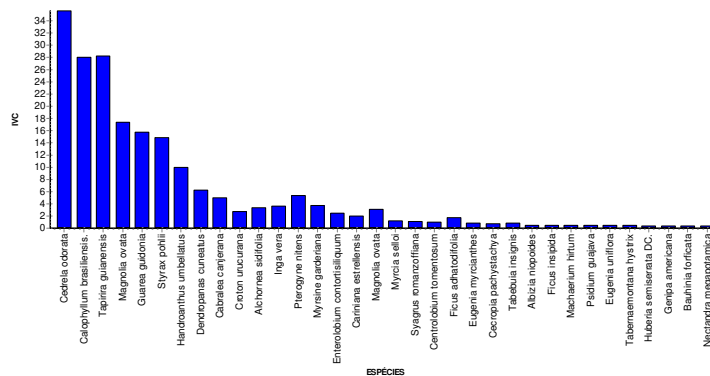
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 26 Índice de valor de importância (IVI) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 27 Índice de valor de cobertura (IVC) das espécies encontradas na mata ciliar (C1) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

5.2.3 Fragmento de Vegetação – Morro (C2) – Famílias

Os dados obtidos utilizando o software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2011), para avaliar o número dos indivíduos quanto, densidade, frequência, dominância, valor de importância e valor de cobertura das famílias e das espécies destacando os três maiores valores e os três menores valores. No fragmento florestal com área amostral de 10.000m² foram estudados agrupados e analisados em conjunto aos parâmetros fitossociológicos. Nas coletas realizadas nas 10 parcelas, distribuídas no fragmento de vegetação - Morro (C2), foram amostrados (NInd) 143 indivíduos pertencentes a 16 famílias.

As famílias que apresentaram maior número de indivíduos (NInd) foram Fabaceae (n= 61 indivíduos), Phytolaccaceae (n= 14) e Malvaceae (n= 12). Em contraste Euphorbiaceae (n= 1 indivíduo), Cannabaceae (n= 1), Verbenaceae (n= 1), apresentaram menor valor de indivíduos.

Sendo que as famílias com maior frequência absoluta (AbsFr) Fabaceae (100%), Phytolaccaceae (70%) e Phyllanthaceae (70%) as com menor Euphorbiaceae (10%), Cannabaceae (10%) e Verbenaceae (10%), (Tabela 9 e Figura 29).

Tabela 9 Parâmetros estatísticos das Famílias encontradas no fragmento de vegetação – Morro (C2) na Fazenda da Monte Líbano no município de Araraquara – SP. Legenda: NInd = Número de indivíduos; AbsDe= Densidade Absoluta; ReIDe = Densidade Relativa; NAm = Número

FAMÍLIAS	NInd	AbsDe	ReIDe	Nam	AbsFr	RelFr	RelDo	IVI	IVC	NSpp	%Spp
Fabaceae	61	20,3	42,66	10	100,00	14,49	29,66	86,81	72,32	18	45,00
Phytolaccaceae	14	4,7	9,79	7	70,00	10,14	11,57	31,50	21,36	1	2,50
Lecythidaceae	9	3,0	6,29	6	60,00	8,70	13,31	28,30	19,61	1	2,50
Phyllanthaceae	8	2,7	5,59	7	70,00	10,14	9,43	25,17	15,02	1	2,50
Bignoniaceae	5	1,7	3,50	4	40,00	5,80	12,88	22,17	16,37	1	2,50
Lauraceae	6	2,0	4,20	5	50,00	7,25	8,13	19,57	12,33	1	2,50
Malvaceae	12	4,0	8,39	5	50,00	7,25	1,87	17,51	10,26	3	7,50
Rutaceae	5	1,7	3,50	5	50,00	7,25	0,43	11,17	3,92	1	2,50
Apocynaceae	5	1,7	3,50	4	40,00	5,80	1,31	10,61	4,81	3	7,50
Meliaceae	3	1,0	2,10	3	30,00	4,35	0,73	7,17	2,83	2	5,00
Rubiaceae	2	0,7	1,40	2	20,00	2,90	1,15	5,45	2,55	1	2,50
Arecaceae	2	0,7	1,40	2	20,00	2,90	0,19	4,48	1,59	1	2,50
Rhamnaceae	2	0,7	1,40	2	20,00	2,90	0,07	4,37	1,47	1	2,50
Euphorbiaceae	1	0,3	0,70	1	10,00	1,45	0,50	2,65	1,20	1	2,50
Cannabaceae	1	0,3	0,70	1	10,00	1,45	0,03	2,18	0,73	1	2,50
Verbenaceae	1	0,3	0,70	1	10,00	1,45	0,02	2,16	0,72	1	2,50

Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

A frequência relativa (RelFr) das famílias com maiores valores foram Fabaceae (14,49%), Phytolaccaceae (10,14%) e Phyllanthaceae (10,14%) e ainda, as com menor Euphorbiaceae (1,45%), Cannabaceae (1,45%) e Verbenaceae (1,45%) (Figura 30).

As famílias que apresentaram maior valores de densidade relativa foram Fabaceae (42,66%), Phytolaccaceae (9,79%) e Malvaceae (8,39%), e com menores valores temos Euphorbiaceae (0,7%), Cannabaceae (0,7%) e Verbenaceae (0,7%) (Figura 31).

Com relação à dominância relativa (RelDo) das famílias, verificamos que as que possuem um maior valor são Fabaceae (29,66%), Lecythidaceae (13,31%) e Bignoniaceae (12,88%) e as com menores Euphorbiaceae (0,50%), Cannabaceae (0,03%) e Verbenaceae (0,02%) (Figura 32).

O Índice de valor de importância (IVI) das famílias analisadas as que apresentaram maiores valores foram Fabaceae (86,81%), Phytolaccaceae (31,5%) e Lecythydaceae (28,3%) e com os menores Euphorbiaceae (2,65%), Cannabaceae (2,18%) e Verbenaceae (2,16%), (Figura 33).

O Índice de valor de cobertura (IVC) das famílias com maiores valores foram Fabaceae (72,32%), Phytolaccaceae (21,36%) e Lecythydaceae (19,61%) e com menor Euphorbiaceae (1,20%), Cannabaceae (0,73%) e Verbenaceae (0,72%) (Figura 34).

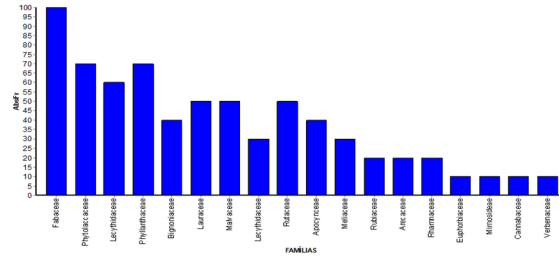
A maioria dos levantamentos fitossociológicos em florestas ripárias e estacionais semidecíduas do estado de São Paulo demonstrou maior destaque em importância e riqueza para as famílias Leguminosae (JOLY, 1975) ou Fabaceae (CRONQUIST, 1981), Euphorbiaceae, Rutaceae, Meliaceae, Lauraceae e Myrtaceae.

A família Fabaceae foi a que apresentou um maior número de espécies (n= 18) e também apresentou o maior número de indivíduos (n= 61). As famílias Malvaceae (n= 3 espécies e n= 12 indivíduos) e (Apocynaceae, n= 3 e 5), já a (Meliaceae, n= 2 e 5) todas as outras famílias indicaram apenas uma espécie com o número de indivíduos menor que três. Em relação à maior frequência, densidade e dominância as famílias Fabaceae, Phytolaccaceae, Lecythydaceae, juntas reuniram (34%) do total de indivíduos. Apocynaceae teve (6%) dos indivíduos distribuídos em três espécies, enquanto Verbenaceae teve (1,45%) dos indivíduos distribuídos em uma espécie. Em alguns aspectos os resultados deste trabalho coincidem com resultados de Souza (1997), em que as famílias com maior abundância foram Fabaceae, Apocynaceae, Mimosaceae e Polygonaceae.

A família Fabaceae (72,32%), apresentou os índices de cobertura consideravelmente maior que as outras famílias.

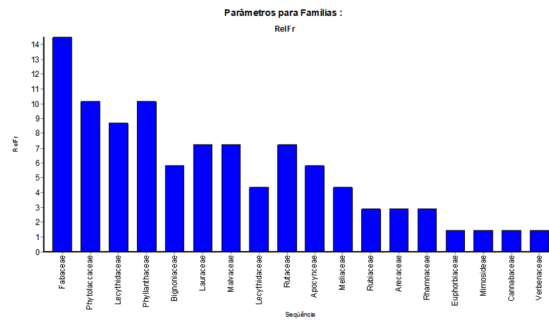
As conclusões de Leitão Filho (1982), que citou Fabaceae, entre outras famílias como constantes em matas de planalto (florestas estacionais semidecíduas); Fabaceae como as famílias de maior diversidade nos estratos intermediários em matas ciliares (florestas ripárias).

Figura 28 Frequência absoluta (AbsFr) das famílias encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



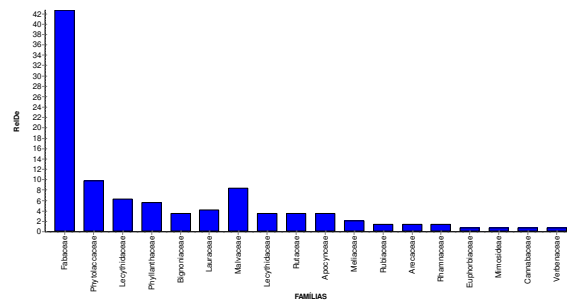
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 29 Frequência relativa (RelFr) das famílias encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



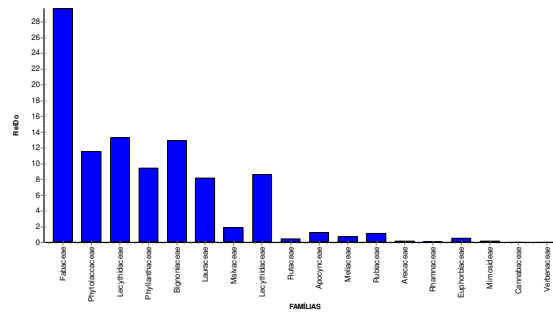
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 30 Densidade relativa (RelDe) das famílias no Fragmento de vegetação - Morro (C2) da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



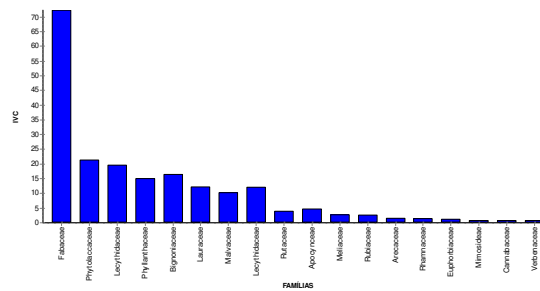
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 31 Dominância relativa (RelDo) das famílias no Fragmento de vegetação - Morro (C2) da Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



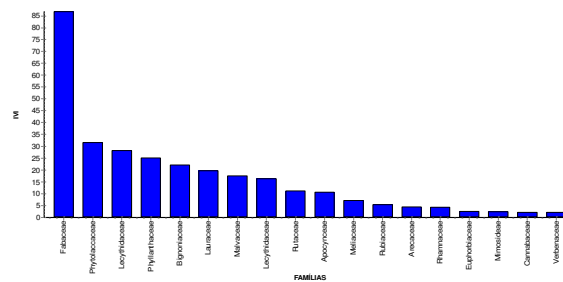
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 32 Índice de valor de importância (IVI) das famílias encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 33 Índice de valor de cobertura (IVC) das famílias encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

5.2.4 Fragmento de Vegetação – Morro (C2) – Espécies

Os dados obtidos utilizando o software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2011), para avaliar o número dos indivíduos quanto, densidade, frequência, dominância, valor de importância espécies destacando os três maiores valores e os três menores valores.

As espécies que apresentaram maior número de indivíduos (NInd) foram *Gallesia integrifolia* (n= 14 indivíduos), *Carinaria estrellensis* (n= 9), *Savia dictyocarpa* (n= 8), *Albizia polycephala* (n= 5), *Centropodium tomentosum* (n= 8) e *Tabebuia avellanedade* (n= 5). E as espécies *Moldenhawera floribunda* (n= 1 indivíduo), *Trema micrantha* (n= 1), *Aloysia virgata* (n= 1), *Enterolobium contortisiliquum* (n= 1) apresentaram menor valor de indivíduos (Figura 35,36 e 41).

As coletas realizadas nas 10 parcelas, distribuídas no fragmento de vegetação - Morro (C2), foram amostrados (NInd) 143 indivíduos pertencentes a 39 espécies e as que apresentaram maior frequência absoluta (AbsFr) são *Gallesia integrifolia* (70%), *Carinaria estrellensis* (60%) e *Savia dictyocarpa* (70%) e as com menor *Moldenhawera floribunda* (10%), *Trema micrantha* (10%) e *Aloysia virgata* (10%) (Tabela 10 e Figura 37).

