

Estrutura e composição do estrato de regeneração em diferentes estádios sucessionais de dois fragmentos florestais com distintos históricos de uso em Campina Grande do Sul - PR

RESUMO

Nas últimas décadas o declínio geral da biodiversidade vem sendo observado em florestas tropicais e subtropicais, causado principalmente por atividades antrópicas. Para compreender a diversidade desses impactos na comunidade vegetal é necessário, além de analisar a fase adulta das espécies arbóreas formadoras do dossel, também estudar as fases anteriores do ciclo de vida dessas espécies, que formam do potencial regenerativo da floresta. O recrutamento e desenvolvimento das plântulas são eventos reguladores da manutenção das populações vegetais tropicais, pois a sobrevivência a essa fase afeta toda a composição e estrutura da comunidade. Portanto, o estudo da composição florística e estrutura da guilda de plântulas de florestas em diferentes estádios sucessionais e condições históricas pode descrever os padrões de substituição das espécies e auxiliar no processo de compreensão da dinâmica florestal. Partindo-se da premissa de que a flora varia de acordo com o grau de impacto antrópico e ao longo do processo de sucessão secundária em florestas, espera-se que guildas de plântulas em áreas com históricos de uso diferenciados e estádios sucessionais distintos sejam florística e estruturalmente diferentes entre si. Assim, o objetivo do trabalho foi comparar florística e estruturalmente as guildas de plântulas de duas áreas com histórico de uso distinto e entre o estágio sucessional secundário inicial e intermediário de cada área, localizadas no Município de Campina Grande do Sul, Paraná. A área de estudo são duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural que possuem florestas secundárias em diferentes estádios sucessionais. Essas áreas apresentam históricos de uso relacionados ao corte raso e extração seletiva de madeira, com áreas que foram abandonadas entre 5-10 anos (estádios iniciais) e 40 anos (estádios intermediários). Para a amostragem das plântulas estabeleceram-se 40 parcelas com dimensão de 40 x 40 cm em cada estágio sucessional de cada área, totalizando 160 parcelas. Foram realizadas duas fases para coleta de todos os indivíduos com até 50 cm de altura encontrados no interior de cada parcela. Através de um levantamento rápido do dossel, realizado em dois transectos de 100 m cada, identificaram-se as espécies arbóreas do dossel. Todas as plântulas coletadas foram devidamente identificadas. Também foram realizadas análises fitossociológicas utilizando o programa Fitopacshell. As plântulas também foram classificadas quanto às suas características ecológicas como hábito, grupo sucessional e modo de dispersão. A similaridade florística entre as áreas foi medida através dos Índices de Jaccard e Sorensen. No total foram coletadas 619 plântulas de 47 espécies pertencentes a 23 famílias, sendo as mais ricas Asteraceae, Solanaceae, Melastomataceae, Sapindaceae e Fabaceae. As análises relacionadas ao histórico de uso não apontaram tendências claras quanto à sua influência. Quanto aos estádios sucessionais, houve algumas diferenças relacionadas à composição florística, com algumas espécies apresentando ocorrência restrita a um estágio sucessional. A baixa semelhança da guilda de plântulas e o dossel pode indicar um processo de redução da biodiversidade local, possivelmente em decorrência da alteração dos polinizadores, dispersores ou aspectos físicos. A análise geral do estudo nos indica que as áreas amostradas como diferentes estádios sucessionais podem ser considerados como um único bloco, quando analisado sua guilda de plântulas, apesar do tempo de regeneração e da estrutura diferentes.

Palavras-chave: dinâmica florestal, estágio sucessional, Floresta Atlântica, floresta secundária, histórico de uso, plântulas, regeneração.

Dissertação apresentada com 88 páginas.

Structure and composition of the layer of regeneration in different successional stages of forest fragments with two different histories of use in Campina Grande do Sul - PR

ABSTRACT

In recent decades the overall decline of biodiversity has been observed in tropical and subtropical forests, caused primarily by human activities. To understand the diversity of these impacts on plant community is necessary, besides analyzing the canopy formation, study the previous phases of life, which forms the regenerative potential of the forest. The recruitment and development of seedlings are regulators events of maintaining tropical plants populations because the survival in that stage affects the entire composition and structure of the community. Therefore, the study of guild of plants composition and floristic structure in different successional stages and historical conditions can describe the patterns of replacement of species and assist in the understanding of forest dynamics. Based on the premise that the flora varies according to the degree of human impact and through the process of succession in secondary forests, it is expected that guilds of seedlings in areas with different histories of use and distinct successional stages are floristic and structurally different between them. So the purpose of this study was to compare in floristic and structural aspects, guilds of seedlings of two areas with different successional stages and historical conditions located in the city of Campina Grande do Sul, Paraná. The collects of seedlings were held in two Private Reserves of the Natural Patrimony which have secondary forests in different successional stages. These areas have historic of use related to cutting and selective extraction of timber and were abandoned between 5-10 years (early stages) and 40 years (intermediate stages). For the sampling of the seedlings were established 40 plots with size of 40 x 40 cm in both successional stages of each area, totaling 160 plots. There were two phases of collects, where was collected all the individuals with up to 50 cm tall found within each plot. Through a quick survey of the canopy, conducted by two transects of 100 meters each, were identified individual trees of the canopy. All the seedlings collected were properly identified and held phytosociological analysis using the program Fitopacshell. Seedlings were also classified as their ecological characteristics such as habit, successional group and method of dispersal. The floristic similarity between the areas was measured by the indices of Jaccard and Sorensen. Altogether 619 seedlings were collected from 47 species belonging to 23 families. The richest families were Asteraceae, Solanaceae, Melastomataceae, Sapindaceae and Fabaceae. The analysis related to the history of use showed no clear trends as to its influence. In the analysis of successional stages there were some differences related to the floristic composition, with some species showing occurrence restricted to a successional stage. The low similarity between the guild of seedling and canopy may indicate a decline in local biodiversity, possibly due to the change of pollinators, dispersers or physical aspects. The general analysis of the study indicates that the areas sampled as different successional stages, in fact can be considered as a single unit when analysis their guild of seedlings, despite the time of regeneration and the different physical structure.

Keywords: Atlantic Forest, forest dynamics, historical usage, secondary forest, seedlings, successional stage.

Dissertação apresentada com 88 páginas.

MARCO ANTONIO GOMES SOUTO

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DO ESTRATO DE REGENERAÇÃO EM
DIFERENTES ESTÁDIOS SUCESSIONAIS DE DOIS FRAGMENTOS FLORESTAIS
COM DISTINTOS HISTÓRICOS DE USO EM CAMPINA GRANDE DO SUL – PR

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, como exigência parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria Regina Torres Boeger

CURITIBA
2009

Universidade Federal do Paraná
Sistema de Bibliotecas

Souto, Marco Antonio Gomes

Estrutura e composição do estrato de regeneração em diferentes estádios sucessionais de dois fragmentos florestais com distintos históricos de uso em Campina Grande do Sul-PR. / Marco Antonio Gomes Souto. – Curitiba, 2009.

88 f.: il. ; 30cm.

Orientadora: Maria Regina Torres Boeger

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

1. Mata Atlântica 2. Plântula 3. Regeneração (Biologia) I. Título II. Boeger, Maria Regina Torres III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

CDD (20. ed.) 574.5



Ministério da Educação e Desporto
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Marco Antonio Gomes Souto** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 17 de fevereiro de 2009

BANCA EXAMINADORA:



Prof^ª. Dr^ª. Maria Regina Torres Boeger
Orientadora e Presidente

Prof^ª. Dr^ª. Maria Conceição de Souza
Membro

Prof^ª. Dr^ª. Carina Kozera
Membro

VISTO:

Profa. Dra. Valéria Cunha Muschner
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

AGRADECIMENTOS

A Deus pela força e determinação em todos os momentos, principalmente nas horas de indecisão.

À família, em nome de meus pais Carlos e Zilda, pelo apoio constante, acreditando no seu filho desde o começo da caminhada, possibilitando a concretização de mais essa etapa de minha vida.

À minha esposa Juliana pela ajuda na etapa de campo, por compreender os momentos de dedicação ao computador e apoio permanente durante as dificuldades.

À minha orientadora Prof^a. Maria Regina pelo aprendizado, paciência, presença e palavras motivadoras nas horas de maior dificuldade.

Aos membros da pré-banca e da banca pelas críticas, correções e recomendações realizadas durante a elaboração deste trabalho.

Aos amigos de mestrado, principalmente para Letícia Larcher, pelas conversas, companhia, dicas e trocas de idéia importantes durante todo mestrado.

Ao Instituto de Pesquisa e Conservação da Natureza - Idéia Ambiental pelo apoio logístico e possibilidade de realização do projeto.

Ao Msc. André M. X. Lima pelo grande auxílio em algumas etapas de campo.

À Engenheira Cartógrafa Carolina Ersie pela elaboração e disponibilização dos mapas das áreas de coleta.

À Embrapa Florestas, em nome do Dr. Emílio Rotta e do técnico Sr. Wilson, e aos técnicos do Museu Botânico de Curitiba no importantíssimo auxílio na etapa de identificação do material botânico.

À Bolsa REUNI fornecida durante o segundo ano do mestrado.

A todos que direta ou indiretamente auxiliaram, ou prejudicaram, de alguma forma a elaboração e conclusão desse trabalho.

RESUMO

Nas últimas décadas o declínio geral da biodiversidade vem sendo observado em florestas tropicais e subtropicais, causado principalmente por atividades antrópicas. Para compreender a diversidade desses impactos na comunidade vegetal é necessário, além de analisar a fase adulta das espécies arbóreas formadoras do dossel, também estudar as fases anteriores do ciclo de vida dessas espécies, que formam do potencial regenerativo da floresta. O recrutamento e desenvolvimento das plântulas são eventos reguladores da manutenção das populações vegetais tropicais, pois a sobrevivência a essa fase afeta toda a composição e estrutura da comunidade. Portanto, o estudo da composição florística e estrutura da guilda de plântulas de florestas em diferentes estádios sucessionais e condições históricas pode descrever os padrões de substituição das espécies e auxiliar no processo de compreensão da dinâmica florestal. Partindo-se da premissa de que a flora varia de acordo com o grau de impacto antrópico e ao longo do processo de sucessão secundária em florestas, espera-se que guildas de plântulas em áreas com históricos de uso diferenciados e estádios sucessionais distintos sejam florística e estruturalmente diferentes entre si. Assim, o objetivo do trabalho foi comparar florística e estruturalmente as guildas de plântulas de duas áreas com histórico de uso distinto e entre o estádio sucessional secundário inicial e intermediário de cada área, localizadas no Município de Campina Grande do Sul, Paraná. A área de estudo são duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural que possuem florestas secundárias em diferentes estádios sucessionais. Essas áreas apresentam históricos de uso relacionados ao corte raso e extração seletiva de madeira, com áreas que foram abandonadas entre 5-10 anos (estádios iniciais) e 40 anos (estádios intermediários). Para a amostragem das plântulas estabeleceram-se 40 parcelas com dimensão de 40 x 40 cm em cada estádio sucessionais de cada área, totalizando 160 parcelas. Foram realizadas duas fases para coleta de todos os indivíduos com até 50 cm de altura encontrados no interior de cada parcela. Através de um levantamento rápido do dossel, realizado em dois transectos de 100 m cada, identificaram-se as espécies arbóreas do dossel. Todas as plântulas coletadas foram devidamente identificadas. Também foram realizadas análises fitossociológicas utilizando o programa Fitopacshell. As plântulas também foram classificadas quanto às suas características ecológicas como hábito, grupo sucessionais e modo de dispersão. A similaridade florística entre as áreas foi medida através dos Índices de Jaccard e Sorensen. No total foram coletadas 619 plântulas de 47 espécies pertencentes a 23 famílias, sendo as mais ricas Asteraceae, Solanaceae, Melastomataceae, Sapindaceae e Fabaceae. As análises relacionadas ao histórico de uso não apontaram tendências claras quanto à sua influência. Quanto aos estádios sucessionais, houve algumas diferenças relacionadas à composição florística, com algumas espécies apresentando ocorrência restrita a um estádio sucessionais. A baixa semelhança da guilda de plântulas e o dossel pode indicar um processo de redução da biodiversidade local, possivelmente em decorrência da alteração dos polinizadores, dispersores ou aspectos físicos. A análise geral do estudo nos indica que as áreas amostradas como diferentes estádios sucessionais podem ser considerados como um único bloco, quando analisado sua guilda de plântulas, apesar do tempo de regeneração e da estrutura diferentes.

Palavras-chave: dinâmica florestal, estádio sucessionais, Floresta Atlântica, floresta secundária, histórico de uso, plântulas, regeneração.

ABSTRACT

In recent decades the overall decline of biodiversity has been observed in tropical and subtropical forests, caused primarily by human activities. To understand the diversity of these impacts on plant community is necessary, besides analyzing the canopy formation, study the previous phases of life, which forms the regenerative potential of the forest. The recruitment and development of seedlings are regulators events of maintaining tropical plants populations because the survival in that stage affects the entire composition and structure of the community. Therefore, the study of guild of plants composition and floristic structure in different successional stages and historical conditions can describe the patterns of replacement of species and assist in the understanding of forest dynamics. Based on the premise that the flora varies according to the degree of human impact and through the process of succession in secondary forests, it is expected that guilds of seedlings in areas with different histories of use and distinct successional stages are floristic and structurally different between them. So the purpose of this study was to compare in floristic and structurally aspects, guilds of seedlings of two areas with different successional stages and historical conditions located in the city of Campina Grande do Sul, Paraná. The collects of seedlings were held in two Private Reserves of the Natural Patrimony which have secondary forests in different successional stages. These areas have historic of use related to cutting and selective extraction of timber and were abandoned between 5-10 years (early stages) and 40 years (intermediate stages). For the sampling of the seedlings were established 40 plots with size of 40 x 40 cm in both successional stages of each area, totaling 160 plots. There were two phases of collects, where was collected all the individuals with up to 50 cm tall found within each plot. Through a quick survey of the canopy, conducted by two transects of 100 meters each, were identified individual trees of the canopy. All the seedlings collected were properly identified and held phytosociological analysis using the program Fitopacshell. Seedlings were also classified as their ecological characteristics such as habit, successional group and method of dispersal. The floristic similarity between the areas was measured by the indices of Jaccard and Sorensen. Altogether 619 seedlings were collected from 47 species belonging to 23 families. The richest families were Asteraceae, Solanaceae, Melastomataceae, Sapindaceae and Fabaceae. The analysis related to the history of use showed no clear trends as to its influence. In the analysis of successional stages there were some differences related to the floristic composition, with some species showing occurrence restricted to a successional stage. The low similarity between the guild of seedling and canopy may indicate a decline in local biodiversity, possibly due to the change of pollinators, dispersers or physical aspects. The general analysis of the study indicates that the areas sampled as different successional stages, in fact can be considered as a single unit when analysis their guild of seedlings, despite the time of regeneration and the different physical structure.

Keywords: Atlantic Forest, forest dynamics, historical usage, secondary forest, seedlings, successional stage.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
2.1	Teorias de sucessão.....	12
2.2	A dinâmica da regeneração natural.....	15
2.3	Recrutamento de plântulas.....	17
2.4	Fatores influentes na regeneração natural e composição do estrato de regeneração.....	19
3	OBJETIVOS	23
4	MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1	Área de estudo.....	24
4.2	Obtenção dos dados.....	29
4.2.1	Plântulas.....	29
4.2.2	Componente arbóreo.....	31
4.3	Análise dos dados.....	31
4.3.1	Composição florística, diversidade e estrutura.....	32
4.3.2	Classificação em grupos ecológicos.....	33
4.3.3	Similaridade florística.....	34
5	RESULTADOS	37
5.1	Análise comparativa entre A1 e A2.....	39
5.1.1	Composição florística, diversidade e estrutura.....	39
5.1.2	Classificação em grupos ecológicos.....	44
5.2	Análise dos estádios sucessionais por área.....	46
5.2.1	Área 1 (A1)	46
5.2.1.1	Composição florística, diversidade e estrutura.....	46
5.2.1.2	Classificação em grupos ecológicos.....	51
5.2.2	Área 2 (A2)	53
5.2.2.1	Composição florística, diversidade e estrutura.....	53
5.2.2.2	Classificação em grupos ecológicos.....	58
5.3	Componente arbóreo.....	60
5.4	Similaridades florísticas.....	62
6	DISCUSSÃO	64
6.1	Composição florística e estrutura.....	64
6.2	Aspectos ecológicos das espécies vegetais.....	70

6.3	Influência do histórico de uso na recomposição florestal.....	74
7	CONCLUSÃO	76
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o declínio geral da biodiversidade vem sendo observado, especialmente nas florestas tropicais e subtropicais, causado principalmente pelo desmatamento, fragmentação de habitats e mudança de uso do solo (Laurence *et al.*, 2000; Pimm, 1998). As consequências da redução da biodiversidade nestes ecossistemas ainda não são bem compreendidas, o que justifica a crescente atenção dos biólogos da conservação nos últimos anos (Farwig *et al.*, 2006; Larsen *et al.*, 2005; Lundberg & Moberg, 2003).

As atividades antrópicas podem reduzir a riqueza de espécies arbóreas, por exemplo, ao se realizar o corte raso da vegetação, que pode acarretar o aumento do número de espécies pioneiras ou secundárias iniciais, ou através do corte seletivo de espécies madeiráveis, que causa uma perda de espécies secundárias tardias, importantes do ponto de vista ecológico (Laurence *et al.*, 2006). No entanto, apesar dos impactos antrópicos imediatos, a diversidade de árvores tropicais adultas pode permanecer elevada devido aos seus longos ciclos de vida. Mas para manter a riqueza em longo prazo é necessário que essas espécies vegetais completem com sucesso seu ciclo reprodutivo, evitando que se tornem “mortos vivos” (Janzen, 1986). Assim, para compreender a diversidade dos impactos antrópicos na comunidade vegetal é necessário, além de analisar a fase adulta das espécies formadoras do dossel, também estudar as fases do ciclo de vida anteriores, que constituem o potencial regenerativo da floresta.

O recrutamento, o desenvolvimento e a sobrevivência das plântulas são eventos reguladores do crescimento e da manutenção das populações vegetais (Melo *et al.*, 2004). A sobrevivência no período inicial de vida afeta não só a abundância e a distribuição das espécies, mas toda a composição e estrutura da comunidade (Denslow, 1991). Desse modo, as plântulas desempenham importante papel no ecossistema florestal, visto que a sua distribuição e abundância implicam na disposição dos futuros adultos da população e na dinâmica da comunidade vegetal como um todo (Harper, 1977). Como é praticamente impossível acompanhar o desenvolvimento de um indivíduo da fase de plântula até o estágio adulto, o estudo da guilda de plântulas é um primeiro indicador da capacidade de regeneração da floresta.

Guilda é definido como um conjunto de espécies que exploram de maneira similar a mesma classe de recursos ambientais e apresentam sobreposição de nicho (Fauth *et al.*, 1996), ou seja, espécies funcionalmente semelhantes em uma comunidade, sendo este um conceito funcional e não taxonômico. Portanto, guilda de plântulas corresponde a todos os indivíduos que localizam-se no sub-bosque florestal e que partilham os recursos característicos dessa região (luminosidade, nutrientes, água etc).

Geralmente, a guilda de plântulas em florestas é relacionada às espécies não pioneiras, as quais germinam sob o dossel e cujas plântulas podem se estabelecer e permanecer sob o sub-bosque da floresta por muito tempo, formando o estrato de regeneração (Swaine & Whitmore, 1988). No entanto, para formações altamente fragmentadas, com histórico acentuado de degradação, o estrato de regeneração não está restrito aos ambientes mais sombreados e nem ao grupo de espécies tardias, principalmente nas proximidades das bordas ou clareiras desses fragmentos (Martins & Rodrigues, 2002; Grombone-Guaratini & Rodrigues, 2002). É importante destacar que os diversos grupos de plantas reagem de forma diferente às perturbações. Por exemplo, plântulas de espécies arbóreas secundárias tardias parecem ser especialmente afetadas pelos impactos antrópicos (Benítez-Malvido, 1998; Benítez-Malvido & Martínez - Ramos, 2003).

Além disso, a composição e densidade da guilda de plântulas são dependentes, dentre outros fatores, do histórico de perturbação e da idade da floresta secundária (Baider, 1994). As condições bióticas e abióticas encontradas em florestas secundárias, quando comparadas com áreas de floresta madura, podem alterar o equilíbrio dos fatores causadores de mortalidade e influenciam na abundância de espécies e na diversidade da comunidade (Cersósimo, 1993). Assim sendo, variações na composição e na estrutura da guilda de plântulas entre estádios sucessionais, estações do ano e áreas com diferentes históricos de uso são esperadas.

Apesar da importância da guilda de plântulas para a compreensão do processo de regeneração, seus estudos são pouco comuns (Lieberman, 1996; Benítez-Malvido, 1998; Scariot, 1999; Mesquita *et al.*, 2001; Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003). Em particular na Floresta Atlântica, estudos que enfocam algum aspecto da estrutura e composição do estrato de regeneração florestal são ainda mais escassos (Rodrigues, 1998; Grombone-Guaratini, 1999; Durigan *et al.*,

2000; Grombone-Guaratini & Rodrigues, 2002), situação que se agrava quando se trata de formações subtropicais.

Partindo-se da premissa de que a flora varia de acordo com o grau de impacto antrópico e ao longo do processo de sucessão secundária em florestas, espera-se que guildas de plântulas em áreas com histórico de uso diferenciado e estádios sucessionais distintos sejam florística e estruturalmente diferentes entre si. Assim, testaram-se as seguintes hipóteses: 1) as guildas de plântulas são diferentes florística e estruturalmente de acordo com o histórico de uso da área; 2) essas diferenças também se manifestam de acordo com os estádios sucessionais presentes em cada área; 3) a composição da guilda de plântulas tem relação com os indivíduos adultos formadores do dossel.

O conhecimento sobre a composição e a estrutura florística do estrato regenerativo em diferentes estádios sucessionais e condições históricas pode gerar importantes informações sobre a dinâmica florestal (Mendes, 2002), além de constituir um bom indicador da degradação e da capacidade de regeneração de florestas secundárias (Babaasa *et al.*, 2004).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Atualmente, em função das formas inadequadas e sucessivos ciclos de uso do solo, grande parte das regiões tropicais apresenta sua cobertura florestal nativa altamente fragmentada e/ou restrita a pequenas porções de terra onde a ocupação humana não foi possível (Rodrigues & Gandolfi, 2004). A intensa fragmentação de paisagens e a ocupação desordenada têm acarretado preocupações com a manutenção de recursos naturais para a sociedade (Barbosa & Mantovani, 2000).

A supressão significativa de áreas com vegetação nativa traz preocupação em virtude dos impactos causados, como o aumento de processos erosivos, redução da fertilidade dos solos, assoreamento de corpos hídricos, além da extinção de muitas espécies da flora e da fauna (Morellato & Haddad, 2000), alterando o equilíbrio energético e estrutural dos ecossistemas.

Devido à alta incidência de pressões antrópicas sobre ambientes naturais e a existência de extensas áreas em estádios sucessionais secundários que demandam a recuperação de sua cobertura vegetal, a compreensão da dinâmica florestal em suas várias etapas é de suma importância para o entendimento dos fatores influentes no processo de regeneração natural e, conseqüentemente, para o desenvolvimento de metodologias adequadas que possibilitem o restabelecimento da vegetação e os processos ecológicos nas áreas a serem restauradas.

Estudos relacionados às características da guilda de plântulas em diferentes fases da sucessão natural são importantes para entender processos relacionados à riqueza, distribuição e estrutura desse componente florestal, considerado, juntamente com a fase de semente, a mais frágil do ciclo de vida vegetal (Denslow, 1991), já que a sobrevivência das plantas nesse período afeta a abundância e a distribuição das populações, assim como a composição e a estrutura da comunidade (Harper, 1977).

2.1 Teorias de sucessão

As primeiras teorias sucessionais que abordavam a respeito da organização das comunidades vegetais foram influenciadas pelo conceito de existência de um único equilíbrio populacional para a maioria das comunidades.

O conceito de sucessão foi desenvolvido basicamente por Clements (1916, *apud* Begon *et al.*, 2005), durante as primeiras décadas do século XX, sendo que este autor foi o primeiro a apresentar uma teoria abrangente sobre a sucessão vegetal. O conceito de Clements considera sucessão as mudanças ocorrentes na vegetação ao longo do tempo, determinadas principalmente pelo clima, consistindo em uma seqüência de processos ordenados e previsíveis. Sinteticamente, sua teoria sucessional tem como bases a previsibilidade, a convergência e o equilíbrio (clímax).

Este conceito foi criticado, ainda no início do século, por vários pesquisadores (Gleason, 1927; Tansley, 1935). Segundo Gleason (1927), uma comunidade vegetal é o resultado casual obtido pela distribuição de espécies com características ecológicas semelhantes, baseado na aleatoriedade dos processos sucessionais.

Posteriormente, outros autores (Margalef, 1968; Odum, 1969) contribuíram para a síntese das teorias de sucessão existentes à época. Estes autores consideram que a sucessão se dirige em um gradiente de complexidade, indo de um ecossistema simples a um ecossistema complexo. Essa complexidade estaria relacionada aos níveis tróficos e diversidade de espécies existentes. Mas desde então, novas e freqüentes contribuições adicionam informações na tentativa de melhor explicar a complexidade da sucessão vegetal.

Mais recentemente, as investigações se concentraram em torno do conceito de dinâmica da vegetação. Alguns autores consideram os ciclos de distúrbios naturais importantes, sendo a contínua mudança na formação vegetal seu estado de normalidade (Wiens, 1984; Pickett & White, 1985). Dessa maneira, estes distúrbios agem de forma específica em diferentes escalas temporais e espaciais, apresentando-se de forma heterogênea e provocando o aparecimento de áreas abertas, sendo que os fatores mais importantes são freqüência, intensidade e amplitude dos distúrbios.

As teorias mais atuais a respeito da sucessão florestal admitem que a dinâmica florestal ocorra através da contínua substituição das espécies no tempo e espaço, o que corresponde a uma substituição de diferentes grupos ecológicos ou classes sucessionais (Swaine & Whitmore, 1988). Esta questão está intimamente relacionada com os fluxos energéticos das espécies presentes (Odum & Pinkerton, 1955), havendo um deslocamento fundamental, onde gradativamente mais energia é dedicada à manutenção (respiração) na medida em que aumenta o acúmulo de biomassa na matéria orgânica viva e morta, além do aumento da complexidade da

vegetação, com uma substituição de grupos de espécies vegetais (Gandolfi & Rodrigues, 1996). Esses grupos são a base do processo de dinâmica florestal, sendo diferenciados através de suas formas de adaptação e estratégias de crescimento. Dessa maneira, as espécies arbustivo-arbóreas podem ser classificadas em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias (clímax) (Budowski, 1970).

As espécies pioneiras são aquelas claramente dependentes de luz e que não se desenvolvem no sub-bosque, estabelecendo-se em clareiras ou bordas de florestas. As espécies secundárias iniciais ocorrem em condições de sombreamento médio, ocorrendo em clareiras pequenas, bordas de grandes clareiras ou no sub-bosque não densamente sombreado. Espécies secundárias tardias ou clímax se desenvolvem no sub-bosque em condições de sombra leve ou densa, onde podem permanecer durante grande parte de seu ciclo de vida ou crescer até alcançar o dossel, podendo ainda se destacar como emergentes (Budowski, 1970).

Apesar de existir um contínuo de variação entre estes grupos (Swaine & Whitmore, 1988) esta divisão permite visualizar de forma clara a influência da luz na dinâmica da regeneração florestal (Whitmore, 1989). Porém, ainda existem controvérsias na classificação de muitas espécies vegetais, sobretudo ocasionada pelo desconhecimento de sua ecologia.

Baseado no mecanismo de substituição seqüencial das espécies e na existência de grupos ecológicos com comportamentos diferenciados foram propostos modelos sucessionais de facilitação, tolerância e inibição (Connell & Slatyer, 1977).

Na facilitação, apenas certas espécies pioneiras seriam capazes de colonizar uma área aberta, mudando as condições do ambiente, preparando-o para o estabelecimento de outras mais exigentes (Gotelli, 2007). Este modelo foi baseado no modelo clássico apresentado por Clements (1916).

No modelo de inibição, as espécies colonizadoras resistem à entrada de outras espécies, permanecendo até serem substituídas por causa da competição ou predação, sendo que as espécies tardias não exigem qualquer melhoramento do ambiente realizado pelas pioneiras (Gotelli, 2007). Neste modelo a sucessão baseia-se na ordem de chegada das espécies, que inibiriam a presença de outras.