Figura 34 Espécies de maior frequência absoluta no fragmento de vegetação – morro (C2) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. *Gallesia integrifolia* (Pau d'álho), *Carinaria estrellensis* (Jequitiba Branco) e *Savia dictyocarpa* (Guaraiuva)



Gallesia integrifolia



Carinaria estrellensis



Savia dictyocarpa

Fonte: Imagem Google, dezembro, 2017

Figura 35 Espécies de menor frequência absoluta no fragmento de vegetação – morro (C2) pertencente à fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP. *Moldenhawera floribunda* (Cainga), *Trema micrantha* (Pau Pólvara) e *Aloysia virgata* (lixreira)



*Moldenhawera
floribunda*



Trema micrantha



Aloysia virgata

Fonte: Imagem Google, dezembro, 2017

Tabela 10 Parâmetros estatísticos das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) Legenda: NInd = número de indivíduos; RelDe = Densidade Relativa; NAm = Numero de amostra; AbsFr = Frequência absoluta; RelFr = Frequência relativa; ReIDo = Dominância

ESPÉCIE	NInd	RelDe	NAm	AbsFr	RelFr	RelDo	IVI	IVC
<i>Gallesia integrifolia</i>	14	9,79	7	70,00	5,83	11,57	27,19	21,36
<i>Carinaria estrellensis</i>	9	6,29	6	60,00	5,00	13,31	24,61	19,61
<i>Savia dictyocarpa</i>	8	5,59	7	70,00	5,83	9,43	20,86	15,02
<i>Tabebuia avellanadae</i>	5	3,50	4	40,00	3,33	12,88	19,70	16,37
<i>Albizia polycephala</i>	8	5,59	5	50,00	4,17	7,46	17,22	13,06
<i>Nectandra oppositifolia</i>	6	4,20	5	50,00	4,17	8,13	16,49	12,33
<i>Pterogyne nitens</i>	7	4,90	6	60,00	5,00	6,03	15,93	10,93
<i>Cariniana legalis</i>	5	3,50	3	30,00	2,50	8,60	14,59	12,09
<i>Centrolobium tomentosum</i>	8	5,59	6	60,00	5,00	2,87	13,47	8,47
<i>Machaerium stipitatum</i>	6	4,20	6	60,00	5,00	0,64	9,84	4,84
<i>Peltophorun dubium</i>	4	2,80	4	40,00	3,33	3,27	9,40	6,06
<i>Albizia niopoides</i>	4	2,80	4	40,00	3,33	2,07	8,20	4,86
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	5	3,50	5	50,00	4,17	0,43	8,09	3,92

ESPÉCIE	NInd	RelDe	NAm	AbsFr	RelFr	RelDo	IVI	IVC
<i>Senna multijuga</i>	5	3,50	5	50,00	4,17	0,24	7,90	3,74
<i>Heliocarpus popayanensis</i>	5	3,50	4	40,00	3,33	0,46	7,29	3,95
<i>Holocalyx balansae</i>	3	2,10	3	30,00	2,50	2,05	6,65	4,15
<i>Guazuma ulmifolia</i>	4	2,80	4	40,00	3,33	0,32	6,45	3,11
<i>Ceiba speciosa</i>	3	2,10	3	30,00	2,50	1,10	5,69	3,19
<i>Myroxylon peruiferum</i>	3	2,10	3	30,00	2,50	0,18	4,78	2,28
<i>Genipa americana</i>	2	1,40	2	20,00	1,67	1,15	4,22	2,55
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	2,43	3,96	3,13
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	2	1,40	2	20,00	1,67	0,59	3,65	1,99
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	2	1,40	2	20,00	1,67	0,40	3,47	1,80
<i>Anadenanthera peregrina</i>	2	1,40	2	20,00	1,67	0,38	3,45	1,78
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	2	1,40	2	20,00	1,67	0,19	3,25	1,59
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	2	1,40	1	10,00	0,83	1,02	3,25	2,41
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2	1,40	2	20,00	1,67	0,15	3,22	1,55
<i>Trichilia clausenii</i>	2	1,40	2	20,00	1,67	0,12	3,19	1,52
<i>Erythrina verna</i>	2	1,40	2	20,00	1,67	0,08	3,14	1,48
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	2	1,40	2	20,00	1,67	0,07	3,14	1,47
<i>Cedrela fissilis</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,61	2,14	1,31
<i>Croton floribundus</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,50	2,04	1,20
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,34	1,87	1,04
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,32	1,85	1,02
<i>Machaerium hirtum</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,32	1,85	1,02
<i>Acacia polyphylla</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,13	1,66	0,82
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,08	1,61	0,78
<i>Moldenhawera floribunda</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,05	1,58	0,74
<i>Trema micrantha</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,03	1,56	0,73
<i>Aloysia virgata</i>	1	0,70	1	10,00	0,83	0,02	1,55	0,72

Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

A densidade relativa (RelDe) das espécies que apresentam maior valor são *Gallesia integrifolia* (9,79%), *Carinaria estrellensis* (6,29%) e *Savia dictyocarpa* (5,59%) e as com menor *Moldenhawera floribunda* (0,7%), *Trema micrantha* (0,7%) e *Aloysia virgata* (0,7%) (Figura 38).

A frequência relativa (RelFr) das espécies que apresentaram maiores valores foram *Gallesia integrifolia* (5,83%), *Carinaria estrellensis* (5%) e *Savia dictyocarpa* (5,83%) e as com menores *Moldenhawera floribunda* (0,83%), *Trema micrantha* (0,83%) e *Aloysia virgata* (0,83%) (Figura 39).

A dominância relativa (RelDo) das espécies que apresentaram maiores valores foram *Gallesia integrifolia* (11,57%), *Carinaria estrellensis* (13,31%) e *Tabebuia avellanedeae* (12,88%) e com os menores *Moldenhawera floribunda* (0,05%), *Trema micrantha* (0,03%) e *Aloysia virgata* (0,02%) (Figura 42).

O Índice de valor de importância (IVI) das espécies encontradas que apresentaram maiores valores foram *Gallesia integrifolia* (27,19%), *Carinaria estrellensis* (24,61%) e *Savia dictyocarpa* (20,86%) e com os menores *Moldenhawera floribunda* (1,58%), *Trema micrantha* (1,56%) e *Aloysia virgata* (1,55%) (Figura 43).

O Índice de valor de cobertura (IVC) das espécies com maiores valores no fragmento de vegetação (C2) são *Gallesia integrifolia* (21,36%), *Carinaria estrellensis* (19,61%) e *Tabebuia avellanedeae* (16,37%) e com os menores *Moldenhawera floribunda* (0,74%), *Trema micrantha* (0,73%) e *Aloysia virgata* (0,72%), (Tabela 10 e Figura 44).

Os resultados estatísticos citados acima constataam que para todos os parâmetros calculados, as espécies foram as mesmas que se destacaram em função dos elevados ou baixos valores de frequência, densidade e dominância. As espécies *Gallesia integrifolia*, *Carinaria estrellensis*, *Carinaria estrellensis* e *Tabebuia avellanedeae* destacaram-se pelos elevados valores. As espécies com menores valores para os parâmetros calculados foram *Moldenhawera floribunda*, *Trema micranta* e *Aloysia virgata*.

A espécie *Gallesia integrifolia* se destacou nos parâmetros da frequência absoluta (70%) e frequência relativa (5,83%), devido a ocorrências da espécie em sete parcelas amostradas e com apenas uma família. Já a *Aloysia virgata* (10%) apresentou baixa frequência absoluta e frequência relativa (0,83%) comparada com a *Gallesia integrifolia*.

As espécies que apresentam valor baixo nos índices analisados são as que realmente definem diversidade e riqueza florística, essenciais na análise e tomada de decisões em áreas a serem conservadas e/ ou preservadas, bem como no manejo florestal (DURIGAN et al., 2000b; RODRIGUES; NAVE, 2000).

Os levantamentos realizados em formações ciliares remanescentes do interior do estado de São Paulo têm demonstrado riqueza florística variável, muitas vezes associada à penetração de luz e à fertilidade do solo. Mantovani et al. (1989) identificaram em trechos de vegetação ciliar na Reserva Biológica de Mogi-Guaçu 139 espécies, distribuídas em 48 famílias. Enquanto Aquino e Barbosa (2009) citam para a Mata dos macacos a ocorrência de 99 espécies arbóreas e arbustivas, em 38 famílias, resultados muito diferentes aos obtidos para a Área (C2).

As combinações mais importantes, sob os aspectos ecológico, estrutural e silvicultural, para os parâmetros densidade, frequência e dominância, podem ser consideradas em seis condições, conforme descritos por Lamprecht (1990):

- Elevados valores de Densidade, Frequência e Dominância: representam as espécies mais importantes, quando analisada apenas a estrutura da comunidade;
- Densidade e Frequência elevadas: condição típica para as espécies de ocorrência horizontal regular;
- Densidade elevada e baixa Frequência: fenômeno típico para espécies com certa aglomeração local;
- Densidade e Dominância elevadas e baixa Frequência: indica espécies de grande porte;
- Densidade elevada e baixos valores de Frequência e Dominância: indica a presença de espécies de povoamento auxiliar com tendência ao agrupamento;
- Baixa Densidade e elevados valores de Frequência e Dominância: condição típica para árvores dominantes isoladas e em número reduzido, porém dispersas com certa regularidade por áreas relativamente grandes.

Algumas espécies como *Cariniana legalis*, *Albizia hasslerii*, *Dilodendron bipinnatum* e *Ficus guaranitica* não apresentaram indivíduos nos estratos médio e inferior. Essas características são próprias de uma formação florestal em estágio sucessional avançado, pois *A. hassleri* e *D. bipinnatum* são espécies heliófilas (BDT, 2005) e, portanto, incapazes de se regenerarem a sombra. Porém, para *Cariniana legalis* e *Ficus guaranitica*, espécies comuns em formações em estágio avançado (CONAMA, 1994), esse comportamento é atípico e indica que a regeneração natural não está ocorrendo. Tais espécies, dentro de um programa de manejo florestal ou de recuperação de área, necessitam de análise criteriosa no sentido de recuperar a dinâmica natural.

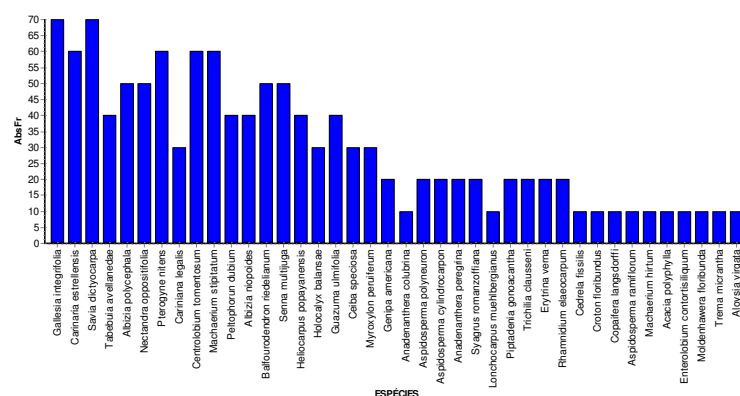
O número de espécies encontradas no estudo de Teixeira e Assis (2005) foram 49 espécies, inferior ao observado em Brotas (51 espécies), por Marques et al. (2003), porém superior aos demais valores encontrados em outras florestas paludosas do Estado de São Paulo, que variaram de 33 (TORRES et al., 1994; COSTA et al. 1997) a 41 espécies (TONIATO et

al., 1998). Esses valores devem ser comparados com ressalvas, pois são positivamente correlacionados com o tamanho das amostras (MAGURRAM, 1988; MELO et al., 2003), que foi muito variado nos diferentes levantamentos. O critério para a inclusão dos indivíduos também influencia o número de espécies amostradas. Em Campinas, Toniato et al. (1998) utilizaram um critério menos restritivo ($PAP \geq 10$ cm) e, apesar da menor área amostrada (0,1 ha em cada remanescente), podem ter incluído espécies representadas por indivíduos com PAP menor que 15 cm, valor mínimo usualmente utilizado nos demais estudos, que contribuíram com os valores encontrados (36 e 41 espécies).

Esta alta diversidade de espécies das florestas tropicais está associada a uma alta frequência de espécies denominadas “raras”, ou aquelas que ocorrem com baixa densidade de indivíduos na mata. Justamente estas espécies, em geral, são as mais desconhecidas quanto às características ecológicas e, portanto, de difícil manejo e conservação (KAGEYAMA; GANDARA, 2004).

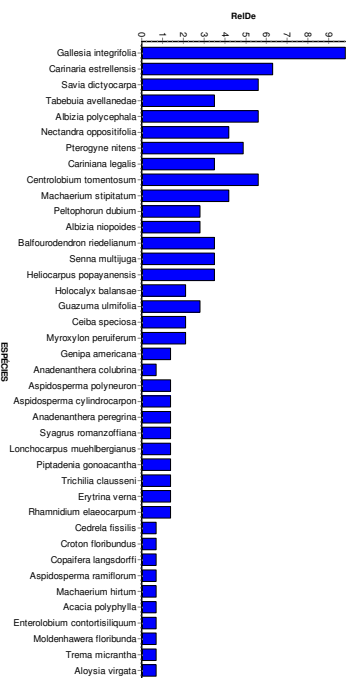
A alta diversidade de espécies das florestas tropicais permite entender que a grande diferença desses biomas com aqueles de baixa diversidade nos climas temperados é a grande interação entre as plantas e os animais e microrganismos, ou seja, é possível constatar-se que a grande maioria das espécies arbóreas tropicais (97,5%) é polinizada por insetos, morcegos e beija-flores (BAWA et al. 1985).

Figura 36 Frequência absoluta (AbsFr) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



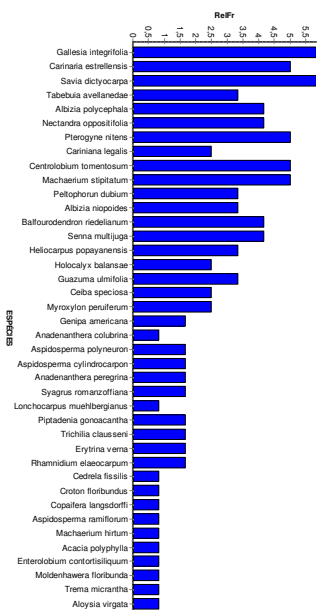
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 37 Densidade Relativa (RelDe) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



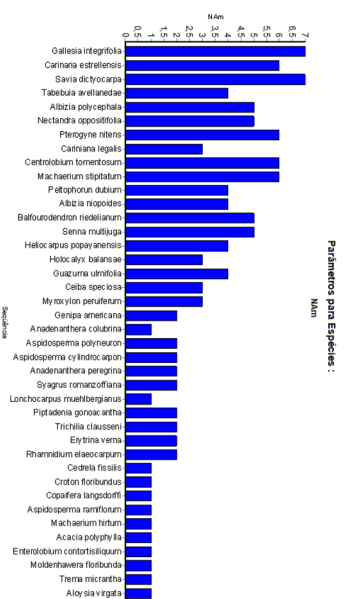
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 38 Frequência relativa (RelFr) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



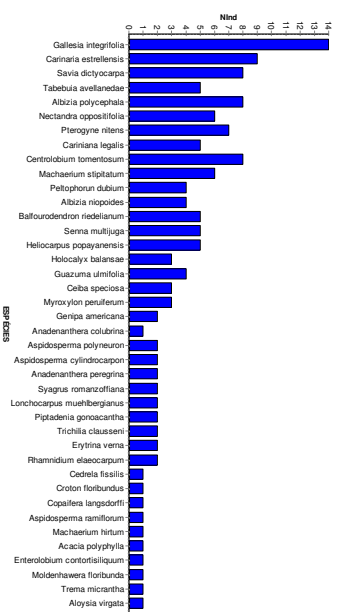
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 39 Número de amostras (Nm) das espécies com maior e menor ocorrência encontradas no fragmento de morro da Fazenda Monte Líbano Araraquara – SP



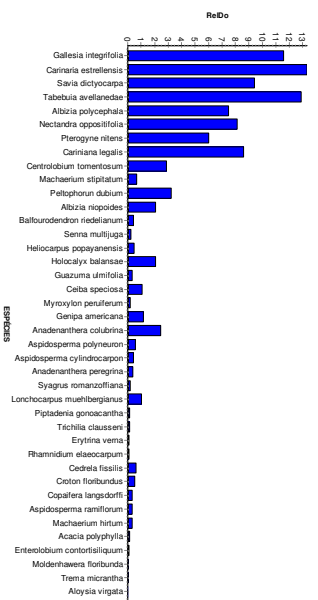
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 40 Número indivíduos (NIInd) encontrados no fragmento de vegetação - morro (C2) na Fazenda Monte Líbano Araraquara – SP



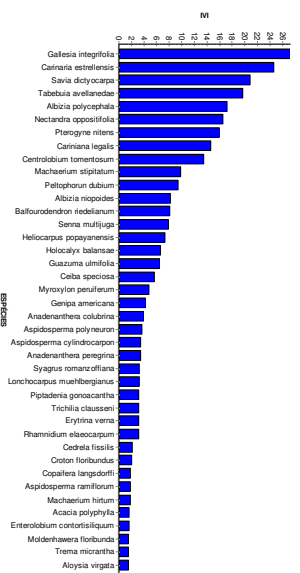
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 41 Dominância relativa (ReIDo) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



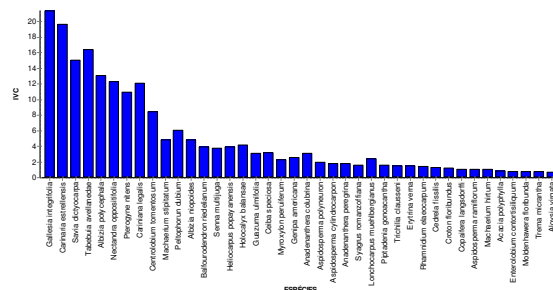
Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 42 Índice de valor de importância (IVI) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação - Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

Figura 43 Índice de valor de cobertura (IVC) das espécies encontradas no Fragmento de vegetação – Morro (C2) na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara – SP



Fonte: Elaborada pelo programa Fitopac 2.1

5.3 Comparação das áreas, mata ciliar (C1) e fragmento de vegetação - Morro (C2)

A maioria dos trabalhos realizados em florestas ciliares tem demonstrado que o mosaico vegetacional observado nessas formações é resultado não só da performance diferencial das espécies na dinâmica sucessional dessas áreas, mas principalmente em função da heterogeneidade ambiental característica das faixas ciliares, definida pelas variações edáficas, topográficas, de hidrologia do solo, das formações vegetais do entorno, das características hidrológicas da bacia e do curso d' água etc., definindo condições ecológicas distintas entre as áreas, (RODRIGUES, 1992; SCHIAVINI, 1992; DURIGAN E LEITÃO FILHO, 1995; IVANAUSKAS, 1997, METZGER, 1997).

A comparação das duas áreas se baseou na tabela do levantamento florístico, por haver mais precisão quantitativa. A área ciliar (C1) e a área de fragmento (C2), as duas apresentaram uma fitofisionomia e geomorfologia distinta. Em C1 observou-se um elevado número de indivíduos da espécie *Calophyllum brasiliensis* (191 indivíduos) típico de área periodicamente alagada e com topografia plana, 503 metros de altitude com diferença no microclima, o que caracteriza características seletivas para ocorrência de determinadas espécies na comunidade vegetal arbórea. Em C2 observou-se solo sem presença de água com boa drenagem devido a elevada topografia, 623 metros de altitude e com elevado número de indivíduos da espécie *Gallesia integrifolia* (102) que também se destacam na frequência e dominância como observado nos estudos fitossociológicos (figura 45 e 46)

As duas áreas estudadas com total 20.000m² apresentaram 1295 indivíduos arbóreos com 26 famílias e 64 espécies, um número estimado de 648 indivíduos por hectare, sendo que os índices de diversidade indicam que a área estudada apresenta diversidade relativamente alta e baixa concentração de espécies com alta uniformidade nas proporções indivíduos/ espécies dentro da comunidade vegetal.

A área C1 apresentou um valor de 2,8% e a C2 valor 3,4% para os índices de diversidade de Shannon-Wiener, indicando tratar-se de uma área com diversidade alta e baixa concentração de espécies. A comparação das duas áreas no índice de Shannon-Wiener apresentou um valor de 3,6%. De acordo com Saporetti Jr. et al. (2003), valores acima de 3,11% para o índice de Shannon Wiener indicam formações vegetais bem conservadas, definição que se enquadra na área em estudo. Os valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener geralmente encontrados para matas de galerias e, ou, ciliares do Brasil estão entre 3,6 e 4,2 (ROMAGNOLO; SOUZA, 2000; GUARINO; WALTER, 2004), o que corrobora com o valor encontrado neste estudo.

Estudos em outras formações semidecíduais, encontraram valores semelhantes com os realizados em Bauru (SP), com 3,50 (CAVASSAN et al., 1984); em Matão (SP), com 3,24 (ROZZA, 1997); em Londrina (PR), com 3,90 (SILVA et al., 1995); em Conquista (MG), com 3,85 (VILELA et al., 1999) e em Itatinga (SP), com 3,77 (IVANAUSKAS et al., 1999).

Poucas espécies desenvolveram adaptações que possibilitam sua sobrevivência em ambientes alagados (JOLY, 1991). Assim, as matas de brejo apresentam menor diversidade de espécies que as demais matas do interior paulista. O valor do índice de Shannon para o trecho de floresta estudado foi de 2,80. Nos demais levantamentos realizados em matas de brejo, o valor deste índice foi ainda menor: 2,45 (TORRES et al., 1994); 2,52 (COSTA, 1996); 2,75 (IVANUSKAS et al., 1997). Estes valores obtidos para matas de brejo são muito baixos em relação aos citados para florestas estacionais semidecíduas e florestas ripárias do interior do estado, cujos valores são superiores a 3,0 (CAVASSAN et al., 1984; PAGANO et al., 1987; MATTHES et al., 1988; MANTOVANI et al., 1989; RODRIGUES et al., 1989; SALIS et al., 1994).

Nas matas de brejo, além do estresse hídrico, que é um fator determinante para a baixa diversidade de espécies, o ambiente é mais homogêneo quanto ao encharcamento do terreno, tipo de solo, topografia, altitude etc. Não é observada, portanto, grande variabilidade microambiental dentro de uma mesma área contínua de floresta (como ocorre em florestas semidecíduas), que poderia condicionar a ocorrência de um número maior de espécies (TONIATO; LEITÃO FILHO; RODRIGUES, 1998).

A dispersão dos propágulos na C1 é representada com 60% dos indivíduos zoocóricos e 40% anemocóricos e quanto ao estágio sucessional, 24% são pioneiras e 76% não pioneiras. A área C2 é representada com 27% dos indivíduos zoocóricos e 73% anemocóricos e a sucessão ecológica é de 41% de plantas pioneiras e 59% não pioneiras (Tabela 11).

A camada de serapilheira pode atuar como fator restritivo da germinação de plantas pioneiras (VASQUES-YANES, 1990), através do sombreamento das sementes. Dessa forma, ambientes onde a presença de serapilheira não é permanente, refletindo em períodos de maior intensidade luminosa, a ocupação por espécies iniciais da sucessão tem maior probabilidade de sucesso. Esses aspectos demonstram a complexidade dos fatores envolvidos em florestas ciliares (JOLY, 1992), que acabam por definir a heterogeneidade ambiental e consequentemente a diversidade biológica dessas formações ciliares.

A importância da anemocoria ou hidrocoria na reposição de sementes em matas ripárias e a atuação da zoocoria de pequenos mamíferos e aves como agentes dispersores efetivos em formações ripárias tem sido amplamente demonstrada (WILLANDER, 1984; MERRIAN; LANOUE, 1990).

A análise dos resultados referentes à similaridade florística entre a mata ciliar (C1) e o fragmento de vegetação (C2) pelo número de indivíduos das espécies comuns (ou seja, ao invés de utilizar simplesmente o número de espécies que duas áreas têm em comum, utiliza-se o número de indivíduos que as espécies comuns agruparam nas áreas comparadas), revela valores maiores que os obtidos para similaridade florística. Esta forma de calcular a similaridade não só considera a presença das espécies, mas também atribui importância ao número de indivíduos que as representam nas diferentes áreas.

A similaridade florística entre os indivíduos foi de oito espécies, *Albizia niopoides* (Farinha seca), *Carinaria estrellensis* (Jequitiba branco), *Centrolobium tomentosum* (Araribá), *Enterolobium contortisiliquum* (Timboril), *Genipa americana* (Genipapo), *Machaerium hirtum* (Pau de angu), *Pterogyne nitens* (Amendoim bravo) e *Syagrus romanzoffiana* (Palmeira Jerivá).

A espécie *Gallesia integrifolia* (Pau d' alho) é seletiva higrófito característica da mata atlântica e de florestas semidecíduas, produz grande quantidade de sementes viáveis, amplamente disseminadas pelo vento. A espécie *Calophyllum brasiliensis* (Guanandi) é heliófito característica exclusiva das florestas pluviais localizadas em solos úmidos e brejosos tanto em florestas primárias densas como em vários estágios da sucessão secundária, dispersão é ampla, porém descontínua ocorrendo geralmente em grandes agrupamentos. Segundo Lorenzi; Harri, (2014) estas duas espécies se destacaram em relação ao elevado número de indivíduos, mas não foram similares nas formações devido a diferenças na seleção do habitat.

As duas espécies citadas não apresentam similaridade, porém apresentam grande potencial de dispersão contribuindo para a recuperação da proposta do corredor ecológico. Assim como as espécies que apresentaram similaridade favorecem para o aumento da diversidade, tanto pelos agentes dispersores como o plantio de mudas proposto.

As demais espécies encontradas apresentam características de florestas latifoliada e são indiferentes às condições de solo, apresentam dispersão em várias formações florestais podendo ser irregular e descontínua, ocorrendo em grandes agrupamentos em determinados pontos e faltando em outros, presentes tanto no interior das florestas primárias densa.

O resultado encontrado para similaridade no índice de Jaccard foi 14%, que é um valor baixo, se considerarmos a mata ciliar de brejo como fator determinante para a baixa diversidade e exclusividade de espécies encontradas na comunidade e um fragmento de vegetação que estão sujeitas às mesmas influências de formações adjacentes, perturbações antrópicas, condições climáticas e edáficas e poderiam mesmo ser considerados como uma área contínua. Variações microambientais de umidade e topografia poderiam influenciar a composição diferencial de espécies entre estas áreas (TONIATO et al., 1998).