O modelo de tolerância seria um padrão intermediário entre o modelo da facilitação e o da inibição, assumindo que qualquer espécie pode começar a

sucessão, mas o eventual clímax da comunidade é alcançado através de um padrão desordenado. As espécies climácicas se estabeleceriam primeiro na área, porém seu desenvolvimento e dispersão de propágulos seriam muito mais lentos quando comparados com os mesmos processos das espécies pioneiras (Connell & Slatyer, 1977). Neste modelo a sucessão ocorre sem interferência entre as espécies.

Sendo assim, a sucessão, para alguns dos trabalhos pioneiros, era considerada um processo determinístico, com uma substituição previsível das espécies no tempo. Posteriormente, uma visão contrária indicava que os distúrbios são eventos freqüentes e que obrigam as comunidades a seguir por caminhos diferentes e não previsíveis. A partir destes dois conceitos surgiram inúmeras possibilidades de interpretação dos processos sucessionais e da dinâmica de regeneração natural das formações florestais.

2.2 A dinâmica da regeneração natural

As florestas, em nível global, podem ser consideradas um mosaico de manchas em diferentes graus de maturidade, idade, tamanho e composição de espécies, resultado de um processo lento e gradual de evolução dos ecossistemas denominado sucessão (White & Pickett, 1985).

O termo sucessão primária é aplicado à sucessão natural que ocorre em áreas anteriormente não vegetadas, induzindo a um clímax (Olechek *et al.*, 1989). Ocorre em substrato recém formado ou exposto, ao invés de solo já desenvolvido, portanto sem histórico da ocorrência de vegetação anterior como banco de sementes ou presença de matéria orgânica, sendo que os propágulos colonizadores, nestas condições, têm origem externa à área colonizada. Exemplos de sucessão primária ocorrem em deltas, costas oceânicas elevadas, depósitos vulcânicos, dunas, afloramentos rochosos, recifes e rejeitos de minérios.

O termo sucessão secundária é empregado para descrever as mudanças na composição e fisionomia da vegetação no tempo e no espaço (Finegan, 1984), geralmente após algum tipo de perturbação, que pode ter origem natural ou antrópica. A sucessão secundária ocorre de forma mais rápida do que a primária, sendo que sua variabilidade reduz à medida que o clímax se aproxima (Huschle & Hironaka, 1980), podendo ser definida brevemente como a substituição da vegetação após um distúrbio qualquer afetando a vegetação pré-existente (Orlóci,

1993). Exemplos de sucessão secundária ocorrem em terras de cultivo abandonadas, queimadas, derrubadas, após fogo, pastoreio ou enchentes.

A dinâmica da regeneração natural de uma floresta é um processo influenciado pela intensidade e extensão de uma série de fatores bióticos e abióticos, intrínsecos e extrínsecos a cada área, sendo considerados fundamentais pelos ecólogos para o entendimento da dinâmica da floresta (Lieberman, 1996).

A regeneração florestal após alguma perturbação ocorre através da contribuição das árvores remanescentes via produção de sementes ou rebrota, recrutamento de plântulas sobreviventes ou recrutamento de sementes presentes no banco de sementes do solo ou provenientes da chuva de sementes (Harper, 1977; Whitmore, 1991). Em áreas sujeitas a distúrbios antrópicos, a contribuição relativa dessas diferentes fontes de regeneração é diferente, sendo que o padrão de sucessão em florestas tropicais úmidas após derrubada de vegetação e uso do solo foi documentada por Brown & Lugo (1990) e Guariguata & Ostertag (2001).

Processos básicos na reestruturação da comunidade vegetal, como mudanças na estrutura (densidade, estratificação etc), riqueza e composição de espécies, e no funcionamento florestal (ciclagem de nutrientes, produtividade primária líquida) ocorrem através de uma seqüência de eventos após o abandono da área (Guariguata & Ostertag, 2001). De maneira geral, a recuperação da estrutura em florestas secundárias ocorre mais rapidamente do que a da composição e riqueza de espécies (Brown & Lugo, 1990; Guariguata & Ostertag, 2001). Tais mudanças não são previsíveis, estando condicionadas por diversos fatores, entre eles a intensidade de alteração das condições físicas e químicas do solo, devido ao histórico de perturbação e uso da terra, e a disponibilidade e disposição das manchas de floresta remanescentes (estrutura da paisagem), que funcionam como fontes de propágulos (Guariguata & Ostertag, 2001). Assim, o histórico de perturbações possui sérias implicações na sucessão florestal, pois de acordo com os tipos e intensidades de perturbação obtem-se diferentes estruturas florestais.

Para a melhor compreensão da sucessão florestal, foram criadas classificações baseadas em características ecológicas importantes da estrutura florestal. No Brasil, existem resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que orientam e definem parâmetros utilizados para a classificação dos estádios secundários inicial, intermediário e avançado, destacando-se a Resolução

010/1993, especificada para estados brasileiros com ocorrência da Floresta Atlântica.

2.3 Recrutamento de plântulas

Os estudos relacionados às plântulas, são relativamente escassos e também apresentam um problema básico relacionado à definição da fase de plântula, sendo que a mesma ainda é pouco precisa. O início do estágio de plântula pode ser definido como aquele que ocorre a partir da germinação da semente, mas seu final é incerto.

A consideração do final do estágio de plântula como aquele em que a planta se torna independente das reservas das sementes é insatisfatória, além de pouco prática, já que a interrupção da transferência de nutrientes da semente para a planta não é abrupta e muito difícil de ser determinada no campo (Fenner, 1987). Assim, na prática, muitos estudos apresentam sua própria definição, por exemplo, como um indivíduo com duas ou três folhas (Fenner, 1987) ou como qualquer indivíduo com até 50 cm de altura (Melo *et al.*, 2004).

A importância das fases iniciais do ciclo de vida vegetal, representadas pela semente e subsequente período inicial de desenvolvimento, reside no fato de ser a fase mais vulnerável a danos, apresentando alta mortalidade (Harper, 1977). A sobrevivência a essa fase é fundamental para garantir a manutenção de uma população, influenciando toda a dinâmica da regeneração e afetando a abundância e a distribuição dos indivíduos adultos de uma espécie, assim como de toda a composição e estrutura da comunidade (Harper, 1977). Em virtude de sua importância, alguns trabalhos sobre ecologia de plântulas de espécies arbóreas tropicais têm sido realizados na tentativa de melhor compreender os mecanismos envolvidos na dinâmica florestal (Whitmore, 1996).

A limitação no recrutamento de plântulas, um dos mecanismos mais importantes que controlam a regeneração florestal, pode ocorrer devido a uma série de fatores, como o pequeno número de sementes produzidas ou dispersas e processos pós-dispersão. Em ambientes florestais tropicais, o principal fator de influência na abundância e na riqueza de plântulas de espécies arbóreas é a disponibilidade de luz, seguido do padrão de produção e de dispersão de sementes,

ação de predadores e incidência de danos físicos (Brokaw, 1985; Augspurger & Kitajima, 1992; Denslow & Guzman, 2000; Scariot, 2000).

No processo de geração de novos indivíduos, durante a regeneração da floresta, os principais meios são os propágulos oriundos da dispersão, do banco de sementes ou de plântulas e da reprodução vegetativa (Rodrigues *et al.*, 2004). O balanço entre estes modos de regeneração influencia a dominância de cada espécie e a composição florística da comunidade (Kennard *et al.*, 2002).

Dessa maneira, a frequência e a localização das plântulas são resultantes de interações complexas, como a probabilidade de chegada, determinada pela dispersão dos propágulos, e sobrevivência, dependente de atributos fisiológicos e interações entre espécies, patógenos e predadores (Schupp *et al.*, 1989).

Em áreas-alvo de perturbação antrópica, um dos fatores limitantes mais expressivos ao recrutamento de plântulas é a baixa disponibilidade de sementes, afetada principalmente pela ausência ou distância de remanescentes florestais que funcionariam como fontes de propágulos (Duncan & Chapman, 1999; Cubiña & Aide, 2001). De acordo com Grombone-Guaratini & Rodrigues (2002), o banco de sementes possui baixa representatividade para a regeneração de habitats alterados devido à curta viabilidade das sementes da maioria das espécies arbóreas tropicais (Garwood, 1983). Dessa maneira, a regeneração de florestas secundárias dependeria, inicialmente, da chuva de sementes, fator esse que poderia estar comprometido, já que mudanças na estrutura e na composição florestal resultantes de ações incisivas do homem têm diversas implicações para a fauna (DeWalt *et al.*, 2003).

Devido às inúmeras e complexas interações existentes entre fauna e flora em ambientes florestais, alterações na comunidade de dispersores, predadores e herbívoros também afetam diretamente a regeneração florestal (Dirzo & Miranda, 1990; Silva & Tabarelli, 2000; Cordeiro & Howe, 2001; Tabarelli & Peres, 2002). A alteração na densidade de predadores de sementes ou herbívoros terrestres pode reduzir o recrutamento de plântulas (Sork, 1987; Terborgh *et al.*, 2001), enquanto a defaunação pode reduzir os níveis de mortalidade de sementes e de plântulas (Alves-Costa, 2004).

A alteração das condições abióticas de florestas secundárias, como o aumento da temperatura, da incidência luminosa e da taxa de danos mecânicos e a diminuição da umidade do solo, ocasionada pela baixa densidade de árvores de

grande porte e conseqüente redução da cobertura do dossel (Brown & Lugo, 1990; Tabarelli & Mantovani, 1999; Guariguata & Ostertag, 2001), cria situação imprópria à germinação e ao estabelecimento de plântulas de espécies características do interior da floresta. Dentre esses fatores pode-se citar o aumento da temperatura, diminuição da umidade do solo e maior taxa de danos mecânicos.

Assim, as condições abióticas e bióticas alteradas em florestas secundárias modificam o balanço natural entre os fatores promotores do recrutamento e os causadores de mortalidade em plântulas, com forte influência na abundância de espécies e na diversidade da comunidade (Brown & Lugo, 1990).

Após a sua germinação, um novo conjunto de fatores surge relacionado à sobrevivência da plântula somados àqueles existentes durante seu recrutamento, como as condições ambientais favoráveis e riscos biológicos minimizados. Assim, complexas interações entre os atributos morfológicos e fisiológicos de cada espécie, como área foliar, partição da biomassa, disposição espacial das folhas e ramos, taxa de respiração e taxa fotossintética (Garwood, 1996) ganham destaque e são importantíssimas nessa intrincada equação do recrutamento.

2.4 Fatores influentes na regeneração natural e na composição do estrato de regeneração

Os fatores que afetam a sobrevivência e o crescimento inicial das plantas podem ter origem biótica ou abiótica. A importância relativa de cada um deles é variável de acordo com a região, com as características ecológicas e fisiológicas próprias de cada espécie vegetal e estações do ano.

Em ambientes estressantes, a mortalidade tende a ser originada por fatores abióticos, enquanto que em ambientes amenos os fatores bióticos, como competição e herbivoria, têm maior importância relativa na mortalidade (Fenner, 1987). As características ecológicas das espécies também influenciam na variabilidade de fatores bióticos ou abióticos responsáveis pela mortalidade de plântulas, como por exemplo, espécies não-pioneiras ou clímax são afetadas mais freqüentemente por fatores bióticos, sendo a predação o fator mais importante que a luminosidade na sua sobrevivência (Molofsky & Fisher, 1993).

Cabe destacar que cada espécie apresenta, evidentemente, diferentes suscetibilidades à predação e herbivoria, relacionadas com as suas características,

como tamanho das sementes, área foliar, presença de metabólitos secundários para defesa, entre outras (Molofsky & Fisher 1993).

Características ligadas aos parentais também são importantes quando se considera o aumento das chances de sobrevivência, como a dispersão efetiva que permite o escape da dominância parental. Embora a “hipótese da fuga” (Janzen, 1970) e a “hipótese da densidade” (Connell, 1979 *apud* Hutchings, 1986) afirmem que as chances de sobrevivência das plântulas são menores, respectivamente, quando as sementes são dispersas próximo das plantas matrizes ou quando em ocorrem em altas densidades, onde as probabilidades de serem afetadas por predadores, patógenos ou herbívoros são maiores, essas premissas não podem ser generalizadas (Schupp, 1988). A importância desses fatores é variável nos diferentes ecossistemas e também para as diferentes espécies.

A densidade e a dispersão de indivíduos adultos de determinadas espécies são fatores importantes que devem ser considerados na composição do estrato de regeneração. Estimativas apontam que em alguns trechos de Floresta Atlântica podem ocorrer 8,7 espécies endêmicas a cada 100 km² de área (Myers *et al.*, 2000), sendo a baixa densidade característica de algumas espécies (Pagano *et al.*, 1995), chegando a um indivíduo por hectare. Outras espécies apresentam distribuição em manchas ou restritas a alguns trechos (Scudeller *et al.*, 2001). Assim estes diferentes padrões de distribuição de indivíduos adultos podem interferir diretamente na dispersão de seus propágulos e, conseqüentemente, no recrutamento de suas plântulas e na formação do banco de plântulas.

A manutenção do banco de plântulas é uma estratégia encontrada nas florestas tropicais, onde a espécie mantém plântulas e/ou jovens no sub-bosque em condições de baixa luminosidade e alta competição, estando preparada para o desenvolvimento quando as condições se tornarem mais propícias (Grombone-Guaratini & Rodrigues, 2002).

Com relação ao fator sazonalidade anual do recrutamento de plântulas arbóreas tropicais, a sua descrição ainda é pouco definida (Lieberman, 1996). Alguns autores (Santos & Válio, 2002) consideram que os picos de recrutamento refletem padrões fenológicos como o de maturação dos frutos e dispersão das sementes, outros consideram que as condições ambientais, tais como a interação entre a disponibilidade de água e luminosidade, representem os principais fatores na variação anual do estabelecimento das populações de plântulas (Cersósimo, 1993).

Outro fator influente sobre os padrões espaciais e temporais relacionados ao estabelecimento de plântulas é a reprodução supra-anual, freqüente em espécies arbóreas tropicais. Algumas espécies produzem plântulas quase que de forma contínua, enquanto outras esporadicamente, ou ainda em longos intervalos de tempo (Lierberman, 1996).

Dentre os principais fatores antrópicos que influenciam a composição do estrato de regeneração estão a distância e o tamanho da fonte de propágulos, especialmente de áreas bem conservadas, sendo este considerado um dos principais fatores que influenciam também a velocidade da regeneração natural (Uhl, 1987; Uhl *et al.*, 1988; Parrotta *et al.*, 1997; Holl, 1999).

Além da intensa fragmentação, o fato de grandes extensões da Floresta Atlântica atualmente estarem ocupadas por estádios iniciais e intermediários de sucessão é preocupante. Levantamentos realizados evidenciaram que essas áreas são pobres em espécies endêmicas e em alguns casos os fragmentos são dominados por baixa diversidade, característica dos estádios iniciais de sucessão secundária (Macclanahan e Wolfe, 1993).

A dinâmica da destruição antrópica nas últimas décadas resultou em alterações severas para os ecossistemas pela alta fragmentação do habitat e pela perda de sua biodiversidade (De Walt *et al.*, 2003; Brearley *et al.*, 2004). Alguns estudos têm demonstrado que os estádios sucessionais iniciais podem apresentar características similares às bordas de florestas (Hill & Curran, 2003) e relação com o tamanho dos fragmentos (Tabarelli *et al.*, 1999). Os fragmentos florestais merecem atenção especial, pois além de estarem sujeitos aos eventos naturais que promovem a formação de ambientes em diferentes fases de regeneração, também estão susceptíveis à ação antrópica e ao efeito de borda (Nunes *et al.*, 2003).

O processo de fragmentação pode provocar alterações na riqueza e na abundância de espécies e um aumento de espécies invasoras e ruderais, com desencadeamento de uma grande variedade de processos ecológicos (Laurence *et al.*, 2002; Tabarelli *et al.*, 2004), entre eles o estabelecimento de plântulas. Dentre as principais alterações provenientes da fragmentação podem-se destacar as mudanças das populações vegetais, onde espécies intolerantes ao sol, emergentes e com grandes sementes tendem a diminuir suas abundâncias, enquanto que espécies pioneiras são beneficiadas (Tabarelli *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 2004). Desta forma, comunidades de pequenos fragmentos podem ser muito diferentes

daquelas de florestas contínuas (Mesquita *et al.*, 1999), o que se reflete diretamente na composição do estrato de regeneração.

Portanto, áreas em estádios iniciais podem apresentar características florísticas e estruturais semelhantes a pequenos fragmentos (Tabarelli *et al.*, 1999; Zhu *et al.*, 2004) e a áreas de bordas (Hill & Curran, 2003) que, por sua composição, acabam formando ambientes descaracterizados quando comparados com formações vegetais mais conservadas.

Desta forma, a compreensão do processo de regeneração, além de auxiliar a tomada de decisões referentes às questões relacionadas a estádios sucessionais, pode contribuir no entendimento dos processos de fragmentação de habitats, admitindo-se que há uma rede de interações entre os fatores de influência sobre o recrutamento de plântulas, os climáticos (precipitação, luminosidade, temperatura), a dispersão, a competição, a floresta circundante, a herbivoria e os patógenos (Cersósimo, 1993).

Apesar de reconhecida a importância para a compreensão do processo de regeneração, estudos de guildas de plântulas de espécies arbóreas tropicais são relativamente pouco comuns (Lieberman, 1996; Benítez-Malvido, 1998; Metzger, 1998; Scariot, 1999; Mesquita *et al.*, 2001; Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003) quando comparados com estudos semelhantes relacionados aos outros estratos florestais. Especificamente na Floresta Atlântica, estes estudos são ainda mais escassos (Rodrigues, 1998; Grombone-Guaratini, 1999; Durigan *et al.*, 2000; Grombone-Guaratini & Rodrigues, 2002), com uso de abordagens e metodologias diversas, dificultando comparações. Uma das limitações mais destacadas é a dificuldade de identificação das plântulas, o que demanda um sólido conhecimento da flora e grande investimento de tempo e esforço.

Apesar de sua complexidade, é necessário um conhecimento mais sintético sobre o processo de regeneração florestal em áreas sujeitas a diferentes distúrbios, tanto naturais como antrópicos, para que se faça uso desse conhecimento na resolução de questões sobre conservação, manejo e restauração de florestas tropicais (Guariguata *et al.*, 1997).

3 OBJETIVOS

O objetivo geral do presente trabalho foi comparar florística e estruturalmente as guildas de plântulas de duas áreas com histórico de uso distinto e entre os estádios sucessionais secundários de cada área, localizadas no Município de Campina Grande do Sul, Paraná.

A partir do objetivo geral pretendeu-se responder as seguintes questões:

- Quais as diferenças da composição florística e estrutural da guilda de plântulas entre duas áreas que possuem históricos de uso distintos (corte raso e corte seletivo)?
- Quais as diferenças relacionadas à composição florística e a estrutura da guilda de plântulas entre o estágio sucessional secundário inicial e intermediário em cada área?
- Qual a semelhança florística entre o componente arbóreo adulto (dossel) e a guilda de plântulas?

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) (coordenadas geográficas: Área 1 - $25^{\circ}07'14,40''$ S / $48^{\circ}50'54,49''$ O e $25^{\circ}07'52''$ S / $48^{\circ}50'37''$ O; Área 2 - $25^{\circ}07'17,89''$ S / $48^{\circ}50'46''$ O e $25^{\circ}07'48,13''$ S / $48^{\circ}50'34,12''$ O) localizadas em Campina Grande do Sul, PR, município que se encontra no primeiro planalto paranaense, a leste da região metropolitana de Curitiba, distante cerca de 30 km da capital do estado (Figura 1).

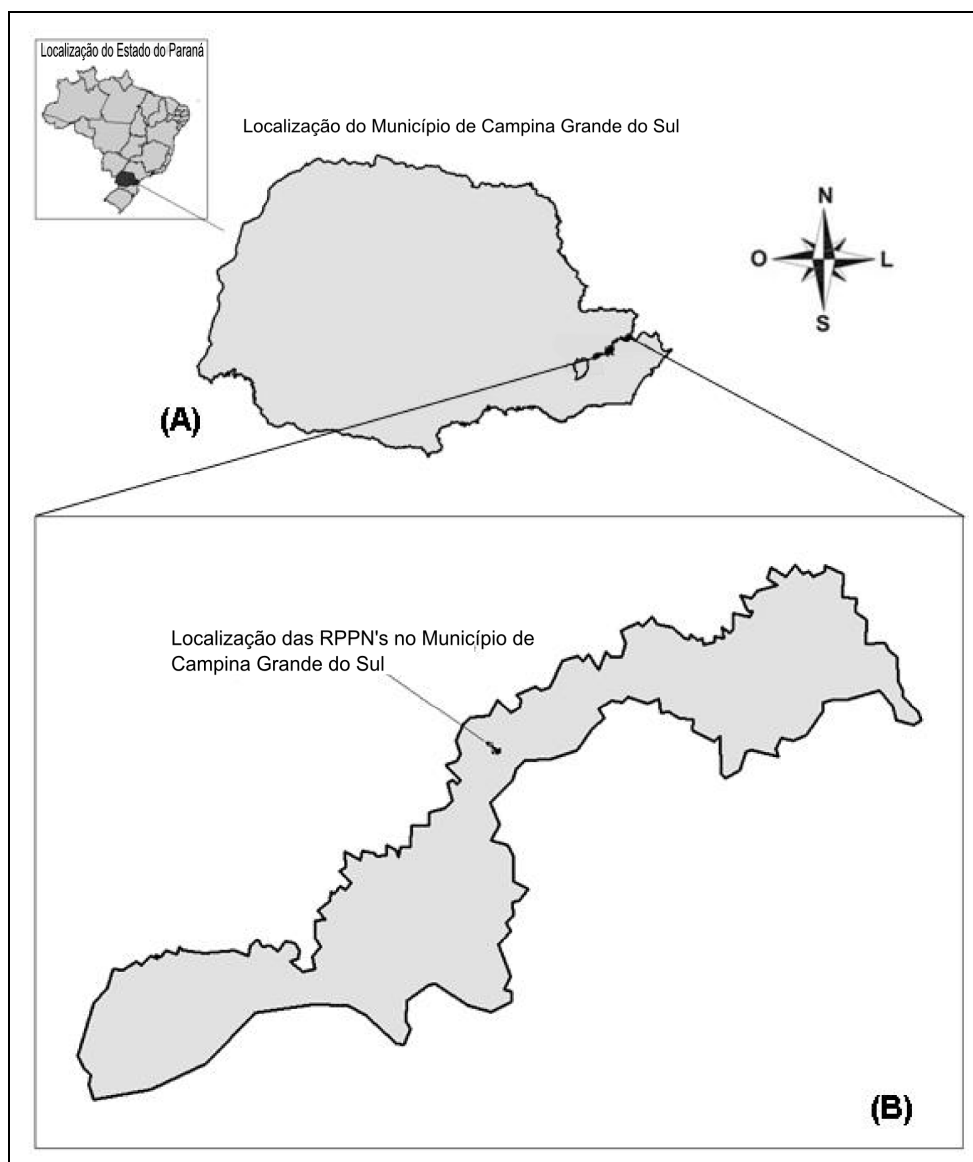


FIGURA 1: (A) Localização geográfica do município de Campina Grande do Sul, Paraná; (B) Localização das áreas de coleta no município de Campina Grande do Sul - Paraná.

O clima na região é de transição entre Cfa (clima temperado úmido com verão quente) e Cfb (clima temperado úmido com verão temperado), conforme classificação de Köppen. A temperatura média varia entre 16-17°C, sendo que a temperatura média mínima no inverno é de 12°C, com ocorrência de geadas, e a temperatura média máxima é de 22°C no verão, segundo dados do Instituto Tecnológico SIMEPAR (2008) (Figura 2).

Apresenta um índice pluviométrico de 1.400 - 1.500 mm/ano com umidade relativa do ar permanecendo entre 80% e 85%, sendo os meses com maior precipitação dezembro, janeiro e fevereiro, não havendo período de seca (SIMEPAR, 2008)

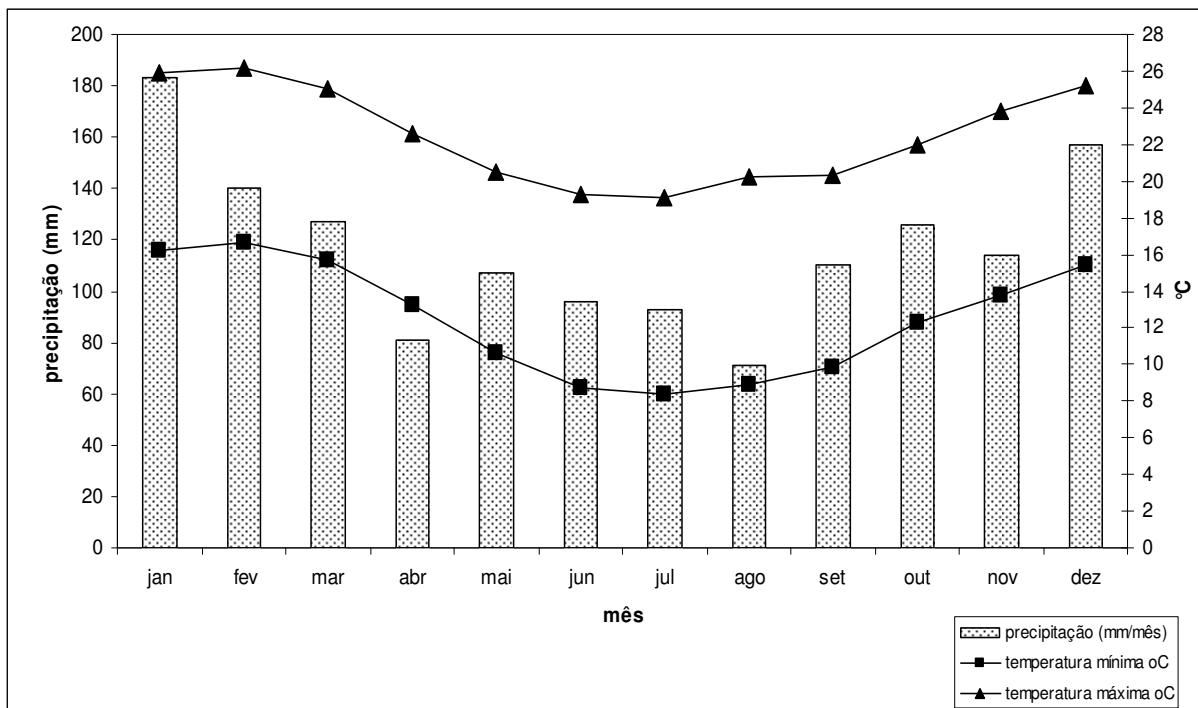


FIGURA 2: Médias climáticas históricas da região do município de Campina Grande do Sul. Dados SIMEPAR (2008).

Segundo Maack (1968), a região está situada no Primeiro Planalto Paranaense, entre a Serra do Mar e a escarpa formada pelos sedimentos paleozóicos da Bacia do Paraná, situando-se na face norte da Serra do Capivari, que atinge seu ápice a 1650 m, incluindo altitudes entre 800 - 1100 m. As áreas de coleta apresentam altitude média de 900 m e seu relevo apresenta-se ondulado, sendo circundadas por cadeia de formações rochosas de sul a leste, representando

uma transição de formações geológicas entre a planície litorânea, a serra propriamente dita e o planalto.

As características geomorfológicas gerais são de região montanhosa, com grandes desníveis, declividades acentuadas e a presença de variadas litologias, intercaladas com diferentes graus de resistência ao desgaste (Embrapa, 1999), sendo importante a manutenção da qualidade da cobertura vegetal para inibir o potencial de erosão e de assoreamento.

Conforme análise de solos das duas áreas, realizada através de oito coletas em diferentes profundidades, até o máximo de 0,8 m, com uso do trado tipo Holandês e análise das características granulométrica e química pelo Departamento de Solos da UFPR (DSEA), ocorrem o Neossolo Litólico Distro-úmbrico fragmentário textura argilosa e Neossolo Litólico Distrófico fragmentário textura média com ocorrência de afloramento rochoso granítico. São solos minerais não-hidromórficos, apresentando pequeno grau de desenvolvimento, com horizonte B incipiente subjacente a qualquer tipo de horizonte superficial (Embrapa, 2006). Em função do seu estágio de evolução, possuem diferentes características em relação à cor, profundidade, textura, saturação por bases etc, sendo comum identificar-se com algumas características herdadas diretamente do material de origem.

Atualmente, o uso do solo na região de entorno das áreas de coleta pode ser classificado, em linhas gerais, para finalidade agropecuária e plantio de espécies exóticas (*Pinus* sp.). Entremeados a estas atividades, encontram-se remanescentes florestais com diferentes dimensões e estados de conservação, com trechos de florestas com alto grau de conservação inseridos nas Áreas de Proteção Permanente da Serra do Capivari.