A similaridade florística entre as matas hidrófilas já estudadas no estado de São Paulo é baixa. Ao contrário do que seria esperado, e conforme já verificado por (IVANAUSKAS et al., 1997), a semelhança dos fatores ambientais que condicionam a ocorrência dessas matas não corresponde a uma grande coincidência da composição florística arbórea entre essas áreas. Os mesmos autores atribuíram a baixa semelhança à influência diferencial das formações adjacentes a cada uma das áreas e à fragmentação natural dessas matas, que ocorrem em um ambiente físico específico e restrito a manchas, mesmo dentro de uma vegetação contínua.

Nos Trabalhos de Torres et al. (1994) foram amostradas a similaridade 11%, no trabalho de Ivanauskas et al. (1997) similaridade de 14% e no estudo de Costa (1996) 17%. Estes trabalhos correspondem à similaridade florística, estudada em matas ciliares no interior do estado de São Paulo.

Tabela 11 Comparação da C1 e C2 com maiores e menores valores encontradas na mata ciliar da Fazenda Monte Líbano Araraquara – SP. Classe Sucessional (CL): P = pioneira e secundária inicial, NP = secundária tardia e clímax, Dispersão de sementes (DS): Z = zoocoria

Família C1	Espécie C1	Nome popular	CL	DS	N	Nind	AbsFr	ReIDO
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliensis</i>	Guanandi	NP	Z	191	40%	100%	13,55%
Styracaceae	<i>Styrax pohlii</i>	Benjoeiro	NP	A	107	26%	90%	5,42%
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	Peito de pombo	P	Z	93	34%	90%	15,92%
Apocynaceae	<i>Trabernaemontana hystrix</i>	leiteira	P	Z	1	1%	10%	0,08%
Moraceae	<i>Ficus inspida</i>	Figueira do brejo	P	Z	1	1%	10%	0,08%
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Jenipapo	NP	Z	1	1%	10%	0,08%

Família C2	Espécie C2	Nome popular	CL	DS	N	Nind	AbsFr	ReIDO
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	Pau d' alho	NP	A	102	14%	70%	11,57%
Mimosoideae	<i>Albizia polycephala</i>	Angico branco	P	A	49	8%	50%	7,46%
Lecythidaceae	<i>Carinaria estrellensis</i>	Jequitiba branco	NP	Z	27	9%	60%	13,31%
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Capixingui	P	A	1	1%	10%	0,50%
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro rosa	NP	A	1	1%	10%	0,61%
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i>	Lixeira	P	A	1	1%	10%	0,02%

Fonte: Elaborada pelo próprio autor (2017)

Figura 44 Vista da área de estudo –Mata ciliar (C1) do córrego Ribeirão das Cruzes localizado na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.



Fonte: Imagem do autor, dezembro 2017

Figura 45 Vista da área de estudo – Fragmento de mata (C2) do córrego Ribeirão das Cruzes localizado na Fazenda Monte Líbano no município de Araraquara-SP.



Fonte: Imagem do autor, dezembro 2017

5.4 Caracterização da classificação fitofisionômica

Segundo classificação do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) a designação das formações ribeirinhas no sistema fisionômico ecológico, apresentou alguns conceitos e particularidades.

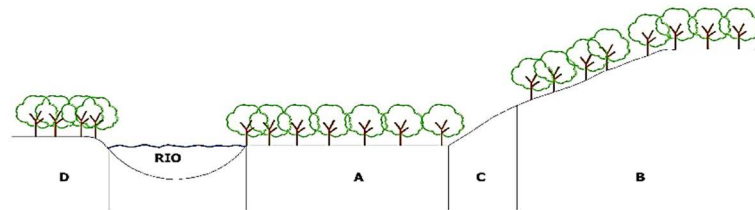
A classificação fitofisionômica do bioma cerrado, descrita por Ribeiro e Walter (1998) faz uma revisão das nomenclaturas descritivas dos principais tipos vegetacionais ocorrentes na condição ribeirinha do Brasil Central. Nessa classificação adotou-se termos de uso popular consagrado para designação dessas formações ribeirinhas (mata ciliar, mata de galeria, palmeiral, floresta paludosa, florestas ripárias, florestas de brejo, veredas e etc.), separando-as de acordo com suas características fisionômicas, ambientais (edáficas) e florísticas, nessa mesma ordem de importância.

A fitofisionomia da mata ciliar, área de estudo (C1), está classificada como: formação ribeirinha com influência fluvial permanente, apresenta particularidades em função de estar sobre solo permanentemente encharcado, com água superficial geralmente em movimento. Esses solos estão classificados como: Neossolos quartzarênico hidromórfico (areias quartzosas

hidromórficas), são solos minerais hidromórficos, arenosos, quartzosos, de textura areia, constituídos por sedimentos arenosos, provenientes de arenitos e quartzitos sob excesso de água. Nestas áreas onde o lençol freático está na superfície ou próximo dela durante todo ano, desenvolve-se um horizonte superficial turfoso de cor escura rico em matéria orgânica, solos muito pobres, ácidos com baixa saturação por base e normalmente com alta saturação por alumínio trocável, com deficiência de macro e micronutrientes. O tipo de vegetação tem ocorrência típica nas grandes planícies de inundação ou sobre nascentes ou olhos d' água, faz parte de ecossistema extremamente frágil, segundo a classificação (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 1996).

E a fitofisionomia do fragmento de mata (C2) está classificada como: formação ribeirinha sem influência fluvial designa as formações ribeirinhas que apesar de estarem às margens de cursos d' água, atualmente não são diretamente influenciadas pela água do rio ou lençol freático, como áreas marginais com grande desnível para curso d' água, condições comuns das regiões de relevo escarpado. O solo está classificado como Cambissolo, solos bem drenados a moderadamente drenados, tendo em vista a presença de horizonte subsuperficiais que devem ser identificados como horizonte B incipiente (pouco desenvolvimento estrutural) de cores bruno, bruno-amarelado, bruno-amarelado-escuro, bruno-avermelhado e bruno-avermelhado-escuro, granulometria, pela própria natureza material de origem, há grandes variações na textura desde média, siltosa, argilosa e muito argilosa, solos ácidos com pH baixo, baixa saturação de base, com alta saturação com alumínio trocável. Esses solos distribuem-se principalmente em áreas que bordejam os cursos d' água, cujas margens estão sujeitas a erosões por desmoronamento de suas margens (Figura 51), segundo a classificação de Rodrigues e Leitão Filho (1996)

Figura 46 Diagrama ilustrado do rio Ribeirão das Cruzes, localizado na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – São Paulo. A: (C1) Área permanentemente alagada; B: (C2) Área bem drenada; C: (corredor ecológico) Proposta de reflorestamento; D: Área sazonalmente alagada



Fonte: Imagem do autor, dezembro, 2017

5.5 Corredor Ecológico

As matas ciliares, ripárias ou de galeria, normalmente com flora influenciada pela formação vegetal circundante (CATHARINO, 1989), são as que têm recebido maior atenção dos pesquisadores, quer pela sua importância ecológica na manutenção da biodiversidade ou de corredores biológicos, quer pela sua importância na manutenção da qualidade hidrológica dos mananciais (BARBOSA, 1999), sendo necessário, no entanto, considerar a região ecológica em que elas se localizam (cerrado ou floresta) (DURIGAN; NOGUEIRA, 1990; DURIGAN et al., 2001), o que pode facilitar a forma de recuperação.

O dimensionamento para conectividade da área C2 com a C1, é de 30 x 102 metros totalizando 3060 m², e o plantio dos indivíduos arbóreos com altura de 1 metro para reconstituição da área e formação do corredor ecológico. Segundo dados do levantamento florístico (FITOPAC.2.1), as espécies nativas utilizadas para a reconstituição serão as mesmas encontradas no bioma e também a introdução de outras espécies que fazem parte do bioma, mas não houve ocorrência (Figura 48).

O isolamento e proteção contra os fatores de degradação da área degradada que será objeto de restauração e pode expressar o potencial de regeneração natural, com a ocorrência de

indivíduos regenerantes. Em nosso caso a pastagem é o fator principal de degradação, mas com o isolamento da área os fragmentos florestais remanescentes vizinhos, podem fornecer os propágulos para regeneração natural (Figura 49).

Quando se pensa na preservação e na recuperação de florestas, não se pode restringir a visão apenas ao estrato arbustivo-arbóreo, pois todos os componentes da floresta estão intimamente ligados e apresentam variado grau de interdependência. Assim, a prescrição pura e simples da eliminação das lianas em fragmentos florestais perturbados pode, de um lado, representar a eliminação de grande parte da diversidade vegetal, a principal característica que se quer preservar, e, do outro, pode comprometer a fauna de polinizadores e a própria reprodução do componente arbustivo-arbóreo. Deve-se propor o manejo apenas para essas espécies em desequilíbrio, com a máxima cautela e em pequena escala, apenas no trecho onde o desequilíbrio é mais acentuado. A faixa de borda a ser manejada dependerá do estado de conservação de cada fragmento, normalmente variando entre 10 e 30m (MANUAL TÉCNICO, IMAFLORA, 2008).

Apesar dos avanços obtidos nos últimos anos, os modelos de recuperação gerados ainda estão limitados ao âmbito da ciência e da situação a ser recuperada, com aplicabilidade restringida, muitas vezes, pelos altos custos de implantação e manutenção, sendo necessário maior envolvimento da pesquisa científica no desenvolvimento de tecnologias cada vez mais baratas e acessíveis (KAGEYAMA e GANDARA, 1994; KAGEYAMA, 2003; BARBOSA et al., 2003).

Neste sentido, a experiência da Sabesp, com a implantação de modelos com módulos bi-específicos, com plantios em sulcos, desde o ano 2000, merece ser avaliada, visto que este modelo procura aliar os conceitos de sucessão secundária com a disponibilidade de mudas e incremento paulatino da biodiversidade nos reflorestamentos, procurando facilitar a sua implantação em campo, com conseqüente redução de custos e aplicabilidade a diferentes sítios e situações socioeconômicas (CATHARINO et al., 2001). Este modelo, além de facilitar a implantação, na prática minimiza a eventual falta de mudas e simula a distribuição das espécies arbóreas como acontece naturalmente.

Assim, após o estabelecimento adequado das espécies utilizadas em plantios de recuperação, a garantia de sucesso depende da capacidade da vegetação implantada de se auto-regenerar, justificando-se estudos sobre a produção de serapilheira, chuva de sementes, banco de sementes e características ecológicas e genéticas das populações implantadas (SIQUEIRA, 2002; SORREANO, 2002; LUCA, 2002).

A sequência operacional de implantação indicada pela Imaflora (MANUAL TÉCNICO, 2008) foi adotada para a proposta do plantio das mudas de um metro no corredor ecológico e é a seguinte:

- . Controle de formigas cortadeiras, controle realizado com iscas granuladas, para que as próprias formigas as levem ao interior do formigueiro.

- . A limpeza geral da área essa atividade deve ser realizada, de preferência, 15 dias antes do plantio, visando a diminuir a altura e o volume das espécies competidoras.

- . A abertura de covas, atividade preparatória indicada para plantios de mudas em tubete ou mudas em saquinho, eventualmente, complementa-se a abertura da cova com enxadão, cavadeira ou utilização mecanizada de subsolador de uma única haste, sulcador ou broca perfuradora de solo.

- . O coroamento consiste na remoção (manual) de toda e qualquer vegetação, em um raio de, no mínimo, 50 cm ao redor da muda ou do indivíduo regenerante. E construção de uma pequena bacia ao redor da muda auxilia muito a retenção de água no local, principalmente nos casos que demandam irrigação.

- . A calagem é a aplicação de calcário e constitui uma prática fundamental, quando os teores de Ca e Mg trocáveis no solo forem muito baixos. Também é indicado o uso de 200 gramas/cova de fertilizante N: P: K 06:30:06, ou outro equivalente, com elevado teor de fósforo (P). No plantio manual a muda deve ser colocada no centro da cova, mantendo-se o colo um pouco abaixo do solo, o qual deve ser levemente compactado. As mudas devem ser irrigadas com 4 ou 5 litros de água por cova, logo após o plantio, caso o solo não esteja úmido. O replantio consiste na reposição, aos 60 dias após o plantio, das mudas que morreram, devendo ser realizado sempre que a mortalidade for superior a 5%. A adubação de cobertura será definida conforme determinado em cada projeto, de acordo com as necessidades do solo do local, devendo a primeira adubação de cobertura ser realizada aos 30 dias pós-plantio.

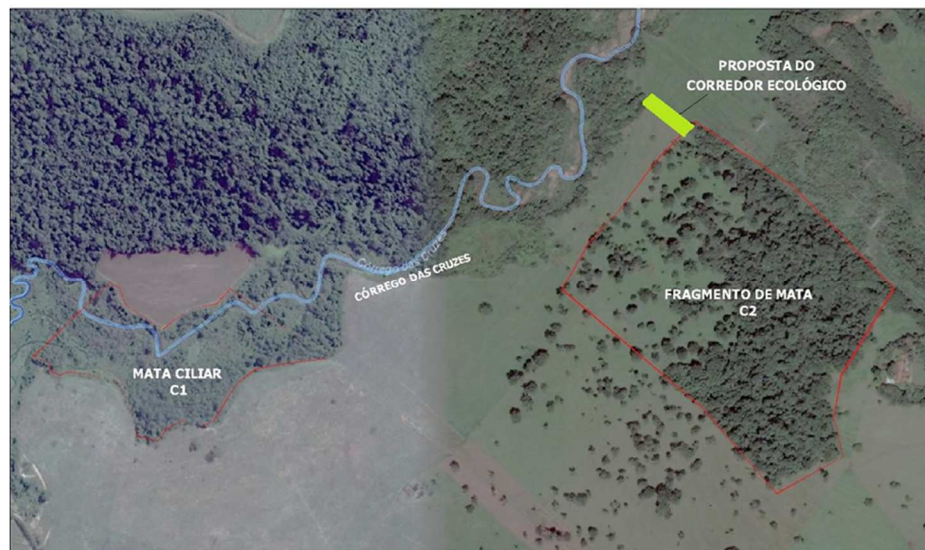
- . A proposta dos estudos realizados é promover a reconstituição vegetal para formação de um corredor ecológico ligando a mata ciliar com o fragmento de vegetação, utilizando 34 espécies nativas pertencentes ao bioma que apresentaram baixos parâmetros de frequência absoluta (AbsFr), densidade relativa (RelDe), dominância relativa (RelDo), índice de valor de importância (IVI) e índice de valor de cobertura (IVC) e 20 espécies que serão introduzidas para aumentar a diversidade citadas (METZGER, et al. 1998) na lista de espécies utilizadas para recomposição da mata ciliar na bacia do rio Jacaré-Pepira e indicadas por legislação

vigente tendo como finalidade o aumento dos parâmetros das espécies nas comunidades, proporcionando o aumento da diversidade e variabilidade genética das mesmas (tabela 12).

Para recuperação da área em estudo as técnicas adotadas são: isolamento da área, construção de cerca impedir fatores de degradação, plantio de espécies nativas pioneiras zoocóricas e também espécies pioneiras com alto índice de dispersão e para redução do custo do projeto e eficiência no processo de sucessão natural, em uma área de 3060m² serão utilizados 510 indivíduos/ha utilizando modelo adensamento e enriquecimento.

O modelo proposto para o arranjo do plantio das mudas segundo resultados de experimentos testando os grupos ecológicos são apresentados por Kageyama et al. (1990). Colocação em módulos pressupõe uma planta base central, dos grupos finais da sucessão, rodeada por quatro ou mais plantas sombreadoras dos grupos iniciais (Figura 50).

Figura 47 Proposta para corredor ecológico ligando a mata ciliar com o fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP



Fonte: Imagem Google, Dezembro, 2017

Figura 48 Vista do corredor ecológico com medidas de 30 x 102 metros ligando a mata ciliar do córrego Ribeirão das Cruzes com o fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP



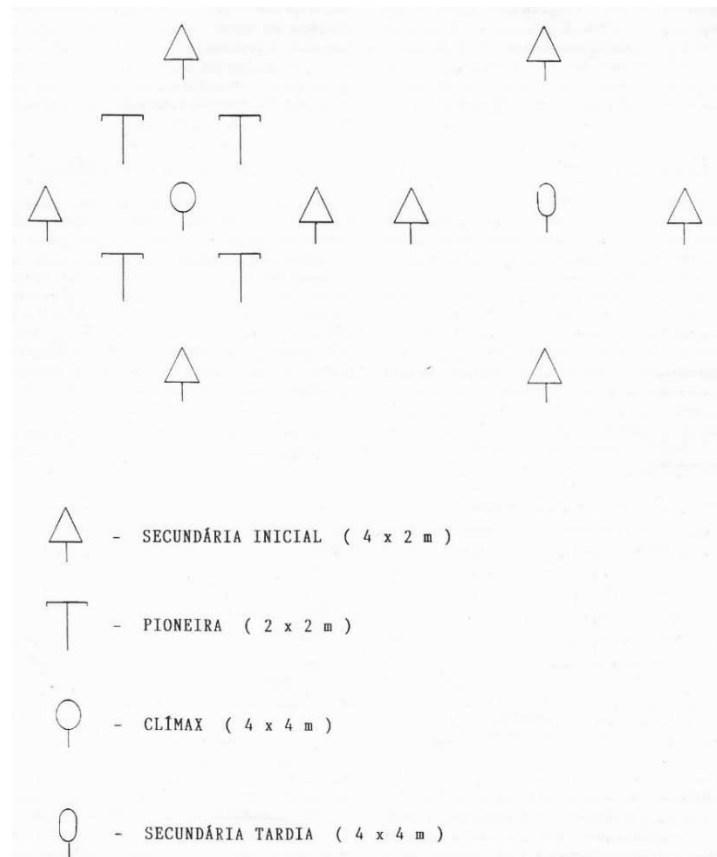
Fonte: Imagem Google, Dezembro, 2017

Tabela 12 Proposta lista de espécies para plantio no corredor ecológico ligando a mata ciliar com o fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP

Família	Espécies	Nome popular	CL	O	DS	N	
Apocynceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Peroba rosa	NP	N	A	10	
	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Peroba poca	NP	N	A	10	
	<i>Tabernaemontana hystrix</i>	Leiteira	P	N	Z	10	
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Guatambú	NP	N	A	5	
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Jerivá	NP	N	Z	10	
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	Pau polvora	P	N	Z	5	
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	Tápia	P	N	A	10	
	<i>Croton urucurana</i>	Sangra d' água	P	N	Z	10	
	<i>Croton floribundus</i>	Capixingui	P	N	A	5	
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i>	Pata de vaca	P	N	A	10	
	<i>Centrolobium tomentosum</i>	Araribá	NP	N	A	10	
	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Copaba	NP	N	Z	10	
	<i>Caesalpinia echinata</i>	Pau Brasil	NP	N	A	10	
	<i>Cyclolobium vechii</i>	Louveira	NP	N	A	10	
	<i>Erytrina crista-galli</i>	Corticeira	P	N	Z	10	
	<i>Erytrina falcata</i>	Suinã	P	N	Z	10	
	<i>Holocalyx balansae</i>	Alecrim	NP	N	Z	5	
	<i>Inga vera</i>	Ingá do brejo	P	N	Z	10	
	<i>Machaerium villosum</i>	Jacaranda	NP	N	A	10	
	<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatóba	NP	N	Z	10	
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Embira de sapo	P	N	A	10	
	<i>Machaerium nictitans</i>	Bico de pato	NP	N	A	10	
	<i>Machaerium stipitatum</i>	Sapuvinha	NP	N	A	10	
	<i>Machaerium hirtum</i>	Pau de angu	NP	N	A	5	
	<i>Myroxylum peruiiferum</i>	Cabreúva	NP	N	A	10	
	<i>Moldenhawera floribunda</i>	Caingá	NP	N	Z	5	
	<i>Peltophorum dubium</i>	Canafístula	P	N	A	10	
	<i>Acacia polyphylla</i>	Monjoleiro	P	N	A	5	
	<i>Albizia niopoides</i>	Farinha seca	P	N	A	10	
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Tamboril	P	N	Z	5	
	<i>Pterogyne nitens</i>	Amendoim bravo	P	N	A	50	
	<i>Pterocarpus violaceus</i>	Aldrigo	P	N	A	10	
	<i>Poecilanthus parviflora</i>	Coração de negro	NP	N	A	10	
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pau jacaré	P	N	A	5	
	<i>Schizolobium parahyba</i>	Guapuruvú	P	N	A	10	
	<i>Tabebuia avellanedae</i>	Ipê roxo	NP	N	A	5	
	<i>Tabebuia ochracea</i>	Ipê do campo	NP	N	A	5	
	<i>Zeyhera tuberculosa</i>	Bolsa de pastor	NP	N	A	5	
	Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	Paineira rosa	P	N	Z	5
		<i>Guazuma ulmifolia</i>	Mutambo	P	N	Z	10
	Meliaceae	<i>Ficus adhatodifolia</i>	Figueira	P	N	Z	10
		<i>Trichilia elegans</i>	Cafezinho	NP	N	Z	10
<i>Cedrela fissilis</i>		Cedro rosa	NP	N	A	10	
Moraceae	<i>Ficus insipida</i>	Figueira do brejo	P	N	Z	10	
	<i>Campomanesia guazumaefolia</i>	Gabiroba	NP	N	Z	10	
	<i>Eugenia hiemalis</i>	Goiaba do mato	NP	N	Z	10	
	<i>Eugenia blastanha</i>	Grumixama	NP	N	Z	10	
Myrtaceae	<i>Eugenia myrcianthes</i>	Pessegue do mato	NP	N	Z	10	
	<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga	NP	N	Z	10	
	<i>Myrcia selloi</i>	Cambuf	NP	N	Z	10	
	<i>Psidium guajava</i>	Goiaba	P	N	Z	10	
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Jenipapo	NP	N	Z	10	
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	Embaúba	P	N	Z	10	
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i>	Lixeira	P	N	A	5	
TOTAL						510	

Fonte: Elaborada pelo próprio autor (2017)

Figura 49 Modelo para proposta do plantio no corredor ecológico ligando a mata ciliar do córrego Ribeirão das cruzeiras com o fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP



Fonte: Conservação e recuperação, Mata ciliares (2001).

5.6 Caracterização da Avifauna

O trabalho de Almeida et.al. (1999) teve como objetivo caracterizar (qualitativa e quantitativamente) a estrutura das comunidades de aves em relação à riqueza, abundância e frequência de ocorrência das espécies em dois remanescentes de mata ciliar na bacia do rio Jacaré-Pepira, estado de São Paulo, fornecendo elementos de comparação para futuros trabalhos, contribuindo para uma melhor caracterização da avifauna das matas ciliares e para a conservação da biodiversidade nestas áreas. Registrou-se um total de 130 espécies em Santa Elisa e 151 em Morro Chato. Em Santa Elisa 74% (96 espécies) habitam a mata e 26% (34 espécies) os ambientes adjacentes (pastagens e brejos). Em Morro Chato 68% (102 espécies) habitam a mata e 32% (49 espécies) os ambientes adjacentes.

A quantificação e o monitoramento das populações de aves ao longo dos anos podem contribuir para uma melhor compreensão dos efeitos da fragmentação. O conhecimento da estrutura das comunidades de aves existentes nos fragmentos florestais é um fator importante na elaboração de projetos que visem a recuperação, conservação e manejo das matas ciliares. Para minimizar os efeitos da fragmentação nesses ambientes, algumas propostas são feitas como: estabelecer um plano de recuperação da bacia com replantio das áreas desmatadas e criação de corredores de vegetação interligando os vários fragmentos da bacia do rio Jacaré-Pepira, realizar programa de monitoramento ambiental destes fragmentos ao longo dos anos, e formar grupos interdisciplinares que tenham como objetivo a recuperação e manutenção destas áreas.

No presente estudo foram observadas em campo algumas espécies de aves e mamíferos como: Papagaio, Maritaca, Seriema, macaco Prego e Mico podendo atuar como dispersores de sementes e manutenção e equilíbrio da comunidade (tabela 13).

Tabela 13 Avifauna observada na mata ciliar e no fragmento de vegetação na Fazenda Monte Líbano, Araraquara – SP

TABELA AVIFAUNA		
Família	Espécie	Nome Popular
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Carcara
Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	Tucano
Psittacidae	<i>Pionus maximiliani</i>	Maritaca
Corvidae	<i>Cyanocorax caeruleus</i>	Gralha
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Quero-quero
Ardeidae	<i>Ardea cinerea</i>	Garça
Cariamidae	<i>Cariama cristata</i>	Seriema
Ciconiidae	<i>Jabiru mycteria</i>	Tuiuiú
Strigidae	<i>cunicularia</i>	Coruja buraqueira
Threskiornithidae	<i>Theristicus caudatus</i>	Curicaca
Cuculidae	<i>Guira guira</i>	Anu
Turdidae	<i>Turdos Rufiventris</i>	Sabiá
Cebidae	<i>Cebus libidinosus</i>	Macaco-Prego
Cebidae	<i>Ateles belzebuth</i>	Macaco-Mico
Teiidae	<i>Tupinambis merianae</i>	Teiú
Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Lebre
Alligatoridae	<i>Melanosuchus niger</i>	Jacaré açu
Dasyopodidae	<i>Euphractus sexcintus</i>	Tatu

Fonte: Elaborada pelo próprio autor (2017)

6 CONCLUSÃO

O levantamento florístico e estudos fitossociológicos indicaram os dados para comparar estrutura, dinâmica e distribuição das espécies nas duas amostras. Utilizando o software FITOPAC. 2.1 para quantificar a frequência, densidade e dominância, também foram comparados à diversidade e similaridade entre as duas comunidades avaliando as arbóreas como subsídios para a conservação ou recuperação da área estudada.

A diversidade, o índice de valor de importância e valor de cobertura que é o somatório dos parâmetros relativos de densidade, dominância e frequência das espécies amostradas, informando a importância ecológica da espécie em termos de distribuição horizontal.

Os parâmetros qualitativos e quantitativos indicaram para mata ciliar (C1) a família Calophyllaceae com 1 espécie, *Calopyllum brasiliense*, característica de ambiente alagado sendo destaque entre as demais com 40 indivíduos e maior valor para os parâmetros estatísticos analisados dentro da mesma comunidade.