As duas áreas selecionadas para este estudo são contíguas e foram classificadas com base em seus respectivos históricos de uso, sendo denominadas A1 e A2.

A área 1 (A1) possui aproximadamente 27 ha e vegetação em diferentes estádios sucessionais e de conservação. Nesta área são encontrados remanescentes de floresta, em área de transição entre a Floresta Ombrófila Densa Montana e Floresta Ombrófila Mista, além de áreas antropizadas com vegetação ruderal (Figura 3). De sua área total, 6 ha correspondem à floresta em estágio secundário inicial, 12,5 ha compõem o estágio secundário intermediário e 8,5 ha correspondem a áreas antropizadas. Na área encontra-se apenas um córrego com

largura média de um metro e uma pequena nascente. De acordo com informações dos atuais proprietários, em A1 foi realizado corte raso e freqüentes queimadas da vegetação para estabelecimento de pastagem. Após alguns anos de uso, algumas áreas destinadas à pastagem foram abandonadas gradativamente, tendo início a regeneração natural, sendo que atualmente existem trechos de floresta em estágio inicial e intermediário de sucessão, refletindo o tempo de abandono de cada área.

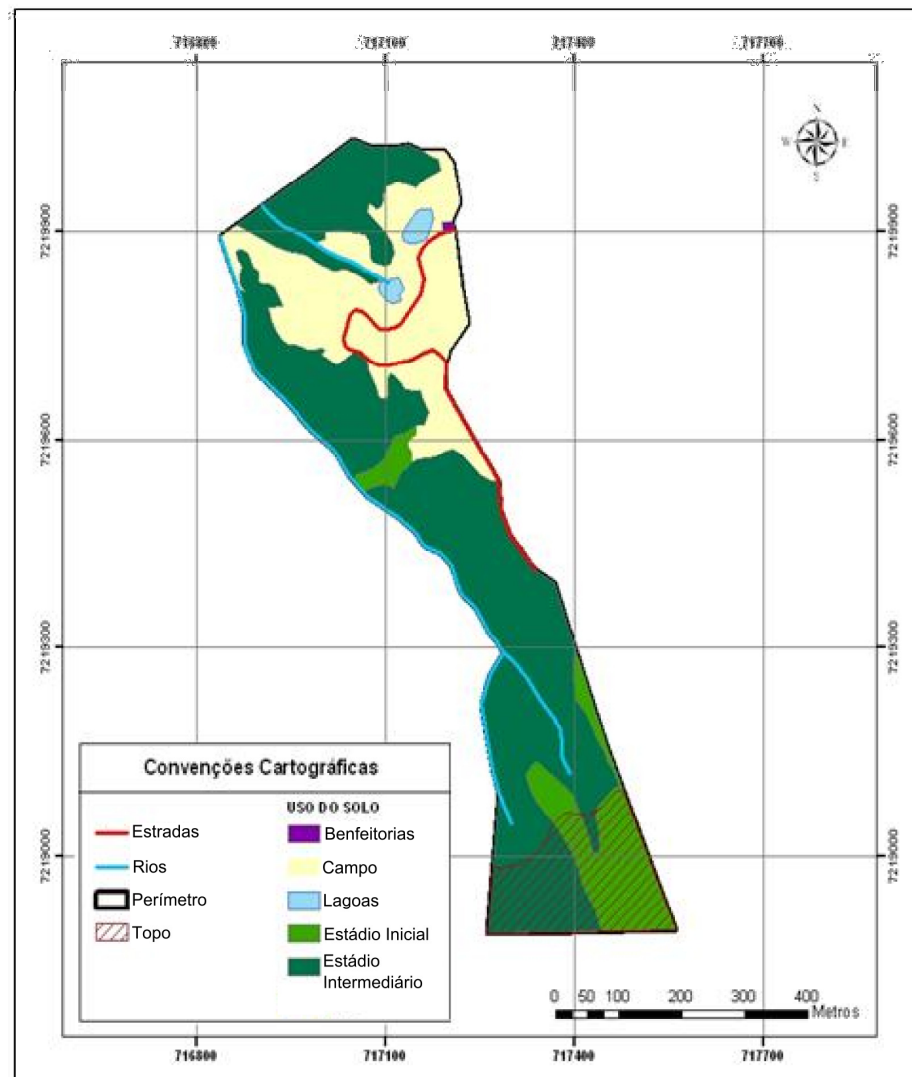


FIGURA 3: Mapa da área 1 (A1) indicando os estágios sucessionais inicial e intermediário, locais de coleta da guilda de plântulas (Campina Grande do Sul, Paraná). Dados fornecidos pelo proprietário (2007).

A área 2 (A2) possui aproximadamente 27 ha com 8,5 ha correspondendo ao estágio secundário inicial, 13 ha ao estágio secundário intermediário e 5,5 ha relacionam-se à áreas abertas e antropizadas (Figura 4). Na área ocorre um rio de característica serrana com diversas quedas d'água que possui uma largura média

entre um e dois metros. Seu histórico de uso indica corte seletivo de indivíduos arbóreos em diferentes intensidades, sendo que em alguns trechos a vegetação foi quase totalmente retirada.

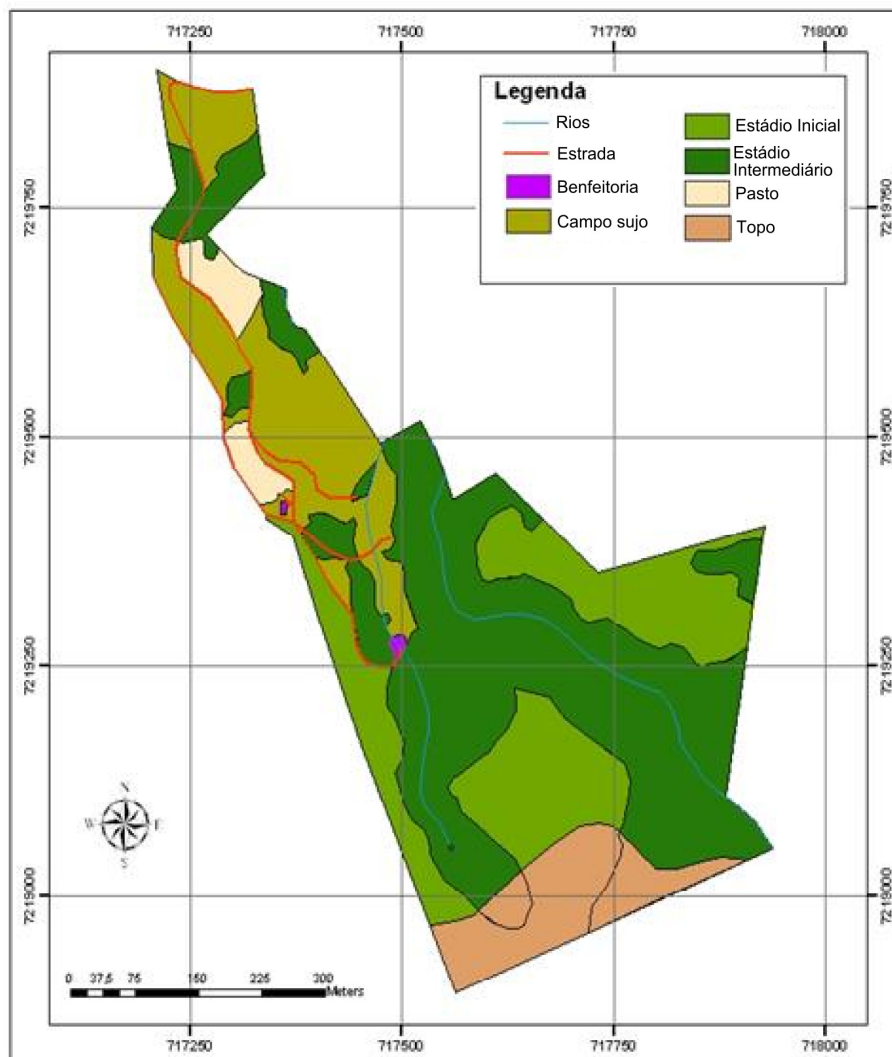


FIGURA 4: Mapa da área 2 (A2) indicando os estágios sucessionais inicial e intermediário, locais de coleta da guilda de plântulas (Campina Grande do Sul, Paraná). Dados fornecidos pelo proprietário (2007).

Tanto em A1 quanto em A2, as áreas consideradas como estágio secundário inicial e intermediário possuem, respectivamente, entre 5-10 anos e cerca de 40 anos de abandono. Nessas áreas onde houve diferentes interferências antrópicas de intensidades distintas a floresta se regenerou, sendo a fisionomia florestal atual definida como vegetação secundária, que é a resultante de processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas ou naturais (CONAMA, 1993).

Os estádios secundários iniciais podem ser caracterizados pela fisionomia herbáceo/arbustiva de porte baixo; cobertura vegetal geralmente aberta; espécies lenhosas com pequeno diâmetro e altura (entre 4 - 5 m); ausência de epífitas; lianas em pequeno número e geralmente herbáceas; camada fina e pouco decomposta de serapilheira disposta de forma descontínua; baixa diversidade de espécies arbóreas; abundância de espécies pioneiras; ausência de sub-bosque.

Os estádios secundários intermediários possuem estrato arbóreo predominante sobre o arbustivo e herbáceo; estratificação vertical; cobertura arbórea com variação da compactação do dossel; presença de indivíduos arbóreos com maior diâmetro e altura (entre 15 - 20 m); epífitas mais abundantes; lianas, quando presentes, predominantemente lenhosas; serapilheira presente; maior diversidade biológica; presença de sub-bosque.

Os remanescentes florestais de A1 e A2 apresentam relativa conectividade entre si e com Áreas de Preservação Permanente da Serra do Capivari. A totalidade das áreas está situada em região de prioridade extremamente alta para a conservação (MMA, 2004), apresentando extensos remanescentes de formações vegetais primárias.

4.2 Obtenção dos dados

4.2.1 Plântulas

Para a amostragem do estrato de regeneração, as áreas foram previamente caracterizadas e reconhecidas quanto ao seus estádios sucessionais. Os critérios utilizados para definir os estádios sucessionais foram os indicados na Resolução CONAMA N° 10/1993 que "estabelece os parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão de Floresta Atlântica", assim como informações fornecidas pelos atuais proprietários a respeito do tempo de abandono e observações de campo.

Também foi realizada a estratificação horizontal dos fragmentos em borda e interior. O critério utilizado para definir as áreas de borda foi a distância do limite do fragmento florestal, sendo considerada borda toda a faixa de floresta contida até 35 m da extremidade do remanescente (Rodrigues, 1998). Esta distância foi adotada, baseando-se no fato de que vários efeitos de borda deixam de se manifestar a partir

desta largura. As áreas de borda foram evitadas para a realização das coletas, assim como áreas próximas aos corpos d'água, sendo que as mesmas foram efetuadas apenas no interior do remanescente florestal, para minimizar sua influência nos resultados obtidos.

Em cada estágio sucessional secundário encontrado (inicial e intermediário) de cada área (A1 e A2), foram estabelecidas 40 parcelas não permanentes com dimensão de 40 x 40 cm (0,16 m²), em duas fases (janeiro e julho de 2008), totalizando 160 parcelas e uma área amostral de 25,6 m². As parcelas foram locadas aleatoriamente ao longo de picadas abertas no interior dos remanescentes evitando-se, além das bordas, trilhas pré-existentes, mantendo-se uma distância mínima entre as parcelas de 10 m.

Todas as plântulas e indivíduos herbáceos que se encontravam no interior das parcelas foram coletadas e colocadas dentro de sacos plásticos identificados por parcela. Como definição de plântula adotou-se a de Melo *et al.* (2004), que determinam como plântula indivíduos com altura até 50 cm medidos da zona de transição caule-raiz até a gema apical. Essa definição foi escolhida por se apresentar a mais apropriada para o dinamismo dos trabalhos de campo, sendo as definições relacionadas a fisiologia do indivíduo (dependência de reservas, emissão de folhas verdadeiras etc) são pouco precisas e práticas para esse tipo de estudo. Para os indivíduos herbáceos também foi adotada a altura de 50 cm como limite de inclusão.

Todos os indivíduos coletados foram levados até o herbário da Universidade Federal do Paraná (UPCB - UFPR), onde foram herborizados e a seguir identificados taxonomicamente.

Para a identificação do material foram consultados profissionais e pesquisadores da Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (Embrapa Florestas), localizada no município de Colombo – PR e do Museu Botânico de Curitiba. Quando não se conseguiu a identificação dos indivíduos a nível específico pelos especialistas, foram realizadas investigações em herbário do Departamento de Botânica e da Engenharia Florestal da UFPR.

Após identificadas, as espécies de angiospermas foram reunidas em famílias de acordo com o Sistema de Classificação APG II (Angiosperm Phylogeny Group, 2003) e para a conferência da escrita dos nomes científicos foram consultados os

bancos de dados eletrônicos do Jardim Botânico de Missouri (Missouri Botanical Garden, 2008) e do The International Plant Names Index (IPNI, 2008).

Para cada área e estágio sucessiona, foram elaboradas curvas de acúmulo de espécies que relacionam o número de parcelas com o número de espécies amostradas, permitindo a comparação das curvas cumulativas de espécies (Colwell & Coddington, 1994).

4.2.2 Componente arbóreo

Com o objetivo de analisar a semelhança da composição florística entre a guilda de plântulas e o componente arbóreo da vegetação do local, realizou-se um levantamento florístico rápido em cada uma das áreas para identificar as principais espécies arbóreas ocorrentes nas áreas de estudo.

Para esse levantamento foram traçados dois transectos de 100 m em cada estágio sucessiona e foram identificados todos os indivíduos arbóreos, aqueles que apresentavam base do caule lenhosa e com auto-sustentação, com perímetro à altura do peito (PAP) igual ou maior do que 15 cm, através de observação em campo. Para as espécies que não foram identificadas em campo coletou-se um ramo vegetativo para posterior identificação através de comparação com material bibliográfico e herbário. Devido ao caráter expedito deste levantamento e ausência de material reprodutivo, não foi coletado material para depósito em herbário.

4.3 Análise dos dados

Para a análise dos dados foram determinados agrupamentos com o intuito de verificar tendências relacionadas ao histórico de uso e o estágio sucessiona. Para caracterizar a guilda de plântulas relacionada ao histórico de uso foram agrupados todos os dados das coletas realizadas no estágio secundário inicial e intermediário de A1, resultando em um grupo de dados (A1), e os dados das coletas realizadas no estágio secundário inicial e intermediário de A2, resultando em um segundo grupo de dados (A2). Para analisar os estágios sucessionais de cada área, os dados foram mantidos separados, sendo que uma comparação foi realizada entre o estágio secundário inicial (SI-A1) e intermediário (SIN-A1) de A1 e uma segunda

comparação foi realizada entre o estágio secundário inicial (SI-A2) e intermediário (SIN-A2) de A2.

As listas de espécies foram apresentadas de acordo com o objetivo da análise, sendo que para cada conjunto de dados foram avaliadas a composição florística, a diversidade e a estrutura, além de classificadas as espécies em grupos ecológicos sucessionais, modos de dispersão e hábito com o intuito de caracterizar as espécies.

4.3.1 Composição florística, diversidade e estrutura

Para cada área e estágio sucessional foram obtidos o número de indivíduos e espécies, a frequência absoluta e relativa, a densidade absoluta e relativa e o Índice de Valor de Importância por meio do programa FITOPACSHHELL 1.6.4 (Shepherd, 2006), conforme descritos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974). Para o cálculo dos parâmetros mencionados foram utilizadas as seguintes definições e fórmulas:

- Densidade: Absoluta (DA): número de indivíduos de uma espécie na amostra; Relativa (DR): número de indivíduos de uma espécie em relação ao número total de indivíduos.

$$DA_i = \frac{n_i}{A} \qquad DR_i = \frac{n_i}{N} \times 100$$

onde: A - área amostrada; n_i - número de indivíduos da espécie i ; N - número total de indivíduos de todas espécies.

- Frequência: evidencia o número de parcelas em que determinada espécie ocorre dentro da amostra; frequência absoluta (FA) e frequência relativa (FR).

$$FA_i = \frac{P_i}{P} \times 100 \qquad FR_i = \frac{FA_i}{\sum FA} \times 100$$

onde: p_i - parcelas onde ocorre a espécie i ; P - número total de parcelas.

- Índice de Valor de Importância (IVI): é a soma dos valores relativos de densidade e frequência de uma espécie, neste caso, com valor máximo 200. Esse índice indica a representatividade da espécie dentro da comunidade.

$$IVI = DR + FR$$

Como medidas de diversidade foram estimados, para todos os estádios e áreas de amostragem, o Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Diversidade de Simpson (D) e a equidade. Foram utilizadas as seguintes definições e fórmulas:

- Índice de Diversidade de Shannon (H'): possibilidade de se encontrar um par de indivíduos aleatoriamente em uma comunidade e estes pertencerem a espécies distintas (Magurran, 1988)

$$H' = -\sum p_i \cdot \log p_i$$

onde: p_i – abundância relativa da espécie i .

- Índice de Diversidade de Simpson (IS): expressa o número de vezes que se teria que coletar um par de indivíduos aleatoriamente e estes pertencerem à mesma espécie (Brower & Zar, 1984).

$$D = \frac{\sum n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)} \quad IS = 1 - D$$

onde: n_i – número de indivíduos da espécie i ; N – número total de indivíduos registrados; D – medida de dominância.

- Equabilidade: medida de ponderação, relacionando a distribuição de indivíduos amostrados com o número de espécies.

$$E = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

4.3.2 Classificação em grupos ecológicos

Ainda não há consenso nem conhecimento suficiente para classificar todas as espécies herbáceas, lianas, arbustivas e arbóreas em grupos ecológicos sucessionais e de acordo com o modo de dispersão de seus propágulos. Por este motivo a classificação adotada é considerada apenas didática.

Com relação ao hábito, as espécies foram classificadas em arbóreo (AV), arbustivo (AB), herbáceo (HE) e liana (LI), adotando-se como arbustivo e arbóreo as espécies que, quando adultas, apresentam a base do caule lenhosa, herbáceas as espécies que possuem corpo não lenhoso e as lianas aquelas incapazes de auto-sustentação (Oliveira *et al.*, 2001), possuindo, ou não, estruturas para auxiliar na fixação.

Para a classificação em grupos sucessionais foram utilizados os critérios propostos por Budowski (1970), considerando-se as categorias: pioneiras (P), secundárias iniciais (SI) e secundárias tardias (ST). Devido ao déficit de informações sobre o ciclo de vida das espécies herbáceo-arbustivas, as mesmas foram consideradas em um único grupo: sub-bosque (SB) (Oliveira *et al.*, 2001), reunindo as espécies que tem seu ciclo de vida no estrato inferior da floresta, constituindo um grupo funcional do que sucessional (Tabarelli *et al.*, 1993). Para a discussão dos grupos sucessionais só foram considerados aqueles compostos por espécies arbóreas, já que o grupo sub-bosque não participa diretamente da estrutura florestal.

O modo de dispersão dos propágulos foi classificado de acordo com os critérios propostos por Van der Pijl (1982): zoocórica (síndrome de dispersão realizada por animais), anemocórica (síndrome de dispersão realizada pelo vento) e autocórica (síndrome de dispersão realizada pela própria planta).

Para auxiliar na classificação dos grupos ecológicos foram consultadas a resolução SMA 047/2003 do Estado de São Paulo e artigos científicos relacionados (Ferretti *et al.*, 1995; Gandolfi *et al.*, 1995; Albuquerque, 1999; Ivanauskas *et al.*, 2002). Quando a consulta aos diferentes artigos resultava em diferentes classificações para a mesma espécie, foi considerado aquele em que a espécie era mais frequente.

4.3.3 Similaridade florística

Para verificar um possível efeito do histórico de uso e do tempo de abandono (estádios sucessionais), foi calculada a similaridade florística entre diferentes agrupamentos de dados: A1x A2, SI-A1x SIN-A1, SI-A2x SIN-A2, SI-A1x SI-A2, SIN-A1x SIN-A2. Também foi verificada a similaridade florística entre o dossel e a guilda de plântulas, sendo que para o cálculo dos índices de similaridade foram consideradas apenas as espécies de plântulas consideradas arbóreas.

Foram calculados os índices de similaridade de Jaccard e Sorensen, conforme descrito por Mueller-Dumbois e Ellenberg (1974). Estes índices são baseados na relação entre o número de espécies de cada área e o número de espécies comuns às duas áreas (utilizaram-se os dois índices a fim de verificar se a diferença dos mesmos interfere na interpretação dos resultados).

O Índice de Similaridade de Jaccard foi calculado com a seguinte fórmula:

$$J = \frac{C}{A + B - C}$$

onde: A - número de espécies de um grupo de dados; B - número de espécies de outro grupo de dados; C - número de espécies em comum entre os grupos de dados

O Índice de Similaridade de Sorensen foi calculado com a seguinte fórmula:

$$S = \frac{2.C}{A + B}$$

onde: A - número de espécies de um grupo de dados; B - número de espécies de outro grupo de dados; C - número de espécies em comum entre os grupos de dados.

Devido a sua diferente formulação, dificilmente o Índice de Jaccard ultrapassa o valor de 0,7 (70%) enquanto o Índice de Sorensen possui valores entre 0 - 1 (100%), (Oliveira *et al.*, 2001). Assim, os dois índices apresentam valores limites diferentes de 0,35 (35%) para o Índice de Jaccard e 0,5 (50%) para o Índice de Sorensen (Oliveira *et al.*, 2001), sendo que valores inferiores assumem baixa similaridade e valores superiores indicam alta similaridade.

Também foi utilizado o índice de Bray & Curtis (Magurran, 1988), um coeficiente de distância, que permite uma análise da similaridade baseada em abundância, sendo um índice fortemente influenciado pelas espécies dominantes, para os grupos A1xA2, SI-A1xSIN-A1, SI-A2xSIN-A2, SI-A1xSI-A2, SIN-A1xSIN-A2. Importante destacar que o índice de Bray & Curtis não foi utilizado para a análise entre “regeneração e dossel” pois os dados referentes ao grupo dossel são apenas qualitativos e para o cálculo do índice seriam necessários dados quantitativos. Os valores calculados pelo índice de Bray & Curtis variam de 0 a 1, assumindo como valor crítico de similaridade 0,5 (50%), (Oliveira *et al.*, 2001). Por ser uma medida de

distância, a similaridade foi obtida pela diferença entre 1 e o valor calculado do índice.

O índice de Bray & Curtis foi calculado com a seguinte fórmula:

$$BC = -\sum p_i \ln p_i \qquad IS = 1 - BC$$

onde: pi - Densidade Relativa.

Para visualizar as similaridades e possíveis grupos formados foram elaborados dendogramas utilizando os índices de Jaccard e Bray & Curtis utilizando o método do pareamento por média matemática não ponderada (UPGMA), por meio do programa Fitopacshell 1.6.4.

5 RESULTADOS

Considerando-se as coletas realizadas nos estádios secundários inicial e intermediário de A1 e A2 foram encontrados 619 indivíduos de 47 espécies pertencentes a 23 famílias. A lista de toda a espécie e sua característica ecológica analisadas encontra-se no Quadro 1.

QUADRO 1: Lista das espécies da guilda de plântulas dos estádios secundários inicial e intermediário de A1 e A2 (Campina Grande do Sul, PR). H: hábito; GE: grupo ecológico; MD: modo de dispersão; AV: arbóreo; AB: arbustivo; HE: herbáceo; LI: liana; P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: sub-bosque; Ane: anemocoria; Zoo: zoocoria; Auto: autocoria.

Família	Espécie	Nome popular	H	GE	MD
Acanthaceae	<i>Staurogyne sylvatica</i> Lindau ex Braz & R. Monteiro	---	AB	SB	Auto
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeira-mansa	AV	P	Zoo
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	erva-de-são-joão	LI	SB	Ane
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	vassoura	AB	SB	Ane
	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	erva-grossa	HE	SB	Ane
	<i>Heterocondylus alatus</i> (Vell.) R.M.King & H.Rob.	---	AB	SB	Zoo
	<i>Podocoma notobellidiastrum</i> (Griseb.) G.L.Nesom	---	AB	SB	Zoo
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	grão-de-galo	AV	P	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Acalypha gracilis</i> (Spreng.)	---	HE	SB	Auto
Fabaceae	<i>Desmodium</i> sp.	malva	HE	SB	Zoo
	<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá-feijão	AV	SI	Zoo
	<i>Inga uruguensis</i> Hooker At Arnott.	ingá	AV	SI	Zoo
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	timbó	AV	SI	Ane
Melastomataceae	<i>Leandra australis</i> Cogn.	pixirica	AB	SB	Zoo
	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	pixiricão	AV	P	Zoo
	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	pixirica	AB	SB	Zoo
	<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	quaresmeira	AV	SI	Ane
Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	capixim	AV	SI	Zoo
Moraceae	<i>Dorstenia</i> sp.	carapiá	HE	SB	Zoo
	<i>Ficus eximia</i> Schott	figueira	AV	ST	Zoo
Myrsinaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	capororoquinha	AV	SI	Zoo
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	capororocão	AV	SI	Zoo
Myrtaceae	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	guamirim-de-folha-miúda	AV	SI	Zoo
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	pau-de-junta	AB	SB	Zoo
Polygalaceae	<i>Polygala lancifolia</i> A.St.-Hil.	agoniada	HE	SB	Auto
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	carne-de-vaca	AV	SI	Ane
Rosaceae	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	pessegueiro-bravo	AV	SI	Zoo
	<i>Rubus</i> sp.	amora	AV	SI	Zoo
Rubiaceae	<i>Coccocypselum lanceolatum</i> Pers	erva-de-cobra	HE	SB	Zoo
	<i>Psychotria</i> sp.	cafézinho	AB	SB	Zoo
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	grinalda-de-noiva	AV	ST	Zoo
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatonga-miúda	AV	ST	Zoo
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	espeteiro	AV	SI	Zoo
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	guaçatonga	AV	P	Zoo

Continuação **Quadro 1**: Lista das espécies da guilda de plântulas dos estádios secundários inicial e intermediário de A1 e A2 (Campina Grande do Sul, PR). H: hábito; GE: grupo ecológico; MD: modo de dispersão; AV: arbóreo; AB: arbustivo; HE: herbáceo; LI: liana; P: pioneira; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; SB: sub-bosque; Ane: anemocoria; Zoo: zoocoria; Auto: autocoria.

Família	Espécie	Nome popular	H	GE	MD
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Niederl.	vacum	AV	P	Zoo
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	cuvantã	AV	SI	Zoo
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	cuvatã	AV	SI	Zoo
	<i>Serjania</i> sp.	cipó-uva	LI	SB	Ane
Schizaeaceae	<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) Sw.	avenca	HE	SB	Ane
Solanaceae	<i>Cestrum</i> sp.	coerana	AB	SB	Zoo
	<i>Cyphomandra</i> sp.	quina	AB	SB	Zoo
	<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	pimenta-ornamental	AB	SB	Ane
	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.Hil.	quina-de-são-paulo	AV	SB	Zoo
	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	fumo-bravo	AV	P	Zoo
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	maria-mole	AV	SI	Zoo
Thymelaeaceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees & Mart. ex Nees	canela-branca	AV	ST	Zoo
Verbenaceae	<i>Duranta</i> sp.	duranta	AB	SB	Zoo

Apesar do número relativamente baixo de indivíduos e espécies coletados, as curvas cumulativas de espécies de cada estágio sucessional em cada área estabilizaram-se satisfatoriamente, conforme demonstra a Figura 5.