Das 22 famílias encontradas, a Fabaceae se destacou com maior riqueza apresentando 7 espécies com baixo número de indivíduos ($n= 16$). As demais famílias da mesma comunidade apresentaram número de espécies ≤ 3 . Foram 14 famílias que apresentaram apenas 1 espécie, variando de 1 a 63 o número de indivíduos

Para o fragmento de vegetação (C2) mata sem influencia ribeirinha ou ripária a família Phytolacaceae apresentou 1 espécie, *Gallesia integrifolia*, característica de ambiente seco, sendo destaque entre as demais com 14 indivíduos

Foram 18 famílias encontradas a Fabaceae se destacou com maior riqueza apresentando 18 espécies com 16 indivíduos. As demais famílias da mesma comunidade apresentaram número de espécies ≤ 3 . Foram 13 famílias que apresentaram apenas 1 espécies, variando de 1 a 61 o número de indivíduos.

Podemos considerar que as duas formações de mata pertencendo ao córrego Ribeirão das Cruzes apresentaram diversidade de espécies com baixa frequência e dominância de algumas espécies.

A distribuição e variação na dominância das espécies estão relacionadas com diversos fatores que foram citados, como por exemplo: sistema da pecuária que provoca compactação do solo e diminui a regeneração natural, luminosidade e temperatura que atuam na distribuição da sucessão ecológica e preferência das espécies por determinadas características ambientais das formações florestais, geomorfologia atua na seleção das espécies ao tipo de bioma e a

disponibilidade e dispersão de propágulos um dos principais fatores para formação e renovação das diversas formações florestais.

Outro fator a ser considerado é a presença de plantas alógamas (polinização cruzada), que são plantas com sexo separado ou plantas estéreis, apenas como hipótese, sendo necessários estudos posteriores mais aprofundados para afirmar.

Neste trabalho foram encontradas 64 espécies na área total amostrada que, comparadas com o número de espécies obtido em outros estudos, apresentou-se na média. Porém o número de indivíduos da maioria das espécies observadas encontra-se baixo.

O número de indivíduos por espécie em diferentes unidades fitogeográficas pode ser um critério auxiliar na distinção entre elas. Algumas espécies constantes em matas mais secas podem ocorrer também em matas de brejo, por serem capazes de sobreviver em diferentes condições de umidade. Porém, pouco interfere na definição de sua estrutura e composição florística.

Da mesma forma, as espécies típicas de matas de brejo são citadas também para outras matas, onde geralmente não têm o mesmo destaque nos valores dos parâmetros quantitativos. Estas observações são importantes para definir quais são as espécies características de cada tipo de vegetação

A realizar e promover a reconstituição vegetal para formação de um corredor ecológico ligando a mata ciliar com o fragmento de vegetação, utilizando espécies nativas pertencentes ao bioma. E também serão introduzidas outras espécies indicadas por legislação para aumentar a diversidade, tendo como finalidade o enriquecimento das espécies no corredor, proporcionando o aumento da diversidade e variabilidade genética do mesmo e das áreas estudadas.

Quando são comparados os resultados obtidos neste trabalho com os apresentados em outros levantamentos realizados em florestas hidrófilas e ripárias, conclui-se que estas áreas conservam a composição florística, estrutura e fisionomia que são típicas destes tipos vegetacionais.

Grande número de indivíduos, mas um número pequeno de espécies e os índices indicam muitas espécies com poucos indivíduos não há regeneração e perda de espécies, uma boa diversidade sem estabilidade nos dois ambientes.

Por ter ocorrência limitada de espécies nas áreas de solo encharcado, e nas matas ripárias que podem ser ou não fragmentadas, quando inseridas em grandes áreas florestais contínuas podem aumentar número de espécies. Assim, é possível que as espécies estejam de alguma

forma adaptadas a essas condições de fragmentação, principalmente em relação aos mecanismos de polinização e dispersão. Estudos de florística e fitossociologia de populações são importantes para compreender a dinâmica deste tipo de vegetação, podendo trazer contribuições significativas para o estudo da fragmentação de florestas.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo apresentou um considerável número de espécies com poucos indivíduos encontradas na mata ciliar do córrego Ribeirão das Cruzes e na mata ribeirinha sem influência fluvial ou ripária, assim como o padrão complexo de variações florísticas entre as áreas, é típico de ecossistemas tropicais. Considerando-se, também, os diversos graus de distúrbios por atividades antrópicas, torna-se difícil não somente aplicar alguns conceitos teóricos, mas também o de inserir o reparo do dano causado e implantar mais indivíduos e aumentar a diversidade.

O estudo prévio é de extrema importância para reconhecimento da flora e fauna para que se restabeleça a implantação de projetos de restauração ambiental, visando à introdução de espécies adequadas para cada ambiente ou bioma estabelecido por estudos florísticos.

8 REFERÊNCIAS

- ACIESP. 1987. Glossário de Ecologia. ACIESP. São Paulo.
- ALDER, D.; SYNNOTT, T.J. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Tropical Forestry Papers, 25. Oxford, Oxford Forestry Institute, Department of Plant Sciences.
- AQUINO, C. e BARBOSA, L.M. 2009. 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* 33: 349-358.
- ARARAQUARA – Prefeitura Municipal de Araraquara – 2004. Disponível em <http://www.araraquara.sp.gov.br>.
- ARAÚJO, E. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; RODOL, M. J. N. 1997. Composição florística e fitossociológica de três áreas de caatinga. *Revista Brasileira de Biologia*, 55 (4): 595-607.
- ARONSON, J. 2010. What can and should be legalized in ecological restoration? *Revista Árvore* 34: 451-454.
- ARONSON, J., BRANCALION, P.H.S., DURIGAN, G., RODRIGUES, R.R., ENGEL, V.L., TABARELLI, M., TOREZAN, J.M.D., GANDOLFI, S., MELO, A.C.G., KAGEYAMA, P.Y., MARQUES, M.C.M., NAVE, A.G., MARTINS, S.V., GANDARA, F.B., REIS, A., BARBOSA, L.M. & SCARANO, F.R. 2011. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology* 19: 690-695.
- ARRUDA, O. D. L. Fitossociologia de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial às margens do Rio Dourados, MS. *SCIENTIA FORESTALIS* n. 68, p.69-86, ago. 2005.
- ASSIS, G. B. de 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, 2013.
- AUBERTING, G. M.; PATRIC, J. H. “Water Qualit After Clearcutting a Small Watershed in West Virginia”. *Journal of Environmental Quality*, 3 (3): p. 243-249. 1974.
- BARBOSA, K.C., PIZO, M.A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. *Restoration Ecology*, Chichester, v.14, p. 504 515, 2006.
- BARBOSA, L.M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. *Florestar Estatístico*, São Paulo, v. 6, p. 28 34, 2003.

BAWA, K. S.; PERRY, D. R. E BEACH, J. H. “Reproductive Biology of Tropical Lowland Rain Forest Trees”. I. Sexual systems and incompatibility mechanism. *American Journal of Botany*, 72: 331-45. 1985a.

BAWA, K. S.; PERRY, D. R.; GRAYUM, M. H. E COVILLE, R. E. “Reproductive Biology of Tropical Lowland Rain Forest Trees”. II. *American Journal of Botany*, 72: 356-56. 1985b.
BDT – Banco de Dados Tropical. Fundação André Tosello. Banco de espécies da BDT. Disponível em . Acesso em: 13 de abril de 2018.

BEHLING, H. A. “High Resolution Holoceno Pollen Record from lago do Pires, SE Brazil: Vegetation, Climate and Fire History”. *Journal of Paleolimnology*, 14: 253-268. 1995.

BELL, S.S.; FONSECA, M.S.; MOTTEN, L.B. 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology* 5(4): 318-323.

BERTONI, J. E.; MARTINS, F.R. 1987. Composição florística de uma floresta ripária na Reserva Estadual de Porto Ferreira, SP. *Acta Bot. Bras.* 1:17-26.

BERTONI, J.E.A., STUBBLEBINE, W.H., MARTINS, F.R. & LEITÃO FILHO, H.F. 1982. Comparação fitossociológica das principais espécies de florestas de terra firme e ciliar na Reserva Estadual de Porto Ferreira, SP. *Silvicultura em São Paulo* 16A:524-532.

BEZERRA DOS SANTOS, L. 1975. Floresta Galeria. In *Tipos e aspectos do Brasil*. Fundação IBGE, Rio de Janeiro.

BORGHI, W.A., MARTINS, S.S., DEL QUIQUI, E.M. & NANINI, M.R. 2004. Caracterização e avaliação da Mata Ciliar à Montante da Hidrelétrica de Rosana, na Estação Ecológica do Caiuá. *Cadernos da Biodiversidade* 4: 26 – 30.

BRANCALION, P.H.S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRITO, E.R.; MARTINS, S.V.; GLERIANI, J.M.; SOARES, V.P. Identification of degraded areas and classes of vegetal cover through geographical information system, for environmental adequacy. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.). *High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil*. New York: Nova Science Publishers, 2007. p.247-260.

BROCKERHOFF, E.G., JACTEL, H., PARROTTA, J.A., QUINE, C.P. & SAYER, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925-951.

BROWER, J.E.; ZARR, J.H.; VON ENDE, C.N. 1990. *Field and laboratory methods for general ecology*. 3rd ed. United States, Wm. C. Brown Publishers.

BUDOWSKI, G. "Distribution of Tropical American Rain Forest in the Light Sucessional Process". Turrialba, v. 15 (1), pp40-42. 1965.

BUSATO, L.C. et al. Aspectos ecológicos na produção de sementes e mudas para a restauração. In: MARTINS, S.V. Restauração ecológica de Ecossistemas Degradados. Viçosa, MG: Editora UFV, 293 p., 2012.

CAIN, S.A.; CASTRO, G.M.O. 1971. Manual of vegetation analysis. Facsimile of the 1959 edition. New York, Hafner Publishing Company.

CAMPOE, O.C., STAPE, J.L., MENDES, J.C.T. Can intensive management accelerate the Forest Ecology and Management, Amsterdam, 259, p. 1808 1814, 2010.

CAMPOS, L.F.G. 1912. Mapa Florestal. SEMA, São Paulo.

CATHARINO, E.L.M. 1989. Estudos fisionômicos florísticos e fitossociológicos em matas residuais secundárias do município de Piracicaba, SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CAVASSAN, O.; CESAR, O.; MARTINS, F. R. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, Bauru, SP. Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, v. 7, n. 2, p. 91-106, 1984.

COLLINGE, S.K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. Landscape and Urban Planning. 36, 59-77, 1996.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Estipula parâmetros para os diferentes estágios sucessionais da Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual do Bioma Mata Atlântica. Resolução n. 6, de 4 de maio de 1994.

CORBACHO, C.; SANCHEZ, J.M. E COSTILLO, E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. Agriculture Ecosystems and Environment 95: 495-507.

COSTA, F.R.C. 1996. Aspectos florísticos, estruturais e ecológicos de um remanescente de mata ciliar do ribeirão da Onça, Brotas, SP. Tese de mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

COSTA, F.R.C., SCHLITTLER, F.H.M., CÉSAR, O. E MONTEIRO, R. 1997. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um remanescente de brejo no município de Brotas, SP. Arquivos de Biologia e Tecnologia 40:263-270.

COSTA, F.R.C.; MAGNUSSON, W.E.; LUIZÃO, R.C.C. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and watersheds. Journal of Ecology, 93: 863-878.

COTTAM, G.; CURTIS, J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37(13): 451-460. Dias, A.C.; Negreiros, O.C.; Veiga, A.A. & Couto, H.T.Z. 1989. Comparação entre métodos empregados na amostragem de vegetação, desenvolvida em comunidade de Floresta Pluvial Tropical. *Revista do Instituto Florestal* 1(2): 93-119.

CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (eds.). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, 710p. 2006.

CSUTI, B. Introduction In: Hudson, W. E. *Landscape Linkage and Biodiversity*. Island Press, DC, p. 81-90, 1991.

CURY, R.T.S.; CARVALHO, O. Jr. *Manual para a restauração florestal: florestas de transição*. Belém: IPAM, 2011. 43 p. (Série boas práticas, v.5).

DAAE – Departamento Autônomo de Água e Esgoto de Araraquara, 2004. Disponível em <http://www.daaearaquara.com.br>.

DANSEREAU, P. A Universal System for Recording Vegetation. *Inst. Bot. Univ. Montreal, Canadá*, 72: 1-58. 1958.

DENSLOW, J S. "Gap Partitioning Among Tropical Rain Forest Trees". *Biotropica*, 12: 47-55. 1980.

DIAMOND, J.M. The island. Dilema: lessons of modern biogeography studies desing of natural reserves. *Biological Conservation*, v. 7, p. 129-146, 1975.

DIAMOND, J.M. The island. Dilema: lessons of modern biogeography studies desing of natural reserves. *Biological Conservation*, v. 7, p. 129-146, 1975.

DIAS, A.C.; NEGREIROS, O.C.; VEIGA, A.A.; COUTO, H.T.Z. 1989. Comparação entre métodos empregados na amostragem de vegetação, desenvolvida em comunidade de Floresta Pluvial Tropical. *Revista do Instituto Florestal* 1(2): 93-119.

DURIGAN, G. E ENGEL, V.L. 2012. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: Martins, S.V. (ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Editora UFV, Viçosa, pp.1-23.

DURIGAN, G. E MELO, A.C.G. 2011. Panorama das políticas públicas e pesquisas em restauração ecológica no estado de São Paulo, Brazil. In: Figueroa, E. (ed.). *Conservación de la biodiversidad en las américas: lecciones y recomendaciones de política*. Universidad de Chile, Santiago, pp. 355-387.

DURIGAN, G. E SILVEIRA, E. 1999. Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP. *Scientia Forestalis* 56: 135-144.

DURIGAN, G., ENGEL, V.L., TOREZAN, J.M., MELO, A.C.G., MARQUES, M.C.M., MARTINS, S.V., REIS, A. E SCARANO F.R. 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas. *Revista Árvore* 34: 471-485.

DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H. F. “ Florística e fitossociologia de matas Ciliares do Oeste Paulista. *Revista do Instituto Florestal, São Paulo*,7 (1):197-239. 1995.

DURIGAN, G.; RODRIGUES, R.R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Fapesp, 2000b. p.45-72.

EITEN, G. “The Cerrado vegetation of Brazil”. *Botanical Review*, 38 (2): 201-341. 1972.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. 2008. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: P.Y. KAGEYAMA, R.E. OLIVEIRA, L.F.D. MORAES, V.L. ENGEL; F.B. GANDARA (orgs). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAF, Botucatu, pp.1-26.

FELFILI, J. M. “ determinação de Padrões de distribuição de Espécies em uma Mata de Galeria no Brasil Central, com Utilização de Técnicas de Análise Multivariada”. *Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer*, 2: 35-48. 1998.

FELFILI, J.M., FAGG, C.W. E PINTO, J.R.R. 2005. Modelo nativas do bioma: stepping stones na formação de corredores ecológicos pela recuperação de áreas degradadas no Cerrado. In: M.B. Arruda (org.). *Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos*. IBAMA, Brasília, pp. 187-209.

FELFILI, J.M., FAGG, C.W. E PINTO, J.R.R. 2008. Recuperação de áreas degradadas no Cerrado com espécies nativas do bioma e de uso múltiplo para formação de corredores ecológicos e uso sustentável da reserva legal. In: J.M. Felfili, J.C. SAMPAIO, & C.R.M.A. CORREIA (orgs). *Bases para a Recuperação de Áreas Degradadas na Bacia do São Francisco*. Universidade de Brasília, Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas, Brasília, pp. 17-26.

FERNANDES, A.; BEZERRA, P. 1990. *Estudo fitogeográfico do Brasil*. Stylus Comunicações, Fortaleza.

FERREIRA, W. C. et al. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na usina hidrelétrica de Camargos, MG. *Revista Árvore*, v. 31, n.1 p. 177-185, 2007.

FIBGE. *Mapa de vegetação do Brasil*. Fundação de Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro, 92p. 1992.

FORENO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11 n. 4, p.493-502, 2007.

FORENO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11 n. 4, p.493-502, 2007.

GALETTI, M. E.; STOZT, D. “*Miconia hypoleuca* (Melastomataceae) como Espécie-chave para Aves Frugívoras no Sudeste do Brasil”. *Revista Brasileira de Biologia* 56(2): 435-439. 1996.

GOMEZ-POMPA, A. E VAZQUEZ-YANES, C.”Successional Studies of a Rain Forest in Mexico”. In: WEST, D. C.; SHUGART, H. H.; BOTKIN, D. B. (eds.). *Forest Succession* Springer-Verlag, Nueva York, pp. 246. 1981.

GOODLAND, R. 1975. Glossário de ecologia brasileira. INPA, Manaus.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. “An Ecosystem Perspective of Riparian Zones”. *BioScience*, 41(8): 540-551. 1992.

GUARINO, E. S. G.; WALTER, B. M. T. Fitossociologia de dois trechos inundáveis de Matas de Galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, Feira de Santana, v. 19, p. 431-442, 2004.

GUEVARA SADA, S.; GÓMEZ-POMPA, A. 1972. Seeds form surface soils in a tropical region of Veracruz, Mexico. *Journal of the Arnold Arboretum*, 53: 312–335.

HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z.; MERENLENDER, A. M. *Corridor Ecology: the Science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, 2006. 325p.

HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z.; MERENLENDER, A. M. *Corridor Ecology: the Science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, 2006. 325p.

HOBBS, R.J. E HARRIS, J.A. 2001. Restoration Ecology: repairing the Earth’s ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9 (2): 239-246.

HOOK, D.D. 1984. Adaptations to flooding with fresh water. In *Flooding and plant growth* (T.T. Kozlowski, ed.). Academic Press, London, p.265-292.

HORSKINS, K.; MATHER P. B.; WILSON, J. C. Corridors and connectivity: when use and function do not equate. *Landscape Ecology*, v. 21, n. 5, p. 641-655, jul. 2006.

HOWE, H.F. SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-223.

IBGE, 2005, Vocabulário Básico de Recursos Naturais e Meio Ambiente. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Rio de Janeiro, 334p. <http://www.ibge.gov.br/home/presidência/notícias/vocabulario.pdf>. Martins, A.K.E., Neto, A.S., Menezes, I.C., Brites, R.S

IVANAUSKAS, N.M., RODRIGUES, R.R. E NAVE, G. 1997. Fitossociologia e seletividade de espécies numa floresta de brejo em Itatinga - SP. *Revta brasil. Bot.* 20:139-153.

JANZEN, D. H. Chihuahuan desert nopaleras – defaunated big mammal vegetation. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.17, p. 595-639, 1986.

JOLY, A.B. 1970. *Conheça a vegetação brasileira*. EDUSP/Polígono, São Paulo.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, 2004. p.249-269.

KAGEYAMA.P.Y. Estudo para implantação de matas de galeria na bacia hidrográfica do Passa Cinco visando a utilização para abastecimento público. Piracicaba: Universidade de São Paulo, 1987. 236p. Relatório de Pesquisa.

KINOSHITA, L.S., TORRES, R.B., MARTINS, E.R.F., SPINELLI, T., AHN, Y.J. & CONSTÂNCIO, S.S. 2006. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20: 313-327.

KLEIN, R. M. "Ecologia da Flora e Vegetação do Vale do Itajaí". *Sellowia*,32: 165-389. 1980.

KORNING, J.; THOMSEN, K.; ØLLGAARD, B. 1991. Composition and structure of a species rich Amazonian rain forest obtained by two different sample methods. *Nordic Journal of Botany* 11(1): 103-110.

LAMPRECHT H. *Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado*. Rossdorf: República Federal da Alemanha: Dt. Ges. Für Techn. Zusammenarbeit; 1990.

LAWTON, R.O.; PUTZ, F.E. 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a Wind exposed tropical cloud forest. *Ecology*, 69: 764–777.

LEITÃO-FILHO, H. F. et al. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. São Paulo: Editora da Unesp e Editora da Unicamp, 1993.184 p.

LEITÃO-FILHO, H.F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo*. 1:197-206.

LIMA, W.P. Função hidrológica da mata ciliar. In: *SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR*, 1. 1989, Campinas. Anais... Campinas: Fundação Cargil, 1989. p 25-42.

LIMA, D.A.S. Influência da mata ciliar na qualidade da água na bacia do Ribeirão Lajeado-TO. 2010. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia/Recursos Hídricos e Saneamento

Ambiental)– Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

LINDMAN, C.A.M. ; FERRY, M.G.1974. A vegetação do Rio Grande do Sul. São Paulo, EDUSP/Livraria Itatiaia Editora, Belo Horizonte.

LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Ecofisiologia da germinação de sementes de *Talauma ovata* St Hil. (Magnoliaceae), uma espécie típica de mata de brejo. Revista Brasileira de Botânica, v.19, n.1, p.35-40, 1995.

LONGHI, S. J. Agrupamento e análise fitossociológica de comunidades florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Passo Fundo – RS. 1997. 198 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

LORENZI, HARRI. Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil, vol. 1; 6ª Edição. São Paulo. Instituto Plantarum de Estudo da Flora, 2014.

LUCA, A. Q. Fenologia potencial germinativo e taxa de cruzamento de uma população de paineira (*Chorisia speciosa* St. Hil. Bombacaceae) em área implantada. Piracicaba, 2002, 87p. Tese (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

MAGNAGO, L.F.S., MARTINS, S.V., VENZKE, T.S. E IVANAUSKAS, N.M. 2012. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para restauração florestal. In: S.V. Martins (org.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Editora UFV, Viçosa, pp. 69-100.

MAGURRAM, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University, Princeton.

MANTOVANI, W. 1989. Conceituação e fatores condicionantes. In Anais do I Simpósio sobre mata ciliar (L.M. Barbosa, Coord.). Fundação Cargill, Campinas, p.11-19.

MANTOVANI, W., ROSSI, L., ROMANIUC-NETO, S., ASSADLUDEWIGS, I.Y., WANDERLEY, M.G.L., MELO, M.M.R.F. E TOLEDO, C.B. 1989. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. In: L.M. Barbosa (coord.). Simpósio sobre mata ciliar: anais. Fundação Cargill, Campinas, pp. 235-267.

MANUAL TÉCNICO: RESTAURAÇÃO E MONITORAMENTO DA MATA CILIAR E DA RESERVA LEGAL PARA A CERTIFICAÇÃO AGRÍCOLA - Conservação da Biodiversidade na Cafeicultura / Cláudia Mira Attanasio - Piracicaba, SP: Imaflora, 2008. 60 p.

MARQUES, M.C.M. 1994. Estudos auto-ecológicos do guanandi (*Calophyllum brasiliense* Camb. Clusiaceae) em uma mata ciliar do município de Brotas, SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MARQUES, M.C.M., SILVA, S.M. E SALINO, A. 2003. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta higrófila da bacia do rio Jacaré-Pepira, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 17:495-506.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. “Claros, Ciclos Vitales de los Árboles Tropicales y Regeneración natural de Selvas Altas Perenifolias”. In: GOMEZ-POMPA, A.; DEL AMO, S. *Investigaciones sobre la Regeneración de Selvas Altas em Veracruz. Mexico*, v. 2, pp. 191-239. 1989.

MARTINS, F.R. 1991. *Estrutura de uma floresta mesófila*. Campinas, Editora da UNICAMP.
MARTINS, S. V. *Recuperação de Matas Ciliares*. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2001. 143p.

MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A. 1982. *Metodologia para el estudio de la vegetation*. Washington, Secretaria General de la Organizacion de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Cientifico y Tecnologico.

MATTHES, L.A.F. 1992. *Dinâmica da sucessão secundária em Mata, após a ocorrência de fogo - Santa genebra - Campinas, SP*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas, SP.

MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, 1997. 600p.

MELO, A.S., PEREIRA, R.A.S., SANTOS, A.J., SHEPHERD, G.J., MACHADO, G., MEDEIROS, H.F. & SAWAYA, R.J. 2003. Comparing species richness among assemblages using sample units: why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes? *Oikos* 101:398-410.

METZGER, J. P.; GOLDENBERG, R. e BERNACCI, L. C. Diversidade e estrutura de fragmentos de mata de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-Pepira (SP). *Revista. Brasil. Bot.* vol. 21 n. 3 São Paulo Dec. 1997.

MIKICH, S.B. & SILVA, S.M. 2001. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas no centro-oeste do Paraná. *Acta Botanica Brasilica* 15: 89-113.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE DO GOVERNO BRASILEIRO, 2008. Disponível em <http://www.florestal.gov.br>.

MODNA, D., DURIGAN, G. E VITAL, M.V.C. 2010. *Pinus elliottii* Engelm como facilitador da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Scientia Forestalis* 38: 73-83.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley; Sons, New York.

MUSCUTT, A. D.; HARRIS, G. L.; BAILEY, S. W.; DAVIES, D. B. "Buffer Zones to improve Water Quality: A Review of their Potential Use in UK Agriculture". *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 45: 59-77. 1993.

NATHAN, R. & MULLER-LANDAU, H.C. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Tree* 15: 278-285.

NOSS, R. F. Corridors in real landscapes:a reply to Simberloff; Cox. *Conservation Biology*, v. 1, p. 159-164, 1987.

NOSS, R. F. Corridors in real landscapes:a reply to Simberloff; Cox. *Conservation Biology*, v. 1, p. 159-164, 1987.

NOSS, R. F.; HARRIS, L. D. Nodes, networks, and mums-preserving diversity at all scales. *Environmental Mngement*, v.10, n 3, p.299-309, 1986.

NOSS, R. F.; HARRIS, L. D. Nodes, networks, and mums-preserving diversity at all scales. *Environmental Mngement*, v.10, n 3, p.299-309, 1986.

ODUM, E. P. *Fundamentals of Ecology*. 3ª Ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A. 1971.

OLIVEIRA, A.A. 2000. Inventários quantitativos de árvores em Matas de Terra Firme: histórico com enfoque na Amazônia brasileira. *Acta Amazonica* 30(4): 543-567.

OLIVEIRA-FILHO, A T.; RATTER, J. A. "A Study of the Origino f Central Brazilian Florests by the Analysis of Plants Species Distribution Patterns". *Eddinb. J. Bt.*, 52 (2):141-194. 1995.
PAGANO, S.N., LEITÃO FILHO, H.F. E CAVASSAN, O. 1995. Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua - Rio Claro - estado de São Paulo. *Rev. Brasil. Biol.* 55:241-258.