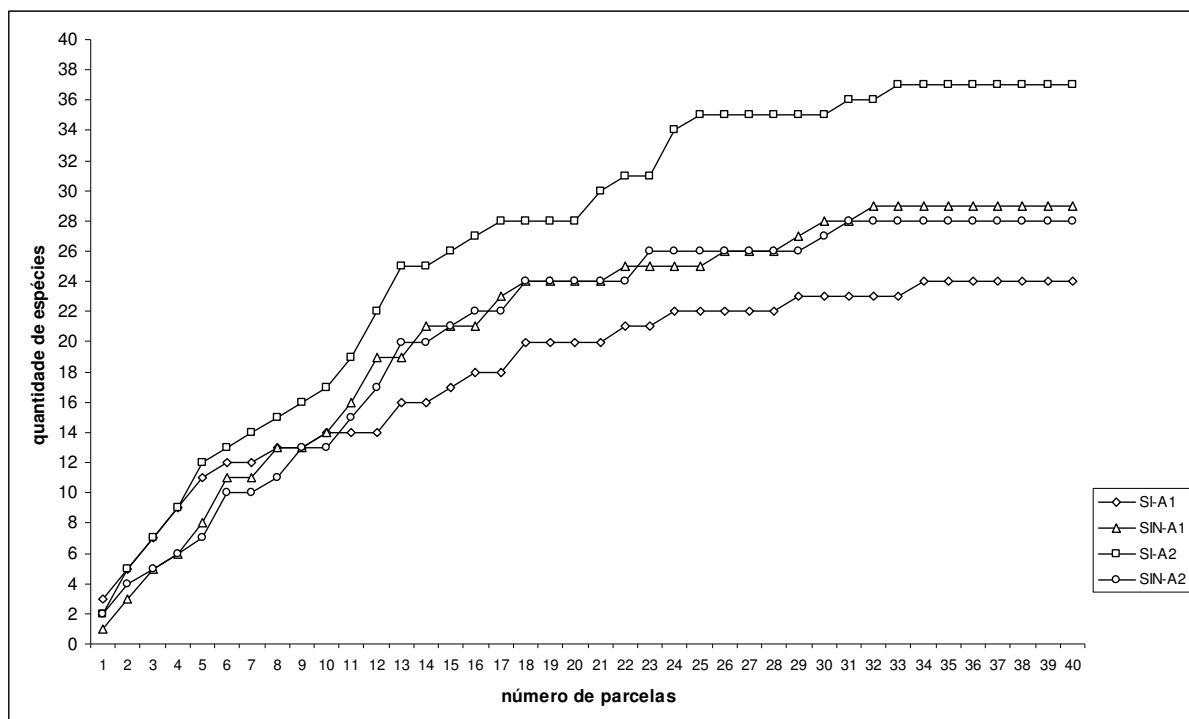


FIGURA 5: Curva cumulativa das espécies componentes da guilda de plântulas nos estádios secundários inicial e intermediário de A1 e A2 (Campina Grande do Sul, PR).

5.1 Análise comparativa entre A1 e A2

5.1.1 Composição florística, diversidade e estrutura

Para verificar a relação entre o histórico de uso e a composição florística, diversidade e estrutura, os dados foram agrupados por área, obtendo-se dados referentes a A1 e A2.

Em A1, foram coletados 300 indivíduos de 36 espécies pertencentes a 18 famílias, sendo as mais ricas Asteraceae (5 espécies), Melastomataceae (4 espécies), Solanaceae (3 espécies), Sapindaceae (3 espécies), Salicaceae (3 espécies) e Rubiaceae (3 espécies). Essas seis famílias juntas representaram 58,3% do total de espécies amostradas. A distribuição do número de espécies por famílias encontra-se na Figura 6.

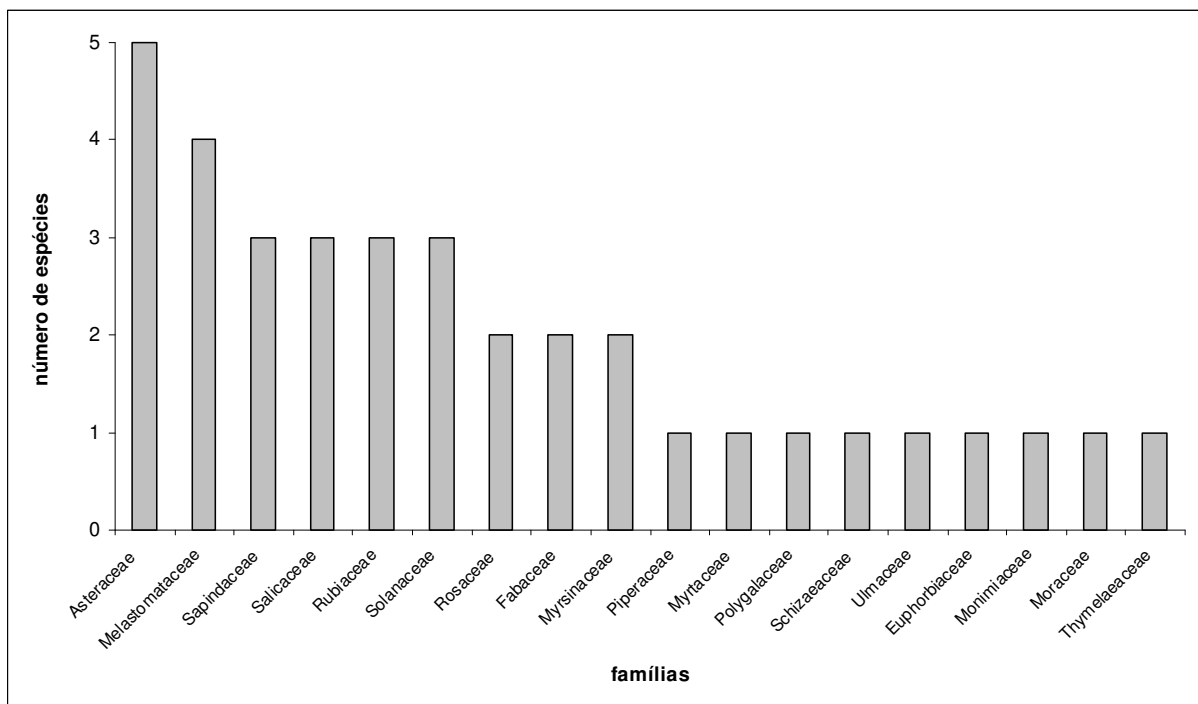


FIGURA 6: Distribuição das espécies por família da guilda de plântulas em A1 (Campina Grande do Sul, PR).

As famílias com maior número de indivíduos foram Melastomataceae (84 indivíduos), Asteraceae (35 indivíduos), Piperaceae (30 indivíduos), Sapindaceae (22 indivíduos) e Rosaceae (21 indivíduos), que reunidas corresponderam a 64% do total de indivíduos coletados. A distribuição dos indivíduos em todas as famílias encontra-se na Figura 7.

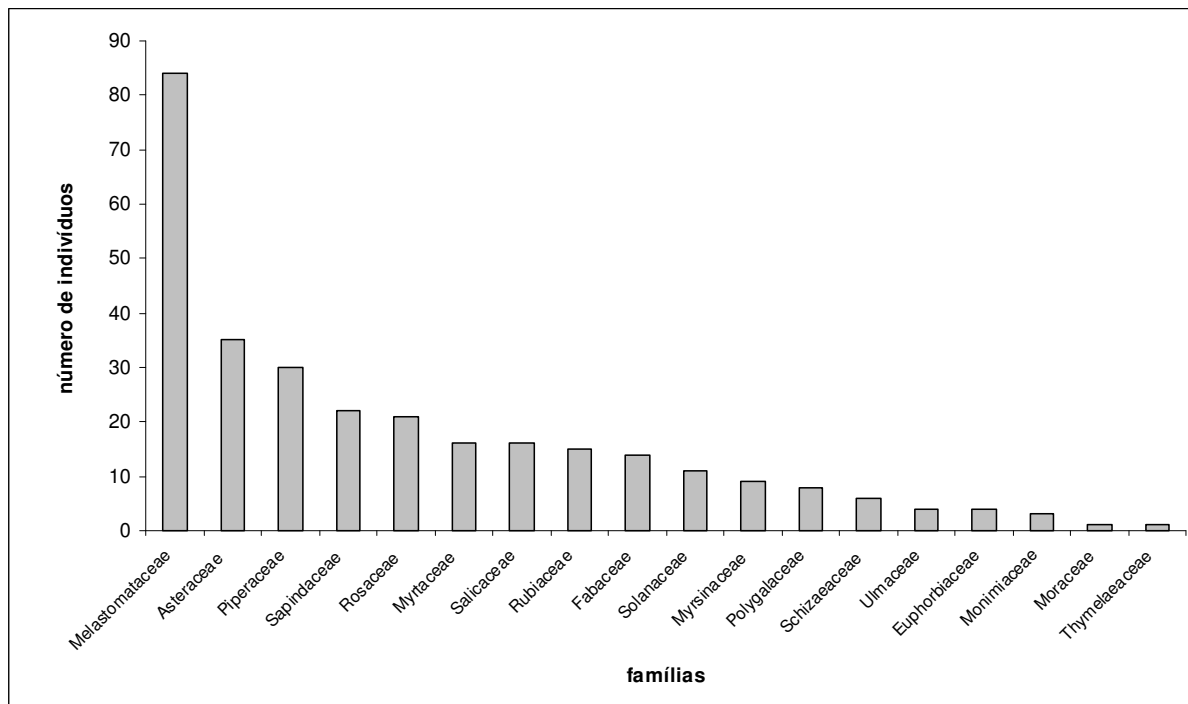


FIGURA 7: Distribuição dos indivíduos por família da guilda de plântulas em A1 (Campina Grande do Sul, PR).

As espécies com maiores densidades absoluta e relativa, freqüência relativa e Valor de Importância (IVI) foram *Leandra australis*, *Tibouchina granulosa* e *Piper gaudichaudianum* (Tabela 1).

TABELA 1: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas em A1 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (n° ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: freqüência absoluta; FR: freqüência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Leandra australis</i>	43	33593,7	14,33	27,50	11,00	39,67
<i>Tibouchina granulosa</i>	31	24218,7	10,33	21,25	8,50	29,17
<i>Piper gaudichaudianum</i>	30	23437,5	10,00	18,75	7,50	27,50
<i>Prunus sellowii</i>	17	13281,2	5,67	18,75	7,50	18,83
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	17	13281,2	5,67	13,75	5,50	16,83
<i>Myrcia rostrata</i>	16	12500,0	5,33	15,00	6,00	16,67
<i>Rudgea jasminoides</i>	13	10156,2	4,33	10,00	4,00	12,67
<i>Casearia gossypiosperma</i>	13	10156,2	4,33	10,00	4,00	12,67
<i>Inga marginata</i>	13	10156,2	4,33	8,75	3,50	12,17
<i>Serjania</i> sp.	11	8593,7	3,67	10,00	4,00	11,33
<i>Cupania vernalis</i>	9	7031,2	3,00	10,00	4,00	10,00
<i>Polygala lancifolia</i>	8	6250,0	2,67	8,75	3,50	8,83
<i>Solanum swartzianum</i>	6	4687,5	2,00	7,50	3,00	7,00
<i>Elephantopus mollis</i>	7	5468,7	2,33	5,00	2,00	6,67
<i>Myrsine umbellata</i>	6	4687,5	2,00	6,25	2,50	6,50
<i>Miconia cinerascens</i>	6	4687,5	2,00	6,25	2,50	6,50
<i>Anemia phyllitidis</i>	6	4687,5	2,00	6,25	2,50	6,50
<i>Ageratum conyzoides</i>	6	4687,5	2,00	3,75	1,50	5,50
<i>Rubus</i> sp.	4	3125,0	1,33	3,75	1,50	4,17

Continuação **Tabela 1:** Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas em A1 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Celtis iguanaea</i>	4	3125,0	1,33	3,75	1,50	4,17
<i>Miconia sellowiana</i>	4	3125,0	1,33	2,50	1,00	3,67
<i>Acalypha gracilis</i>	4	3125,0	1,33	2,50	1,00	3,67
<i>Myrsine ferruginea</i>	3	2343,7	1,00	3,75	1,50	3,50
<i>Podocoma notobelidiastrum</i>	3	2343,7	1,00	3,75	1,50	3,50
<i>Mollinedia clavigera</i>	3	2343,7	1,00	3,75	1,50	3,50
<i>Cestrum</i> sp.	3	2343,7	1,00	2,50	1,00	3,00
<i>Casearia decandra</i>	2	1562,5	0,67	2,50	1,00	2,33
<i>Allophylus edulis</i>	2	1562,5	0,67	2,50	1,00	2,33
<i>Solanum pseudoquina</i>	2	1562,5	0,67	2,50	1,00	2,33
<i>Heterocondylus alatus</i>	2	1562,5	0,67	1,25	0,50	1,83
<i>Psychotria</i> sp.	1	781,2	0,33	1,25	0,50	1,17
<i>Ficus eximia</i>	1	781,2	0,33	1,25	0,50	1,17
<i>Nectandra lanceolata</i>	1	781,2	0,33	1,25	0,50	1,17
<i>Coccocypselum lanceolatum</i>	1	781,2	0,33	1,25	0,50	1,17
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	1	781,2	0,33	1,25	0,50	1,17
<i>Casearia sylvestris</i>	1	781,2	0,33	1,25	0,50	1,17

Em A2, foram coletados 319 indivíduos de 44 espécies pertencentes a 23 famílias, sendo as famílias mais ricas Solanaceae (5 espécies), Asteraceae (4 espécies), Melastomataceae (4 espécies), Sapindaceae (4 espécies), Salicaceae (3 espécies) e Fabaceae (3 espécies). Essas famílias, no total, representaram 52,3% do total de espécies amostradas. A distribuição das espécies em todas as famílias encontra-se na Figura 8.

As famílias com maior número de indivíduos foram Asteraceae (43 indivíduos), Melastomataceae (42 indivíduos), Fabaceae (36 indivíduos) e Sapindaceae (35 indivíduos), que reunidas correspondem a 48,9% do total de indivíduos coletados. A distribuição dos indivíduos em todas as famílias encontra-se na Figura 9.

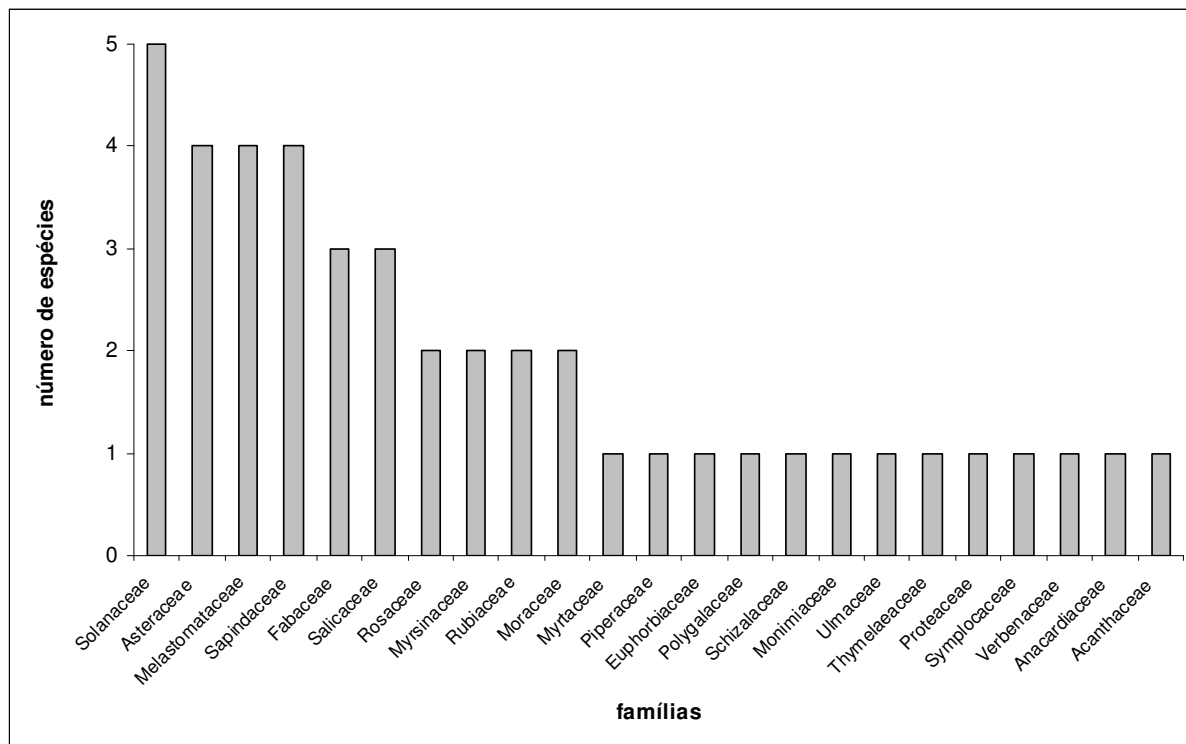


FIGURA 8: Distribuição das espécies por família da guilda de plântulas em A2 (Campina Grande do Sul, PR).

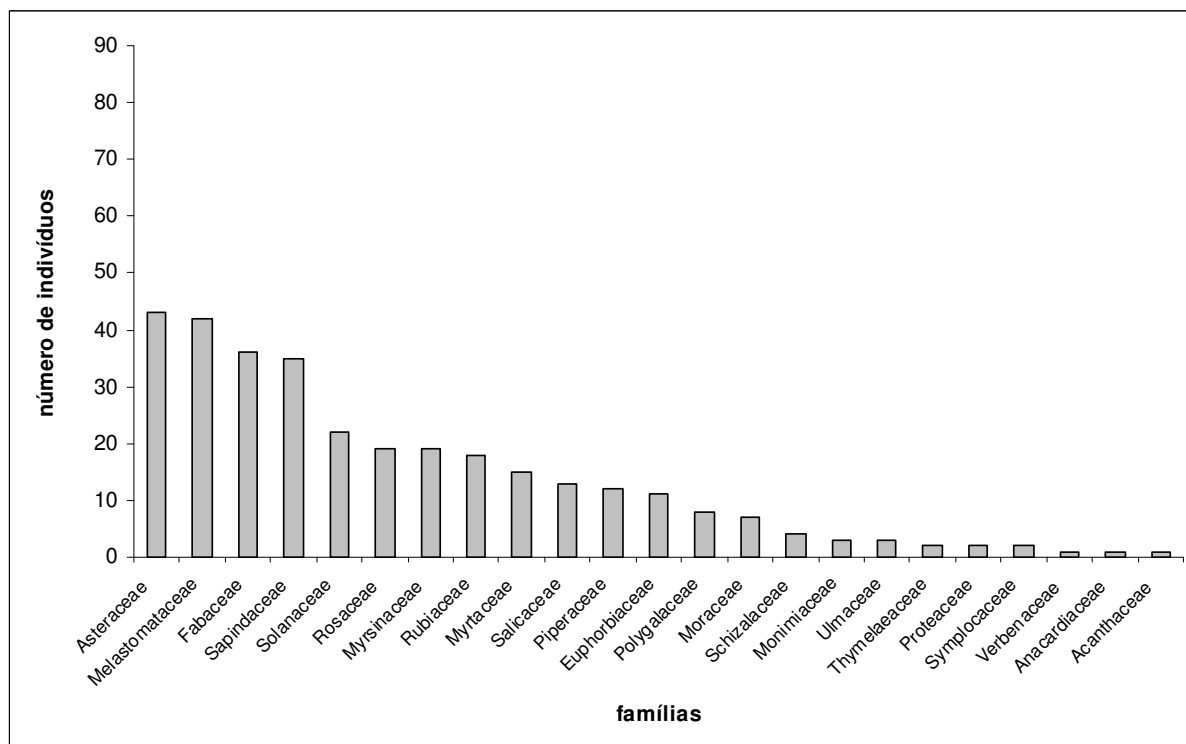


FIGURA 9: Distribuição dos indivíduos por família da guilda de plântulas em A2 (Campina Grande do Sul, PR).

As espécies com maiores valores de densidades absoluta e relativa, freqüências absoluta e relativa e Valor de Importância (IVI) foram *Baccharis dracunculifolia*, *Inga uruguensis*, *Leandra australis* e *Cupania vernalis* (Tabela 2).

TABELA 2: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas em A2 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: freqüência absoluta; FR: freqüência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécies	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	31	24218,7	9,72	23,75	9,31	28,75
<i>Inga uruguensis</i>	28	21875,0	8,78	12,50	4,90	22,46
<i>Leandra australis</i>	21	16406,2	6,58	13,75	5,39	18,56
<i>Cupania vernalis</i>	17	13281,2	5,33	15,00	5,88	16,54
<i>Myrcia rostrata</i>	15	11718,7	4,70	12,50	4,90	14,31
<i>Prunus sellowii</i>	14	10937,5	4,39	13,75	5,39	14,17
<i>Rudgea jasminoides</i>	14	10937,5	4,39	10,00	3,92	12,70
<i>Myrsine umbellata</i>	13	10156,2	4,08	11,25	4,41	12,56
<i>Piper gaudichaudianum</i>	12	9375,0	3,76	8,75	3,43	10,95
<i>Acalypha gracilis</i>	11	8593,7	3,45	10,00	3,92	10,82
<i>Casearia gossypiosperma</i>	9	7031,2	2,82	10,00	3,92	9,56
<i>Miconia cinerascens</i>	12	9375,0	3,76	5,00	1,96	9,48
<i>Solanum swartzianum</i>	10	7812,5	3,13	7,50	2,94	9,21
<i>Matayba elaeagnoides</i>	10	7812,5	3,13	7,50	2,94	9,21
<i>Tibouchina granulosa</i>	8	6250,0	2,51	7,50	2,94	7,96
<i>Polygala lancifolia</i>	8	6250,0	2,51	6,25	2,45	7,47
<i>Serjania</i> sp.	6	4687,5	1,88	6,25	2,45	6,21
<i>Elephantopus mollis</i>	6	4687,5	1,88	6,25	2,45	6,21
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	6	4687,5	1,88	5,00	1,96	5,72
<i>Solanum pseudoquina</i>	6	4687,5	1,88	3,75	1,47	5,23
<i>Myrsine ferruginea</i>	6	4687,5	1,88	3,75	1,47	5,23
<i>Rubus</i> sp.	5	3906,2	1,57	5,00	1,96	5,10
<i>Dorstenia</i> sp.	5	3906,2	1,57	3,75	1,47	4,61
<i>Anemia phyllitidis</i>	4	3125,0	1,25	3,75	1,47	3,98
<i>Psychotria</i> sp.	4	3125,0	1,25	2,50	0,98	3,49
<i>Mollinedia clavigera</i>	3	2343,7	0,94	3,75	1,47	3,35
<i>Cestrum</i> sp.	3	2343,7	0,94	3,75	1,47	3,35
<i>Ageratum conyzoides</i>	3	2343,7	0,94	3,75	1,47	3,35
<i>Casearia decandra</i>	3	2343,7	0,94	2,50	0,98	2,86
<i>Heterocondylus alatus</i>	3	2343,7	0,94	2,50	0,98	2,86
<i>Celtis iguanaea</i>	3	2343,7	0,94	2,50	0,98	2,86
<i>Nectandra lanceolata</i>	2	1562,5	0,63	2,50	0,98	2,23
<i>Allophylus edulis</i>	2	1562,5	0,63	2,50	0,98	2,23
<i>Solanum pseudocapsicum</i>	2	1562,5	0,63	2,50	0,98	2,23
<i>Ficus eximia</i>	2	1562,5	0,63	2,50	0,98	2,23
<i>Desmodium</i> sp.	2	1562,5	0,63	1,25	0,49	1,74
<i>Symplocos tetrandra</i>	2	1562,5	0,63	1,25	0,49	1,74
<i>Roupala brasiliensis</i>	2	1562,5	0,63	1,25	0,49	1,74
<i>Duranta</i> sp.	1	781,2	0,31	1,25	0,49	1,12
<i>Miconia sellowiana</i>	1	781,2	0,31	1,25	0,49	1,12
<i>Cyphomandra</i> sp.	1	781,2	0,31	1,25	0,49	1,12
<i>Staurogyne sylvatica</i>	1	781,2	0,31	1,25	0,49	1,12
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1	781,2	0,31	1,25	0,49	1,12
<i>Casearia sylvestris</i>	1	781,2	0,31	1,25	0,49	1,12

Valores obtidos para os índices de Shannon (A1: 3,097; A2: 3,398), Simpson (A1: 0,940; A2: 0,959) e equabilidade (A1: 0,864; A2: 0,898) evidenciam uma maior diversidade na área A2 em relação a área A1.

A síntese dos principais resultados florísticos são apresentados na Tabela 3.

TABELA 3: Síntese dos principais resultados florísticos para a guilda de plântulas de A1 e A2 (Campina Grande do Sul, PR).

Área	Número de indivíduos	Número de famílias	Número de espécies	Índice de Shannon	Índice de Simpson	Equabilidade
A1	300	18	36	3,097	0,940	0,864
A2	319	23	44	3,398	0,959	0,898

5.1.2 Classificação em grupos ecológicos

A classe sucessional sub-bosque contou com 16 espécies (44%), o grupo das secundárias iniciais apresentou 11 espécies (31%), as pioneiras somaram cinco espécies (14%), enquanto a classe secundária tardia apresentou quatro espécies (11%) em A1 (Figura 10). Para A2, a classe sub-bosque totalizou 20 espécies (45%), as secundárias iniciais 14 espécies (32%), as pioneiras seis espécies (14%) e as secundárias tardias quatro espécies (9%) (Figura 10). Avaliando a distribuição das espécies entre os grupos sucessionais, nota-se que praticamente não houve diferença entre A1 e A2.

Com relação ao modo de dispersão para A1, foram encontradas 26 espécies zoocóricas (72%), oito espécies anemocóricas (22%) e duas espécies autocóricas (6%), conforme Figura 11. Em A2, encontraram-se 32 espécies zoocóricas (73%), nove espécies anemocóricas (20%) e 3 espécies autocóricas (7%) (Figura 11). Para essa característica também não foram verificadas grandes diferenças entre os grupos.

O hábito que se destacou em A1 foi o arbóreo, com 20 espécies (55%), seguido do arbustivo com nove espécies (25%), herbáceo com cinco espécies (14%) e liana com duas espécies (6%). Em A2, o hábito com mais espécies foi o arbóreo com 25 espécies (56%), seguido do arbustivo com 11 espécies (25%), herbáceo com seis espécies (14%) e liana com duas espécies (5%). Observa-se que não houve diferença nas distribuições entre os hábitos conforme demonstra a Figura 12. A síntese dos resultados para os grupos ecológicos encontra-se na Tabela 4.

TABELA 4: Síntese dos resultados da distribuição das espécies da guilda de plântulas de A1 e A2 entre os grupos ecológicos.

Área	Classe sucessional (%)				Modo de dispersão (%)			Hábito (%)			
	SB	P	SI	ST	Zoo	Ane	Auto	AV	AB	HE	LI
A1	44	14	31	11	72	22	6	55	25	14	6
A2	45	14	32	9	73	20	7	56	25	14	5

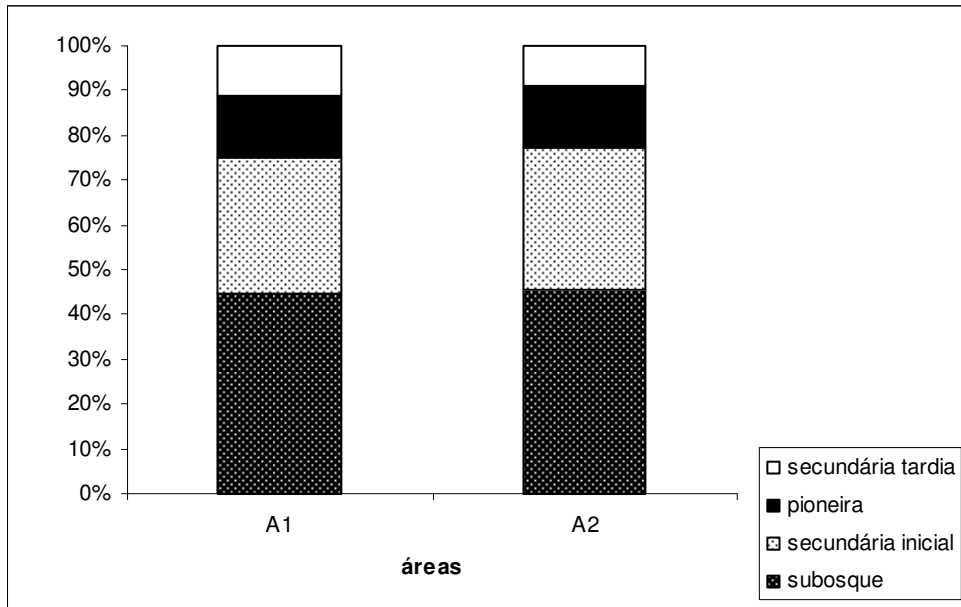


FIGURA 10: Distribuição das espécies da guilda de plântulas segundo o grupo ecológico em A1 (Área 1) e A2 (Área 2), (Campina Grande do Sul, PR).