PAGANO, S.N., LEITÃO FILHO, H.F. E SHEPHERD, G.J. 1987. Estudo fitossociológico em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (estado de São Paulo). *Revta brasil. Bot.* 10: 49-61.

PAINE, L.K. E RIBIC, C.A. 2002. Comparison of riparian plant communities under four land management systems in southwestern Wisconsin. *Agriculture Ecosystems Environment* 92: 93-105.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F. E POFF, N.L. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5: 291-300.

PARKER, V.T. The scale of successional models and restoration objectives. *Restoration Ecology*, v. 5, p. 301 306, 1997.

PETERJOHN, W. T.; CORREL, D. L. "Nutrient Dynamics in na Agricultura Watershed: Observations on the Role of a Riparian Forest". *Ecology*, 65 (5):1466-1475. 1984.

PIRES, E. V. R.; SILVA, R. A.; IZIPPATO, F. J.; MIRANDOLA, P. H. Geoprocessamento Aplicado a análise do uso e ocupação da terra para fins de planejamento ambiental na bacia hidrográfica do Córrego Prata – Três Lagoas (MS). *Revista Geonorte*, v. 2, n. 4, p. 1528–1538, 2012.

PRADO, D. E.; GIBBS, P. E. “Patterns of Species Distribution in the Dry Seasonal Forests of South America”. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 80: 902-927. 1993.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. *Biologia da conservação Londrina Midiograd*, 2001. 312p.
RATTER, J. A. Notes on the Vegetation of Fazenda Água Limpa (Brasília, DF, Brazil). *Royal Botanic Garden, Edinburgh*, 111 p. 1980.

REIS, A. e KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interspecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.et al (Org.). *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu: FEPAF, 2003.p. 91-110.

REIS, I.A.; ASSUNÇÃO, R.M. 1998. Comparando três métodos de amostragem: métodos de distâncias, contagem de quadrats e conglomerado adaptativo. *Scientia Forestalis* 54: 119-130.

RIBEIRO, J. F.; SANO, S. M.; MACEDO, J. ; SILVA, J. A. “Os Principais tipos Fisionômicos da Região dos Cerrados”. *Planaltina: EMBRAPA-CPAC, Boletim de Pesquisa* 21, 28 p. 1983.
RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. “Fitofisionomias do Bioma Cerrado”. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. (coords.) *Cerrado: Ambiente e Flora*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 556p. 1998.

RICKLEFS, R. E. 1996. *A economia da natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

RIZZINI, C. T. *Tratado de Fitogeografia do Brasil*. Volume 2. Aspectos sociológicos e florístico. HUCITEC-Edusp, São Paulo, 374 p. 1992.

RODRIGUES, E. R.; MONTEIRO, R.; CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. *Revista Árvore, Viçosa*, v.34, n.5, p.853-861, 2011.

RODRIGUES, R. R. Análise de um Remanescente de Vegetação Natural às Margens do Rio Passa-Cinco, Ipeúna, Sp. Campinas. Instituto de Biologia – UNICAMP. (Tese de Doutorado), 325 p. 1992.

RODRIGUES, R.R. E GANDOLFI, S. 2004. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de Florestas Ciliares. In Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. EDUSP/FAPESP 3 ed., p.235-247.

RODRIGUES, R.R. E LEITÃO FILHO, H.F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2000. p.45-72.

RODRIGUES, R.R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, Malden, v. 142, p. 1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R.R., LIMA, R.A.F., GANDOLFI, S. E NAVE, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242-1255.

ROMAGNOLO, M. B.; SOUZA, M. C. Análise Florística e estrutural de Florestas ripárias do Alto Rio Paraná, Taquaruçu, MS. *Acta Botanica Brasilica*, Feira de Santana, v. 14, p. 1163-1174, 2000.

ROSENBERG, D. K., NOON; MESLOW, C. 1997. Biological Corridors: form, function, and efficacy. Linear conservation areas may function as biological corridors, but they may not mitigate against additional habitat loss. 1997. *BioScience* 47: 677-687.

ROZZA, A. F. Florística, fitossociologia e caracterização sucessional em uma Floresta Estacional Semidecidual. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

RUIZ-JAEN, M.C., AIDE, T.M. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, Chichester, v. 13, p. 569-577, 2005.

SALOMÃO, R. P.; BRIENZA JÚNIOR, S. E ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. *Revista Árvore*, Viçosa, v.38, n.1, p.1-24, 2014.

SAMPAIO, J.C., FELFILI, J.M., PINTO, J.R.R. E FAGG, C.W. 2008. Síntese de experiências em recuperação de áreas degradadas com espécies arbóreas nativas do bioma Cerrado. 2008. In: J.M. Felfili, J.C. Sampaio & C.R.M.A. Correia (orgs.). *Bases para a Recuperação de Áreas Degradadas na Bacia do São Francisco*. Universidade de Brasília, Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas, Brasília, pp. 27-39.

SANTOS, E. C. A.; ARAUJO, L. E.; MARCELINO, A. S. Análise climática da Bacia Hidrográfica do Rio Mamanguape. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, n. 1, p. 9-14, 2015.

SANTOS, F.F.M., MELO, A.C.G. E DURIGAN, G. 2007. Regeneração natural sob diferentes modelos de plantio de mata ciliar em região de cerrado no município de Assis, SP. *IF Série Registros* 31: 225-228.

SÃO PAULO (Estado). Inventário florestal do Estado de São Paulo. 2009. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/sifesp>>. Acesso em: 15 abr. 2014.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA 8, de 31 de janeiro de 2008 (ANEXO). Listagem das espécies arbóreas e indicação de ocorrência natural nos biomas, ecossistemas e regiões ecológicas no Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?idPagina=7834>>. Acesso em: 02 maio 2014.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA 8, de 7 de março de 2007. Altera e amplia as resoluções SMA 21 de 21-11-2001 e SMA 47 de 26-11-2003. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 08 mar. 2007. p. 28.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA no 21, de 21 de novembro de 2001. Fixa a orientação SÃO PAULO (Estado). Decreto estadual no 46.113, de 21 de setembro de 2001. Aprova o projeto produção de mudas de plantas nativas - espécies arbóreas para recomposição vegetal, de interesse para a economia estadual e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 22 set. 2001. p. 03.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA no 21, de 21 de novembro de 2001. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo - Meio Ambiente, São Paulo, v. 111, n. 221, 23 nov. 2001.

SAPORETTI JUNIOR AW, MEIRA NETO JAA, ALMADOR R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho-MG. Revista *Árvore* 2003; 27(6): 905-910.

SCHIAVINI, I. 1992. Estrutura das comunidades arbóreas de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG). Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SCHROTH, G.; FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; GASCON, C.; VASCONCELOS, H. L.; IZAC, A. N. (eds). *Agroforestry and Conservation in Tropical Landscape*. Island Press. 2004. 523p.

SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. 2004. *The SER primer in ecological restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, v.2, pp. 1-15.

SERRANO, M., SANZ, L., PUIG, J., e PONS, J. Landscape fragmentation caused by the transport network in Navarra (Spain): Two-scale analysis and landscape integration assessment. *Landscape and Urban Planning*. 58, 113-123, 2002.

SILVA JUNIOR, M.C. Tree communities of the gallery forest of the IBGE Ecological reserve, Federal District, Brazil. 1995. 218 p. Tese (doutorado em Ciências) - University of Edinburg, Edinburg, 1995.

SILVER, W.L. et al. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecological Applications*, Washington, v. 14, p. 1115-1127, 2004.

SILVESTRINI, M. et al. Natural regeneration in abandoned fields following intensive agricultural land use in an Atlantic Forest Island, Brazil. *Revista Árvore*, Viçosa, v.36, n.4, p.659-671, 2012.

SIQUEIRA, L. P. Monitoramento de áreas restauradas no interior de São Paulo, Brasil. 2002. 116f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

SORREANO, M. C. M. Avaliação de aspecto da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades. 2002. 145f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

SOUZA, M.C. 1997. Estrutura e composição florística da vegetação de um remanescente florestal da margem esquerda do Rio Paraná (Mata do Araldo, Município de Porto Rico, PR). 172 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

TABACCHI, E.; TABACCHI-PLANTY, A. M.; E DÉCAMPS, O. “Continuity and Descontinuity of the Riparian Vegetation along a Fluvial Corridor”. *Landscape Ecology*, 5 (1): 9-20. 1990.

TEIXEIRA, A. P. E ASSIS, M. A. Caracterização florística e fitossociológica do componente arbustivoarbóreo de uma floresta paludosa no Município de Rio Claro (SP), Brasil. *Revista Brasil. Bot.*, V.28, n.3, p.467-476, jul.-set. 2005.

TEMPLE, S. A.; CARY, J. R. Modeling dynamics as an edge effect in habitat islands: experimental evidence habitat-interior bird populations in fragmented landscape. *Ecology*, v. 69, p. 544-547, 1988.

TEWKSURY, J. J. D. L.; LEVEY, N. M.; HADDAD, S.; SARGENT, J. L.; ORROCK, A.; WELDON, B. J.; DANIELSON, J.; BRINKERHOFF, E. I.; DAMSCHEN; P. TOWNSEND. 2002. Corridors affect plants, animals and their interactions in fragmented landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 99: 12923-12926.

TEWKSURY, J. J. D. L.; LEVEY, N. M.; HADDAD, S.; SARGENT, J. L.; ORROCK, A.; WELDON, B. J.; DANIELSON, J.; BRINKERHOFF, E. I.; DAMSCHEN; P. TOWNSEND. 2002. Corridors affect plants, animals and their interactions in fragmented landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 99: 12923-12926.

TONIATO, M.T.Z., LEITÃO FILHO, H.F. E RODRIGUES, R.R. 1998. Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 21:197-210.

- TORRES, R.B, MATTHES, L.A.F. E RODRIGUES, R.R. 1994. Florística e estrutura do componente arbóreo de mata de brejo em Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 17:189-194.
- TRIQUET, A. M.; MCPEEK, G. A.; MCCOMB, W. C. “Songbird Diversity in Clearcuts With and without a Riparian Buffet Strip”. *Journal of and Water Conservation*, 45 (4): 500-503. 1990.
- TUOMISTO, H.; POULSEN, A.D. 2000. Pteridophyte diversity and species composition in four Amazonian rain forest. *Journal of Vegetation Science*, 11: 383-396.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I.Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, 76, 663-681.
- VALERI, S. V., SENÔ, M. A. A. F. A importância dos corredores ecológicos para a fauna e a sustentabilidade de remanescentes florestais. Teses independentes, UNESP, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP, 2004.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal. IBGE, Rio de Janeiro,123 p. 1991.
- VELOSO, H.P. 1972. Aspectos fito-ecológicos da bacia do alto rio Paraguai. *Biogeografia* 7:1-31.
- VELOSO, H.P.; GOES FILHO, L. 1982. Fitogeografia brasileira classificação fisionômica-ecológica da vegetação neotropical. *Bol. Técn. Radam-Brasil (série vegetação)* 1:1-80.
- VIANI, R.A.G., DURIGAN, G. E MELO, A.C.G. 2010. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciência Florestal* 20: 533-552.
- VILELA, E. de A.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; CARVALHO, D. A. de Fitossociologia de floresta ripária do baixo Rio Grande, Conquista, MG. *Revista Árvore, Viçosa, MG*, v. 23, n, 4, p. 423-433, 1999.
- WEBB, C.O.; PEART, D.R. 2000. Habitat associations of trees and seedlings in a Bornean rain forest. *Journal of Ecology*, 88: 464-478.
- WEGENER, M. New spatial planning models. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 3, 224-237, 2001.
- WELDON, A. J. How corridors reduce Indigo Bunting nest success. *Conservation Biology*, v. 20, n 4, p. 1300-1305, 2006.
- WHITE, P.S.; WALKER, J.L. Approximating nature’s variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, Chichester, v.5, p.338-349, 1997.

WHITMORE, R. "On Pattern and Process in Forest". In: NEWMAN, F. I. (ed.). Special publication 1. Series of the British Ecological Society. Blackwell Scientific Publication. Oxford, pp. 45-59. 1982.

WILSON, E. O.; WILLIS, E. O. Applied biogeography in: Ecological structure of species in communities. CODY, M. L.; DIAMOND, J. M. (eds) Cambridge, Mass, Harvard University Press, p.522-534, 1975.

WILSON, E. O.; WILLIS, E. O. Applied biogeography in: Ecological structure of species in communities. CODY, M. L.; DIAMOND, J. M. (eds) Cambridge, Mass, Harvard University Press, p.522-534, 1975.

WITTMANN, F.; ANHUF, D.; JUNK, W.J. Tree species distribution and community structure of Central Amazonian várzea forests by remote sensing techniques. Journal of Tropical Ecology, New York, v. 18, p. 805-820, 2002.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. Phytogeography, Species Diversity, Community Structure and Dynamics of Central Amazonian Floodplain Forests. Amazonian Floodplain Forests, v. 210, p. 61-102, 2010.

ZICKEL, C. S. Estudo Florístico e Fitossociológico da Vegetação Herbácea em Duas Matas Mesófilas Semidecíduas do Interior do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, UNICAMP, Campinas, SP. 1995.