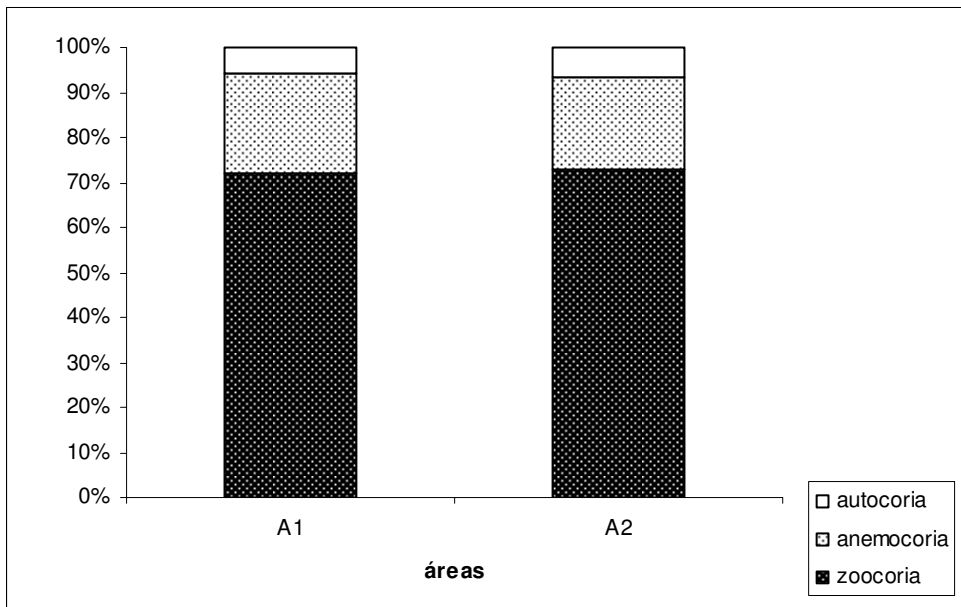


FIGURA 11: Distribuição das espécies da guilda de plântulas segundo o modo de dispersão em A1 (Área 1) e A2 (Área 2) (Campina Grande do Sul, PR).

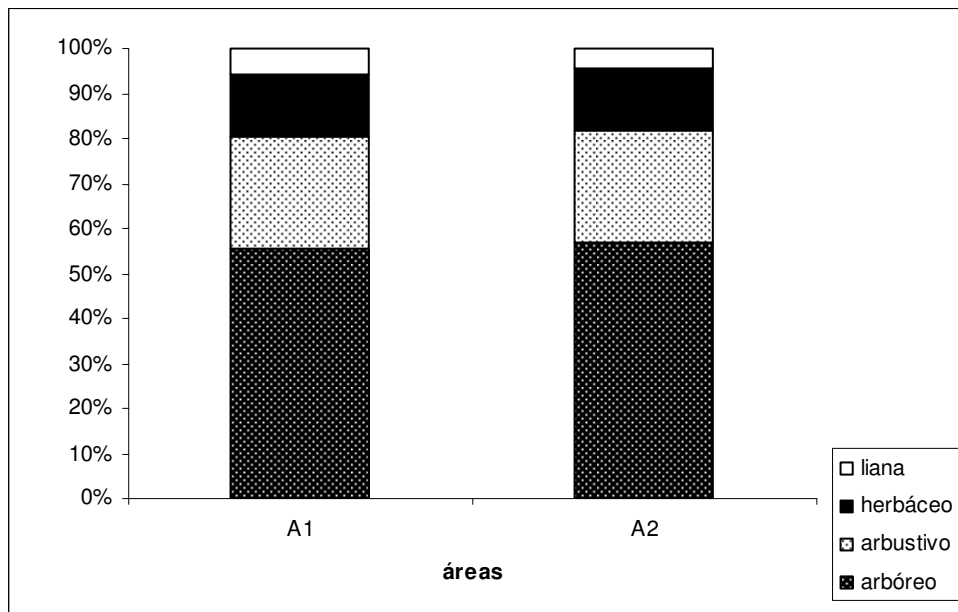


FIGURA 12: Distribuição das espécies da guilda de plântulas segundo o hábito em A1 (Área 1) e A2 (Área 2), (Campina Grande do Sul, PR).

5.2 Análise dos estádios sucessionais por área

5.2.1 Área 1 (A1)

5.2.1.1 Composição florística, diversidade e estrutura

Para verificar o efeito dos estádios sucessionais na composição florística, diversidade e estrutura, os dados foram analisados separadamente por área e por estágio sucessional, considerando-se o estágio secundário inicial (SI-A1) e o estágio secundário intermediário (SIN-A1).

Em SI-A1 foram coletados 123 indivíduos de 24 espécies pertencentes a 14 famílias, sendo as mais ricas Melastomataceae, Asteraceae, Salicaceae e Sapindaceae, todas com 3 espécies cada. Essas quatro famílias representaram 50% do total de espécies amostradas. A distribuição das espécies nas famílias encontra-se na Figura 13.

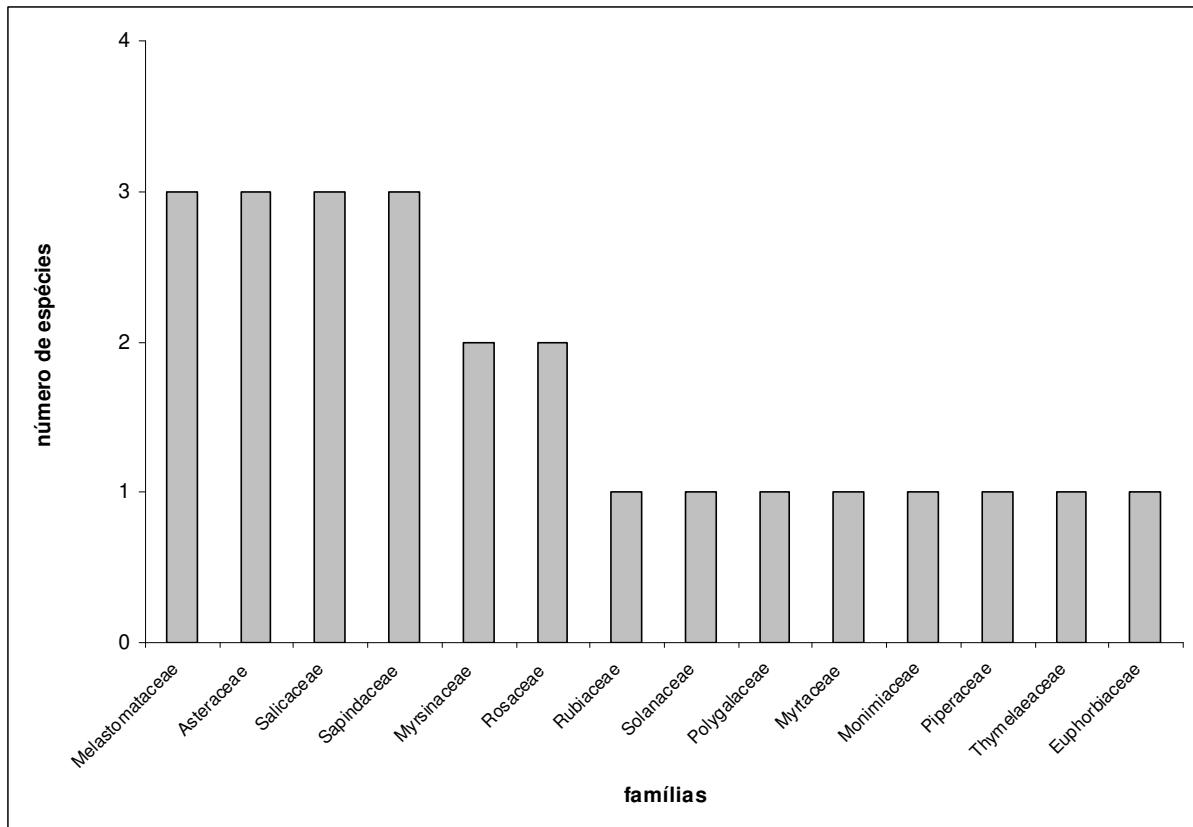


FIGURA 13: Distribuição das espécies por família da guilda de plântulas no estágio sucessional inicial de A1 (Campina Grande do Sul, PR).

As famílias com maior número de indivíduos foram Melastomataceae (49 indivíduos), Asteraceae (20 indivíduos), Rubiaceae (13 indivíduos) e Salicaceae (12 indivíduos), que reunidas corresponderam a 76,4% do total de indivíduos coletados. A distribuição dos indivíduos nas famílias encontra-se na Figura 14.

As espécies com maiores valores de densidades absoluta e relativa, frequência relativa e Valor de Importância (IVI) foram *Leandra australis*, *Tibouchina granulosa* e *Rudgea jasminoides* (Tabela 5).

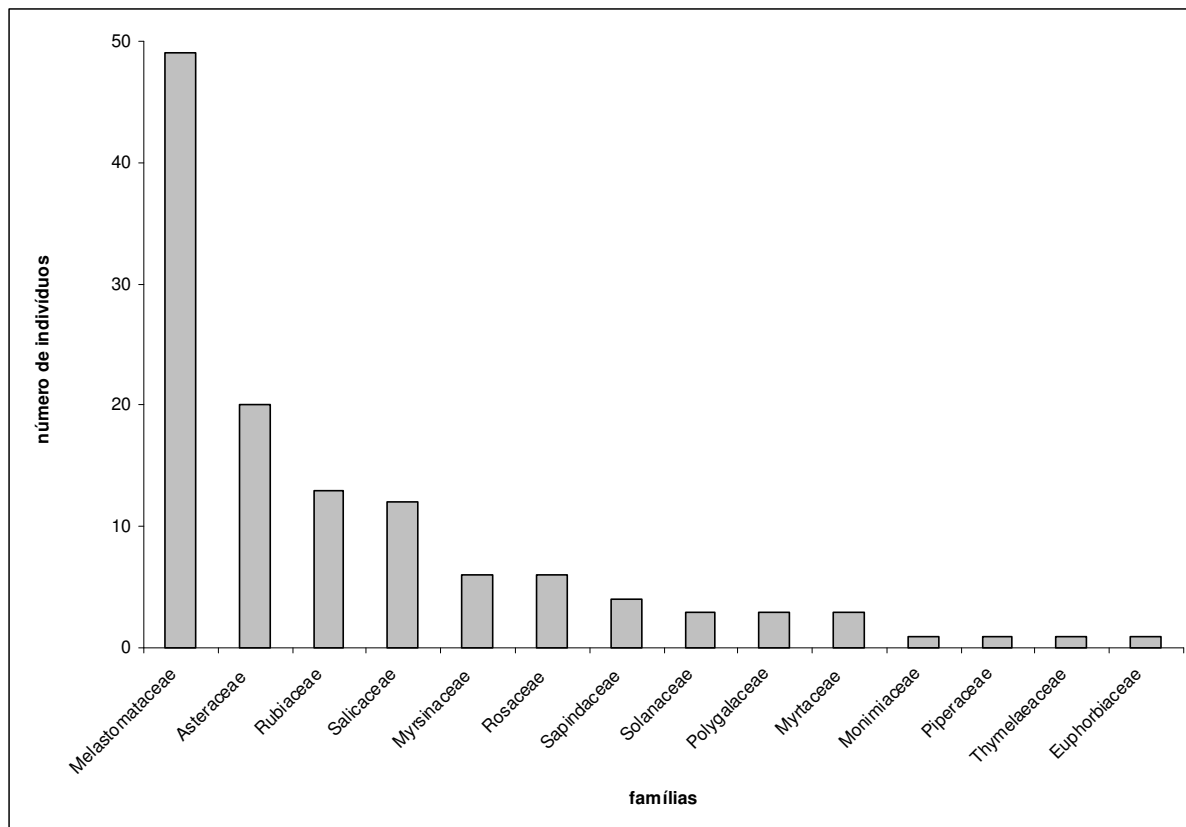


FIGURA 14: Distribuição dos indivíduos por família da guilda de plântulas no estágio sucessional inicial de A1 (Campina Grande do Sul, PR).

TABELA 5: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas no estágio secundário inicial de A1 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Leandra australis</i>	26	40625,0	21,14	40,00	19,51	61,79
<i>Tibouchina granulosa</i>	20	31250,0	16,26	27,50	13,41	45,93
<i>Rudgea jasminoides</i>	13	20312,5	10,57	20,00	9,76	30,89
<i>Casearia gossypiosperma</i>	9	14062,5	7,32	15,00	7,32	21,95
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	7	10937,5	5,69	12,50	6,10	17,48
<i>Elephantopus mollis</i>	7	10937,5	5,69	10,00	4,88	16,26
<i>Ageratum conyzoides</i>	6	9375,0	4,88	7,50	3,66	13,41
<i>Myrsine umbellata</i>	5	7812,5	4,07	10,00	4,88	13,01
<i>Solanum swartzianum</i>	3	4687,5	2,44	7,50	3,66	8,54
<i>Polygala lancifolia</i>	3	4687,5	2,44	7,50	3,66	8,54
<i>Myrcia rostrata</i>	3	4687,5	2,44	5,00	2,44	7,32
<i>Rubus</i> sp.	3	4687,5	2,44	5,00	2,44	7,32
<i>Prunus sellowii</i>	3	4687,5	2,44	5,00	2,44	7,32
<i>Miconia sellowiana</i>	3	4687,5	2,44	2,50	1,22	6,10
<i>Allophylus edulis</i>	2	3125,0	1,63	5,00	2,44	5,69
<i>Casearia decandra</i>	2	3125,0	1,63	5,00	2,44	5,69
<i>Nectandra lanceolata</i>	1	1562,5	0,81	2,50	1,22	2,85
<i>Casearia sylvestris</i>	1	1562,5	0,81	2,50	1,22	2,85
<i>Mollinedia clavigera</i>	1	1562,5	0,81	2,50	1,22	2,85
<i>Serjania</i> sp.	1	1562,5	0,81	2,50	1,22	2,85
<i>Myrsine ferruginea</i>	1	1562,5	0,81	2,50	1,22	2,85

Continuação **Tabela 5**: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas no estágio secundário inicial de A1 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Piper gaudichaudianum</i>	1	1562,5	0,81	2,50	1,22	2,85
<i>Cupania vernalis</i>	1	1562,5	0,81	2,50	1,22	2,85
<i>Acalypha gracilis</i>	1	1562,5	0,81	2,50	1,22	2,85

Em SIN-A1, foram coletados 177 indivíduos de 29 espécies pertencentes a 17 famílias, sendo as mais ricas Melastomataceae (4 espécies), Asteraceae (3 espécies) e Solanaceae (3 espécies). Essas três famílias representaram 34,4% do total de espécies amostradas. A distribuição das espécies nas famílias encontra-se na Figura 15.

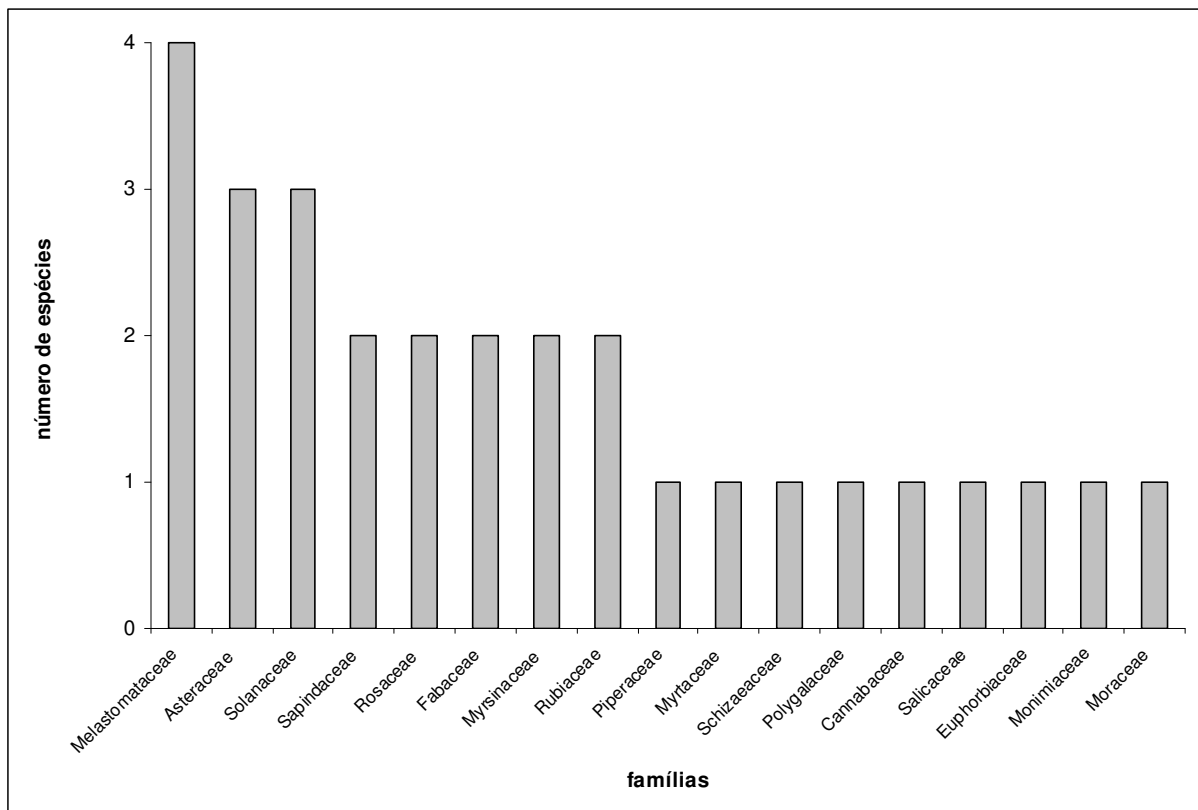


FIGURA 15: Distribuição das espécies por família da guilda de plântulas no estágio sucessionário intermediário de A1 (Campina Grande do Sul, PR).

As famílias com maior número de indivíduos foram Melastomataceae (35 indivíduos), Piperaceae (29 indivíduos), Sapindaceae (18 indivíduos), Rosaceae (15 indivíduos) e Asteraceae (15 indivíduos), que reunidas corresponderam a 63,3% do total de indivíduos coletados. A distribuição dos indivíduos nas famílias encontra-se na Figura 16.

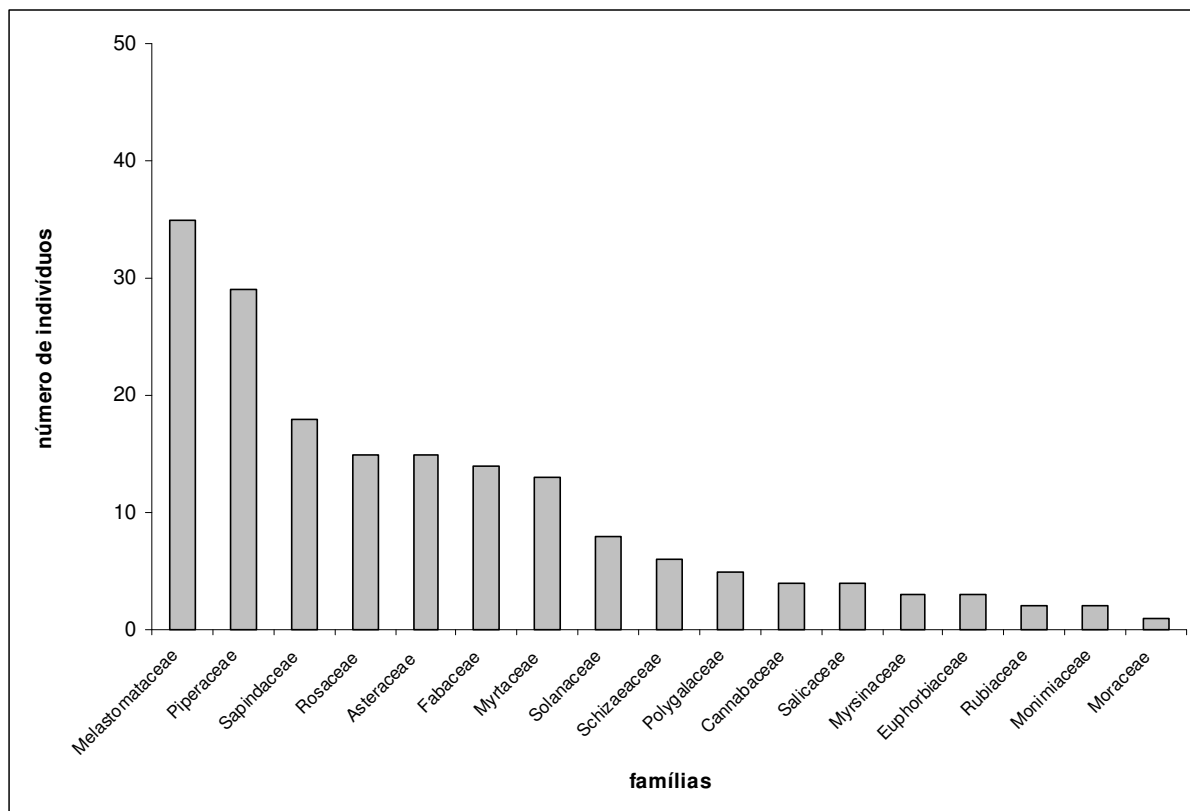


FIGURA 16: Distribuição dos indivíduos por família da guilda de plântulas no estágio sucessional intermediário de A1 (Campina Grande do Sul, PR).

As espécies com maiores valores de densidades absoluta e relativa, frequência relativa e Valor de Importância (IVI) foram *Piper gaudichaudianum*, *Prunus sellowii*, *Leandra australis*, *Myrcia rostrata* e *Inga marginata* (Tabela 6).

TABELA 6: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas no estágio secundário intermediário de A1 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Piper gaudichaudianum</i>	29	45312,5	16,38	35,00	11,86	44,63
<i>Prunus sellowii</i>	14	21875,0	7,91	32,50	11,02	26,84
<i>Leandra australis</i>	17	26562,5	9,60	15,00	5,08	24,29
<i>Myrcia rostrata</i>	13	20312,5	7,34	25,00	8,47	23,16
<i>Inga marginata</i>	13	20312,5	7,34	17,50	5,93	20,62
<i>Tibouchina granulosa</i>	11	17187,5	6,21	15,00	5,08	17,51
<i>Serjania</i> sp.	10	15625,0	5,65	17,50	5,93	17,23
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	10	15625,0	5,65	15,00	5,08	16,38
<i>Cupania vernalis</i>	8	12500,0	4,52	17,50	5,93	14,97
<i>Miconia cinerascens</i>	6	9375,0	3,39	12,50	4,24	11,02
<i>Anemia phyllitidis</i>	6	9375,0	3,39	12,50	4,24	11,02
<i>Polygala lancifolia</i>	5	7812,5	2,82	10,00	3,39	9,04

Continuação **Tabela 6**: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas no estágio secundário intermediário de A1 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Celtis iguanaea</i>	4	6250,0	2,26	7,50	2,54	7,06
<i>Casearia gossypiosperma</i>	4	6250,0	2,26	5,00	1,69	6,21
<i>Solanum swartzianum</i>	3	4687,5	1,69	7,50	2,54	5,93
<i>Podocoma notobelidiastrum</i>	3	4687,5	1,69	7,50	2,54	5,93
<i>Cestrum</i> sp.	3	4687,5	1,69	5,00	1,69	5,08
<i>Acalypha gracilis</i>	3	4687,5	1,69	2,50	0,85	4,24
<i>Solanum pseudocapsicum</i>	2	3125,0	1,13	5,00	1,69	3,95
<i>Myrsine ferruginea</i>	2	3125,0	1,13	5,00	1,69	3,95
<i>Mollinedia clavigera</i>	2	3125,0	1,13	5,00	1,69	3,95
<i>Heterocondylus alatus</i>	2	3125,0	1,13	2,50	0,85	3,11
<i>Miconia sellowiana</i>	1	1562,5	0,56	2,50	0,85	1,98
<i>Coccocypselum lanceolatum</i>	1	1562,5	0,56	2,50	0,85	1,98
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	1	1562,5	0,56	2,50	0,85	1,98
<i>Rubus</i> sp.	1	1562,5	0,56	2,50	0,85	1,98
<i>Psychotria</i> sp.	1	1562,5	0,56	2,50	0,85	1,98
<i>Myrsine umbellata</i>	1	1562,5	0,56	2,50	0,85	1,98
<i>Ficus eximia</i>	1	1562,5	0,56	2,50	0,85	1,98

Os valores obtidos para os Índices de Shannon (SI: 2,647; SIN:2,929), Simpson (SI: 0,905; SIN: 0,934) e equabilidade (SI: 0,833; SIN: 0,870), apesar de apresentarem proximidade, evidenciam que o estágio intermediário é mais rico do que o estágio inicial.

A síntese dos principais resultados florísticos são apresentados na Tabela 7.

TABELA 7: Síntese dos principais resultados florísticos para a guilda de plântulas dos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) de A1 (Campina Grande do Sul, PR).

Área	Número de indivíduos	Número de famílias	Número de espécies	Índice de Shannon	Índice de Simpson	Equabilidade
SI-A1	123	14	24	2,647	0,905	0,833
SIN-A1	177	17	29	2,929	0,934	0,870

5.2.1.2 Classificação em grupos ecológicos

Em SI, a classe sucessional sub-bosque e a classe secundária inicial contaram com nove espécies (37%), enquanto que os grupos das pioneiras e das secundárias tardias apresentaram três espécies (13%). SIN apresentou como classe sucessional predominante o grupo sub-bosque com 14 espécies (49%), seguido das secundárias iniciais com 11 espécies (38%), pioneiras com três espécies (10%) e

secundárias tardias com uma espécie (3%). Os valores obtidos para sub-bosque em SIN são um maiores quando comparado com SI, como mostra a Figura 17.

Com relação ao modo de dispersão para SI, foram encontradas 17 espécies zoocóricas (71%), cinco espécies anemocóricas (21%) e duas espécies autocóricas (8%). Em SIN, encontrou-se 21 espécies zoocóricas (72%), seis espécies anemocóricas (21%) e duas espécies autocóricas (7%). Nas duas situações, houve o predomínio das espécies zoocóricas, como demonstra a Figura 18.

O hábito que se destacou em SI foi o arbóreo, com 15 espécies (62%), seguido do arbustivo com quatro espécies (17%), herbáceo com três espécies (13%) e liana com duas espécies (8%), conforme Figura 19. Em SIN, o hábito com maior número de espécies também foi o arbóreo, com 15 espécies (52%), seguido do arbustivo com nove espécies (31%), herbáceo com quatro espécies (14%) e liana com uma espécie (3%) (Figura 19).

A síntese dos resultados para os grupos ecológicos encontra-se na Tabela 8.

TABELA 8: Síntese dos resultados da distribuição das espécies da guilda de plântulas dos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) de A1 (Campina Grande do Sul, PR).

Área	Classe sucessional (%)				Modo de dispersão (%)			Hábito (%)			
	SB	P	SI	ST	Zoo	Ane	Auto	AV	AB	HE	LI
SI-A1	37	13	37	13	71	21	8	62	17	13	8
SIN-A1	49	10	38	3	72	21	7	52	31	14	3

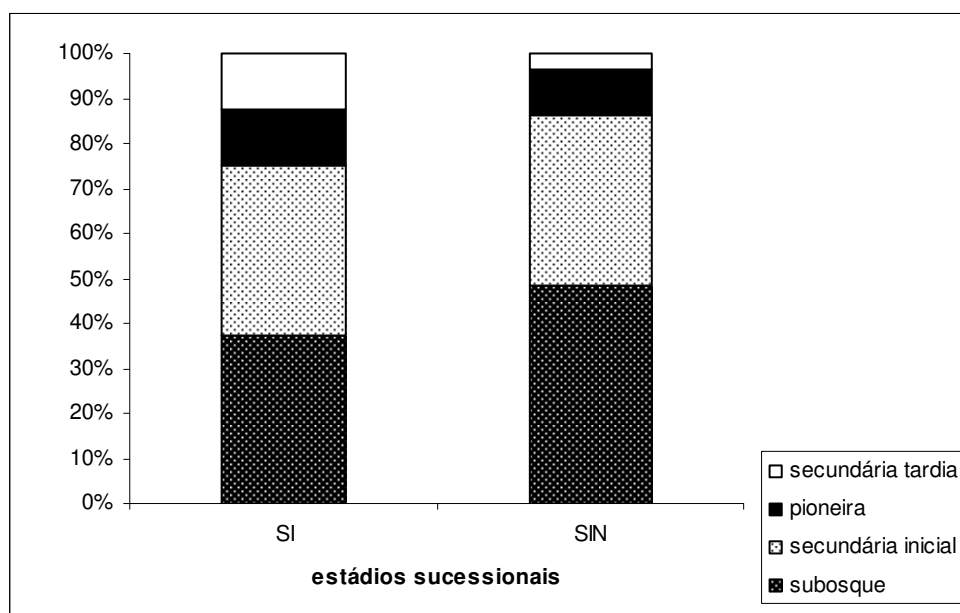


FIGURA 17: Distribuição das espécies da guilda de plântulas segundo o grupo ecológico nos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) em A1 (Campina Grande do Sul, PR).

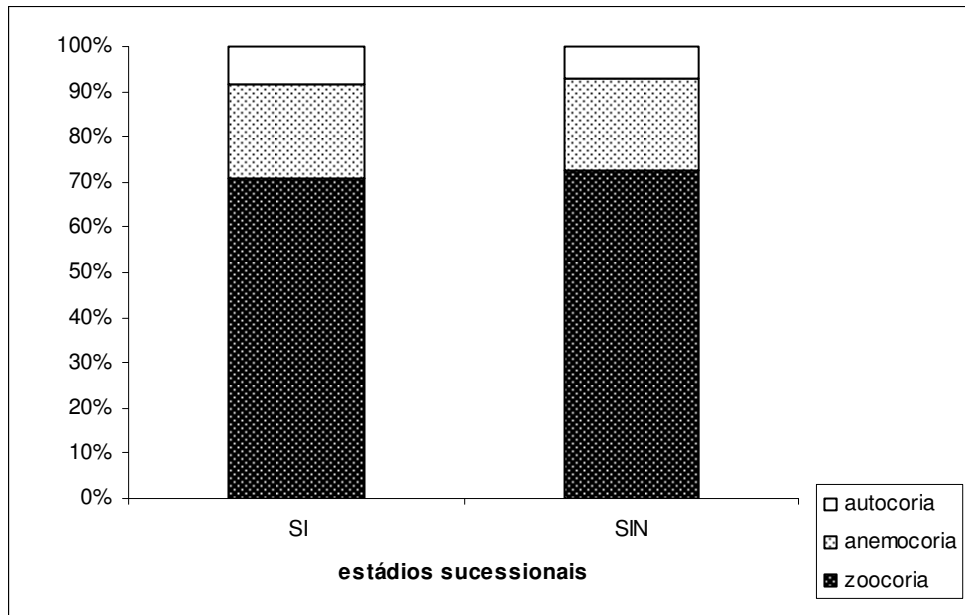


FIGURA 18: Distribuição das espécies da guilda de plântulas segundo o modo de dispersão nos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) em A1 (Campina Grande do Sul, PR).

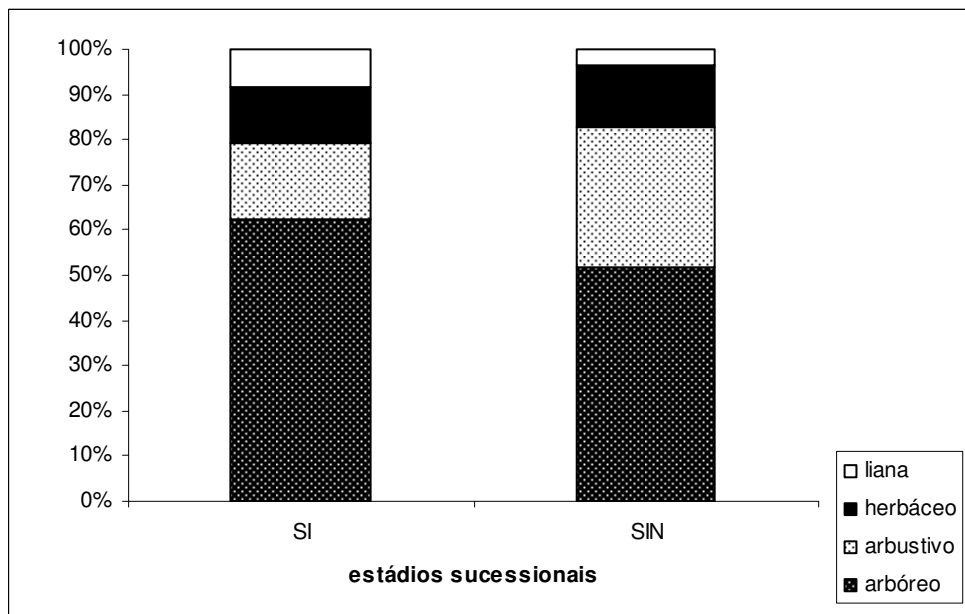


FIGURA 19: Distribuição das espécies da guilda de plântulas segundo o hábito nos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) em A1 (Campina Grande do Sul, PR).

5.2.2 Área 2 (A2)

5.2.2.1 Composição florística, diversidade e estrutura

Para verificar o efeito dos estádios sucessionais na composição florística, diversidade e estrutura, os dados foram analisados separadamente por área e

estádio sucessional, considerando-se o estágio secundário inicial (SI-A2) e o estágio secundário intermediário (SIN-A2).

Em SI-A2, foram coletados 174 indivíduos de 37 espécies pertencentes a 21 famílias, sendo as mais ricas Asteraceae (4 espécies), Melastomataceae (4 espécies), Solanaceae (4 espécies) e Sapindaceae (3 espécies). Essas quatro famílias representaram 40,5% do total de espécies amostradas. A distribuição das espécies em todas as famílias encontra-se na Figura 20.

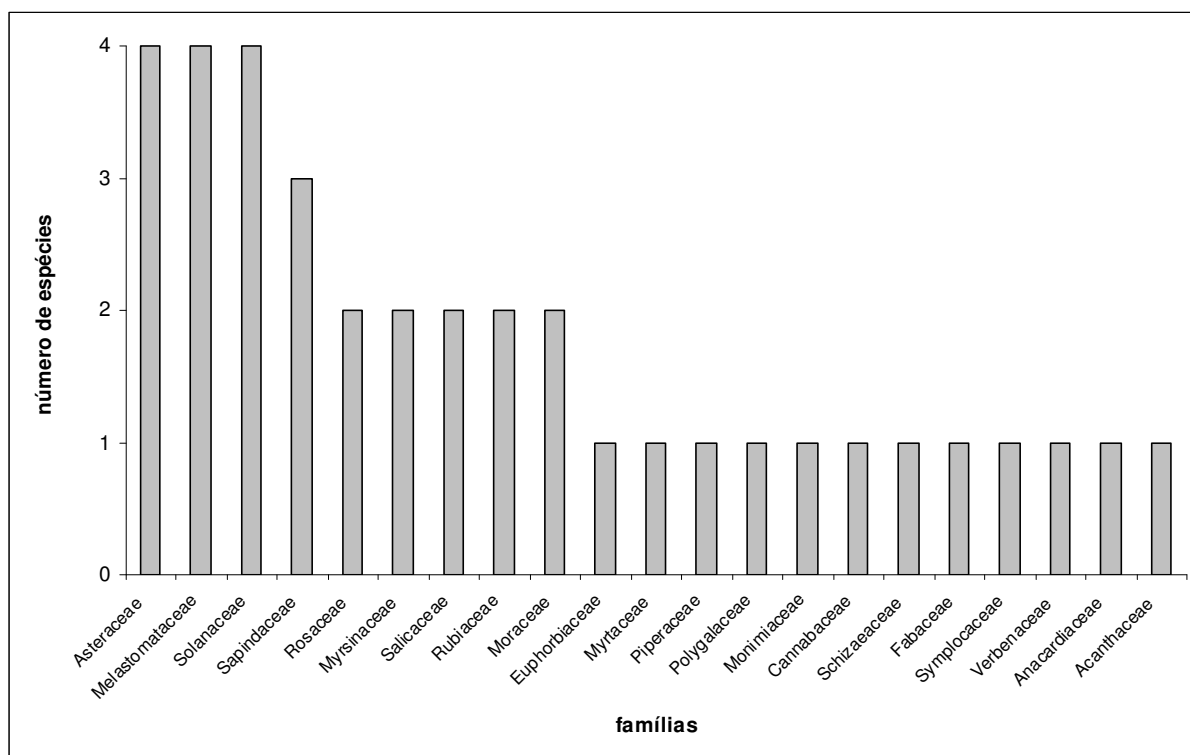


FIGURA 20: Distribuição das espécies por família da guilda de plântulas no estágio sucessional inicial de A2 (Campina Grande do Sul, PR).

As famílias com maior número de indivíduos foram Asteraceae (40 indivíduos), Melastomataceae (20 indivíduos) e Rosaceae (15 indivíduos), que reunidas corresponderam a 43,1% do total de indivíduos coletados. A distribuição dos indivíduos nas famílias encontra-se na Figura 21.

As espécies com os maiores valores de densidades absoluta e relativa, frequência relativa e Valor de Importância (IVI) foram *Baccharis dracunculifolia*, *Prunus sellowii*, *Leandra australis*, *Acalypha gracilis* e *Myrcia rostrata* (Tabela 9).

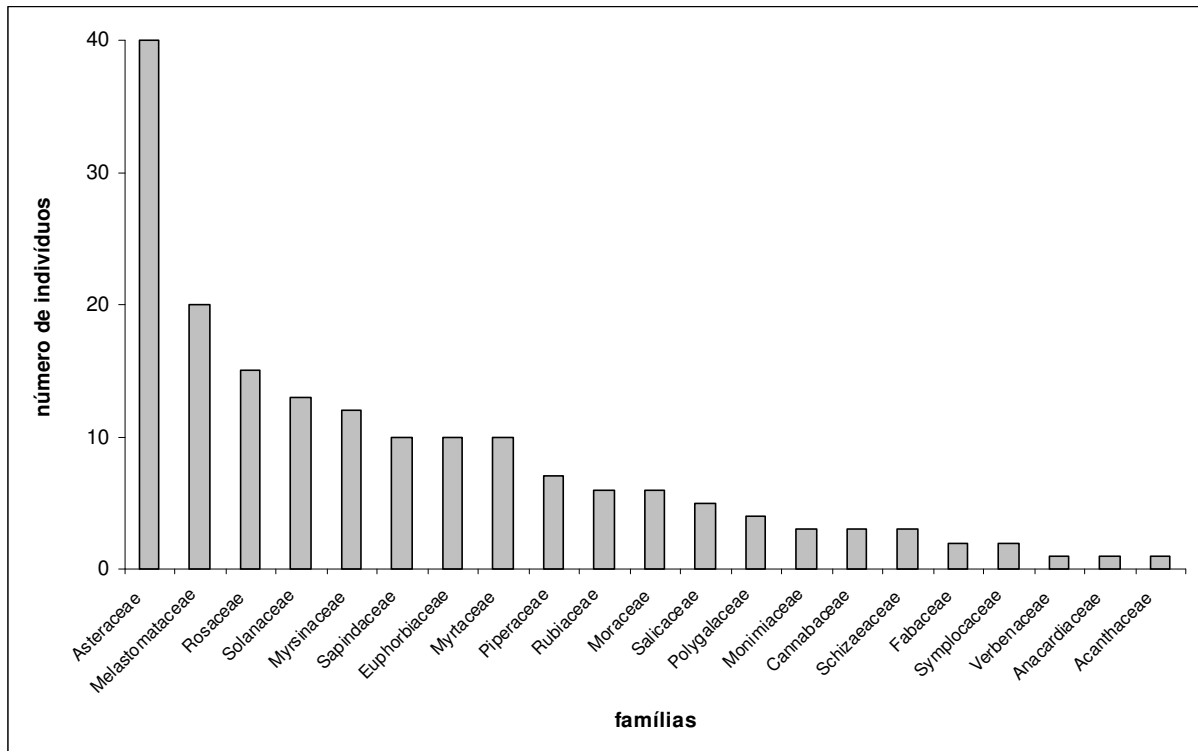


FIGURA 21: Distribuição dos indivíduos por família da guilda de plântulas no estágio sucessional inicial de A2 (Campina Grande do Sul, PR).

TABELA 9: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas no estágio secundário inicial de A2 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	28	43750,0	16,09	40,00	13,33	45,52
<i>Prunus sellowii</i>	12	18750,0	6,90	22,50	7,50	21,29
<i>Leandra australis</i>	12	18750,0	6,90	20,00	6,67	20,46
<i>Acalypha gracilis</i>	10	15625,0	5,75	17,50	5,83	17,33
<i>Myrcia rostrata</i>	10	15625,0	5,75	15,00	5,00	16,49
<i>Myrsine umbellata</i>	8	12500,0	4,60	12,50	4,17	13,36
<i>Piper gaudichaudianum</i>	7	10937,5	4,02	12,50	4,17	12,21
<i>Solanum swartzianum</i>	7	10937,5	4,02	10,00	3,33	11,38
<i>Elephantopus mollis</i>	6	9375,0	3,45	12,50	4,17	11,06
<i>Dorstenia</i> sp.	5	7812,5	2,87	7,50	2,50	8,25
<i>Casearia gossypiosperma</i>	4	6250,0	2,30	10,00	3,33	7,93
<i>Miconia cinerascens</i>	5	7812,5	2,87	5,00	1,67	7,41
<i>Rudgea jasminoides</i>	5	7812,5	2,87	5,00	1,67	7,41
<i>Polygala lancifolia</i>	4	6250,0	2,30	7,50	2,50	7,10
<i>Cupania vernalis</i>	4	6250,0	2,30	7,50	2,50	7,10
<i>Serjania</i> sp.	4	6250,0	2,30	7,50	2,50	7,10
<i>Myrsine ferruginea</i>	4	6250,0	2,30	5,00	1,67	6,26
<i>Ageratum conyzoides</i>	3	4687,5	1,72	7,50	2,50	5,95
<i>Mollinedia clavigera</i>	3	4687,5	1,72	7,50	2,50	5,95
<i>Cestrum</i> sp.	3	4687,5	1,72	7,50	2,50	5,95
<i>Rubus</i> sp.	3	4687,5	1,72	5,00	1,67	5,11
<i>Anemia phyllitidis</i>	3	4687,5	1,72	5,00	1,67	5,11
<i>Celtis iguanaea</i>	3	4687,5	1,72	5,00	1,67	5,11

Continuação **Tabela 9**: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas no estágio secundário inicial de A2 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Heterocondylus alatus</i>	3	4687,5	1,72	5,00	1,67	5,11
<i>Allophylus edulis</i>	2	3125,0	1,15	5,00	1,67	3,97
<i>Tibouchina granulosa</i>	2	3125,0	1,15	5,00	1,67	3,97
<i>Solanum pseudocapsicum</i>	2	3125,0	1,15	5,00	1,67	3,97
<i>Desmodium</i> sp.	2	3125,0	1,15	2,50	0,83	3,13
<i>Symplocos tetrandra</i>	2	3125,0	1,15	2,50	0,83	3,13
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1	1562,5	0,57	2,50	0,83	1,98
<i>Duranta</i> sp.	1	1562,5	0,57	2,50	0,83	1,98
<i>Psychotria</i> sp.	1	1562,5	0,57	2,50	0,83	1,98
<i>Casearia decandra</i>	1	1562,5	0,57	2,50	0,83	1,98
<i>Cyphomandra</i> sp.	1	1562,5	0,57	2,50	0,83	1,98
<i>Miconia sellowiana</i>	1	1562,5	0,57	2,50	0,83	1,98
<i>Staurogyne sylvatica</i>	1	1562,5	0,57	2,50	0,83	1,98
<i>Ficus eximia</i>	1	1562,5	0,57	2,50	0,83	1,98

Em SIN-A2, foram coletados 145 indivíduos de 28 espécies pertencentes a 17 famílias, sendo as mais ricas Sapindaceae, Melastomataceae e Salicaceae, todas com 3 espécies cada. Essas três famílias representaram 32,1% do total de espécies amostradas. A distribuição das espécies nas famílias encontra-se na Figura 22.

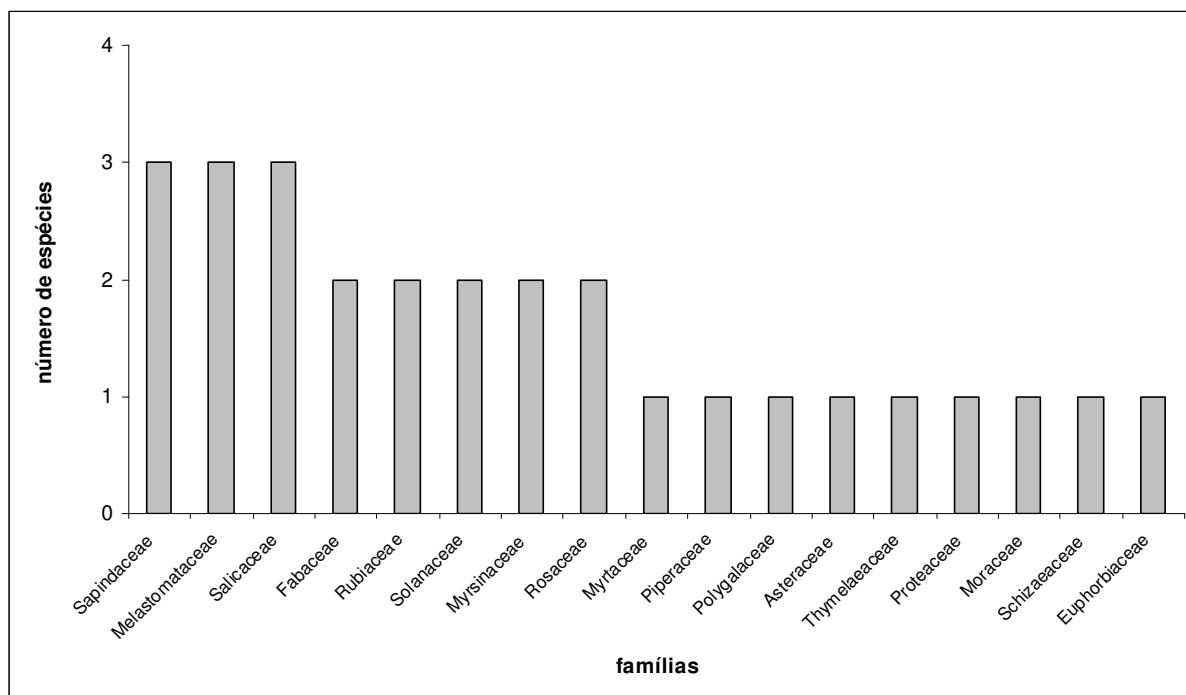


FIGURA 22: Distribuição das espécies por família da guilda de plântulas no estágio sucessional intermediário de A2 (Campina Grande do Sul, PR).

As famílias com maior número de indivíduos foram Fabaceae (34 indivíduos), Sapindaceae (25 indivíduos) e Melastomataceae (22 indivíduos), que corresponderam a 55,8% do total de indivíduos coletados. A distribuição dos indivíduos nas famílias encontra-se na Figura 23.

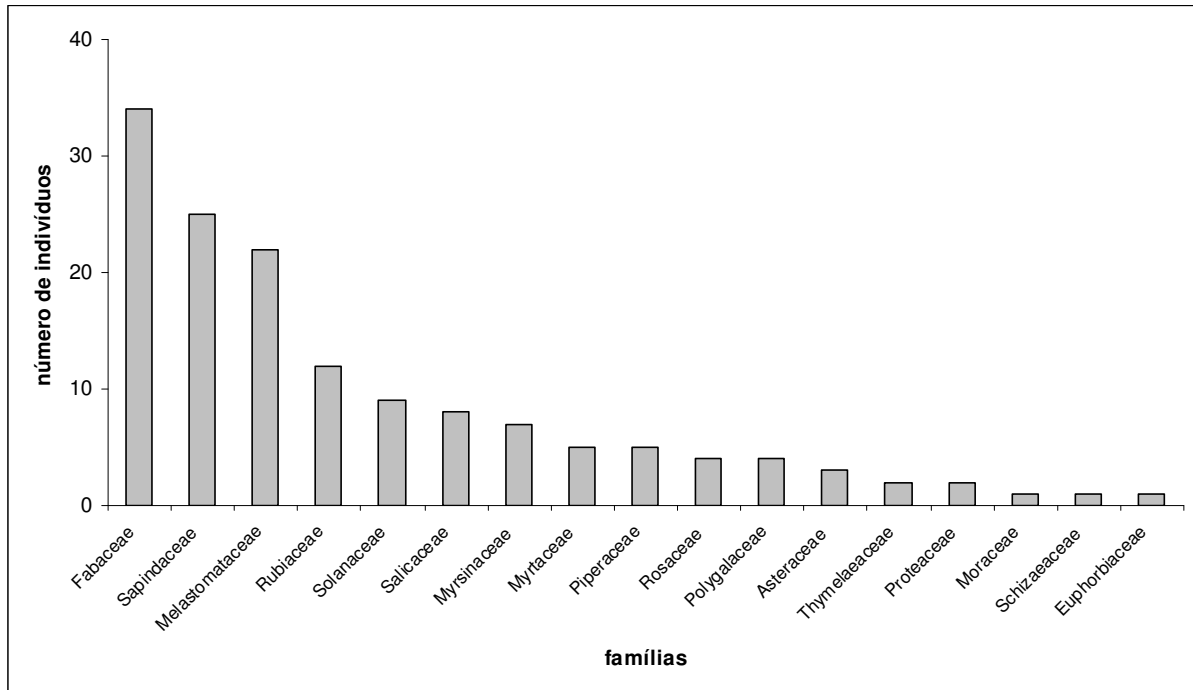


FIGURA 23: Distribuição dos indivíduos por família da guilda de plântulas no estágio sucessional intermediário de A2 (Campina Grande do Sul, PR).

As espécies com os maiores valores de densidades absoluta e relativa, frequência relativa e Valor de Importância (IVI) foram *Inga uruguensis*, *Cupania vernalis*, *Matayba elaeagnoides* e *Rudgea jasminoides* (Tabela 10).

TABELA 10: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas no estágio secundário intermediário de A2 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Inga uruguensis</i>	28	43750,0	19,31	25,00	11,90	50,53
<i>Cupania vernalis</i>	13	20312,5	8,97	22,50	10,71	28,65
<i>Matayba elaeagnoides</i>	10	15625,0	6,90	15,00	7,14	20,94
<i>Rudgea jasminoides</i>	9	14062,5	6,21	15,00	7,14	19,56
<i>Leandra australis</i>	9	14062,5	6,21	7,50	3,57	15,99
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	6	9375,0	4,14	10,00	4,76	13,04
<i>Tibouchina granulosa</i>	6	9375,0	4,14	10,00	4,76	13,04
<i>Miconia cinerascens</i>	7	10937,5	4,83	5,00	2,38	12,04
<i>Solanum pseudoquina</i>	6	9375,0	4,14	7,50	3,57	11,85
<i>Myrsine umbellata</i>	5	7812,5	3,45	10,00	4,76	11,66
<i>Myrcia rostrata</i>	5	7812,5	3,45	10,00	4,76	11,66

Continuação **Tabela 10**: Parâmetros fitossociológicos das espécies componentes da guilda de plântulas no estágio secundário intermediário de A2 (Campina Grande do Sul, PR). NI: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (nº ind./ha); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa (%); IVI: Índice de Valor de Importância.

Espécie	NI	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Casearia gossypiosperma</i>	5	7812,5	3,45	10,00	4,76	11,66
<i>Piper gaudichaudianum</i>	5	7812,5	3,45	5,00	2,38	9,28
<i>Polygala lancifolia</i>	4	6250,0	2,76	5,00	2,38	7,90
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	3	4687,5	2,07	7,50	3,57	7,71
<i>Solanum swartzianum</i>	3	4687,5	2,07	5,00	2,38	6,52
<i>Psychotria</i> sp.	3	4687,5	2,07	2,50	1,19	5,33
<i>Serjania</i> sp.	2	3125,0	1,38	5,00	2,38	5,14
<i>Rubus</i> sp.	2	3125,0	1,38	5,00	2,38	5,14
<i>Prunus sellowii</i>	2	3125,0	1,38	5,00	2,38	5,14
<i>Nectandra lanceolata</i>	2	3125,0	1,38	5,00	2,38	5,14
<i>Roupala brasiliensis</i>	2	3125,0	1,38	2,50	1,19	3,95
<i>Myrsine ferruginea</i>	2	3125,0	1,38	2,50	1,19	3,95
<i>Casearia decandra</i>	2	3125,0	1,38	2,50	1,19	3,95
<i>Casearia sylvestris</i>	1	1562,5	0,69	2,50	1,19	2,57
<i>Ficus eximia</i>	1	1562,5	0,69	2,50	1,19	2,57
<i>Anemia phyllitidis</i>	1	1562,5	0,69	2,50	1,19	2,57
<i>Acalypha gracilis</i>	1	1562,5	0,69	2,50	1,19	2,57

Os valores obtidos para os Índices de Shannon (SI: 3,231; SIN:2,960), Simpson (SI: 0,949; SIN: 0,933) e equabilidade (SI: 0,895; SIN: 0,888), apesar de apresentarem proximidade, evidenciaram que o estágio inicial é mais rico quando comparado com o estágio inicial.

A síntese dos principais resultados florísticos são apresentados na Tabela 11.

TABELA 11: Síntese dos principais resultados florísticos para a guilda de plântulas dos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) de A2 (Campina Grande do Sul, PR).

Área	Número de indivíduos	Número de famílias	Número de espécies	Índice de Shannon	Índice de Simpson	Equabilidade
SI-A2	174	21	37	3,231	0,949	0,895
SIN-A2	145	17	28	2,960	0,933	0,888

5.2.2.2 Classificação em grupos ecológicos

Em SI, a classe sucessional sub-bosque contou com 19 espécies (51%), sendo a classe mais encontrada na guilda de plântulas, enquanto o grupo das secundárias iniciais apresentou 10 espécies (27%), pioneiras cinco espécies (14%) e secundárias tardias três espécies (8%) (Figura 24). SIN teve como classe sucessional predominante o grupo secundária inicial com 12 espécies (43%),

seguido da classe sub-bosque com nove espécies (32%), secundária tardia com quatro espécies (14%) e pioneira com três espécies (11%) (Figura 24).

Com relação ao modo de dispersão, para SI foram encontradas 27 espécies zoocóricas (73%), sete espécies anemocóricas (19%) e três espécies autocóricas (8%). Em SIN, encontrou-se 20 espécies zoocóricas (72%), seis espécies anemocóricas (21%) e duas espécies autocóricas (7%), como mostra a Figura 25.

O hábito que se destacou em SI foi o arbóreo com 18 espécies (49%), seguido do arbustivo com 11 espécies (30%), herbáceo com seis espécies (16%) e liana com duas espécies (5%). Em SIN, o hábito com maior número de espécies foi o arbóreo com 20 espécies (71%), seguido do arbustivo com quatro espécies (14%), herbáceo com três espécies (11%) e liana com uma espécie (4%). Há grande diferença na distribuição entre os hábitos entre SI e SIN, principalmente para os hábitos arbóreos e arbustivos, como mostra a Figura 26.

A síntese dos resultados para os grupos ecológicos encontra-se na Tabela 12.

TABELA 12: Síntese dos resultados da distribuição das espécies da guilda de plântulas dos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) de A2 (Campina Grande do Sul, PR).

Área	Classe sucessional (%)				Modo de dispersão (%)			Hábito (%)			
	SB	P	SI	ST	Zoo	Ane	Auto	AV	AB	HE	LI
SI-A2	51	14	27	8	73	19	8	49	30	16	5
SIN-A2	32	11	43	14	72	21	7	71	14	11	4

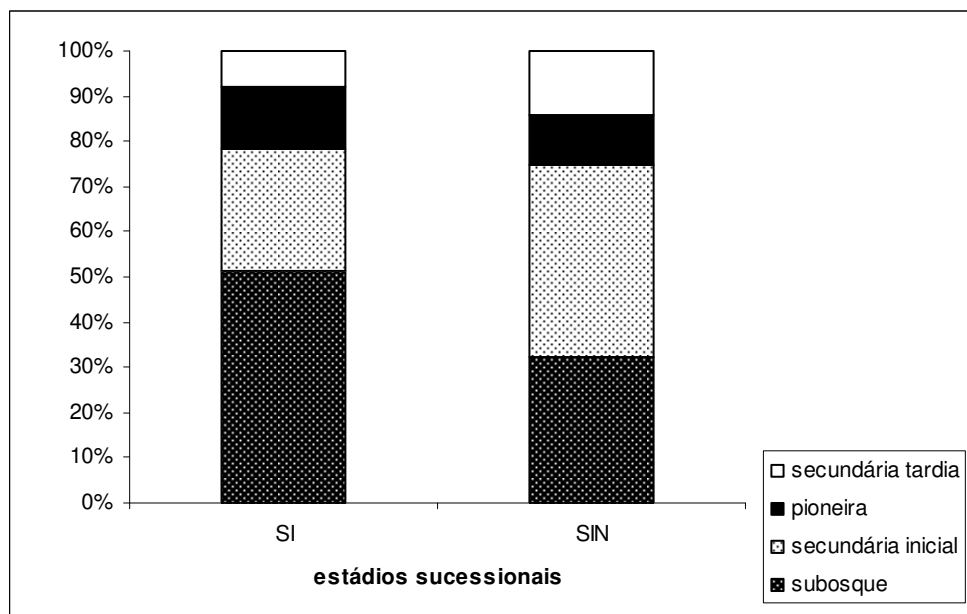


FIGURA 24: Distribuição das espécies da guilda de plântulas segundo o grupo ecológico nos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) em A2 (Campina Grande do Sul, PR).

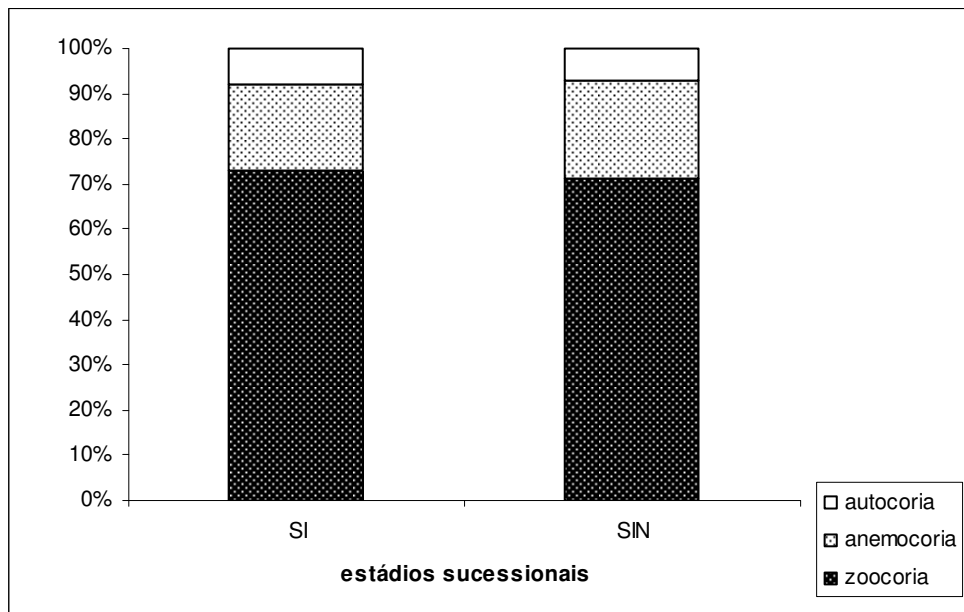


FIGURA 25: Distribuição das espécies da guilda de plântulas segundo o modo de dispersão nos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) em A2 (Campina Grande do Sul, PR).

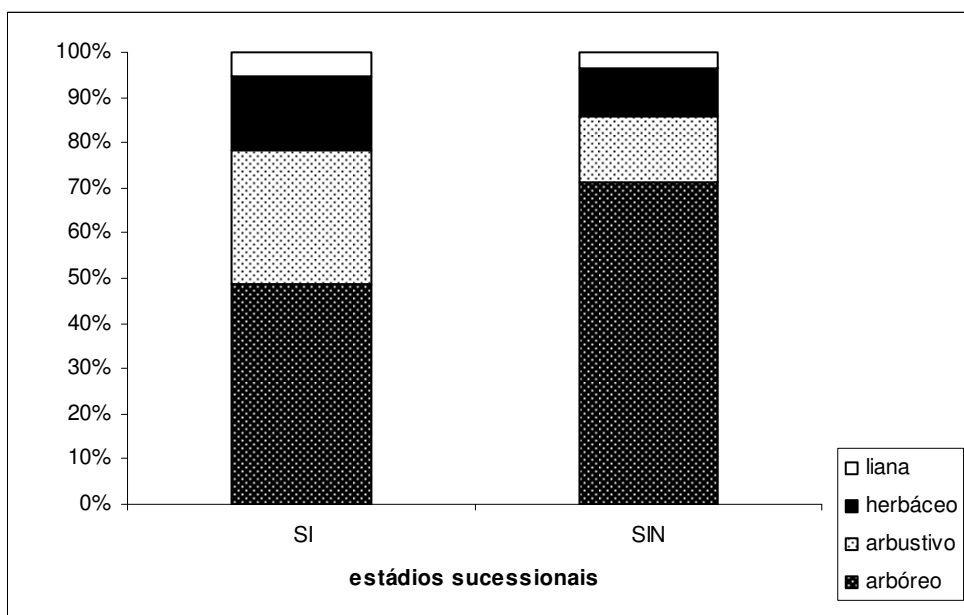


FIGURA 26: Distribuição das espécies da guilda de plântulas segundo o hábito nos estádios secundários inicial (SI) e intermediário (SIN) em A2 (Campina Grande do Sul, PR).

5.3 Componente arbóreo

No rápido levantamento do componente arbóreo realizado encontrou-se 64 espécies pertencentes a 28 famílias conforme indica a lista de espécies apresentada no Quadro 2.

QUADRO 2: Lista das espécies arbóreas de dossel encontradas no levantamento florístico rápido em A1 e A2 (Campina Grande do Sul, PR).

Família	Espécie	Nome popular
Anarcadiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	pau-de-bugre
	<i>Lithraea molleoides</i> Engl.	Bugreiro
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil	Pindaíba
	<i>Rollinia</i> sp.	Araticum
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Caroba
	<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	ipê-roxo
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	grão-de-galo
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	crindiúva
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	congonha-verdadeira
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	camanducaia
	<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	espinheira-santa
	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	coração-de-bugre
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	carne-de-vaca
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	tapiá
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	capixingui
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	leiteiro
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	leiteiro
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & R.J.Downs	branquilha
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá-feijão
	<i>Inga uruguensis</i> Hooker At Arnott.	ingá
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	embira-de-sapo
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	bracatinga
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	tarumã
Thymelaeaceae	<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	canela
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela-guaicá
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	açoita-cavalo
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	pixiricão
	<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn.	quaresmeira
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	canjerana
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro
	<i>Trichilia</i> sp.	---
Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	capixim
Moraceae	<i>Ficus eximia</i> Schott	figueira
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & Boer	cincho
Myrsinaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	capororoquina
	<i>Myrsine umbellata</i> (Mart.)	capororocão
Myrtaceae	<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	guamirim-de-facho
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg in Mart.	guabirola
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess. in A.St.-Hil.	uvaia
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga
	<i>Myrcia multiflora</i> DC.	cambuí
	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	guamirim
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	araçá
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	carvalho-brasileiro
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	canjica
Rosaceae	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	pessegueiro-bravo
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	pimenteira
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	mamica-de-porca

Continuação **Quadro 2:** Lista das espécies arbóreas de dossel encontradas no levantamento florístico rápido em A1 e A2 (Campina Grande do Sul, PR).

Família	Espécie	Nome popular
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatunga
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	espeteiro
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	guaçatunga
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	guaçatunga-preta
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Niederl.	vacum
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	cuvatã
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	miguel-pintado
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	quina-de-são-paulo
	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	fumo-bravo
Symplocaceae	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	maria-mole
	<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Mart.	maria-mole
Theaceae	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	santa-rita
Thymelaeaceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	canela-ferrugem
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees et Mart. ex Nees	canela-branca
	<i>Nectandra megapotamica</i> Mez	canela-preta

5.4 Similaridades florísticas

Os valores de similaridade de Sorensen foram maiores que os de Jaccard devido à formulação de cada índice, sendo que o primeiro atribui um valor dobrado às espécies em comum, enquanto que o segundo atribui apenas peso 1.

Os dois índices apresentaram altos valores (Tabela 10), indicando alta similaridade florística para todos os agrupamentos analisados, exceto para o grupo “regeneração x dossel”.

Apesar dos índices de Jaccard e Sorensen evidenciarem agrupamentos similares, o índice de Bray & Curtis resultou em dissimilaridade. Os resultados do índice de Bray & Curtis encontram-se na Tabela 13.

TABELA 13: Índices de similaridade de Jaccard, Sorensen e Bray & Curtis para os diferentes agrupamentos utilizados para as análises. A1: área 1; A2: área 2; SI: estágio secundário inicial; SIN: estágio secundário intermediário.

Agrupamento para análise	Índice		
	Jaccard	Sorensen	Bray & Curtis
A1 x A2	0,702	0,825	0,636
SI-A1 x SIN-A1	0,472	0,641	0,400
SI-A2 x SIN-A2	0,477	0,615	0,420
SI-A1 x SI-A2	0,564	0,721	0,464
SIN-A1 x SIN-A2	0,540	0,701	0,410
regeneração x dossel	0,291	0,455	---

O dendograma elaborado com o índice de Jaccard (Figura 27), assim como o dendograma elaborado com o índice de Bray & Curtis (Figura 28), não distinguem agrupamentos relacionados, como área ou estádios sucessionais.

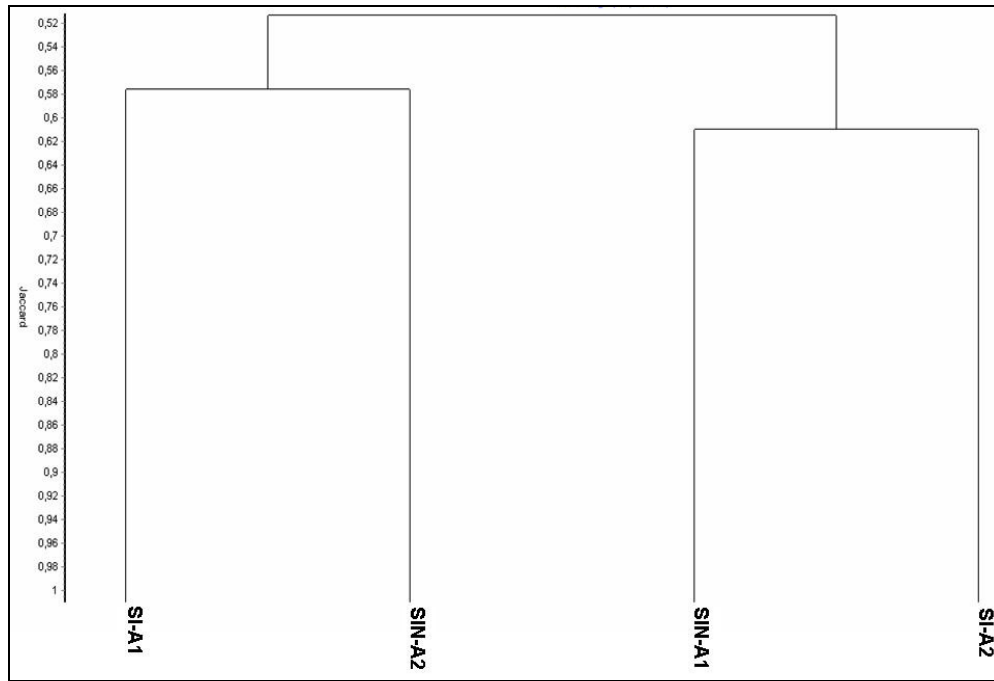


FIGURA 27: Dendograma da composição da guilda de plântulas para os estádios secundários inicial e intermediário de A1 e A2 (Campina Grande do Sul, PR) baseado no Índice de Jaccard. I: estágio inicial; IN: estágio intermediário; 1: A1; 2: A2.

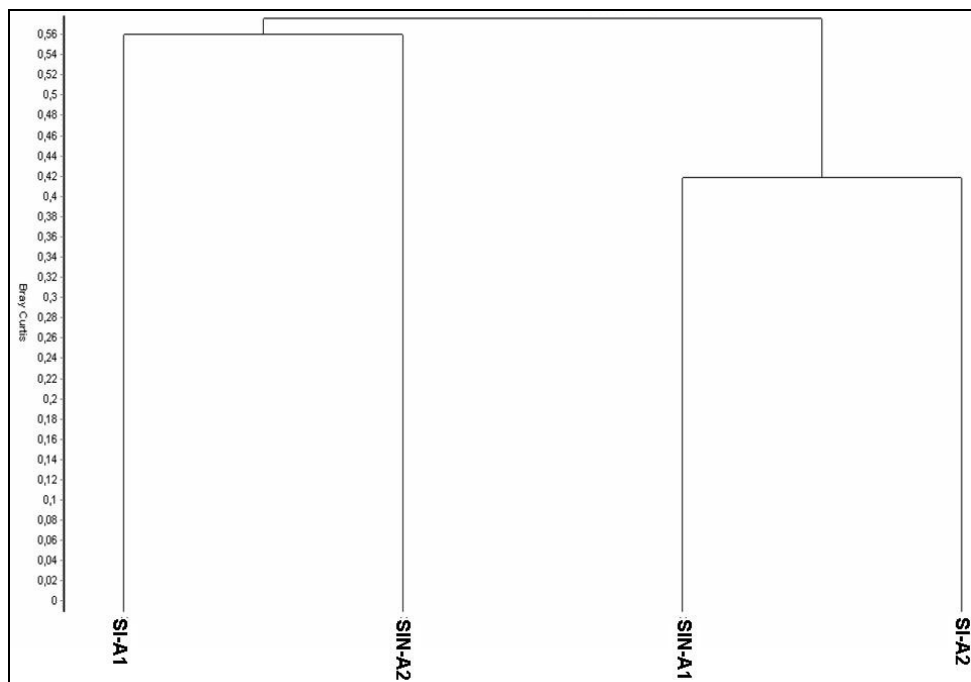


FIGURA 28: Dendograma da composição da guilda de plântulas para os estádios secundários inicial e intermediário de A1 e A2 (Campina Grande do Sul, PR) baseado no Índice de Bray & Curtis. I: estágio inicial; IN: estágio intermediário; 1: A1; 2: A2.

6 DISCUSSÃO

6.1 Composição florística e estrutura

A guilda de plântulas nas quatro áreas de floresta secundária analisadas apresentou grande homogeneidade na sua composição florística, estrutura e características ecológicas das espécies. As famílias mais ricas, em número de espécies e indivíduos amostrados, encontradas em todas as áreas do presente estudo (Melastomataceae, Asteraceae, Fabaceae, Sapindaceae e Solanaceae), são apontadas como importantes na composição florística da estrutura e composição da Floresta Atlântica do Brasil (Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Scudeller *et al.*, 2001; Tabarelli & Perez, 2002). Assim, a composição de famílias da guilda de plântulas das áreas de floresta secundária analisadas pode ser considerada similar àquela observada em outras regiões com essa formação florestal do sul-sudeste brasileiro.

A similaridade encontrada entre as áreas e seus estádios sucessionais pode ser resultante de importantes processos ecológicos como a chuva de sementes decorrente da variabilidade temporal na reprodução dos indivíduos adultos do dossel, do padrão de dispersão de sementes, da heterogeneidade espacial na distribuição de luz e diferentes níveis de relação entre espécies, como a predação, herbivoria e competição (Faria *et al.* 2003).

O número de espécies amostradas na guilda de plântulas (47) foi semelhante a outros resultados encontrados em levantamentos realizados para formações secundárias da Floresta Atlântica com espécies de plântulas arbustivo-arbóreas (Cersósimo, 1993; Baider, 1994; Oliveira *et al.*, 2001; Nave, 2005). No entanto, tais comparações devem ser interpretadas com cautela, pois os estudos foram realizados em áreas com diferentes históricos de uso, critérios amostrais e sub-formações da Floresta Atlântica quando comparados a este estudo. No entanto, o número de espécies da guilda de plântulas pode ser considerado suficiente para caracterizar as áreas amostradas, fato corroborado pela curva cumulativa de espécies.

As comunidades de plântulas das áreas avaliadas caracterizaram-se por apresentar um reduzido número de espécies (baixa riqueza) e uma elevada homogeneidade espacial na densidade das espécies que a compõem (alta

equabilidade), com poucas espécies consideradas raras, isto é, aquelas que foram encontradas em número reduzido e em estádios sucessionais restritos.

Através de comparações entre as áreas, nota-se que A2 apresenta um número pouco maior número de indivíduos, de famílias e de espécies, além de maior riqueza, equabilidade quando comparado com A1. Esse fato poderia indicar uma melhor estruturação da guilda de plântulas em termos florísticos e características ecológicas das espécies decorrente do histórico de uso menos incisivo ocorrido na área (Oliveira *et al.*, 2001). Contudo, esses dados não permitem afirmações categóricas, mas apenas a formulação de hipóteses.

A composição florística da guilda de plântulas de A1 pode ser caracterizada pelo predomínio numérico de espécies arbustivas, onde se destacaram *Leandra australis* e *Piper gaudichaudianum*, além da arbórea *Tibouchina granulosa*, espécies de ampla distribuição no domínio da Floresta Atlântica (Scudeller *et al.*, 2001), e de famílias com maior número de indivíduos como Sapindaceae, Rosaceae, Melastomataceae e Asteraceae (Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Tabarelli & Perez, 2002). A alta ocorrência de espécies arbustivas que não contribuem diretamente para a estruturação física da floresta, merece destaque, tanto em termos de composição de espécies e famílias comuns, podendo indicar uma área no início de regeneração natural, que não apresenta condições abióticas favoráveis ao estabelecimento de espécies arbóreas.

Quando compara-se A1 com A2, observa-se relativa diferença entre as espécies e famílias em destaque. Além das famílias encontradas em A1, Melastomataceae, Asteraceae e Sapindaceae, em A2 a presença de Fabaceae dentre as mais importantes foi decorrente da presença de uma única espécie, *Inga uruguensis*, que apresentou expressivo número de indivíduos (28), influenciando na análise. Outro fator de destaque foi a presença significativa de indivíduos de *Baccharis dracunculifolia*, espécie pioneira e de ampla ocupação (Klein & Felipe, 1992). Mas apesar das poucas diferenças de composição, a maioria das espécies encontradas nas duas áreas apresenta características comuns, como ampla distribuição, intensa frutificação e produção de sementes viáveis, além da dispersão realizada por aves (Lorenzi, 2000; 2002).

Na análise comparativa entre os estádios sucessionais de A1, o estágio intermediário apresentou maior riqueza de espécies, número de indivíduos e de famílias quando comparado com o estágio inicial. Esse fato pode ser decorrente de

fatores físicos limitantes do estágio inicial, como a maior incidência de luz e baixa umidade relativa do ar (Martins & Rodrigues, 2002), ou fatores bióticos como a relação entre espécies (competição, predação, herbivoria etc) (Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003), que determinariam um menor número de espécies, enquanto no estágio intermediário tais fatores limitantes não estariam tão evidentes, devido a melhor estruturação de alguns aspectos físicos e ecológicos das florestas, possibilitando o estabelecimento de um maior número de espécies vegetais. Esse fato pode ser indicado pelo número maior de espécies freqüentes, sendo que no estágio inicial apenas três espécies se destacaram e no estágio intermediário cinco espécies puderam ser classificadas como mais freqüentes, apesar dos valores de equabilidade serem semelhantes.

Em A2 a situação foi inversa à de A1, com o estágio inicial apresentando valores maiores nos índices ecológicos e estruturais quando comparado com o estágio intermediário. Esse fato pode ser decorrente da estrutura florestal presente no estágio intermediário de A2 que acarretou uma redução natural do número de espécies com capacidade de estabelecimento, propiciando condições favoráveis à espécies secundárias em detrimento das pioneiras, enquanto o estágio inicial possui um padrão estrutural semelhante ao descrito para o estágio intermediário de A1.

No estágio inicial de A2, um grande número de indivíduos de *Baccharis dracunculifolia*, espécie arbustiva, foi encontrado, enquanto que no estágio intermediário as espécies mais freqüentes foram arbóreas, com destaque para *Matayba elaeagnoides*, árvore característica de áreas primárias ou de avançada regeneração florestal (Lorenzi, 1999). Esse fato pode indicar um maior desenvolvimento da floresta no seu estágio intermediário. Espécies arbóreas de ciclo de vida longo e de importância ecológica destacada podem estar substituindo espécies arbustivas pioneiras, que não contribuem diretamente para a estrutura florestal. Essa substituição poderia ser decorrente das mudanças das condições físicas, conferindo maior habilidade competitiva às espécies arbóreas em detrimento das herbáceas e arbustivas (Kellman, 1980).

Cabe aqui comentar que, para uma melhor compreensão das diferenças florísticas entre as áreas e estádios sucessionais, seria necessária uma análise criteriosa das condições ambientais de todas as áreas analisadas, principalmente incidência luminosa, uma vez que neste estudo a divisão entre os estádios foi estabelecida segundo características físicas e tempo de abandono, sem considerar

alguns aspectos ambientais que poderiam acrescentar dados importantes para as essas análises.

Outra característica de destaque foi a seletividade de algumas espécies a áreas ou estádios sucessionais. Enquanto algumas espécies mostraram não possuir, aparentemente, exigência para seu recrutamento, sendo encontradas em todas ou na maioria das áreas analisadas em quantidade significativa, como *Casearia gossypiosperma*, *Solanum swartzianum*, *Tibouchina granulosa* e *Prunus sellowii*, outras espécies apresentaram certa seletividade, como *Ageratum conyzoides*, *Elephantopus mollis* e *Allophylus edulis* que só foram encontradas no estágio inicial de A1 e A2. *Matayba elaeagnoides*, *Solanum pseudoquina* e *Inga uruguensis* foram espécies encontradas apenas no estágio intermediário de A2, enquanto *Inga marginata* só foi encontrada no estágio intermediário de A1 e *Lonchocarpus muehlbergianus* no estágio intermediário das duas áreas. Outras espécies, apesar de amplamente distribuídas nas áreas, apresentaram certa seletividade para um estágio sucessional como, por exemplo, *Acalypha gracilis*, *Baccharis dracunculifolia*, *Rudgea jasminoides*, *Leandra australis* e *Myrsine umbellata*, que ocorreram em maior número nos estádios iniciais, e *Cupania vernalis*, *Miconia cinerascens* e *Piper gaudichaudianum* encontradas principalmente nos estádios intermediários.

Apesar da aparente distribuição das espécies em áreas e/ou estádios sucessionais, não se pode afirmar categoricamente que as características sucessionais das espécies estavam relacionadas com os estádios sucessionais de ocorrência. Esse fato pode ser consequência da classificação ainda incerta de muitas espécies vegetais quanto a essa característica ou relacionado aos seus ciclos de vida, já que são espécies que frutificam abundantemente (Lorenzi, 2000; Lorenzi, 2002) e a maioria é zoocórica, o que otimizaria sua dispersão (Tabarelli & Peres, 2002). Essa questão pode ser melhor fundamentada pela análise do estrato de juvenis (indivíduos entre 1-1,5 m), no que se refere ao estabelecimento e desenvolvimento dos indivíduos e espécies.

Com relação aos parâmetros florísticos das famílias, algumas muito comuns e importantes na composição da comunidade vegetal citadas em levantamentos da comunidade de plântulas e do componente arbustivo-arbóreo das florestas tropicais como Myrtaceae, Rubiaceae e Lauraceae (Cesar & Leitão-Filho, 1990; Gabriel, 1997; Oliveira *et al.*, 2001; Ivanauskas *et al.*, 2002; Nave, 2005), foram consideradas

raras no presente trabalho, destacando Myrtaceae e Lauraceae, com apenas uma espécie coletada. Essas duas famílias podem constituir um indicador do estágio de regeneração ou de degradação ambiental (Tabarelli & Mantovani, 1999), sendo importantes na disponibilidade de recursos para grandes e médios frugívoros (Sick, 1997), além do destaque na composição florística do sub-bosque (Myrtaceae) e do dossel (Lauraceae) (Sick, 1997).

A análise da composição do dossel das áreas de floresta secundária analisadas permitiu verificar a ocorrência de espécies relativamente comuns a tipologia vegetal, como *Lithraea molleoides*, *Schinus terebinthifolius*, *Allophylus edulis*, *Luehea divaricata*, *Vitex megapotamica* (Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Scudeller *et al.*, 2001; Tabarelli & Perez, 2002; Lorenzi, 2000; Lorenzi, 2002), dentre outras, fato que se refletiu na composição do estrato de regeneração.

Populações de espécies raras são escassas em florestas em estádios iniciais de sucessão (De Walt *et al.*, 2003), sendo que essa incidência tende a aumentar de acordo com o tempo de regeneração (Endress, 2002). O pouco tempo de abandono e regeneração natural das áreas estudadas pode explicar a ausência de espécies raras e a ampla presença de espécies comuns, situação que pode se alterar com o avanço da sucessão.

A análise da similaridade florística entre os estádios sucessionais realizada pelos índices de Jaccard e Sorensen indicou alta similaridade entre todas as comparações. Já o Índice de Bray & Curtis indicou uma pequena dissimilaridade, possivelmente influenciado pelos diferentes números de espécies e a maior abundância de algumas espécies entre as áreas e seus respectivos estádios sucessionais. Entretanto, seus índices de similaridade ficaram muito próximos do valor considerado crítico, não indicando, dessa maneira, diferenças relevantes entre os grupos analisados.

Os valores de similaridade encontrados evidenciam que, apesar do diferente tempo de recuperação das florestas dos estádios secundário inicial e intermediário, este não foi suficiente para que houvesse uma diferenciação clara entre os estádios. E essa mesma característica encontrada, de modo geral, para a distribuição entre os grupos ecológicos das espécies, o que pode indicar que os parâmetros utilizados para a separação dos estádios sucessionais (tempo de abandono e estrutura física da floresta) foram superficiais ou que o efeito de borda é mais incisivo do que o estabelecido pela teoria, devido a pequena dimensão do fragmento ou seu formato

muito irregular. Entretanto, mesmo a pouca diferença florística existente entre as áreas e estádios sucessionais pode ser suficiente para que a sucessão tenha diferentes composições com o seu desenvolvimento (Budowski, 1970; Pickett *et al.*, 1992; Guariguata & Ostertag, 2001), formando florestas maduras distintas quanto a sua composição florística.

Quando analisado o histórico de uso, representado por A1 e A2, detectou-se novamente uma alta similaridade florística (índices de Jaccard e Sorensen) e uma baixa dissimilaridade (índice de Bray & Curtis). Esses dados podem indicar a ausência de interferência do histórico de uso na composição florística do estrato de regeneração, indicando que a regeneração natural está atuando de maneira semelhante nas duas áreas. Fatores como tempo de abandono das áreas e efeito de borda mais pronunciado, como já discutido para a análise entre os estádios sucessionais, também pode ter influenciado nos resultados obtidos.

A exceção encontrada, quanto a análise de similaridade, ocorreu na comparação entre a guilda de plântulas e a composição florística das espécies arbóreas pertencentes ao dossel. Utilizando-se os Índices de Jaccard e Sorensen, constatou-se baixa similaridade florística entre os estratos, mais evidente pelo índice de Jaccard. Destaca-se que todas as espécies de plântulas arbóreas amostradas possuem indivíduos adultos no dossel, com exceção de *Rubus* sp., mas nem todas as espécies com indivíduos adultos estão presentes no estrato de regeneração. Esse fato também foi documentado por Souza e Batista (2004) que, examinando a evolução de florestas ciliares com até 10 anos, não registraram regeneração de espécies provenientes de florestas do entorno. Hubbell *et al.* (1999) também indicaram a presença de muitas espécies exclusivas no estrato arbóreo não encontradas no estrato de regeneração.

Esse cenário pode indicar que espécies vegetais externas à essas áreas não conseguem recrutar no local, possivelmente por distúrbios relacionados às atividades dos dispersores (Saunders *et al.*, 1993; Laurence *et al.*, 1998a), apesar da sua conexão com grandes trechos de floresta preservada. Ou, ainda, as espécies em fase reprodutiva não estão obtendo sucesso por possíveis alterações na dinâmica de polinização nas áreas (Saunders *et al.*, 1993; Laurence *et al.*, 1998b). A sazonalidade, diferenças existentes entre anos ou estações distintas, não está sendo avaliada, devido as coletas terem sido realizadas apenas em um ano, mas também é fator importante a ser considerado, pois a sazonalidade no recrutamento

dos indivíduos é consequência, entre outros fatores, dos padrões fenológicos de maturação dos frutos e dispersão das sementes (Santos & Válio, 2002) e da variação das condições ambientais durante o ano (Cersósimo, 1993). O esforço amostral empreendido no trabalho pode ser considerado um outro fator influenciador dos resultados finais, sendo que um maior esforço amostral provavelmente acarretaria em um maior número de espécies amostradas, o que possivelmente incluiria espécies consideradas raras, apesar das curvas dos coletores indicarem suficiência amostral.

Dentre os principais fatores influenciadores no processo de regeneração, a fonte de propágulos merece destaque (Uhl, 1987; Uhl *et al.*, 1988; Parrotta *et al.*, 1997; Holl, 1999; Laurence *et al.*, 2002), podendo alterar a velocidade do processo de regeneração natural. Devido à proximidade das áreas de estudo entre si e com áreas conservadas de floresta, as fontes de propágulos poderia ser um fator relevante na explicação da similaridade entre as áreas, embora o número de espécies encontradas esteja muito aquém do potencial existente representado pela áreas preservadas de Floresta Atlântica do entorno (Tabarelli & Mantovani, 1998a). Porém, alterações no meio devido aos impactos antrópicos passados poderiam influenciar o processo de recrutamento das plântulas de forma semelhante.

6.2 Aspectos ecológicos das espécies vegetais

De acordo com Liebsch *et al.* (2008), as florestas tropicais secundárias podem recuperar suas características ecológicas em diferentes velocidades, sendo que o primeiro grupo de características a recompor sua proporção é a dispersão de sementes (aumento do número de espécies zoocóricas), em seguida a distribuição das espécies em guildas de sucessão (incremento das espécies não pioneiras), formação de uma estrutura de sub-bosque e por último a composição florística, com a chegada de espécies endêmicas. Esse padrão de recomposição pode ser independente da composição florística original de cada área (Liebsch *et al.*, 2008) e não necessariamente segue uma única rota pré-definida. Assim, para o melhor entendimento da dinâmica do processo sucessional, tenta-se compreender como os grupos de características ecológicas podem variar no decorrer da sucessão (Nunes *et al.* 2003; Oliveira-Filho *et al.*, 2004).

Considerando-se o histórico de uso, não foram detectadas diferenças na distribuição das espécies entre os modos de dispersão, sendo que para as duas áreas (A1 e A2), a zoocoria foi o modo de dispersão mais encontrado (72% e 73%, respectivamente), seguido da anemocoria, não se evidenciando qualquer influência direta dos distintos históricos de uso das áreas com essa característica ecológica.

A relação direta entre o amadurecimento da floresta e a proporção de espécies zoocóricas foi observada por alguns autores (Tabarelli *et al.*, 1994; Tabarelli & Peres, 2002; Nunes *et al.*, 2003), não sendo verificada essa tendência no presente estudo. Apesar do tempo de abandono das áreas analisadas, após uso antrópico, ser de aproximadamente 5 e 40 anos para o estágio secundário inicial e intermediário, respectivamente, não houve diferença na distribuição das espécies considerando-se os modos de dispersão, sendo a zoocoria amplamente dominante.

Em florestas tropicais estima-se a existência entre 70-90% de espécies zoocóricas (Talora & Morellato, 2000). Segundo modelos matemáticos desenvolvidos por Liebsch *et al.* (2008) seriam necessários 79 anos de regeneração para que a proporção de espécies zoocóricas atingisse 80% em florestas secundárias. No presente estudo, constatou-se que a área de floresta secundária inicial com apenas cinco anos de regeneração natural que sofreu corte raso e uso como pastagem (SI-A1) apresentou 72% de espécies zoocóricas, valor semelhante ao encontrado na área em estágio secundário intermediário com histórico de corte seletivo (SIN-A2). A recuperação acelerada desse fator pode ser decorrência das características dos principais grupos de dispersores encontrados em áreas em estádios sucessionais iniciais (Nunes *et al.*, 2003). Nessas áreas, é comum a presença de frugívoros generalistas que otimizam a dispersão das espécies vegetais mais comuns, enquanto que florestas primárias ou em estágio avançado de regeneração apresentam relações mais especializadas na relação de dispersão (Chiarello, 1999; De Walt *et al.*, 2003; Nunes *et al.*, 2003; Parry, 2004).

Alguns estudos sugerem que a falta ou diminuição de dispersores pode afetar o recrutamento de plântulas de espécies vegetais, principalmente as encontradas em estádios avançados e raras, podendo levar a sua extinção local (Silva & Tabarelli, 2000; Tabarelli & Peres 2002). Portanto, essas informações podem indicar uma alta atividade dos dispersores locais devido, possivelmente, ao estado de conservação relativamente avançado de áreas contíguas pertencentes à Serra do

Capivari e entorno das áreas analisadas, que poderiam servir de refúgio aos dispersores.

Uma vez que a flora característica de áreas no início da sucessão secundária é representada principalmente por espécies pioneiras e secundárias iniciais (Tabarelli & Mantovani, 1999a), era esperado que esse grupo sucessional fosse o mais encontrado em todas as áreas analisadas. Para a classificação das espécies da guilda de plântulas nos grupos sucessionais foi utilizado um grupo funcional sub-bosque, que foi o mais abundante em todas as áreas e estádios sucessionais, com exceção do estágio intermediário de A2. Mas a sua contribuição na regeneração natural e constituição da estrutura florestal é incipiente, apesar destas espécies poderem interferir no estabelecimento e sobrevivência de plântulas de espécies arbóreas (Cersósimo, 1993).

Os resultados obtidos para a proporção das espécies no grupo sucessional mostra uma grande similaridade entre A1 e A2 que apresentam, como grupo sucessional mais abundante, as secundárias iniciais (31% e 32%, respectivamente), seguido das pioneiras e secundárias tardias. Essa igualdade sugere que não há influência do histórico de uso na regeneração das áreas e que as mesmas já apresentam sinais de avanço na sucessão, indicado pelo grande número de espécies secundárias iniciais e baixo número das pioneiras.

A mesma similaridade foi obtida para a distribuição das espécies por hábitos, onde também não foram encontradas diferenças entre as áreas A1 e A2, com o domínio do hábito arbóreo (55-56%), seguido do arbustivo. Apesar do domínio de espécies arbóreas, apenas no estágio intermediário de A1 e A2 há certa estratificação vertical, uma das principais características de estádios mais avançados da sucessão florestal (Tabarelli *et al.*, 1994).

Apesar da grande semelhança na distribuição entre as características ecológicas das espécies entre A1 e A2, uma pequena diferença pode ser notada quando são comparados os estádios sucessionais de cada área, separadamente. As espécies secundárias iniciais foram o grupo mais numeroso em A1, tanto no estágio secundário inicial quanto no intermediário (37% e 38%, respectivamente). Em A2, percebe-se uma distribuição diferenciada entre os grupos sucessionais. Enquanto no estágio inicial foram encontradas 27% de espécies secundárias iniciais, seguida das pioneiras e secundárias tardias, no estágio intermediário encontrou-se o domínio das secundárias iniciais (43%) seguida das secundárias tardias e pioneiras. Esses dados

podem indicar que o processo de regeneração, no que se refere à composição das espécies entre os grupos sucessionais, está mais estruturado no estágio intermediário de A2 do que em A1. Isso era esperado, uma vez que A2 teve menor impacto das intervenções passadas quando comparada com A1, além do maior tempo de recuperação natural do estágio intermediário, quando comparado ao estágio inicial da mesma área.

Embora o estágio intermediário de A2, considerado mais estruturado, apresente um valor menor de espécies pioneiras quando comparado com A1, esse é ainda considerado alto para o esperado (10%) para espécies pioneiras de florestas mais conservadas (Tabarelli & Mantovani, 1999a). A proporção de espécies pioneiras encontradas nesse estudo parece ser consequência do conjunto dos fatores ambientais como maior intensidade luminosa, e maior temperatura, proporcionada pela variabilidade de cobertura do dossel, favorecendo o estabelecimento dessas espécies (Denslow, 1980; Tabarelli & Mantovani, 1999b; Tabarelli & Mantovani, 2000).

Na análise dos estádios sucessionais percebe-se uma dominância do hábito arbóreo, diferindo os valores de distribuição. No estágio inicial de A1, as espécies arbóreas representaram 62% das espécies, seguida do arbustivo com 17%, enquanto que no estágio intermediário o hábito arbóreo representou 52% e o arbustivo 31%. Esses valores podem indicar uma estruturação florestal no estágio intermediário, já que os valores de espécies formadoras do sub-bosque florestal se aproximam do considerado para áreas preservadas ou em estágio avançado de regeneração florestal, que é de 50% (Silva, 1994; Tabarelli & Mantovani, 1999a).

Já na área A2, apesar de também não apresentar diferenças dos grupos dominantes, essa, no entanto, é percebida na distribuição das espécies. No estágio inicial as espécies arbóreas correspondem a 49% das espécies, enquanto no estágio intermediário representam 71%. As espécies formadoras do sub-bosque florestal são bem representadas no estágio inicial, ocorrendo o inverso no estágio intermediário. Dessa maneira, não é possível detectar alguma tendência nos dados, sendo que em cada área e estágio sucessional a distribuição se comporta de uma maneira diferente.

6.3 Influência do histórico de uso na recomposição florestal

Apesar das conhecidas conseqüências da intervenção antrópica sobre a biodiversidade, como o desmatamento, fragmentação de habitats e mudança de uso do solo, muitos dos seus efeitos a curto, médio e longo prazo ainda são pouco conhecidos (Laurence *et al.*, 1998a; Bierregaard *et al.*, 1992).

As respostas das comunidades vegetais e de cada espécie às atividades antrópicas variam em virtude de diversas características como intensidade e extensão do impacto, freqüência de reincidência e a sensibilidade da comunidade e das espécies a estes processos (Laurence, 1990; Ouborg, 1993). Modificações nos processos de polinização e de dispersão de sementes por animais, nas taxas de herbivoria e predação, dentre outros, podem ameaçar a viabilidade das populações da flora e fauna (Saunders *et al.*, 1993; Laurence *et al.*, 1998a; Laurence *et al.*, 1998b). Devido à variedade e complexidade dessas relações, é difícil prever quais fatores são mais importantes em cada situação. Dessa maneira, é essencial compreender como os diversos fatores, que podem atuar simultaneamente ou em sinergismo, influenciam a estrutura de florestas secundárias em diferentes estádios sucessionais.

O tempo e a forma de uso das áreas podem determinar o nível de impacto causado na biodiversidade, sendo que aqueles mais intensos, como a conversão de áreas de floresta em áreas agrícolas e pastagens, o isolamento de fragmentos e o extrativismo de madeira (Oliveira *et al.*, 2001), podem inclusive comprometer a manutenção das populações.

Apesar de vários estudos detectarem diferentes influências de impactos antrópicos distintos, o presente não obteve esse mesmo resultado, sendo que estruturalmente A1, área que sofreu corte raso de sua vegetação e uso como pastagem, e A2, que sofreu corte seletivo de indivíduos arbóreos, apresentaram, de forma geral, características muito semelhantes para seus estratos de regeneração.

Sabe-se que os efeitos de atividades antrópicas sobre a comunidade vegetal podem ser distintos de acordo com o tempo de abandono e regeneração natural (Ouborg, 1993). Assim, em áreas com pouco tempo de regeneração, as modificações na vegetação podem não ser detectadas completamente, pois, em geral, espécies de ciclo de vida mais longo demoram mais a responder as alterações no meio do que espécies de ciclo de vida curto. Isso acarreta que o componente

estrutural da floresta, formado pelas árvores, pode levar muitos anos, ou até séculos, para responder à fragmentação.

Os efeitos de curto prazo mais perceptíveis de intervenções do homem são notados nas plântulas (Benítez-Malvido, 1998). De acordo com Moreira *et al.* (1986), somente 10% das plântulas germinadas que compõem o estrato de regeneração conseguem ultrapassar a fase juvenil em virtude de processos intrínsecos da própria dinâmica florestal. Desta forma, alterações no recrutamento causadas por ações antrópicas podem afetar a dinâmica das populações quando os indivíduos adultos morrem e a substituição não ocorre de maneira semelhante da encontrada em áreas mais conservadas, podendo favorecer o estabelecimento de outras espécies que, à longo prazo, podem se tornar dominantes na área, como espécies de áreas abertas ou invasoras (Scariot, 2001).

Dessa maneira, poder-se-ia justificar os resultados encontrados, sendo que os efeitos dos impactos causados pelas atividades antrópicas num passado recente estão em pleno desenvolvimento e estariam expressando seus resultados primeiramente nas plântulas. Assim, apesar do maior número de espécies no dossel do que no estrato de regeneração, com a substituição natural de indivíduos do dossel, em alguns anos a floresta formada poderá ser reflexo da comunidade de plântulas atual, resultando em uma floresta com baixa diversidade e muito descaracterizada.

7 CONCLUSÃO

- Não houve influência evidente do histórico de uso sobre a regeneração natural, sendo as guildas de plântulas semelhantes quanto a composição florística e características ecológicas de suas espécies formadoras tanto em área com histórico de uso de corte raso e pastagem quanto em área de corte seletivo.
- As pequenas diferenças relacionadas a composição florística e distribuição das espécies nos grupos ecológicos entre os estádios sucessionais das áreas analisadas foram insuficientes para verificar algum padrão ou característica peculiar que diferenciasse os estádios secundários iniciais dos estádios secundários intermediários .
- O estrato arbóreo apresentou baixa similaridade com a guilda de plântulas que, ressaltando possíveis variações naturais decorrentes do recrutamento de plântulas, pode ser um indicador da degradação ambiental ocorrente na área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIZEN, M.A.; FEINSINGER, P. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine "Chaco Serrano". **Ecological Applications**, v. 4, p. 378–392, 1994.
- ALBUQUERQUE, G.B. **Floresta Nacional de Ipanema: caracterização da vegetação em dois trechos distintos do Morro de Araçoiaba, Iperó, SP**. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.
- ALVES-COSTA, C.P. **Efeitos da defaunação de mamíferos herbívoros na comunidade vegetal**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.
- APG – Angiosperm Phylogeny Group II. An update of the Angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Annals of the Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 141, p. 399–436, 2003.
- AUGSPURGER, C.K.; KITAJIMA, K. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distribution. **Ecology**, v. 73, p. 1270-1284, 1992.
- BABAASA, D.; EILU, G.; KASANGAKI, A.; BITARILHO, R.; McNEILAGE, A. Gap characteristics and regeneration in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. **African Journal of Ecology**, v. 42, p. 217–224, 2004.
- BAIDER, C. **O banco de sementes e de plântulas na sucessão da Floresta Atlântica**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.
- BARBOSA, L.M.; MANTOVANI, W. Degradação ambiental: conceituação e bases para o repovoamento vegetal. **Recuperação de áreas degradadas da Serra do Mar e formações florestais litorâneas**, p. 33-40, 2000.
- BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecology** - Individuals, Populations and communities. 7ª edição, Oxford: Blackwell Science, 2005.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. **Conservation Biology**, v. 17, p. 389-400, 2003.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, v. 12, p. 380-389, 1998.
- BIERREGAARD, R.O.Jr.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.S.; HUTCHINGS, R.W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. **BioScience**, v. 42, p. 859-866, 1992.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Gestão Participativa do SNUC**. Série Áreas Protegidas do Brasil. Brasília, DF, 2004.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº. 010 - Estabelece os parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão de Floresta Atlântica. **Diário Oficial da União**, 01 de novembro de 1993.

BROKAW, N.V.L. Gap phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, v. 66, p. 682-687, 1985.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, p. 1-32, 1990.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field & laboratory methods for general ecology**. Boston: W.C. Brown Publishers, 1984.

BUDOWSKI, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical central american lowland forests. **Tropical Ecology**, v. 11, p. 44-48, 1970.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rainforest in the light of sucessional process. **Turrialba**, v. 15, p. 2-42, 1965. (pág 70)

CESAR, O.; LEITÃO-FILHO, H.F. Estudo fitossociológico de Floresta Mesófila Semidecídua na fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 2, p. 443-452, 1990.

CERSÓSIMO, L.F. **Variações espaciais e temporais no estabelecimento de plântulas em floresta secundária em São Paulo**. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, p. 71-82, 1999.

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

CLEMENTS, F.E. **Plant Succession**. Washington, DC: Carnegie Institution, 1916.

COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. Transactions of Royal Society*, v. 345, p. 101-118, 1994.

CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

CORDEIRO, N.J.; HOWE, H.F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1733-1741, 2001.

- CUBIÑA, A.; AIDE, T.M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, p. 260-267, 2001.
- DE WALT, S.J.; MALIAKAL, S.K.; DENSLOW, J.S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology Management**, v. 182, p. 139-151, 2003.
- DENSLOW, J.S.; GUZMAN, S. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science**, v. 11, p. 201-212, 2000.
- DENSLOW, J.S. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of *Inga* seedlings. **Biotropica**, v. 23, n. 3, p. 225-234, 1991.
- DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47-55, 1980.
- DIRZO, R.; MIRANDA, A. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity: a sequel to John Terborgh. **Conservation Biology**, v. 4, p. 444-447, 1990.
- DUNCAN, R.S.; CHAPMAN, C.A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. **Ecology Applied**, v. 9, p. 908-1008, 1999.
- DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, p. 371-383, 2000.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2ª edição. Brasília: Embrapa, 2007.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 1ª Edição. Brasília: Embrapa, 1999.
- ENDRESS, B.A. The importance of endemic species to forest succession in Palau. **Micronesica**, v. 34, p. 141-153, 2002.
- FARIA, M.B.B.C.; ALFANO, A.C.C.; ALVES, L.F.; FRANCO, G.A.D.C. Chuva de sementes em uma floresta tropical montana do planalto paulista. **Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil**, p. 310-311. Fortaleza, 2003.
- FARWIG, N.; BOHNING-GAESE, K.; BLEHER, B. Enhanced seed dispersal of *Prunus africana* in fragmented and disturbed forests? **Oecologia**, v. 147, p. 238-252, 2006.
- FAUTH, J. E.; BERNARDO, J.; CAMARA, M.; RESETARITS JR, W.J.; VAN BUSKIRK, J.; McCOLLUM, S.A. Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. **The American Naturalist**, v. 147, p. 282, 1996.
- FENNER, M. Seedlings. **The New Phytologist**, v.106, p. 35-47, 1987.

FERRETTI, A.R.; KAGEYAMA, P.Y.; ÁRBOCZ, G.F.; SANTOS, J.D.; BARROS, M.I.A.; LORZA, R.A.F.; OLIVEIRA, C. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, v. 3, n. 7, 1995.

FINEGAN, B. Forest succession. **Nature**, v. 312, p. 109-114, 1984.

GABRIEL, J.L.C. **Florística, fitossociologia de espécies lenhosas e aspectos da ciclagem de nutrientes em Floresta Mesófila Semidecídua nos municípios de Anhembi e Bofete-SP**. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, 1997.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C.P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, antropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, v. 111, p. 269-273, 2003.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Recomposição de florestas nativas: algumas perspectivas metodológicas para o Estado de São Paulo**. Curso de Atualização sobre Recuperação de Áreas Degradadas. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1996.

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

GARWOOD, N.C. Functional morphology of tropical tree seedlings. p.59-129. *In*: SWAINE, M.D. **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO and Parthenon Publishing Group, 1996.

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

GLEASON, H.A. Further views on the succession concept. **Ecology**, v. 8, p. 299-326, 1927.

GOTELLI, N. **Ecologia**. Londrina: Editora Planta, 2007.

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

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

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.

GUARIGUATA, M.R.; CHAZDON, R.L.; DENSLOW, J.S.; DUPUY, J.M.; ANDERSON, L. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant Ecology**, v. 132, p. 107-120, 1997.

HARPER, J.L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1977.

HILL, J.L.; CURRAN, P.J. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. **Journal of Biogeography**, v. 30, p. 1391-1403, 2003.

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

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; O'BRIEN, S.T.; HARMS, K.E.; CONDIT, B.; WESCHSLER, B.; WRIGHT, S.J.; LOO de LAO, S. Light-gap disturbance, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical Forest. **Science**, v. 283, p. 554-557, 1999.

HUSCHLE, G.; HIROAKA, M. Classification and ordination of plant communities. **Journal of Range Management**, v. 33, p. 179-182, 1980.

HUTCHINGS, M.J. The structure of plant population. p.97-136. *In*: CRAWLEY, M.J. **Plant Ecology**. Oxford: Blackwell Scientific Publisher, 1986.

INSTITUTO TECNOLÓGICO SIMEPAR. **Almanaque climático**. Disponível em: <<http://www.simepar.br>>. Acesso em julho de 2008.

IPNI – THE INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX. **The international plant names index database**. Disponível em: <<http://www.ipni.org/index.html>>. Acesso em agosto de 2008.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.A. Fitossociologia de um remanescente de floresta estacional semidecidual em Itatinga-SP, para fins de restauração de áreas degradadas. **Árvore**, v. 26, n. 1, p. 43-57, 2002.

JANZEN, D.H. The future of tropical ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 305–324, 1986.

JANZEN, D.H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist**, v. 104, n. 940, p. 501-528, 1970.

KENNARD, D.K.; GOULD, K.; PUTZ, F.E.; FREDERICKSEN, T.S.; MORALES, F. Effects of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 162, n. 2, p. 197-208, 2002.

KELLMAN, M. Geographic patterning in tropical weed communities and early secondary successions. **Biotropica**, v. 12, p. 34-39, 1980.

KLEIN, A.L.; FELIPPE, G.M. Germinação de ervas invasoras: escaurificação e luz. **Anais do 8º Congresso da SBSP**: 47-56, 1992.

LARSEN, T.H.; WILLIAMS, N.M.; KREMEN, C. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. **Ecology Letters**, v. 8, p. 538–547, 2005.

LAURENCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; LAURENCE, S.G.; ANDRADE, A.C.; FEARNSIDE, P.M.; RIBEIRO, J.E.L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, p. 469–482, 2006.

LAURENCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIRHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURENCE, S.G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 605-618, 2002.

LAURENCE, W.F.; DELAMONICA, P.; LAURENCE, S.G.; VASCONCELOS, H.L.; LOVEJOY, T.E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836, 2000.

LAURENCE, W.F.; GASCON, C.; RANKIN-DE-MERONA, J.M. Predicting effects of habitat destruction on plant communities: a test of a model using Amazonian trees. **Ecological Applications**, v. 9, p. 548-554, 1998a.

LAURENCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.M.; LAURENCE, S.G.; HUTCHINGS, R.W.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v. 12, p. 460–464, 1998b.

LAURENCE, W.F. Comparative aspects of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammals**, v. 71, p. 641-653, 1990.

LIEBERMAN, D. Demography of tropical tree seedlings: A review. p.131-138. *In*: SWAINE, M.D. **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO and Parthenon Publishing Group, 1996.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1717-1725, 2008.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras**: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2ª edição, v.2. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2002.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras**: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 3ª edição, v.1. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2000.

LUNDBERG, J.; MOBERG, F. Mobile link organisms and ecosystem functioning: Implications for ecosystem resilience and management. **Ecosystems**, v. 6, p. 87–98, 2003.

- MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba: IBPT, 1968.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, 1988.
- MARGALEF, R. **Perspectives in Ecological Theory**. Chicago: University of Chicago Press, 1968.
- MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, South-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 160, p. 1-12, 2002.
- MCCLANAHNAN, T.R.; WOLFE, R.W. Accelerating forest succession in a fragment landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology**, v. 7, p. 279-288, 1993.
- MELO, F.P.L.; AGUIAR NETO, A.V.; SIMABUKURO, E.A.; TABARELLI, M. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. p.237-250. *In*: FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. **Germinação do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004.
- MENDES, S. **Comparação entre os estratos arbóreo e de regeneração na mata de galeria da Estação Ecológica do Panga**. Dissertação (Mestrado) - Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, 2002.
- MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G.B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 528-537, 2001.
- MESQUITA, R.C.G.; DELAMÔNICA, P; LAURENCE, W.F. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian Forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, p. 129-134, 1999.
- METZGER, J.P. Changements de la structure du paysage et richesse spécifique des fragments forestiers dans le Sud-Est du Brésil. **Sciences de la vie**, v. 321, p. 319-333, 1998.
- MISSOURI BOTANICAL GARDEN. **Missouri Botanical Garden's VAST (Vascular Tropics) nomenclatural database and associated authority files**. Disponível em: <<http://mobot.org>>. Acesso em agosto de 2008.
- MOLOFSKY, J.; FISHER, B.L. Habitat and predation effects on seedling survival and growth in shade-tolerant tropical trees. **Ecology**, v. 74, p. 261-265, 1993.
- MOREIRA, A.G.; RIBEIRA, J.F.; KLINK, C.A. O banco de sementes de *Emmoum nitens* (Benth.) Miers em um Cerradão de solos distróficos. *In*: **Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo**, Programa e Resumos - Campinas: UNICAMP, 1986.
- MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 2, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MORI, S.A.; BOOM, B.M.; PRANCE, G.T. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest species. **Brittonia**, v. 33, p. 233:245, 1981.

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

MYERS, N.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NASCIMENTO, H.E.M.; DIAS, A.S.; TABANES, A.A.J; VIANA, V.M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 329-342, 1999.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras-MG. **Acta Botanica Brasílica**, v. 17, p. 213-229, 2003.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, p. 262-270, 1969.

ODUM, H.T.; PINKERTON, R.C. Time's speed regulator: the optimum efficiency for maximum power output in physical and biological systems. **American Scientist**, v. 43, p. 331-343, 1955.

OLECHEK, J. L.; PIEPER, R. D.; HERBEL, C. H. **Range management**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1989

OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.S.; TABARELLI M. Forest edge in the Brazilian Atlantic Forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, p. 389-394, 2004.

OLIVEIRA, R.J.; MANTOVANI, W.; MELO, M.M.R.F. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de encosta, Peruíbe-SP. **Acta Botanica Brasílica**, v. 15, p. 391-412, 2001.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURI, N.; FONTES, M.A.L. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 685-701, 2004.

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

ORLÓCI, L. Conjectures and scenarios in recovery study. **Coenoses**, v. 8, p. 141-148, 1993.

OUBORG, N. J. Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. **Oikos**, v. 66, p. 298-308, 1993,

PAGANO, S.N.; LEITÃO-FILHO, H.F.; CAVASSAN, O. Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua - Rio Claro-SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, p.241-258, 1995.

PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 1-7, 1997.

PARRY, L. **The large vertebrate community of secondary forests in the Brazilian Amazon**. Dissertação (Mestrado) - University of East Anglia, Noruega, 2004.

PICKETT, S.T.A.; PARKER, V.T.; FIEDLER, P. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. pp. 65-68. *In*: FIEDLER, P.J. **Conservation ecology: the theory and practice of nature conservations, preservation and management**. New York: Spring-Verlag, 1992.

PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. Patch dynamics: a synthesis. p.371-384. *In*: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985.

PIMM, S. L. The forest fragment classic. **Nature**, v. 393, p. 23–24, 1998.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forests fragments in North Paraná**. Tese (Ph.D) - Harvard University, Cambridge, 1998.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. p.235-248. *In*: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Florestas ciliares: conservação e recuperação**. 3ª edição. São Paulo:EDUSP, 2004.

RODRIGUES, R.R.; TORRES, R.B.; MATTHES, L.A.F.; PENHA, A.S. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 1, p. 127-133, 2004.

SANTOS, S.L.; VÁLIO, I.F.M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 1,p. 89-92, 2002.

SÃO PAULO. SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE. Resolução SMA N° 47 - dispõe sobre os plantios de restauração de áreas degradadas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, 26 de novembro de 2003.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; EHRLICH, P.R. **Reconstruction of fragmented ecosystems: global and regional perspectives**. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons, 1993.

SCARIOT, A. Weedy and secondary palm species in central Amazonian forest fragments. **Acta Botanica Brasílica**, v. 15, p. 271-280, 2001.

SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, v. 32, p. 662-669, 2000.

SCARIOT, A. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. **Journal of Ecology**, v. 87, p. 66-76, 1999.

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

SCHUPP, E.W. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. **Oikos**, v. 51, p. 71-78, 1988.

SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R.; SHEPHERD, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 152, p. 185-199, 2001.

SHEPHERD, G. J. **FITOPAC 1.6.4**, Departamento de Botânica, UNICAMP, 2006.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 1997.

SILVA, F.C. Composição florística e estrutura fitossociológica da Floresta Tropical Ombrófila da encosta atlântica no município de Morretes – Estado do Paraná. **Acta Biológica Paranaense**, v. 23, p. 1-54, 1994.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI., M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, p. 72-74, 2000.

SORK, V.L. Effects of predation and light on seedling establishment in *Gustavia superba*. **Ecology**, v. 68, p. 1341-1350, 1987.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous Forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1419-1425, 2004.

TABARELLI, M.; PERES, C.A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, p. 165-176, 2002.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant ecology**, v. 148, p. 149-155, 2000.

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

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, p. 217-223, 1999a.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 251-261, 1999b.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119-127, 1999c.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 6, p. 1-11, 1994.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Aspectos da sucessão secundária em floresta atlântica na Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 5, n. 1, p. 99-112, 1993.

TANSLEY, A.G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, p. 284-307, 1935.

TALORA, D.C.; MORELLATO, L.P.C. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, p. 13-26, 2000.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVREOS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G. H.; LAMBERT, T. D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, p. 1923-1926, 2001.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia: Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v.76, p.663-681, 1988.

UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology**, v. 75, p. 377-407, 1987.

VAN DER PIJL, P. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1982.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. Natural disturbance and patch Dynamics: An introduction. p.3-13. *In*: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Orlando: Academic Press, 1985.

WHITMORE, T.C. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further inquiry. p.3-39. *In*: SWAINE, M.D. **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO & Parthenon Publishing Group, 1996.

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

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, p. 536-538, 1989.

WIENS, D. Ovule survivorship, brood size, life history, breeding systems, and reproductive success in plants. **Oecologia**, v. 64, p. 47-53, 1984.

ZHU, H.; XU, Z.F.; WANG, H.; LI, B.G. Tropical rain forest fragmentation and its ecological and species diversity changes in southern Yunnan. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1355-1372, 2004.